



ВятГУ

Материалы XIII Всероссийской научно-практической
конференции с международным участием



ИБ Коми НЦ
УрО РАН

ЭКОЛОГИЯ РОДНОГО КРАЯ: проблемы и пути их решения

КНИГА 1

Киров, 2018

Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования
«Вятский государственный университет»

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук

ЭКОЛОГИЯ РОДНОГО КРАЯ: ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Материалы

XIII Всероссийской научно-практической конференции

с международным участием

23–24 апреля 2018 г.

Книга 1

Киров 2018

УДК 504.06(470.342)(082)

ББК 20.1+74.200.57

Э 400

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

Ответственный редактор – **Т. Я. Ашихмина**, д. т. н., профессор, зав. кафедрой фундаментальной химии и методики обучения химии ВятГУ, зав. НИЛ биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГУ

Редакционная коллегия:

С. В. Дёгтева, д. б. н., **С. Г. Литвинец**, доцент, к. с.-х. н., **Т. Я. Ашихмина**, профессор, д. т. н., **Л. И. Домрачева**, профессор, д. б. н., **Л. В. Кондакова**, профессор, д. б. н., **И. Г. Широких**, в. н. с., д. б. н., **Е. В. Дабах**, доцент, к. б. н., **Е. А. Домнина**, доцент, к. б. н., **Г. Я. Кантор**, с. н. с., к. т. н., **С. В. Пестов**, н. с., к. б. н., **С. Г. Скугорева**, доцент, к. б. н., **Н. В. Сырчина**, доцент, к. х. н., **А. С. Тимонов**, н. с., **А. И. Фокина**, доцент, к. б. н., **С. В. Шабалкина**, доцент, к. б. н.

Э 400 Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Книга 1. (г. Киров, 23–24 апреля 2018 г.) Киров: ВятГУ, 2018. 252 с.

ISBN 978-5-98228-161-6

В сборник материалов XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения» вошли результаты исследований экологического состояния территории Кировской области и других регионов. Особое внимание уделено освещению результатов мониторинга и методов оценки устойчивого функционирования экосистем.

Значительное место в сборнике занимают материалы по изучению состояния биоразнообразия, динамики популяций растений, животных и микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. Представлены работы по экологии почв, а также освещены отдельные аспекты социальной экологии и экологического образования.

Сборник материалов конференции предназначен для научных работников, преподавателей, специалистов природоохранных служб и ведомств, аспирантов, студентов высших учебных заведений.

За достоверность сведений, изложенных в материалах конференции, ответственность несут авторы. Мнение редакции может не совпадать с мнением авторов материалов.

Конференция проводится в рамках Программы развития ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет». Благодарим руководство Филиала «КЧХК» АО «ОХК «УРАЛХИМ» в г. Кирово-Чепецке за партнерство и сотрудничество

УДК 504.06(470.342)(082)

ББК 20.1+74.200.57

ISBN 978-5-98228-161-6

© ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет»
(ВятГУ), 2018

СОДЕРЖАНИЕ

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Бурков Н. А. Федеральная экологическая служба в Кировской области: пути развития	8
Шихова Т. Г. Границы фенологических сезонов в современных климатических условиях.....	13
Капелькина Л. П., Малышкина Л. А., Качубей А. А. Комплексный мониторинг экосистем в районе разработки нефтяных месторождений.....	16
Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М. Вариант критерия оценки экологического состояния водных объектов	20
Елькина Н. А., Серкова А. А. Аэропалинологический мониторинг г. Петрозаводска.....	24
Туровская А. Д., Харькова А. С., Арлянов В. А. Разработка биоанализатора для мониторинга интегральной токсичности объектов окружающей среды.....	27
Уткин В. А., Доценко И. В. Гидрологические особенности озер территории ФГПЗ «Присурский» (на примере озер Базарское и Лиса)	30
Малков Р. А., Брык И. В. Акустическая оценка ключевых транспортных магистралей г. Ростова-на-Дону	34
Носырева Д. Ю., Стравинскене Е. С., Григорьев Ю. С. <i>Dunaliella tertiolecta</i> как тест-объект в оценке токсичности высокоминерализованных вод	38
Решетняк О. С. Оценка состояния экосистемы Нижнего Дона по изменчивости бентосных сообществ.....	42
Кутявина Т. И., Ашихмина Т. Я. Экологическая оценка состояния малых водоемов г. Кирова по результатам гидрохимического анализа.....	47
Герасимов Ю. Л. Качество воды пригородного пруда	51
Шулятева Е. В., Будина Д. В., Кутявина Т. И. Оценка качества природных поверхностных вод г. Кирса.....	55
Алексеев В. А., Усольцев В. П., Юран С. И., Уразманова О. И. Оптико-электронный контроль загрязнения сточных вод антибиотиками.....	57
Кокорина А. С., Адамович Т. А., Зайцев М. А. Изучение содержания тяжелых металлов в низинном торфе месторождений Кировской области.....	62
Петухова Е. С., Русских А. Э., Солодянкина И. С., Болюбаш Р. А., Будина Д. В., Ашихмина Т. Я. Экологические аспекты эффектов суммационного воздействия поллютантов на примере тяжелых металлов на растения ячменя <i>Hordeum vulgare</i> L.	64
Адамович Т. А., Рутман В. В., Васильевых Н. В., Злобина Ю. А., Савиных В. П. Оценка содержания тяжелых металлов в водных объектах территории заказника «Пижемский» с использованием ГИС-технологий	70

Цибизова Л. А., Юдина Н. Ю. Влияние ионов тяжелых металлов на окислительную активность бактерий <i>Paracoccus yeai</i> , иммобилизованных в гидрогель хитозана	74
Комаров А. А., Комаров А. А. Использование сопряженных данных дистанционного и наземного зондирования при оценке состояния растительного покрова	77
Рутман В. В., Кантор Г. Я., Адамович Т. А., Товстик Е. В., Ашихмина Т. Я. Идентификация зарослей борщевика Сосновского по данным дистанционного зондирования Земли.....	81
Пономарёв Д. П., Мамедов Т. Т., Фалевская М. А., Ашихмина Т. Я., Сырчина Н. В. Разработка технологии сбраживания осадка сточных вод с применением культуры микроорганизмов.....	85
Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Бердникова Е. А., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Изучение процессов совместного воздействия тяжелых металлов, нитратов и аммония на рост и развитие ячменя <i>Hordeum vulgare</i> L.....	87
Шаров С. А., Тимонов А. С., Дабах Е. В., Ашихмина Т. Я. Моделирование миграции загрязняющих веществ в вертикальном профиле грунтов	93
Илюхина А. С., Ненарочкина Е. Д., Харькова А. С., Арляпов В. А. Гидрогель на основе бычьего сывороточного альбумина с карбоксилированными углеродными нанотрубками как основа ферментного биосенсора для определения глюкозы	99
Гордиенко М. Е. Некоторые аспекты использования изолированных пластов горных пород для закачки сточных вод в качестве наилучших доступных технологий	102

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ РЕГИОНА

Сазонов А. Д., Комаров Р. С. Экологическое состояние компонентов окружающей среды урбанизированных территорий (на примере г. Ростова-на-Дону).....	107
Кавеленова Л. М., Розно С. А., Хныкина А. С. Деревья в озеленении города: к концепции баланса «Экологические услуги / проблемы, расходы, риски»	111
Седукова Г. В., Исаченко С. А. Радиационная обстановка на землях, выведенных из оборота после катастрофы на Чернобыльской АЭС в Республике Беларусь	115
Седукова Г. В., Исаченко С. А., Тимченко Е. А. Использование древесной золы при ведении личного подсобного хозяйства на территории радиоактивного загрязнения.....	117

В. Э. К. Аль Харбавии, Баймаков Д. И., Лукаткин А. С.

Оценка фиторемедиационного потенциала мари белой в условиях модельного эксперимента122

Жукова А. В., Скугорева С. Г. Влияние различных концентраций сульфата меди(II) на содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя126

Богатырёва Н. Н., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н. Использование глауконита для модификации свойств аммиачной селитры131

Малышева А. В., Потапова И. А., Сырчина Н. В. Органоминеральные удобрения на основе молочной сыворотки134

Ботязова О. А., Пикунова А. Г. Оценка качества воды источников питьевого водоснабжения с. Новый Некоуз139

Прокина А. С., Фокина А. И. Исследование качества воды из родников пгт Верхошижемье143

Иванкова К. А., Соловьёва Е. С. Оценка степени изменения показателей качества питьевой воды в процессе ее хранения при различных условиях146

Иванова К. В., Полатаева Ю. П., Резник Е. Н. Определение адсорбционной способности природных сорбентов и торфосорбентов по метиленовому голубому149

Устюжанина А. Д., Ханжина Е. Г. Биоразлагаемые сополимеры полиамида с олигомерами ϵ -капролактама на основе полиолов и углеводов152

Горбунов И. К., Зимонина Н. М. Проблема накопления и утилизации медицинских отходов в лечебно-профилактических учреждениях Кировской области157

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

Прокашев А. М., Матушкин А. С., Вартан И. А. Литология и почвы урочища Жуковляне163

Заиченко Е. А. Эколого-геохимическая оценка почвенного покрова полуострова Абрау168

Соболева Е. С., Прокашев А. М., Мокрушин С. Л.

Серые почвы со вторыми гумусовыми горизонтами – памятники природы Вятского Прикамья171

Дабах Е. В. Лантаноиды в нарушенных альфегумусовых почвах южной тайги176

Маташкова В. В., Кислицына А. П. Состояние дерново-подзолистых суглинистых почв под десятилетней залежью и травостоями лядвенца рогатого без удобрения и при удобрении навозом179

Подоляк А. Г., Карпенко А. Ф., Тагай С. А. О возможности использования земель, выведенных из оборота по радиационному фактору	182
Копысов И. Я., Тюлькина А. В., Тюлькин А. В. Изменение растительного покрова светло-серых лесных почв под влиянием разновозрастной залежи.....	187
Перминова Е. М., Генрих Э. А., Ковалева В. А., Виноградова Ю. А., Лаптева Е. М. Характеристика микробиологического комплекса в подзолистой текстурно-дифференцированной остаточно-карбонатной почве на стадии залежи.....	190
Кряжева Е. Ю., Лаптева Е. М., Осадчая Г. Г., Боброва Ю. И., Перминова Е. М. Каталазная активность почв г. Ухта (Республика Коми).....	194
Бобрецова В. Р., Олькова А. С., Лялина Е. И., Будина Д. В. Определение ремедиационной эффективности торфа и торфогеля в отношении почв, загрязненных бензином	200
Порина Н. В., Оботурова М. Н., Фокина А. И. Влияние сульфата меди(II) на кислотно-основную буферную емкость торфа и гуминовых веществ	204
Фадеева А. С., Сырчина Н. В. Влияние хелатов цинка на прорастание семян	207
Акайкин Д. В., Петров А. М. Влияние факторов среды на потенциал самоочищения нефтезагрязненных почв.....	211
Каткова А. А., Резник Е. Н., Шишкин Г. П. Изменение антиоксидантной активности гуминосодержащего органического удобрения «Рефлекс» в процессе хранения	214

СЕКЦИЯ

СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ

Смирнов А. А., Патурова И. Г. Оценка влияния антропогенных факторов на функциональное состояние респираторной системы студентов с разным уровнем физической подготовки.....	217
Мусихина Т. А., Филатов В. Ю., Ганичев С. А., Казиев С. А. Переработка отходов производства фтористого водорода и хлористого кальция как фактор улучшения санитарно-гигиенической обстановки и повышения экологической безопасности.....	220
Цветкова А. Д., Помелова Е. Е., Даровских Л. В. Оценка качества меда	223
Хабарова В. А., Семенов В. Г. Динамика тренировочного процесса спортивных лошадей в условиях прессинга стресс-факторов среды обитания	226
Симурзина Е. П., Семенов В. Г. Воспроизводительные качества коров в условиях эколого-техногенного прессинга.....	230

Семенов В. Г., Гладких Л. П., Никитин Д. А. Реализация продуктивных качеств свиней в условиях промышленной технологии выращивания	233
Лугинина Е. А. Особенности преподавания дисциплины «Теория эволюции» у обучающихся по направлению «Биоэкология»	238
Егорова Н. Ю. Анкетирование как способ обогащения исследовательской деятельности обучающихся	241
Макаренко З. П. Разработка лицеистами биоиндикационных методик для школьного экологического мониторинга.....	244
Бурков Н. А., Волкова Л. В. Эколог. Ученый. Общественный деятель	247

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

ФЕДЕРАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СЛУЖБА В КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ: ПУТИ РАЗВИТИЯ

Н. А. Бурков

Вятская государственная сельскохозяйственная академия

В фундаментальной управленческой тетраде: цель-объект-субъект-обратная связь – роль субъекта управления во многом является определяющей. Именно субъект управления в социальных системах формулирует цель, формирует систему обратной связи, корректирует траекторию развития объекта управления, создает инструменты мотивации, координации и контроля. От проактивной позиции субъекта управления, его знаний и компетенции зависит успех всей управленческой деятельности.

Субъект управления природопользованием в нашей стране сложен и представлен рядом государственных органов общей компетенции и специально уполномоченных органов, к числу которых относятся Министерство природных ресурсов РФ с подведомственными ему федеральными службами Росгидромета и Росприроднадзора, федеральными агентствами Роснедра, Росводресурсы и Рослесхоз; федеральная служба по экологическому, атомному и технологическому надзору (Ростехнадзор); федеральная служба по ветеринарному и фитосанитарному надзору (Россельхознадзор) и ряд других. Экологическая составляющая в управлении природопользованием (экологическое управление) реализуется прежде всего через федеральную службу в сфере природопользования. В Кировской области она представлена территориальным управлением Росприроднадзора.

В текущем году ей исполняется 30 лет. Период создания и деятельности экологической службы пришелся на тот временной отрезок, когда наша страна переживала серьезные потрясения, связанные с изменением экономического уклада, социальных институтов и всего строя жизни. Значение и социальная цена принятых руководством страны решений о создании экологической службы в условиях жесточайшего социально-экономического кризиса тем более высоки, что в тех условиях казалось, что существуют, несомненно, более первоочередные проблемы, вызывавшие резонансный отклик населения [1, 2]. И все же решение было принято, и экологическая служба прочно вписалась в ткань системы государственного управления.

На фоне стадий экономического цикла, а тем более потрясшего всю страну системного кризиса 1990-х очень непросто судить о влиянии соб-

ственно управленческой службы на состояние окружающей среды, но уже тот факт, что во всех программах и проектах социально-экономического развития страны и регионов экологическая составляющая является одной из основных, свидетельствует о ее воздействии на социальные процессы. И улучшившееся в последние годы качество компонентов окружающей среды в Кировской области также можно отчасти отнести к деятельности федеральной экологической службы на ее территории.

В течение этого периода происходило становление, развитие, укрепление экологической службы, превращение ее в полноценный механизм государственного управления [4, 5]. Не всегда это развитие происходило гладко, в период 1990-х годов частые реорганизации снижали эффективность управления, а в 2000 г. она была ликвидирована с передачей полномочий Министерству природных ресурсов. Этапы эволюции службы показаны в таблице (обобщение Э. В. Пикулиной, Н. А. Буркова, Т. В. Леготиной).

Таблица

**Этапы эволюции федеральной экологической службы
в Кировской области**

№	Дата	Наименование	Нормативные правовые акты	Руководитель
1	2	3	4	5
1.	11.1988	Кировский областной комитет по охране природы Государственного комитета РСФСР по охране природы	Постановление ЦК КПСС и Совмина СССР от 07.01.1988 № 32	Мельцов Ю. П.
2.	03.1992	Кировский областной комитет экологии и природных ресурсов Минэкологии РФ в связи с ликвидацией Кировского областного комитета по охране природы	Указ Президента РФ от 28.11.1991 об образовании Министерства экологии и природных ресурсов	Мельцов Ю. П.
3.	03.1993	Кировский областной комитет по охране природы в связи с переименованием Кировского областного комитета экологии и природных ресурсов Минэкологии РФ	Постановление Правительства РФ от 18.12.92 № 996 «Об утверждении Положения о Министерстве охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ». Решение областного Совета народных депутатов от 01.03.1993	Мельцов Ю. П.

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5
4.	26.11.1996	Кировский областной комитет по охране природы преобразован в Государственный комитет по охране окружающей среды Кировской области (облкомэкологии)	Указ Президента РФ от 14 августа 1996 года № 1177 «О структуре федеральных органов исполнительной власти». Приказ Госкомэкологии РФ от 26.11.96 №72	Мельцов Ю. П. С 2000 г. – Цывов Н. В.
5.	03.08.2000	Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды (Госкомэкологии РФ) упразднён, в связи с этим облкомэкологии реорганизован в форме присоединения к Комитету природных ресурсов (КПР) по Кировской области	Указ Президента РФ от 17.05.2000 № 867 «О структуре федеральных органов исполнительной власти». Приказ МПР России от 03.08.2000 № 261	Деньгин В. Г. Руководитель экологической службы – Пересторонин В. П.
6.	18.06.2002	КПР преобразован в Главное управление природных ресурсов и охраны окружающей среды МПР России по Кировской области (ГУПР)	Приказ МПР России № 819-к от 10.06.2002, приказ от 18.06.2002 № 94 –ОД.	Деньгин В.Г. Руководитель экологической службы – Пересторонин В. П.
7.	13.08.2004	ГУПР реорганизовано в Управление Федеральной службы по надзору в сфере природопользования (Росприроднадзора) по Кировской области	Постановление Правительства РФ от 30 июля 2004 г. № 400 «Об утверждении положения о Федеральной службе по надзору в сфере природопользования и внесении изменений в Постановление Правительства РФ от 22 июля 2004 г. № 370».	Гизатуллин И. М.
8.	31.10.2004	Управление Западно-Уральского округа по технологическому и экологическому надзору Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору в связи с передачей полномочий по экологическому надзору от Управления Росприроднадзора по Кировской области	Постановление Правительства РФ от 30 июля 2004г. № 401 «О Федеральной службе по экологическому, технологическому и атомному надзору».	Слободчиков В. А. Руководитель экологической службы – Семеновых Ю. А.

Окончание таблицы

1	2	3	4	5
9.	01.01.2005	Управление по технологическому и экологическому надзору Ростехнадзора по Кировской области в связи с передачей полномочий по экологическому надзору, нормированию, государственной экологической экспертизе, администрированию платежей за негативное воздействие на окружающую среду по Кировской области от Управления ЗУ округа Ростехнадзора	Приказ Ростехнадзора от 22.11.2004 № 179 «О территориальных органах федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору».	Слободчиков В. А. Руководитель экологической службы – Семеновых Ю. А.
10	03.2009	Западно-Уральское Управление по экологическому, технологическому и атомному надзору Ростехнадзора в связи с реорганизацией Управления по технологическому и экологическому надзору Ростехнадзора по Кировской области в форме присоединения к Западно-Уральскому Управлению по экологическому, технологическому и атомному надзору Ростехнадзора	Приказ Ростехнадзора от 18.03.2009 № 165 «О Западно-Уральском управлении Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору».	Копысов А. Н. Руководитель экологической службы – Семеновых Ю. А.
11	13.09.2010 по настоящее время	Управление Федеральной службы по надзору в сфере природопользования (Росприроднадзора) по Кировской области в связи с передачей полномочий в сфере охраны окружающей среды от Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору (Ростехнадзора) Федеральной службе по надзору в сфере природопользования (Росприроднадзора)	Постановление Правительства РФ от 13.09.2010 № 717 «О внесении изменений в некоторые постановления Правительства Российской Федерации по вопросам полномочий министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации, федеральной службы по надзору в сфере природопользования и федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору»	Гизатуллин И. М.

Опуская анализ последствий постоянных реорганизаций до 2010 г. отметим их лишь как факт, отражающий с одной стороны, поиск оптимальной экологической политики, с другой стороны, как фактор постоянной неустойчивости в системе человек – окружающая среда. Наиболее серьезной реорганизацией за истекший период времени была ликвидация Государственного комитета по охране окружающей среды в 2000 г. с передачей его функций Министерству природных ресурсов РФ согласно Указу президента РФ от 17.05.2000 № 867 «О структуре федеральных органов исполнительной власти» [3]. Соответственно, Кировский областной комитет по охране окружающей среды был упразднен, а его полномочия переданы реорганизованному комитету природных ресурсов по Кировской области.

Почти одновременно была учреждена областная экологическая служба для выполнения полномочий Кировской области как субъекта РФ в области охраны окружающей среды и регулирования природопользования в правовой форме департамента (постановление администрации Кировской области от 21.11.2000 г. № 426 «Об образовании департамента охраны окружающей среды и природопользования Кировской области»). С этого момента прекращается существование некогда единой экологической службы, и субъекты экологического управления Российской Федерации и Кировской области осуществляют свои полномочия параллельно.

При всех положительных и отрицательных последствиях такой эволюции федеральной экологической службы неоспоримым фактом является создание и становление полноценной системы управления природопользованием, признание экологической составляющей равнозначной другим сторонам социального развития.

В силу своего правового статуса федеральная экологическая служба во все времена являлась флагманом в деле сохранения природы Кировской области и поддержания качества окружающей природной среды. Ее дальнейшее развитие неотделимо от той фундаментальной роли, которую играет наша страна как один из лидеров мирового развития.

Литература

1. 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.

2. О неотложных мерах экологического оздоровления страны: постановление Верховного Совета СССР от 27.11.1989 // Ведомости СНД СССР и ВС СССР. 1989. № 25. Ст. 487.

3. О структуре федеральных органов исполнительной власти Указ Президента Российской Федерации: Указ Президента РФ от 17 мая 2000 г. № 867 (Собрание законодательства Российской Федерации. 2000. № 21. ст. 2168.

4. Бурков Н. А. Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область). Киров, 2015. 440 с.

5. Бурков Н. А. Об этапах государственного регулирования природопользования // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем. Матери-

ГРАНИЦЫ ФЕНОЛОГИЧЕСКИХ СЕЗОНОВ В СОВРЕМЕННЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Т. Г. Шихова

*ВНИИ охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова,
biota.vniioz@mail.ru*

Сезонные изменения природных процессов обусловлены годовым ходом климатических условий и выраженностью смены времен года. Устойчивые тенденции современного климата вызывают неоднозначные изменения сезонной ритмики экосистем в разных природных зонах [1–4]. Участвовавшие погодные аномалии по-разному влияют на сроки протекания сезонных процессов, в значительной степени определяя фенологию видов [5–7]. Продолжительность фенологических сезонов и их соотношение меняется по периодам климатических тенденций [4].

Для выявления изменчивости хода сезонных процессов в природе используются длинные ряды наблюдений по унифицированной методике. В Кировской области наиболее репрезентативные фенологические данные накоплены по г. Кирову, уникальность их заключается в длительности (более 120 лет) и непрерывности. В настоящей работе рассматриваются календарные сроки протекания основных сезонов и классификация их при отклонении от ориентировочной нормы (средних многолетних дат за определенный период) на примере г. Кирова.

Изменчивость дат начала и продолжительности фенологических сезонов оценивали на основе стандартного квадратичного отклонения (σ) от средних многолетних значений за 30-летний период по методике Т. Н. Буториной и Е. А. Крутовской [8] (табл. 1).

Таблица 1

Классификация фенологических сезонов по датам наступления и продолжительности [8]

Показатели	Отклонение от средних многолетних значений				
	-1,6–2 σ	-0,6–1,5 σ	$\pm 0,5 \sigma$	+0,6–1,5 σ	+1,6–2 σ
По дате начала	очень ранний	ранний	своевременный	поздний	очень поздний
По срокам продолжительности	короткий	укороченный	нормальный	удлинённый	длинный

В связи с изменением климата согласно рекомендациям Всемирной метеорологической организации (ВМО) для анализа долгосрочных колебаний климата используется опорный период 1961–1990 гг., а для оперативных целей – новый базовый период 1981–2010 гг. [9]. Для вычисления средних многолетних фенологических дат (ориентировочной нормы) в качестве базового

нами принят период 1981–2010 гг., отражающий современные климатические условия.

Границы естественных сезонов и подсезонов применительно к лесной зоне востока Русской равнины детально изложены А. Н. Соловьевым [3], предложившим для каждой структуры фенологического года комплекс индикаторных метео- и биофенологических явлений [10].

В качестве стартовых фенологических индикаторов приняты следующие сезонные явления: весна – начало интенсивного снеготаяния; лето – зацветание шиповника коричневого; осень – появление «желтых прядей» на березе или первые желтые листья на липе мелколистной; зима – установление постоянного снежного покрова [10].

Календарные сроки протекания естественных сезонов и подсезонов в разных регионах России варьируют в значительном диапазоне, как в пространстве (в долготном и широтном направлениях), так и во времени – соответственно циклическим колебаниям климата. Так, соотношение продолжительности фенологических сезонов существенно изменяется в восточном направлении за счет сокращения переходных сезонов (весна, осень) и удлинения зимы, при относительной стабильности лета. В направлении юг–север наблюдается сокращение теплого периода года и удлинение зимы при незначительном изменении переходных сезонов [3, 11].

В условиях южнотаежной зоны Вятского Поволжья в период 1981–2010 гг. на холодное время года в среднем приходится 4,5 месяца, на переходные сезоны – 5, а на лето – только 2,5 месяца. Фенологические сезоны в условиях современной климатической тенденции представляют следующее соотношение: 37% – зима, 19% – весна, 21% – лето, 23% – осень. Индицируемые по метеофенологическим явлениям зима и окончание осени проявляют значительную (более двух недель) изменчивость дат начала и продолжительности (табл. 2).

Таблица 2

**Продолжительность и даты наступления фенологических сезонов
(г. Киров, 1981–2010 гг.)**

Сезоны	Стартовые явления	Средние даты, $\pm \sigma$	Продолжительность, сутки $\pm \sigma$
Зима	Установление постоянного снежного покрова	10.11 \pm 15	135 \pm 18
Весна	Начало интенсивного снеготаяния	25.3 \pm 9	71 \pm 10
Лето	Зацветание <i>шиповника коричневого</i>	4.6 \pm 7	77 \pm 9
Осень	Появление желтых «прядей» на <i>березах</i>	20.8 \pm 5	82 \pm 14

Из выделяемых 25 типов сезонной динамики природы более обычны 14 [11]. На основе многолетних фенологических наблюдений нами разработана классификация фенологических сезонов применительно к условиям Кировской области на основе нового базового периода 1981–2010 гг. С учащением в начале XXI в. экстремальных сезонов, превышающих средние даты начала и продолжительность более 2 σ (до 3 σ), возникла необходимость применения

дополнительных характеристик: «крайне ранний», «крайне поздний», «очень короткий» и «очень длинный» (табл. 3, 4).

Таблица 3

**Типы фенологических сезонов по датам наступления
(г. Киров, 1981–2010 гг.)**

Сезон	Крайне ранний	Очень ранний	Ранний	Нормальный	Поздний	Очень поздний	Крайне поздний
Зима	< 11.X	12–18.X	19.X–2.XI	3–17.XI	18.XI–2.XII	3–9.XII	10.XII <
Весна	< 6.III	7–10.III	11–19.III	20–30.III	31.III–8.IV	9–12.IV	13.IV <
Лето	< 20.V	21–24.V	25–31.V	1–7.VI	8–14.VI	15–18.VI	19.VI <
Осень	<9.VIII	10–11.VIII	12–16.VIII	17–23.VIII	24–28.VIII	29–31.VIII	1.IX <

Временные границы естественных фенологических сезонов изменчивы и зависят от естественного хода развития природы в конкретном году. Например, весна экстремального по погодным аномалиям 2010 г. была короче средних значений на 2σ – очень короткая, а лето длиннее на $2,9\sigma$ – очень длинное [5].

Таблица 4

**Типы фенологических сезонов по продолжительности
(г. Киров, 1981–2010 гг.)**

Сезон	Очень короткий	Короткий	Укороченный	Нормальный	Удлиненный	Длинный	Очень длинный
Зима	< 99	100–108	109–125	126–144	145–161	162–170	> 171
Весна	< 50	51–55	56–65	66–76	77–86	87–91	> 92
Лето	< 58	59–62	63–71	72–82	83–91	87–95	> 96
Осень	< 53	54–60	61–74	75–89	90–103	104–110	> 111

Таким образом, оценить характер протекания сезонных процессов в природе можно не прибегая к инструментальным методам исследования, на основе фенологических наблюдений за индикаторными явлениями – маркерами начала того или иного сезона.

Установление календарных границ фенологических сезонов, рассчитанных за современный опорный период, обеспечивает основу анализа и оценки сезонного развития природы в текущем году или за иной промежуток времени, а также для оценки величины отклонений (аномалий) фенологических дат от средних многолетних. Знание региональных особенностей диапазона отклонений сроков протекания основных фенологических сезонов необходимо в различных биолого-географических исследованиях и может быть использовано в учебно-педагогической практике.

Литература

1. Груза Г. В., Ранькова Э. Я. Колебания и изменения климата на территории России // Изв. РАН. Физика атмосферы и океана. 2003. Т. 39. № 2. С. 1–20.
2. Коломыц Э. Г. Прогноз влияния глобальных изменений климата на зональные экосистемы Волжского бассейна // Экология. 2006. № 6. С. 429–440.

3. Соловьев А. Н. Биота и климат в XX столетии. Региональная фенология. М.: Пасва, 2005. 288 с.
4. Соловьев А. Н. Климатогенная динамика сроков сезонной активности биоты востока Русской равнины в XX столетии // Известия РАН (Сер. географич.). 2007. № 4. С. 54–65.
5. Соловьев А. Н., Шихова Т. Г., Бусыгин Е. И. Влияние погодно-климатических аномалий 2010 года на состояние растений средних широт востока Русской равнины // Вестник Удмуртского университета. 2011. Вып. 4. С. 8–19.
6. Соловьев А. Н., Шихова Т. Г., Бусыгин Е. И. Жизнедеятельность животных средних широт востока Русской равнины в условиях погодно-климатических аномалий // Сельскохозяйственная биология. 2015. Т. 50. № 2. С. 137–151.
7. Шихова Т. Г., Соловьев А. Н. Вторичное цветение растений в современных условиях // Современные концепции экологии биосистем и их роль в решении проблем сохранения природы и природопользования: Материалы Всерос. с междунар. уч. конф., посвящ. 115-летию А. А. Уранова. Пенза: Изд-во ПГУ, 2016. С. 207–210.
8. Буторина Т. Н., Крутовская Е. А. Сезонные ритмы природы Средней Сибири (Красноярский край). М.: Наука, 1972. 156 с.
9. Руководство по климатологической практике. Издание 2014 г. ВМО-№ 100 [Электронный ресурс] URL: http://www.wmo.int/pages/prog/wcp/ccl/guide/documents/wmo_100_ru.pdf Дата обращения 23.03.2018.
10. Соловьев А. Н. Сезонные наблюдения в природе. Методика и программа фенологического мониторинга. Методическое пособие. Киров, 2005б. 96 с.
11. Шульц Г. Э. Общая фенология. Л.: Наука, 1981. 188 с.

КОМПЛЕКСНЫЙ МОНИТОРИНГ ЭКОСИСТЕМ В РАЙОНЕ РАЗРАБОТКИ НЕФТЯНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

Л. П. Капелькина¹, Л. А. Малышкина², А. А. Качубей²
*¹ Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр
экологической безопасности РАН, kapelkina@mail.ru,
² ОАО «Сургутнефтегаз»*

Экологический мониторинг – это система повторных наблюдений за состоянием окружающей среды в соответствии с заранее разработанной программой, оценка изменений и прогноз состояния экосистем и биосферы в целом. Особенно актуальными являются систематические мониторинговые исследования природной среды в местах интенсивного техногенного воздействия, в частности, в районах деятельности нефтегазодобывающих предприятий. Только проведение комплексных, долговременных и целенаправленных наблюдений за техногенными и природными объектами может выявить тенденции развития экосистем, явиться основой рационального и экологически безопасного природопользования. Важным моментом при организации экологического мониторинга является выбор информативных показателей для характеристики состояния экосистем.

Региональная специфика разработки нефтяных месторождений характеризуется проведением работ на отдаленных и слабо заселенных территориях, разбросанностью промысловых объектов, большим количеством линей-

ных сооружений: дорог, трубопроводов, линий электропередач и т.д. Изменение природной среды при нефтедобыче, в отличие от горнорудной промышленности, носит не локальный, а территориальный характер. Площади нефтепромыслов исчисляются сотнями квадратных километров. Воздействия, которые испытывает природная среда при нефтедобыче вследствие значительной территории месторождений, характеризуются масштабностью. Степень изменения экосистем под влиянием техногенеза определяется в основном тремя факторами: направленностью и интенсивностью техногенного воздействия, длительностью этого воздействия и экологической устойчивостью ландшафта и экосистемы целом. При однотипности техногенного воздействия в разных регионах и разных типах ландшафта могут наблюдаться различные реакции экосистем.

Цель мониторинга в зоне ведения работ по добыче и транспортировке нефти состоит в слежении за состоянием и изменением экосистем, прогнозе развития возможных негативных процессов и предупреждении ситуаций, опасных для компонентов природной среды. Значимость экологического мониторинга определяется эффективностью его обратной связи - возможностью прогнозирования и предупреждения нежелательных процессов и ситуаций. Получаемые при проведении наблюдений результаты следует учитывать при размещении производственных объектов, выборе техники, оборудования и технологии строительных, буровых работ, добычи и транспортировки углеводородного сырья.

Началу обустройства и разработки нефтяных месторождений предшествует проведение инженерно-экологических изысканий, выполняемых лицензированными организациями. Целью проведения изысканий является получение необходимых сведений для подготовки и составления проектной документации. Характеризуются природно-климатические, геологические, гидрологические условия, почвенно-растительный покров, проводятся полевые работы с отбором и последующим анализом проб, осуществляется прогноз возможных изменений геологической среды: проявление эрозии и текучести грунтов на склонах, появление оползней, осыпей и других негативных процессов, стимулируемых строительством сооружений. На основе полученных сведений намечаются мероприятия по защите объектов строительства и окружающей среды. При планируемом освоении месторождений на особо охраняемых природных территориях проектная документация проходит экологическую экспертизу. Получение положительного заключения на проектные материалы является обязательным условием и основанием для открытия финансирования на осуществление работ по освоению месторождения.

Перед хозяйственным освоением территории на месте будущего месторождения проводится фоновый мониторинг, осуществляемый самой производственной организацией. Оценивается состояние почв, растительного покрова, гидрологический режим территорий, мерзлотные и другие процессы, осуществляется отбор и анализ проб почв, грунтов, донных отложений, поверхностных и грунтовых вод на содержание полициклических ароматиче-

ских углеводородов (ПАУ), тяжелых металлов, радиоактивности. Оценка состояния компонентов природной среды является важным мероприятием, позволяющим оценить начальное состояние экосистем до начала проведения строительных работ и добычи нефти.

В ходе проведения строительных и добычных работ осуществляется производственный экологический контроль (ПЭК), и в рамках его производственный экологический мониторинг (ПЭМ), предусмотренные Национальными стандартами России (ГОСТ Р 56062-14, ГОСТ Р 56059-14). Общие требования к программам производственного экологического мониторинга изложены в нормативном документе – Государственном стандарте России – ГОСТ Р 56063-14. Мониторинг, установленный Государственными стандартами, предусматривает долгосрочные наблюдения за состоянием окружающей среды, ее загрязнением, природными явлениями и изменениями, а также оценку и прогноз в процессе производства работ. Он должен осуществляться силами самой производственной организации, в необходимых случаях с привлечением научно-исследовательских институтов.

Многолетний комплексный мониторинг за состоянием наземных и водных экосистем вокруг буровых кустовых площадок проводился нами в районе значительного развития болотных ландшафтов. Полевые работы проводились вблизи кустовых площадок, на разных технологических стадиях: 1 – отсыпки песчаных насыпей под дороги и площадки кустов скважин на болотах (стадия подготовительных работ), 2 – бурения нефтяных скважин (стадия строительства), 3 – эксплуатации месторождения (стадия добычи нефти). Полевые исследования дополнялись лабораторным изучением и химическим анализом отобранных проб. Изучалось состояние почвенного и растительного покрова, почвенной микробиоты, энтомофауны, наземных позвоночных и птиц, гидробионтов. В водоемах вблизи кустовых площадок исследованы фито- и зоопланктон, зообентос, а также ихтиофауна рыбопродуктивных водоемов. Оценивался гидрологический режим территорий, прилегающих к кустовым площадкам. В качестве биоиндикаторов использовались растения, животные, гидробионты, почвенные микроорганизмы, изучались численность и групповой состав микрофлоры, биологическая активность. Биологическому мониторингу наземных и водных экосистем предшествовало изучение состава и свойств буровых шламов – выбуренной породы, содержащей химические реагенты, присадки, буровые растворы. Наряду с химическими анализами при эколого-токсикологической оценке буровых шламов использовались различные методы биотестирования. Биотестирование осуществлялось на дафниях, хирономидах, икринках и личинках аквариумных рыб, растениях, млекопитающих (мышьях и крысах).

Стадия подготовительных работ к освоению нефтяных месторождений начинается с устройства насыпных промысловых дорог и отсыпки кустовых площадок. Для этой цели на территории Западной Сибири используются естественные грунты песчаного гранулометрического состава, предварительно намываемые в гидроотвалы с помощью земснарядов из близ расположенных

водоемов. На этом этапе работ основное воздействие связано с исключением части природного болотного ландшафта из продукционного процесса вследствие засыпки территории намывными и насыпными песками и изменением гидрологического режима на участках, прилегающих к дорогам и кустовым площадкам. При этом происходит изменение уровня грунтовых вод и слабое подтопление на локальных участках. В последующем, вследствие проявления водной и ветровой эрозии, площадь, занятая под дорогами и площадками, несколько увеличивается. На этой стадии освоения происходит механическое воздействие на почвенно-растительный покров и более активное разрастание влаголюбивой растительности, в частности сфагновых мхов, которые как бы поглощают кустарнички внутрь себя, их высота над поверхностью мхов становится меньше.

Наиболее существенные изменения фиксируются в экосистемах на второй стадии – стадии бурения нефтяных скважин. Предварительно осуществляется завоз оборудования, техники, монтаж установок для бурения скважин на насыпных площадках. Процесс бурения сопровождается значительным шумовым воздействием, негативно влияющим на фауну: птиц и млекопитающих. На этой стадии возможно формирование техногенных потоков. В окружающую среду могут попадать буровые растворы и вводимые химические реагенты. Состав буровых растворов изменяется в зависимости от геологических условий, технологии и глубины бурения, применяемых реагентов. Попадание этих веществ не является обязательным и может происходить в результате ненадежности применяемых конструкций кустовой площадки, шламовых амбаров, несовершенства или нарушения технологии бурения, плохого качества, износа или нехватки оборудования, аварийных ситуаций, небрежности персонала и т. д. Поступление углеводородов, буровых шламов и других отходов разнообразного состава в различные типы природного ландшафта в разных природно-климатических зонах обуславливает многообразие и разнообразие ответных реакций компонентов природной среды на эти воздействия. Несмотря на то, что технология бурения, добычи и транспортировки нефти постоянно совершенствуется с учетом требований защиты окружающей среды, вероятность возникновения аварийных ситуаций остается высокой.

Стадия добычи нефти является наиболее продолжительной по времени. Влияние этих работ на экосистемы во многом зависит от качества и герметичности оборудования и трубопроводов.

Выводы. Важным условием объективной оценки изменений в состоянии природной среды при освоении месторождений являются опережающие инженерно-геологические, гидрологические, почвенно-ботанические исследования на местах предполагаемого строительства площадных объектов и линейных сооружений.

В ходе проведения мониторинговых исследований обнаружены определенные изменения болотных экосистем под воздействием различных техногенных нарушений: разливов минерализованных вод, углеводородов, а также

подтоплений из-за повышения уровней грунтовых вод в годы высокой водности.

Выявленные изменения компонентов природной среды носят обратимый характер. Зафиксированные краткосрочные изменения обусловлены как природными, так и техногенными факторами чрезвычайного характера (ураганы, аварийные разливы минерализованных вод и т. д.). Результаты проведенных работ свидетельствуют о том, что изменения в состоянии экосистем в непосредственной близости от кустовых площадок при осуществлении бурения скважин и добыче нефти фиксируются на локальных участках.

Изучение и прогнозирование возможных изменений природной среды под влиянием строительных, буровых и добычных работ, обобщение опыта и анализ фактов позволяют в определенных ситуациях предвидеть появление вторичных и последующих воздействий и снижать их отрицательный эффект, а это позволяет своевременно разрабатывать и принимать меры по предотвращению нежелательных процессов.

Обеспечение экологической безопасности в окрестностях кустовых площадок это, прежде всего, выбор безопасных технологий и надежного оборудования, а также соблюдение персоналом технологических регламентов, природоохранных норм и правил при осуществлении строительных, буровых работ и работ по эксплуатации скважин.

ВАРИАНТ КРИТЕРИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

М. Г. Кургузкин, П. М. Кургузкин
Автономное учреждение «Управление Минприроды УР»,
mgk@minpriroda-udm.ru, 18kpm@mail.ru

Целью экологического мониторинга объектов окружающей среды и водных объектов, в частности, является оценка и прогноз экологического состояния, а также выявление и идентификация источников негативного воздействия. В процессе мониторинговых исследований формируется многомерный (в статистическом смысле) массив результатов количественного химического анализа, биотестирования, биоиндикации и т. д. Использование отдельных элементов этого массива, например, концентраций наиболее опасных загрязнителей, для оценки состояния объекта окружающей среды хотя и возможно, однако не всегда информативно. С точки зрения полной и комплексной оценки необходим учет всей информации, полученной в результате натурного обследования. Указанное требование обеспечивается, как правило, путем «конструирования» различного рода критериев, представляющих собой линейные или нелинейные комбинации полученных в результате мониторинга концентраций загрязнителей и других параметров. Примером такого подхода является расчет удельного комбинаторного индекса загрязненности вод (УКИЗВ) для водных объектов [1].

Наряду с широким использованием УКИЗВ известны исследования [2, 3], в которых на первом этапе оценки анализируется внутренняя структура исходных данных на основе методов многомерной статистики. Необходимость такого анализа возникает, прежде всего, вследствие потенциальной коррелированности результатов мониторинга. При включении коррелированных исходных данных в формулы различного рода комплексных оценок и критериев ценность последних снижается как в методическом, так и в информативном смысле.

Эффективным средством статистического анализа многомерных массивов данных является классический метод главных компонент (МГК) [2–5]. Преимуществом данного метода является возможность получения комплексного эффекта. Замена всей совокупности исходных данных их линейными функциями (некоррелированными главными компонентами) позволяет резко снизить размерность системы и отстроиться от «информационных шумов». Главные компоненты позволяют выявить основные причины – факторы, определяющие текущее состояние системы.

Важным преимуществом МГК с точки зрения последующего формирования критериев экологической оценки является отсутствие необходимости каких-либо допущений, ограничений и использования так называемых «экспертных оценок». Все построения и выводы строятся исключительно на основе внутренних статистических особенностей самого массива исходных данных.

Вариант векторного критерия комплексной оценки загрязнения почв в районе объекта по уничтожению химического оружия в г. Камбарка Удмуртской Республики на основе использования МГК предложен в [3]. Ниже приведены результаты применения предложенного подхода к оценке загрязнения поверхностных водотоков.

В качестве объекта исследования выбрана река Ува в поселке Ува Удмуртской Республики. Цель исследования состояла в определении загрязнения указанного водотока и выявлении потенциальных источников негативного воздействия, как объектов последующей проверки со стороны государственных органов экологического надзора.

На основе анализа космоснимков территории на участке реки в пределах населенного пункта было выбрано 9 створов наблюдения. В створах отбирались пробы поверхностной воды и донных отложений. Химический анализ поверхностной воды проводился по 22 показателям, донных отложений – по 18 показателям.

Применение процедуры МГК к массиву результатов анализов проб воды в створах показало, что примерно 75% изменчивости исходного массива описывается при использовании двух главных компонент: F_1 и F_2 . Первая главная компонента является линейной комбинацией БПК₅, ХПК, содержания взвешенных веществ, нефтепродуктов, сухого остатка, общего железа, магния, нитрат-, фосфат-, сульфат- и хлорид-ионов. Она описывает около 56% изменчивости системы. Вторая главная компонента определяется вели-

чинами концентраций ионов аммония, АПАВ, формальдегида, кальция, алюминия, цинка, никеля и описывает примерно 18% изменчивости системы.

Далее на базе главных компонент F_1 и F_2 , как проекций на главные оси, построен вектор V («вектор загрязнения»), модуль которого в данном случае использовался в качестве оценки загрязнения [3].

Результаты использования МГК приведены на рисунке 1, где на плоскости главных компонент изображены створы, в которых производился пробоотбор. Цифры на рисунке соответствуют номеру створа наблюдения.

Анализ рисунка позволяет выявить еще одно положительное свойство МГК – возможность визуальной оценки кластеризации точек. Действительно, большая часть точек группируется в единый кластер. В тоже время, выделяются две особенные точки (створы 4 и 7). Последующий анализ показал, что створы 4 и 7 находятся в непосредственной близости от выпуска сточных вод коммунальных очистных сооружений и выпуска стоков одного из промышленных предприятий поселка Ува.

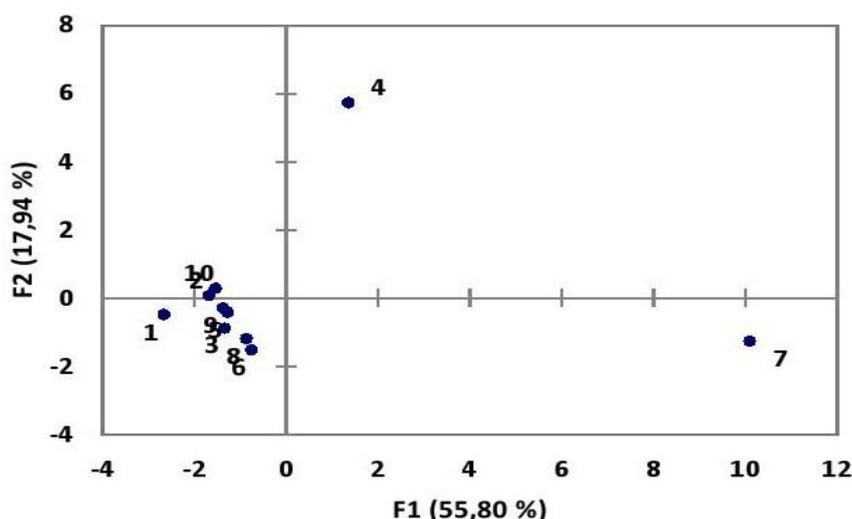


Рис. 1. Точки створов наблюдения в главных осях

Расчетные значения модуля «вектора загрязнения» V в створах наблюдения поверхностных вод приведены на рисунке 2. На этом же рисунке показаны также значения V , полученные на основе МГК для донных отложений. Пробы донных отложений отбирались в 6 створах, совпадающих с соответствующими створами отбора поверхностных вод.

Как следует из рисунка, наибольших значений «вектор загрязнения» поверхностных вод достигает в створах, находящихся в зоне влияния указанных выше выпусков сточных вод, что совпадает с рисунком 1. Для донных отложений подобная закономерность не наблюдается. Анализ причин подобного несоответствия требует отдельного исследования.

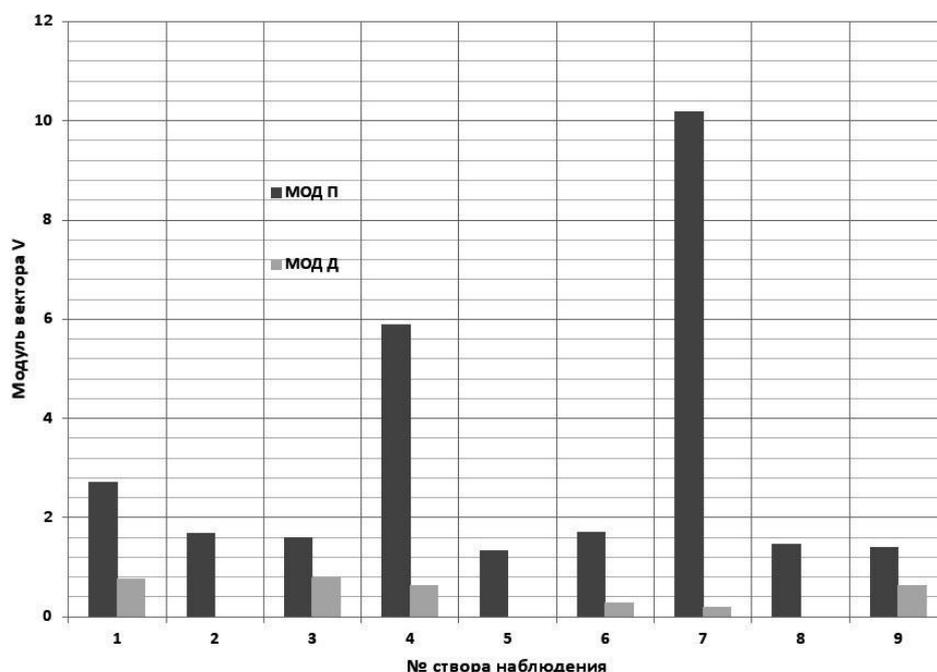


Рис. 2. Модуль «вектора загрязнения» в створах наблюдения: мод п – поверхностные воды; мод д – донные отложения

В целом результаты расчетов и натурного обследования территории показывают возможность использования «вектора загрязнения» для обобщения результатов экологического мониторинга водных объектов и выявления источников негативного воздействия на поверхностные воды.

Литература

1. Руководящий документ. РД 52.24.643-2002 Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности вод по гидрохимическим показателям. СПб: Гидрометиздат, 2003. 50 с.
2. Руш Е. А., Давыденко А. Ю. Экологический мониторинг: методы статистического анализа оценки и контроля качества объектов окружающей среды Приангарья // Инженерная экология. № 5. 2006. С. 3–26.
3. Полищук Ю. М., Кочергин Г. А., Перемитина Т. О. Геоинформационная методология анализа радиационного загрязнения речных систем // Проблемы экологического риска. № 3. Т. 2. 2005. С. 208–220.
4. Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М. Вариант векторного критерия оценки экологического состояния территории // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2017. С. 25–27.
5. Кургузкин М. Г., Кургузкин П. М. Использование методов многомерной статистики для обобщения результатов экологического мониторинга // Проблемы региональной экологии и географии: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2017. С. 57–60.
6. Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. Пер. с англ. М: Мир, 1982. 488 с.

АЭРОПАЛИНОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ г. ПЕТРОЗАВОДСКА

Н. А. Елькина, А. А. Серкова

*Петрозаводский государственный университет,
z_nat2003@mail.ru, SerkovaAleksandra1996@yandex.ru*

Проблема поллинозов и причин их возникновения в нашей стране изучена еще недостаточно. Механизм развития иммунной реакции и методы лечения аллергии известны хорошо, но «виновники» заболевания – растения с аллергенной пылью, очень разнообразны. Их видовой состав, биологию, а главное, особенности цветения и пыления в разных регионах России необходимо тщательно изучать.

С 2005 г. на территории г. Петрозаводска (Республика Карелия) ведется мониторинг качественных и количественных характеристик пылевой компоненты воздушной среды [1, 2, 3]. Исследования проводятся стандартным гравиметрическим методом с использованием пылеуловителя Дюрама. Ежегодно пробы отбираются с одинаковой периодичностью с марта по октябрь. Пылевые пробы обрабатываются с помощью глицерин-желатины с сафранином и микроскопируются. Определяется принадлежность пыли к роду или семейству растений, продуцирующих пыльцу, обладающую аллергенными свойствами.

Количество аллергенной пыли различных таксонов растений подсчитывается на поверхности микропрепарата, составляющей не менее 20% от общей площади. При пересчете количества пыли на единицу площади препарата можно сделать вывод о присутствии аллергенной пыли и колебаниях ее содержания в воздухе. Хотя гравиметрический метод отбора пылевых проб не позволяет судить о содержании пыли в единице объема воздуха, но он способен дать достаточно точное представление о качественных и количественных характеристиках пылевой компоненты воздуха исследуемой территории.

Ежегодно фиксируется незначительная разница в сроках начала и окончания, а так же в продолжительности периодов пыления для аллергенных растений некоторых таксонов на территории г. Петрозаводска. Эти колебания зависят от погодных условий текущего сезона. Более значительными являются колебания суммарного количества пыли основных таксонов аллергенных растений в различные годы наблюдений. Так, количество пылевых зерен *Betula L.* и *Pinus L.* может различаться в два и более раза в разные сезоны наблюдения. Интересно, что в следующих друг за другом сезонах пыления, при увеличении количества пыли березы в воздухе наблюдается снижение содержания пылевых зерен сосны, и наоборот. Возможно, подобные явления связаны с погодными условиями осенне-зимнего периода, предшествующего сезону пыления. Наибольший вклад в аэропалинологический спектр г. Петрозаводска вносят пылевые зерна растений пяти таксонов: *Betula L.*,

Pinus L., *Alnus L.*, *Poaceae* Barnh., *Artemisia L.* В 2017 г. суммарное количество пыльцевых зерен данных растений в пыльцевом спектре воздушной среды составило 83,4%.

Самые первые пыльцевые зерна в атмосфере г. Петрозаводска появляются в начале марта, когда на территории города растения еще не цветут. Пыльцевые зерна заносятся с более южных территорий нашей страны и сопредельных государств и фиксируются в пробах воздуха в единичных количествах. Как правило, это пыльца сосны и березы. Первое появление «местной» пыльцы в спектре связано с зацветанием *Alnus L.* на территории г. Петрозаводска.

В 2017 г. первое появление пыльцевых зерен ольхи в аэропалинологическом спектре г. Петрозаводска зафиксировано в первую неделю апреля. Общая продолжительность пыления растений рода *Alnus* составила 9 недель. Таким образом, пыльца ольхи фиксировалась в составе аэропалинологического спектра до начала июня. Максимальное количество пыльцы ольхи было зарегистрировано в третью неделю апреля и составило 138 п.з./см² (пыльцевых зерен в сантиметре квадратном). Процентное содержание пыльцы *Alnus* в спектре 2017 г. – 8,0%. Полученные результаты в целом соответствуют средним значениям данных многолетнего аэропалинологического мониторинга. Однако, период пыления ольхи в 2017 году превысил среднестатистический в 1,5 раза.

Начало пыления березы в 2017 г. так же пришлось на начало апреля, пыльца растений данного таксона фиксировалась в пробах воздуха в незначительных количествах (2–10 п.з./см²). В этот период береза уже цвела в более южных областях страны (Московская область), и ее пыльца могла достигнуть нашей территории, или же небольшое количество пыльцы осталось после сезона пыления 2016 года. Резкое увеличение данной компоненты пыльцевого спектра (170 п.з./см²) пришлось на середину мая, что связано с массовым зацветанием берез на территории города. Максимум пыления наступил в первую неделю июня (763 п.з./см²). Продолжительность пыления березы составила 13 недель (до начала июля), а вклад пыльцы растений данного таксона – 32,4%. В некоторые сезоны пыления количество пыльцы березы в аэропалинологическом спектре г. Петрозаводска достигало 50% и более, а период пыления составлял 18 недель. Вторая половина периода пыления березы уже не связана с поступлением пыльцевых зерен в воздух от цветущих растений, а представлена пылью, остающейся в воздухе после цветения, осаждаемой осадками и вновь поднимающейся в воздух с помощью ветра. Чем менее активным было цветение берез, тем более коротким будет период пыления.

Период пыления сосны в г. Петрозаводске – самый длительный – может быть разделен на 2 части. Первое появление пыльцы в воздухе – конец апреля – начало мая, вероятно, связано с пылением сосны на более южных территориях и дальним транспортом этой пыльцы. Пыльцевые зерна сосны имеют воздушные мешки и легко переносятся на большие расстояния. Вторая волна – с начала июня – связана с массовым раскрытием чешуй микростробилов

сосны и эмиссией пыльцевых зерен в воздушную среду города. Максимальная концентрация пыльцы зафиксирована в конце июня – 1057 п.з./см². Доля пыльцы этого таксона в аэропалинологическом спектре 2017 г. составила 35,8%. Период пыления продолжался 20 недель и закончился к началу сентября. Полученные данные соответствуют среднестатистическим значениям результатов аэропалинологического мониторинга в г. Петрозаводске.

Пыльцевые зерна трав устойчиво фиксируются в спектре только с наступлением лета. Начало массового цветения злаков в 2017 г. – вторая неделя июня. Максимальное значение невелико – 67 п.з./см². Семейство представлено на территории г. Петрозаводска множеством видов, зацветающих в разное время, что объясняет длительный период пыления – 13 недель, и небольшое количество пыльцы в воздухе. В сентябре содержание пыльцы *Poaceae* поддерживается повторным цветением злаков на ранее скошенном травостое дворовых территорий. Количество пыльцы данного таксона в составе спектра – 4,3%, что несколько ниже средних значений.

Цветение и пыление полыни на территории города было отмечено с начала августа и продолжилось до конца сентября и составило 8 недель. Максимум пыления пришелся на начало сентября – 110 п.з./см². Процентное содержание пыльцевых зерен данного вида – 2,9%. Полынь встречается во всех районах города и характеризуется массовым устойчивым цветением. Тем не менее, неустойчивые погодные условия (частые осадки и высокая влажность) препятствуют поступлению большого количества пыльцевых зерен данных растений в воздух. Однако, пыльца *Artemisia* – лидер аэропалинологического спектра г. Петрозаводска в сентябре 2017 года.

Таким образом, применение гравиметрического метода, не требующего значительных материальных и временных затрат при обслуживании пылеуловителя и обработке результатов, позволяет получить результаты, дающие четкое представление о сроках сезона пыления, качественном составе аэропалинологического спектра, количественных характеристиках, позволяющих судить о колебаниях содержания аллергенной пыльцы в воздухе.

Подобные исследования в различных регионах нашей страны могут приблизить нас к пониманию общей картины распространения поллинозов и, что наиболее важно, обеспечить врачей и пациентов информацией, необходимой для своевременной профилактики поллинозов и постановки диагноза.

Литература

1. Елькина Н. А., Марковская Е. Ф. Динамика состава пыльцевого спектра воздушной среды в период вегетации растений // Бюллетень МОИП. Отдел биологический. М.: Изд-во МГУ, Биологический факультет, 2008. С. 71–75.
2. Елькина Н. А. Состав и динамика пыльцевого спектра воздушной среды г. Петрозаводска. СПб., 2008. С. 11–13.
3. Елькина Н. А. Аэропалинологические исследования. Состав и динамика пыльцевого спектра воздушной среды г. Петрозаводска. LAP – Lambert Academic publishing, раздел «Экология», 2011. 156 с.

РАЗРАБОТКА БИОАНАЛИЗАТОРА ДЛЯ МОНИТОРИНГА ИНТЕГРАЛЬНОЙ ТОКСИЧНОСТИ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

А. Д. Туровская, А. С. Харькова, В. А. Арляпов

Тульский государственный университет, anna_turovskaya@mail.ru

Для мониторинга окружающей среды широко разрабатываются биосенсоры основанные на использование системы «микроорганизмы – медиатор – угольно-пастовый электрод», например, для определения биохимического потребления кислорода [1] или оценки интегральной токсичности [2]. Процесс функционирования таких систем сводится к тому, что окисление определенного субстрата, регистрируется с помощью окислительно-восстановительных соединений – медиаторов. Эффективность данного процесса будет зависеть от скорости взаимодействия микроорганизмов и медиатора, которая характеризуется константой взаимодействия, и от скорости переноса электронов от медиатора на электрод, определяемой гетерогенной константой переноса.

Целью данной работы является подбор наиболее перспективного медиатора для исследуемой системы «субстрат – бактерии *P. yeai* – медиатор».

В качестве медиаторов были использованы ферроцен и 1,1'-диметилферроцен. Их применение обуславливается тем, что они не только удовлетворяют основным требованиям, предъявляемым к медиаторам (нетоксичность, возможность переноса электронов от активного центра ферментов клеток к поверхности электрода), но и позволяют создавать безреагентные медиаторные биосенсоры, за счет возможности модификации графитовой пасты данными медиаторами, что позволит упростить конструкцию рабочего электрода. Клетки бактерий *P. yeai* были использованы в качестве микроорганизмов, так как характеризуются широким спектром окисляемых субстратов, что делает данные микроорганизмы перспективными при разработке сенсоров для мониторинга параметров окружающей среды.

Перенос электронов от медиатора на электрод может сопровождаться следующими процессами: массоперенос к поверхности электрода, поверхностные явления (адсорбция и десорбция), т.е. измеряемый ток является суммой данных процессов. В случае если основной вклад вносит диффузия, то, согласно уравнению Рэндлса-Шевчика, зависимость силы тока от корня скорости развертки линейна и аппроксимируются через начало координат. Если электрохимический процесс происходит за счет адсорбированных молекул, то измеряемый предельный ток будет пропорционален скорости развертки потенциала (рис. 1).

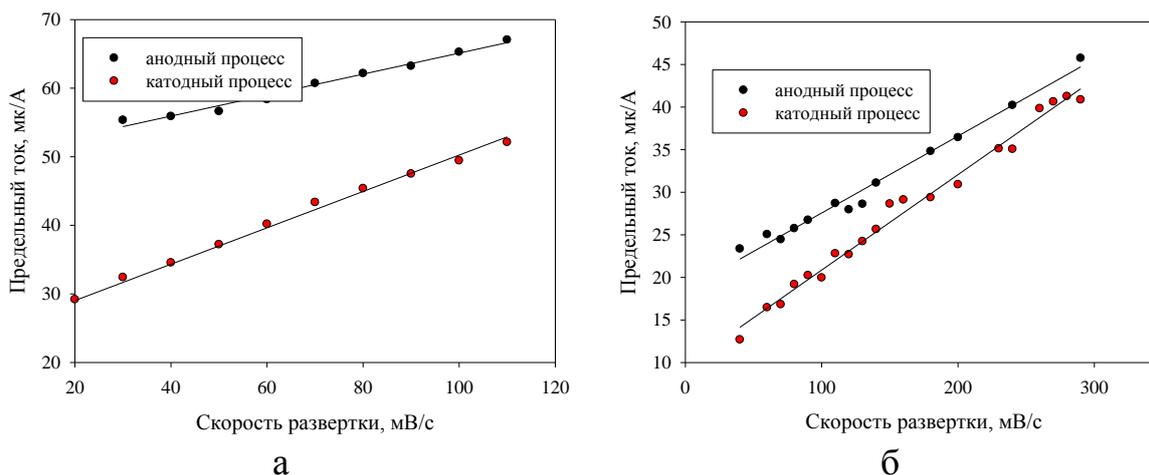


Рис. 1. Зависимость I от v для процессов окисления а) ферроцена на угольно-пастовом электроде при концентрации ферроцена 8% и б) 1,1'-диметилферроцена на угольно-пастовом электроде при концентрации 1,1'-диметилферроцена 4%

Выявлено, что лимитирующей стадией процесса переноса электронов является адсорбция (рис. 1), вследствие чего для расчета гетерогенной константы переноса электронов применяли модель Лавирона [3]. Полученные константы гетерогенного переноса электронов составили для ферроцена $0,4 \pm 0,1$ ($\text{см} \cdot \text{с}^{-1}$) и для 1,1'-диметилферроцена $0,07 \pm 0,01$ ($\text{см} \cdot \text{с}^{-1}$).

При введении в систему клеток процесс переноса электронов усложняется биохимическими реакциями взаимодействия медиатора с биоматериалом. С помощью циклической вольтамперометрии, используя уравнения Николсона и Шайна (1), были определены константы скорости взаимодействия медиаторов с микроорганизмами, по зависимости отношения предельных токов в присутствии и в отсутствие субстрата от обратной величины корня скорости развертки (табл. 1).

$$\frac{I_k}{I_d} = \sqrt{\frac{k_{\text{взаим}}[E]RT}{nFv}} \quad (1),$$

где: I_k – предельный ток в присутствии субстрата, I_d – предельный ток в отсутствие субстрата, $k_{\text{ОХ}}$ – константа скорости восстановления медиатора.

Таблица 1

Константы гетерогенного переноса электронов и взаимодействия биоматериала с медиаторами для изучаемой системы

Медиатор	Константа взаимодействия $P. \text{уеи}$ с медиаторами, $\text{дм}^3/(\text{г} \cdot \text{с})$	Гетерогенная константа переноса электронов, ($\text{см} \cdot \text{с}^{-1}$)
ферроцен	$0,023 \pm 0,001$	$0,4 \pm 0,1$
1,1'-диметилферроцен	$0,0038 \pm 0,0009$	$0,07 \pm 0,01$

На основе полученных констант можно сделать вывод о том, что для разработки биосенсоров для мониторинга окружающей среды наиболее целе-

сообразно использовать медиатор ферроцен, который был использован для формирования биосенсора для определения индекса токсичности.

Биосенсорные измерения проводили при потенциале 250 мВ, аналитическим сигналом явилась величина ингибирования, рассчитываемая по формуле (2).

$$\text{Ing}\% = (1 - I_1/I_2) * 100\% \quad (2),$$

где I_1 – стационарный ток перед добавлением токсиканта, I_2 – стационарный ток после добавления токсиканта.

Ингибирующие кривые (рис. 2) были получены на два токсиканта: Cu^{2+} и Zn^{2+} . Из полученных ингибирующих кривых были найдены концентрации тяжелых металлов, при которых ингибирование достигает величины 50 % (табл. 2).

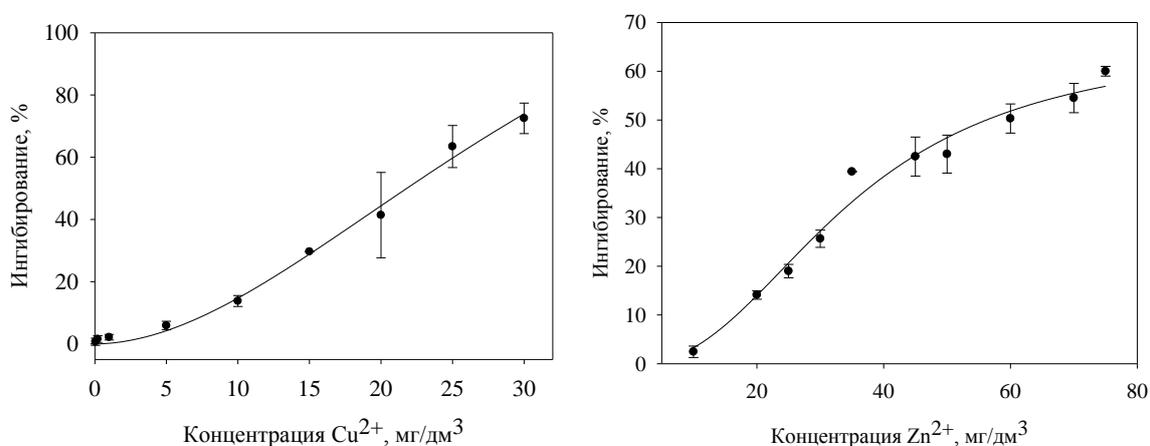


Рис. 2. Ингибирующие кривые воздействия токсикантов: А) Cu^{2+} ; Б) Zn^{2+}

Таблица 2

Концентрация токсиканта, вызывающая 50 % ингибирования

Медиатор/Биоматериал	Токсикант, мг/л		Ссылка
	Cu^{2+}	Zn^{2+}	
Ферроцен/ <i>P. yeai</i>	21,1	47,5	Данная работа
п-Бензохинон / <i>E. coli</i> , <i>B. subtilis</i> , <i>S. cerevisia</i>	16,5	Не исследован	[2]
Тионин/ <i>E. coli</i>	20,2	53,2	[4]

Полученные результаты коррелируют с работой [4], где ионы меди оказывали большее токсичное влияние, чем ионы цинка. Кроме того, разработанная система показывает большую чувствительность к ионам цинка, чем система на основе бактерий *E. coli*. Для дальнейшего использования системы «ферроцен – *P. yeai*» требуется большее количество тестируемых токсикантов.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ и Правительства Тульской области № 16-48-710959 р_а.

Литература

1. Niyomdecha S. et al. A novel BOD biosensor based on entrapped activated sludge in aporous chitosan-albumin cryogel incorporated with graphene and methylene blue // *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2017. Vol. 241. P. 473–481.
2. Gao G. et al. Development of a mediated whole cell-based electrochemical biosensor for joint toxicity assessment of multi-pollutants using a mixed microbial consortium // *Analytica chimica acta*. 2016. Vol. 924. P. 21–28.
3. Laviron E. General expression of the linear potential sweep voltammogram in the case of diffusionless electrochemical systems // *Journal of Electroanalytical Chemistry and Interfacial Electrochemistry*. 1979. Vol. 101. № 1. P. 19–28.
4. Fang D. et al. A reagentless electrochemical biosensor based on thionine wrapped *E. coli* and chitosan-entrapped carbon nanodots film modified glassy carbon electrode for wastewater toxicity assessment // *Electrochimica Acta*. 2016. T. 222. C. 303–311.

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОЗЕР ТЕРРИТОРИИ ФГПЗ «ПРИСУРСКИЙ» (НА ПРИМЕРЕ ОЗЕР БАЗАРСКОЕ И ЛИСА)

В. А. Уткин, И. В. Доценко

Южный федеральный университет, 161vr@mail.ru, irinageo@mail.ru

Заповедник «Присурский» расположен в Алатырском районе Чувашской Республики. Его территория и охранный зона располагаются в северо-восточной части Приволжской возвышенности. Климат умеренно-континентальный, с теплым летом, умеренно-холодной зимой и хорошо выраженными переходными сезонами. Территория относится к Присурскому гидрогеологическому району, мутность рек не превышает 100–200 г/м³. Водные ресурсы охранной зоны представлены реками: Люля, Сура, Атрапка, Кармала, Орлик, Султанка, Абачка; более 80 пойменными озерами реки Суры и ряда болот. Все ручьи и реки имеют преимущественно грунтовое питание. По характеру водного режима реки заповедника относятся к Восточно-Европейскому типу с резко выраженным весенним половодьем, устойчивой зимней и низкой летней меженью. Преобладают почвы: светло-серые лесные, дерново-подзолистые; в пойменной части характерны пойменно-луговые со средней гумусированностью. На территории заповедника преобладают хвойно-широколиственные леса [1].

Озёра заповедника – типичные русловые озёра-старицы, образованные за счёт срезания меандр реки Суры. Они сравнительно небольшие, а во время весеннего половодья они зачастую соединяются с рекой [2]. Летом 2016 г. во время прохождения производственной практики были проведены работы по изучению морфологических характеристик озёр. Озёра Базарское и Лиса являются характерными для данной местности с точки зрения генезиса. Для определения их морфометрии и рельефа озёрных котловин были заложены промерные профили (створы) и проведена батиметрическая съемка. В результате съемок обнаружены наибольшие глубины, в соавторстве с научным сотрудником ФГПЗ «Присурский» А. Н. Александровым составлены батиметрические профили и картосхемы глубин водоемов. Кроме того, попутно про-

ведены замеры температур на различных глубинах, прозрачность и цвет воды, а так же осуществлена привязка озёр с помощью GPS-навигатора. Промеры глубин проводились с резиновой лодки эхолотом и глубиномером. Замеры температуры водных толщ на глубинах до 4,5 м производились батометром. Прозрачность и цвет измерялись диском Секки. Для выяснения расстояний между точками использовался GPS-приемник Garmin CX 70. На камеральном этапе использовались программные комплексы CorellDraw, MapInfo 9.5, SAS Gis. По результатам предварительной обработки полевого материала составлены общие характеристики исследуемых водоемов. По батиметрическим планам озёр вычислены основные морфометрические характеристики водоемов – площадь водного зеркала, средняя глубина и ширина, объем воды в озере. Средняя глубина определялась как отношение площади озера к его объёму [3].

Озеро Базарское (рис. 1). Площадь озера составляет 131864 м². Озеро вытянуто с севера на юг и имеет длину 1752 м при средней ширине 75,26 м и средней глубине 2,1 м. Длина береговой линии 5506 м. Максимальная ширина составляет 151 м, максимальная глубина – 4,2 м. Объём озера составляет 150500 тыс. м³.

Озеро Лиса (рис. 2). Площадь озера составляет 123831 м². Озеро вытянуто с севера на юг и имеет длину 1825 м при средней ширине 67,85 м и средней глубине 1,21 м. Длина береговой линии 4408 м. Максимальная ширина составляет 116 м, максимальная глубина – 2,8 м. Объём озера составляет 150610 тыс. м³.

Вода в озере Лиса прозрачная, чистая, жёлто-зелёного цвета. Прозрачность составляет 1,5 м. Температура воды сильно изменяется с увеличением глубин. Данные промеров температур на разных глубинах представлены в таблице. Поскольку оз. Лиса мелководное озеро (средняя глубина 1,21 м.), то оно наиболее заросшее. По всему периметру протянулся широкий пояс телореза обыкновенного и элодеи канадской. В этом же поясе произрастают – различные виды рясок, пузырчаток, роголистник темно-зеленый, горец земноводный.

Вода в озере Базарское мутная, коричнево-красного цвета. Прозрачность составляет 0,35 м. На данном озере половину акватории занимают рясковые заросли. В мелководной части произрастает небольшим поясом рогоз широколистный, тростник южный, стрелолист обыкновенный и значительные площади телореза обыкновенного. Ближе к середине встречается кувшинка чисто-белая и кубышка желтая. По береговой линии отмечено большое количество лиственных деревьев.

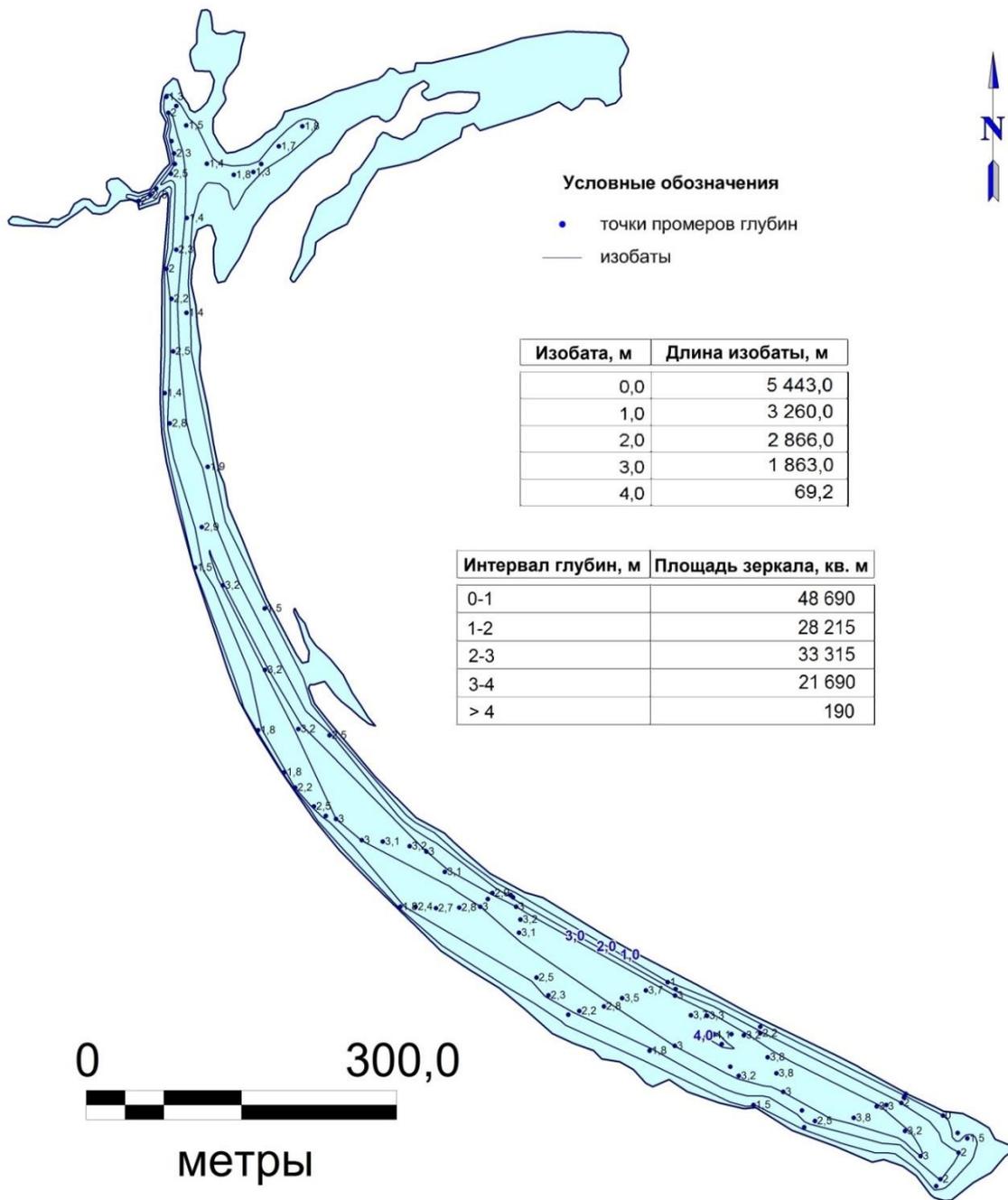


Рис. 1. Батиметрический план оз. Базарское

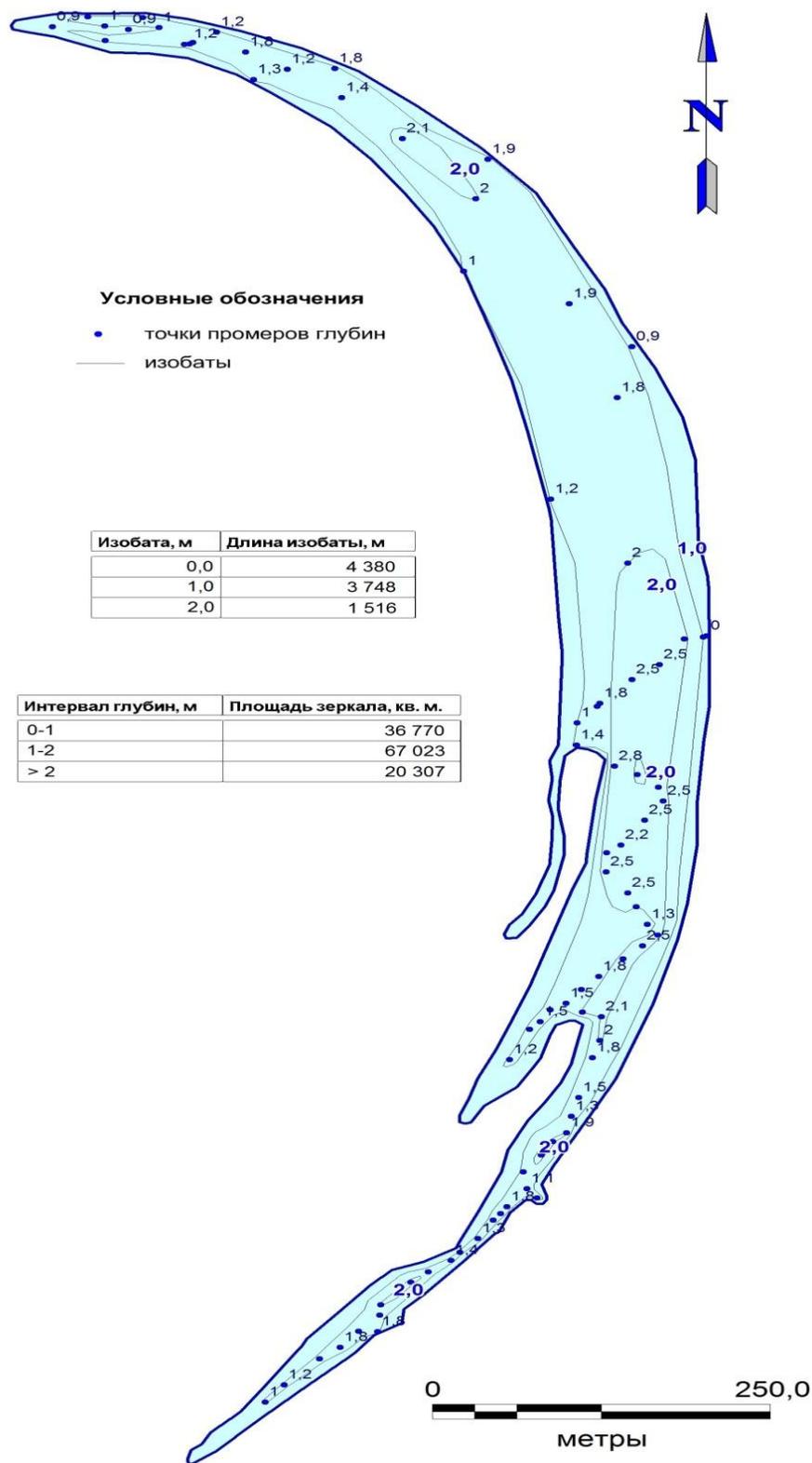


Рис. 2. Батиметрический план оз. Лиса

**Данные промеров температур на разных глубинах
на оз. Лиса и оз. Базарское**

оз. Лиса		оз. Базарское	
Глубина, м	Температура, °С	Глубина, м	Температура, °С
поверхность	28,0	поверхность	26,1
0,5	26,0	0,5	25,7
1,5	22,5	1,0	23,9
2,0	21,7	2,0	20,4
2,8	20,8	3,0	18,8
		4,0	16,2

Таким образом, из исследуемых озёр более прозрачным является оз. Лиса, что видимо, связано с тем, что оно сливается с р. Сурой ежегодно, тем самым вода в озере постоянно обновляется. Озеро Базарское имеет меньшую температуру поверхности, так как солнечная радиация поступает меньше вследствие постоянной затененности высокими деревьями, произрастающими по периметру озера.

Литература

1. Арчиков Е. И. География Чувашской Республики. Чебоксары, 1998. 110 с.
2. Дубанов И. С. Озера Чувашии. Чебоксары, 2000. 76 с.
3. Богословский Б. Б. Озероведение. М.: Изд-во МГУ, 1960. 333 с.

**АКУСТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КЛЮЧЕВЫХ ТРАНСПОРТНЫХ
МАГИСТРАЛЕЙ г. РОСТОВА-НА-ДОНУ**

Р. А. Малков, И. В. Брык

*Южный федеральный университет,
roma30061995@mail.ru, brykvan@gmail.com*

Ростов-на-Дону является центром пересечения большого количества транспортных путей и с каждым годом количество коммуникаций, как вокруг города, так и его близлежащих территорий закономерно увеличивается. По этой причине в современных условиях сложившейся градостроительной ситуации на значительной городской территории автотранспорт создает акустический дискомфорт. Большинство автомагистралей ранее располагалось за границами селитебной зоны, а в настоящее время проходят в непосредственной близости от жилой застройки. Это является причиной роста эквивалентного уровня звука, который превышает гигиенические нормативы на 5–20 дБА. Доля населения, проживающего в условиях акустического дискомфорта, колеблется от 20 до 60%, в зависимости от величины города. В целом по России количество населения, проживающего в условиях шумового загрязнения, сопутствующего автотранспорту, составляет приблизительно 34 млн человек.

Исследования были проведены вблизи ключевых транспортных магистралей г. Ростова-на-Дону. Объектами нашего исследования, были выбраны улица Красноармейская и проспект Стачки 1902 г. Данные улицы пересекают практически весь город с запада на восток, а, следовательно, имеют обширный ареал влияния на городскую среду.

Натурные измерения проводились в точках непосредственной близости к жилым зданиям или местам большого скопления людей (торговые центры, скверы и др.). Нами были исследованы максимальный и эквивалентный уровни звука, а также измерение транспортного потока. Для этого применялся прибор первого класса точности «Экофизика-110А». Измерения были проведены в 14 точках, которые представлены на рисунках 1 и 2.

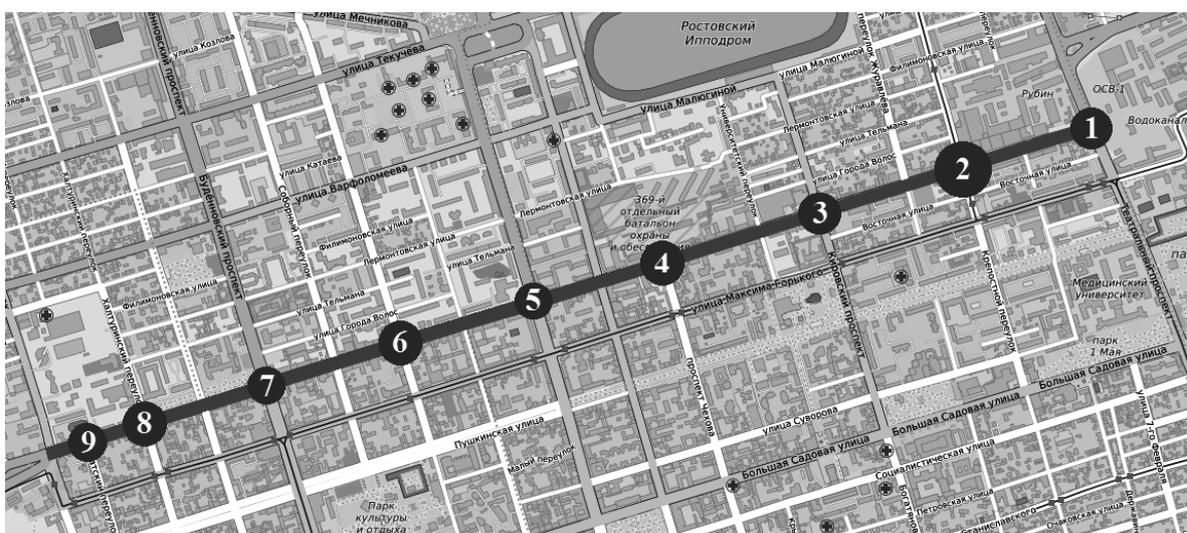


Рис. 1. Схема размещения точек измерения ул. Красноармейской

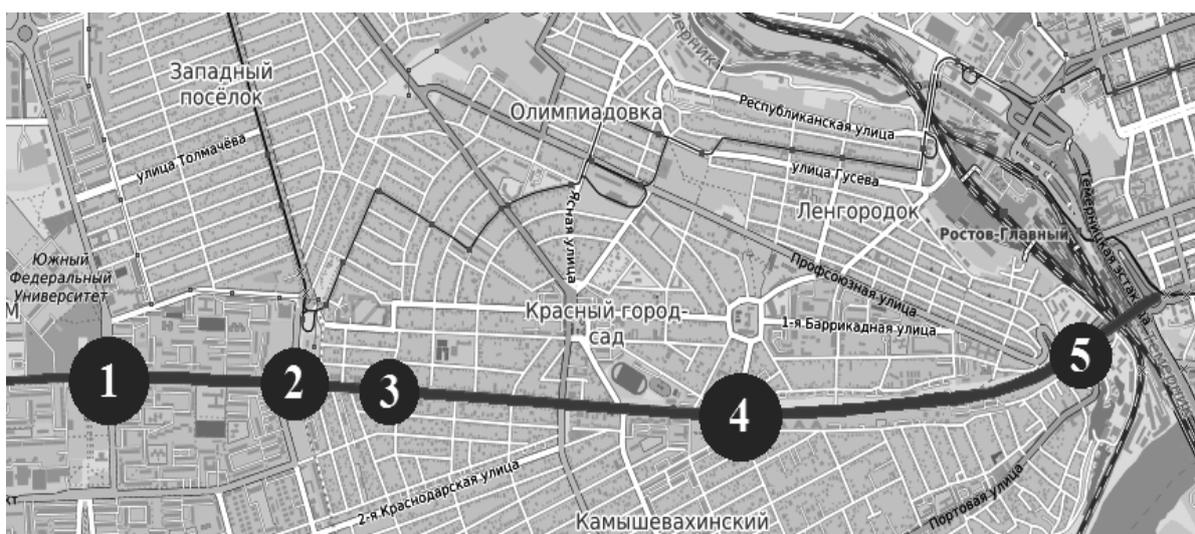


Рис. 2. Схема размещения точек измерения на пр. Стачки

Методика акустических исследований: постановка целей и задач работы; выбор участков для проведения измерения акустической обстановки; калибровка прибора; измерение показателей шумовой нагрузки и транспортно-

го потока; камеральная обработка данных; оценка и прогноз полученных результатов.

По результатам собственных и литературных данных был подсчитан транспортный поток [1, 2, 3]. В его число вошли три категории транспортных средств: легковые и грузовые автомобили, а также автобусы. Более детально он представлен на рисунке 3. Больше всего выделяется отсутствие автобусов и меньшее количество грузовиков на ул. Красноармейской – это связано с инфраструктурными особенностями города.

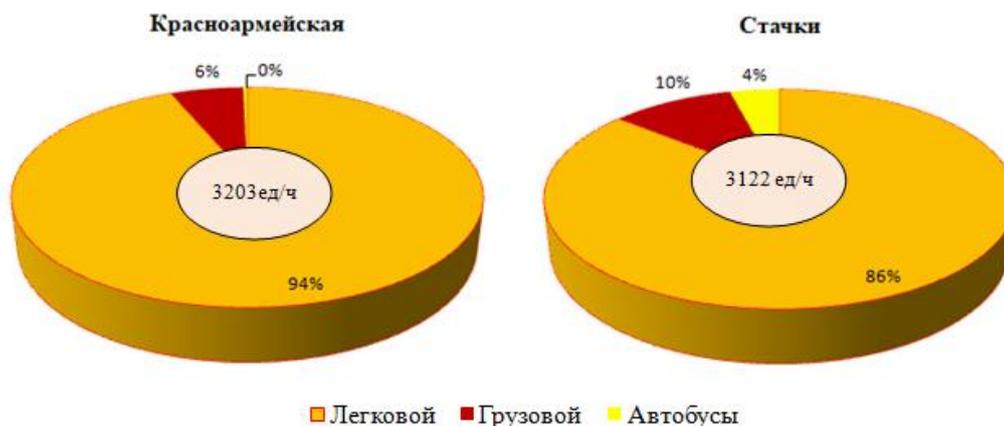


Рис. 3. Транспортный поток ул. Красноармейской и пр. Стачки

Так, напряженная обстановка наблюдается на участках с транспортным потоком более 1000 единиц в час, как видно из рисунка 3, транспортная нагрузка на пр. Стачки и ул. Красноармейской в среднем превышает этот уровень в 3 раза.

В ходе проведения измерения уровня акустической обстановки, были получены результаты, которые представлены в таблице. Из представленных данных [2], можно сделать вывод о том, что эквивалентный и максимальный уровни шума превышают нормы ПДУ во всех точках.

Таблица

Уровни звука вблизи придорожных урбондашфтов

Точка наблюдения	Уровень звука дБА	
	эквивалентный	максимальный
1	2	3
ул. Красноармейская		
пр. Театральный	73,3	81,4
пер. Крепостной	78,6	92,7
пр. Кировский	78,4	81,3
пр. Чехова	68,6	82,6
пр. Ворошиловский	70,8	76,8
пер. Семашко	75,3	84,2
пр. Буденновский	74,2	78,8
пер. Халтуринский	72	83,4
пер. Братский	72,2	74,5

Окончание таблицы

1	2	3
пр. Стачки		
ул. Р.Зорге	74,8	90,7
ул. Тружеников	72,7	84,7
ул. 6-я Кольцевая	65,2	77,7
пл. Дружинников	76,1	91,2
пл. Стачки 1902 года	76,8	90,2
ПДУ дБА [4]	55	70

Как показали проведенные измерения, акустическое загрязнение на исследуемых участках распространено повсеместно. Особенно шумовое загрязнение выражено у нескольких точек наблюдения – ул. Красноармейская/пер. Крепостной, пр. Стачки/ул. Р. Зорге и пр. Стачки/пл. Дружинников. Связано это с тем, что именно там наблюдаются наибольшие заторы, а также с отсутствием естественных насаждений или искусственных шумозащитных конструкций, что вызывает увеличение шумовой нагрузки на территорию.

Для смягчения обстановки, необходимо увеличивать пропускную способность дорожных участков, возводить шумозащитные конструкции, а также озеленять прилегающие к автодорогам территории. Эти мероприятия приведут к положительному эффекту и, как итог, сведут риски заболеваемости населения к минимуму.

Литература

1. Малков Р. А., Брык И. В. Эколого-геохимическая и эколого-геофизическая обстановка вдоль транспортных магистралей г. Ростова-на-Дону // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ООО «Изд-во Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 401–404.
2. Брык И. В., Малков Р. А. Акустическая обстановка вдоль транспортных магистралей в условиях урбанизированных территорий (на примере г. Ростова-на-Дону) // Экология России и сопредельных территорий: Материалы XXII Междунар. экологической студенческой конф. / Новосибирский гос. ун-т. ИПЦ НГУ, 2017. С. 102.
3. Мартынова М. И., Зубкова П. С., Землянская Е. А. Географические особенности шумового загрязнения г. Ростова-на-Дону (на примере Кировского района) // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2009. № 3. С. 118–121.
4. Санитарные нормы СН 2.4 /2.1.8.562-96 «Шум на рабочих местах, в помещениях жилых, общественных зданий и на территории жилой застройки» (утв. Постановлением Госкомсанэпиднадзора РФ от 31 октября 1996 г. № 36).

DUNALIELLA TERTIOLECTA КАК ТЕСТ-ОБЪЕКТ В ОЦЕНКЕ ТОКСИЧНОСТИ ВЫСОКОМИНЕРАЛИЗОВАННЫХ ВОД

Д. Ю. Носырева, Е. С. Стравинскене, Ю. С. Григорьев
Сибирский федеральный университет, nosyreva1994@mail.ru

В мониторинге водных объектов большое распространение получают методы биологического тестирования с использованием лабораторных культур одноклеточных водорослей [1]. Преимущество использования одноклеточных водорослей состоит в том, что они имеют короткий жизненный цикл, позволяющий оценивать последствия воздействия антропогенных факторов в ряду поколений, как на клеточном, так и на популяционном уровнях организации сообщества [2]. Наиболее сложной проблемой тестирования морской среды остается выбор тест-объектов, которые в уже сложившейся практике биологического контроля представлены в основном пресноводными формами организмов. Вместе с тем, согласно приказу Минприроды России от 04.12.2014, при исследовании водных вытяжек из отходов с повышенным содержанием (сухого остатка в исследуемой водной вытяжке более 6 г/дм³) применяются тест-объекты, устойчивые к повышенному содержанию [3].

Поскольку разные виды морских водорослей обладают различной устойчивостью к загрязняющим веществам, используют наиболее чувствительные морские водоросли, такие как *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve [4], *Dunaliella tertiolecta* Butcher [5] и *Dunaliella salina* [6, 7, 8]. Как показали ранее выполненные исследования [9], *D. tertiolecta* обладает большой скоростью роста и достаточно высокой чувствительностью к модельному токсиканту (Cu²⁺). В связи с этим возникла необходимость определения возможности использования *Dunaliella tertiolecta* в качестве тест-организма при биотестировании токсичности соленосодержащих сред и отходов с использованием современной приборной базы, разработанной в Сибирском федеральном университете [10].

Целью работы являлось определение условий культивирования и чувствительности к модельному токсиканту зеленой одноклеточной водоросли *Dunaliella tertiolecta* Butcher, как тест-организма при биотестировании соленосодержащих сред.

Культура водоросли *Dunaliella tertiolecta* была получена из коллекции Всероссийского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. Условия выращивания данной водоросли были приближены к таковым, рекомендованным для водорослей *Phaeodactylum tricornutum* и *Skeletonema costatum* в стандарте ГОСТ 31960-2012 [4]. Пересев маточной культуры в свежую среду производился каждые трое суток. При таких условиях выращенную культуру можно считать альгологически чистой и находящейся в экспоненциальной стадии роста.

Культура водоросли *Dunaliella* выращивалась на среде Гольдберга (табл.), приготовленной на основе искусственной морской воды (ГОСТ

31960-2012) с минерализацией 20‰. Иные условия культивирования обозначены отдельно. Перед биотестированием маточная культура водоросли *Dinialiella tertiolecta* разбавлялась до оптической плотности $0,25 \pm 0,01$ и вносились по 1 см^3 в стаканы с 49 см^3 контрольной и опытными пробами. В результате разбавления оптическая плотность тест-культуры становилась равной $0,005$. Каждая проба разливалась по $5,5 \text{ см}^3$ в 4 прозрачных флакона («пенициллинки»), которые устанавливались в культиватор КВМ-05.

Таблица

Состав среды Гольдберга

Реактив	Количество реактива, в мг/дм ³ морской воды
KNO ₃	202
NaH ₂ PO ₄ >2 H ₂ O	38
MnCl ₂ >4H ₂ O	4
CoCl ₂ >6H ₂ O	4
FeCl ₃ >6H ₂ O	6

Биотестирование проводилось в течение 48 часов при 25 ± 1 °С, непрерывном освещении и снабжении CO₂ из воздуха за счет вращения кассеты культиватора.

В токсикологических экспериментах в качестве модельного токсиканта использовался раствор бихромата калия (ГОСТ Р 54496-2011; РД 118-02-90). Критерием токсичности являлось 50 % снижение значения оптической плотности тест-культуры в присутствии токсиканта по сравнению с контрольным вариантом. Измерение оптической плотности суспензии водоросли проводилось на приборе ИПС-03. Все приборы, используемые в исследовании, разработаны в СФУ.

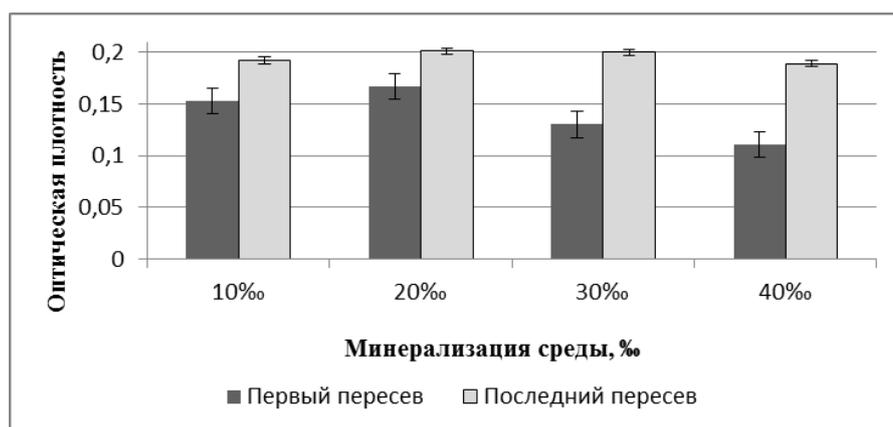


Рис. 1. Оптическая плотность тест-культуры водоросли дуналиелла при различных уровнях солености в среде в начале и конце серии пересевов

При проведении биотестирования на водорослях *Phaeodactylum tricornutum* и *Skeletonema costatum* согласно методике [5] требуется адаптация, если соленость тестируемой среды больше, чем 33 г/дм^3 . В связи с этим нами также была проведена оценка необходимости адаптации культуры *D. tertiolecta* к различным уровням солености. На рисунке 1 показаны резуль-

таты роста водоросли после нескольких пересевов в тот же вид среды с минерализацией от 10 до 40‰. Исходная культура, взятая для первого посева, была выращена в среде с минерализацией 20‰. Продолжительность выращивания перед каждым пересевом составляла 48 часов.

Как видно из рисунка 1, к концу серии пересевов исходная тест-культура полностью адаптировалась к 3 другим вариантам солености, показывая одинаковый прирост во всех четырех средах. При этом, как свидетельствуют результаты экспериментов, приведенные на рисунке 2, при засеве водоросли в среду, не соответствующую адаптации, прирост ее значительно снижался.

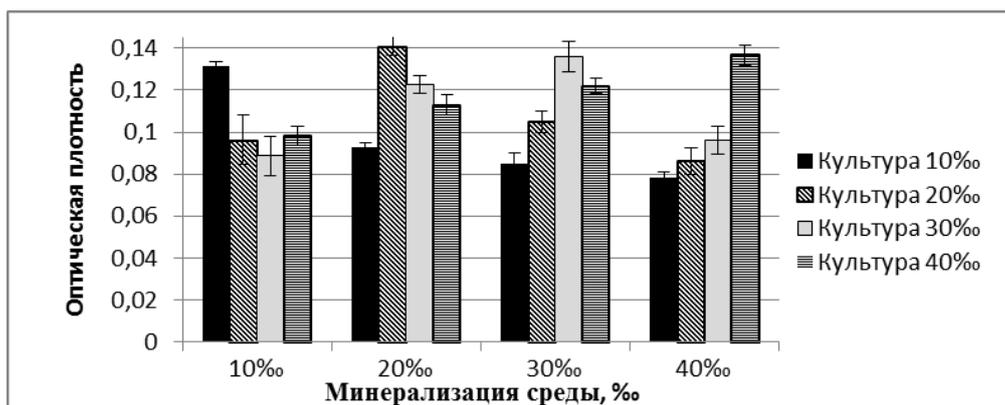


Рис. 2. Оптическая плотность тест-культуры после 48 часов культивирования на средах различной солености. Засев производился культурой, адаптированной к 10‰, 20‰, 30‰ и 40‰.

Данные об исследованиях на других водорослевых биотестах [11, 12] показывают, что состав питательной среды может определять чувствительность тест-культуры к токсикантам. Низкая чувствительность микроводоросли к токсикантам может являться следствием их взаимодействия с компонентами питательной среды. В результате биодоступность тестируемых веществ может существенно снижаться. Поскольку искусственная морская вода содержит большое количество компонентов, нами были проведены опыты по оценке чувствительности тест-культуры водоросли дуналиелла к модельному токсиканту бихромату калия ($K_2Cr_2O_7$) в питательных средах с заменой части морской воды раствором NaCl. Таким образом, были проведены эксперименты в 4-х вариантах питательной среды Гольдберга: 1) на основе морской воды; 2) на основе морской воды и NaCl в соотношении 1:1; 3) на основе морской воды и NaCl в соотношении 1:3; 4) на основе NaCl (рис. 3). Общая минерализация полученных таким образом сред составляла 20‰. Как видно из рисунка 3, прирост водоросли был ниже в средах с меньшей долей морской воды. В то же время в этих вариантах наблюдалось значительное увеличение чувствительности тест-культуры к бихромату калия.

Для сравнения значений EC_{50} бихромата калия во всех модифицированных средах была проведена серия экспериментов по оценке воздействия различных концентраций данного токсиканта на прирост тест-культуры водо-

росли. Полученные данные (рис. 4) нормированы в процентах от соответствующего контроля.

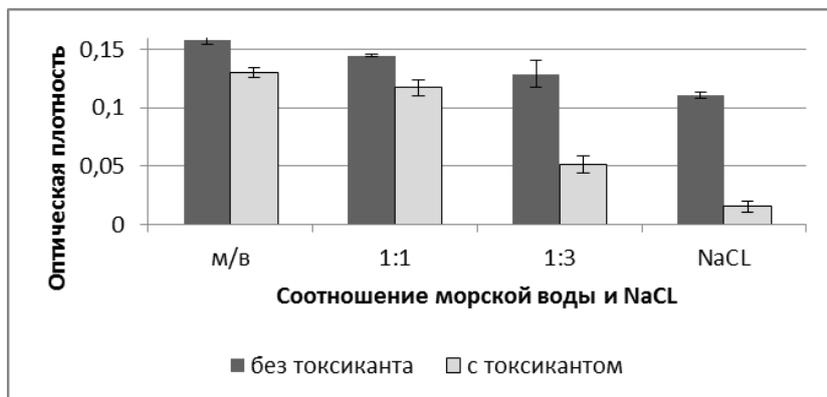


Рис. 3. Оптическая плотность водоросли дуналиелла после 48 часов культивирования в средах с различным соотношением морской воды и раствора NaCl без токсиканта и в присутствии 16 мг/дм³ бихромата калия

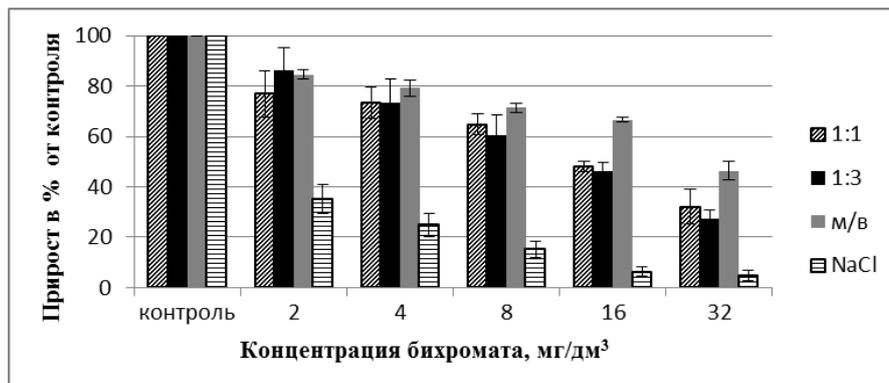


Рис. 4. Прирост водоросли дуналиелла в присутствии различных концентраций K₂Cr₂O₇ после 48 часов культивирования на искусственной морской воде с разным содержанием в ней NaCl

В среде на основе искусственной морской воды тест-культура была наименее чувствительна к токсиканту. Показатель EC₅₀ бихромата калия для данной среды составил 28 мг/дм³, тогда как для двух модифицированных сред 1:1 и 1:3 данный показатель был в два раза ниже (14,4 и 13 мг/дм³, соответственно). Наибольшей чувствительностью к модельному токсиканту тест-культура обладала в среде Гольдберга, приготовленной на основе раствора NaCl. Подавление прироста водоросли в такой среде превышало 50% уже при концентрации модельного токсиканта 2 мг/дм³.

Таким образом, показана необходимость адаптации водоросли *Dunaliella tertiolecta* перед биотестированием на средах с минерализацией, существенно отличающейся от 20‰. Вместе с тем, некоторые приемы модификации питательной среды позволяют значительно увеличить чувствительность данного тест-объекта к токсикантам.

Литература

1. Евгеньев М. И. Тест-методы и экология // Соросовский образовательный журнал. 1999. № 11. С. 29–34
2. Капков В. И., Беленикина О. А. Исследование устойчивости массовых видов морских водорослей к тяжелым металлам // Вестник Московского ун-та. Сер. 16. Биология. 2007. № 1. С. 35–38.
3. Об утверждении Критериев отнесения отходов к I – V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду: Приказ Минприроды России от 04 дек. 2014 № 536. 2015. 11 с.
4. ГОСТ 31960-2012 Вода. Методы определения токсичности по замедлению роста морских одноклеточных водорослей *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin и *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve.
5. Wong C. K. C., Cheung R. Y. H., Wong M. H Toxicological assessment of coastal sediments in Hong Kong using a flagellate, *Dunaliella tertiolecta* // Environmental Pollution. Vol. 105. Issue 2. 1999. P. 175–183.
6. Маркина Ж. В. Применение микроводорослей для оценки качества морской воды и действия детергентов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток. 2008.
7. Маркина Ж. В., Айздайчер А. *Dunaliella salina* (Chlorophyta) как тест-объект для оценки загрязнения морской среды детергентами // Биология моря. 2005. Т. 31. № 4. С. 274–279.
8. Журавель Е. В., Маркина Ж. В., Христофорова Н. К., Айздайчер Н. А. Использование микроводоросли *Dunaliella salina*, эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* как тест-организмов для оценки качества воды в заливе Петра Великого Японского моря // Биология моря. 2006. Т. 32. Вып. 3. С. 188–196.
9. Стравинскене Е. С., Григорьев Ю. С., Тарасова А. Н. Оперативный метод биотестирования морских вод на водоросли *Dunaliella tertiolecta* // Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод. 2015. Ч. 2. С. 121–125.
10. Григорьев Ю. С. Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов производства и потребления по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). М., 2004. 43 с. ПНД Ф Т 14.1:2:4.10-2004. Т 16.1:23:3.7-2004
11. Григорьев Ю. С., Бурмакин В. Н., Бондарев Н. С. Влияние связывания тяжелых металлов на результаты биотестирования токсичности природных и сточных вод // Вестник Красноярского государственного университета, сер. Естественные науки. 2005. № 5. С. 125–128.
12. Линник П. Н., Набиванец Б. И. Комплексообразование ионов металлов в природных водах // Гидробиологический журнал. 1983. Т. 19. № 3. С. 82–95.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ НИЖНЕГО ДОНА ПО ИЗМЕНЧИВОСТИ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ

О. С. Решетняк

Гидрохимический институт, olgare1@mail.ru,
Южный федеральный университет

Бентосные сообщества являются чувствительными индикаторами загрязнения водных экосистем биогенными и токсическими веществами, закисления и эвтрофикации водных объектов. Структурно-функциональные характеристики зообентоса являются важным элементом экологического монито-

ринга поверхностных вод в России и во многих европейских странах, где широко используются различные биотические индексы при оценке «экологического статуса» водного объекта [1, 2].

Данные по зообентосу позволяют не только определить экологическое состояние водного объекта, но и оценить качество природных вод как среды обитания организмов, определить суммарный эффект действия загрязняющих веществ, выявить основные источники и тип загрязнения. Как известно, в состав зообентоса входят такие долгоживущие группы гидробионтов, как моллюски и олигохеты, на долю которых приходится большая доля биомассы зообентоса в водоемах. Доминирование группы олигохет в составе зообентоса является хорошим индикатором хронического загрязнения водной среды [3–5].

Полученные ранее результаты исследований [6–9] пространственно-временной изменчивости уровня развития и структурной организации зообентосных сообществ в речных экосистемах России показали, что ответная реакция сообщества на повышение уровня загрязненности воды проявляется в:

- уменьшении гетерогенности, снижении общего видового разнообразия и упрощении трофической структуры сообщества;
- угнетении развития отдельных групп организмов и, в первую очередь, представителей чистых вод (веснянок, поденок, ручейников и т. д.).

В речных экосистемах с высоким уровнем загрязненности водной толщи токсичными тяжелыми металлами проявляется токсический эффект воздействия на биоценозы и усиливается развитие процессов экологического регресса. Уменьшение видового разнообразия зообентоса сопровождается выходом на доминирующее положение группы олигохет и даже в периоды аномально высоких значений численности наблюдается резкое снижение числа видов до 1–3, из состава сообщества исчезают оксифильные виды [9].

Цель данной работы – оценить состояние водных экосистем на различных участках Нижнего Дона по показателям развития макрозообентоса.

Исследование проведено на основе анализа многолетней (2012–2015 гг.) гидробиологической информации государственной системы наблюдений (ГСН) Росгидромета по качественным и количественным показателям развития макрозообентоса на различных участках Нижнего Дона от г. Константиновска до г. Азова. Изучена межгодовая изменчивость показателей развития бентосных сообществ по таким показателям как общая численность сообщества, число видов, относительная численность олигохет в составе бентофауны, биотический индекс Вудивисса (БИВ), доминирующие виды.

Оценка состояния речных экосистем на различных участках Нижнего Дона проведена согласно Р 52.24.776–2012 по относительной численности группы олигохет в составе бентофауны [10]. Оценка качества воды выполнена по значениям БИВ согласно классификатору качества вод суши [11]. Класс качества воды и уровень загрязненности водной среды определяли по значению биотического индекса:

БИВ = 8–10 – очень чистые воды (I класс качества);

БИВ = 5–7 – чистые воды (II класс качества);

БИВ = 3–4 – умеренно загрязненные воды (III класс качества);

БИВ = 1–2 – загрязненные воды (IV класс качества);

БИВ = 0–1 – грязные и очень грязные воды (V–VI класс качества).

За период исследования на различных участках Нижнего Дона число видов бентосных сообществ меняется в основном от 1 до 4, реже достигает 5–6. Лишь в отдельные годы на разных участках отмечается повышение данного показателя до 9 видов (в 2014 г. ниже г. Константиновска) или 8 видов (в 2012 г. ниже г. Семикаракорска). Общая численность сообщества варьировала в пределах от н.о. (не обнаружено) до 2200 экз/м² в районе пос. Багаевский, от 200 до 4800 экз/м² на участках ниже г. Константиновска, выше г. Семикаракорска, у станицы Раздорская, выше г. Аксай и у хутора Колузаево, от 680 до 9700 экз/м² ниже г. Семикаракорска и в районе г. Ростов-на-Дону. И как и следовало ожидать, самые высокие значения общей численности макрозообентоса наблюдались в створах выше и ниже города Азова, то есть в устьевой части реки Дон, достигая значений 11360 и 10200 экз/м², соответственно. Более однородными по изменчивости общей численности и числу видов бентоса являются экосистемы реки выше г. Семикаракорска и в районе станицы Раздорская, где не отмечается резких скачков в значениях данных показателей.

В большинстве случаев состав доминирующего комплекса сообщества представлен олигохетами и хирономидами (за исключением участка ниже г. Константиновска, где доминировали ракообразные *Pontogammarus* и хирономиды). Относительная численность олигохет в составе бентоса является одним из важных показателей качества воды и состояния водной экосистемы. На изученных участках реки Дон этот показатель меняется в широких пределах:

– от 0 до 55% – на участке реки ниже г. Константиновска;

– от 0 до 86% – на участках выше и ниже г. Семикаракорска; выше и ниже поселка Багаевский; выше г. Ростов-на-Дону; в черте хутора Колузаево;

– от 0 до 100% – в районе станицы Раздорская, г. Аксай, ниже г. Ростов-на-Дону и на участках выше и ниже г. Азова.

Полное доминирование группы олигохет (100%) фиксировалось в районе станицы Раздорская в 2012 г., в пункте наблюдений г. Аксай, ниже г. Ростов-на-Дону и выше г. Азова – в 2014 г., а на участке ниже г. Азова – в 2015. В эти же периоды наблюдается и снижение биотического индекса до значений 1–0, а, следовательно, и ухудшение качества воды.

Результаты оценки состояния водных экосистем на различных участках Нижнего Дона по относительной численности олигохет и качества воды по значениям БИВ представлены в таблице 1.

Изменчивость состояния речных экосистем Нижнего Дона и качества воды по показателям развития бентосных сообществ (2012-2015 гг.)

Участок	Относительная численность олигохет, %	Состояние экосистемы (по [10])	Значения БИВ	Класс качества воды (по [11])
ниже г. Константиновска	0–55	переходное от естественного в кризисное	5–1	II–IV – чистые, умеренно загрязненные и загрязненные
выше г. Семикаракорска	5–83	переходное от равновесного в кризисное	5–1	II–IV – чистые, умеренно загрязненные и загрязненные
ниже г. Семикаракорска	0–86	переходное от естественного в кризисное	7–2	II–IV – чистые, умеренно загрязненные и загрязненные
станция Раздорская	17–100	переходное от равновесного в критическое	5–0	II–IV – чистые, умеренно загрязненные и загрязненные
выше пос. Багаевский	0–67	переходное от естественного в кризисное	4–1	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
ниже пос. Багаевский	0–86	переходное от естественного в кризисное	5–1	II–V – чистые, умеренно загрязненные и загрязненные
выше г. Аксай	0–100	переходное от естественного в катастрофическое	4–1	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
выше г. Ростов-на-Дону	3–87	переходное от равновесного в кризисное	4–2	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
ниже г. Ростов-на-Дону	26–100	переходное от кризисного в критическое	4–1	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
хут. Колузаево	29–83	кризисное	4–2	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
выше г. Азова	14–100	переходное от равновесного в критическое	4–1	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные
ниже г. Азова	24–100	переходное от кризисного в критическое	3–1	III–IV – умеренно загрязненные и загрязненные

По результатам оценки исследуемые участки реки Дон можно разделить на группы по категориям состояния и качества водной среды. В первую группу вошли речные участки ниже г. Константиновска; выше и ниже г. Семикаракорска; выше и ниже пос. Багаевский и выше г. Ростов-на-Дону, в пределах которых водные экосистемы находятся в переходном состоянии от «естественного или равновесного» в «кризисное» состояние и качество воды

соответствует II–IV классам («чистые», «умеренно загрязненные» или «загрязненные» воды). Вторая группа участков включает (в черте станицы Раздорская; ниже г. Ростов-на-Дону; выше и ниже г. Азова) водные экосистемы, которые находятся в переходном состоянии от «равновесного или кризисного» в «критическое» состояние и качество воды соответствует в основном III–IV классам.

Исключение из этих групп составили участки выше города Аксай, где состояние экосистемы наиболее нестабильное и меняется в пределах от «естественного» до «катастрофического», и участок реки в черте хут. Колузаево, где, напротив, состояние экосистемы отличается стабильностью и характеризуется как «кризисное». Уровень загрязненности воды также меняется от категории «умеренно загрязненных» до «загрязненных» (III–IV классы качества).

Зообентос экосистем на различных участках Нижнего Дона достаточно беден: число видов меняется от 1 до 9. В целом общая численность сообщества варьировала от значений н.о. до 11360 экз/м² с тенденцией увеличения численности сообщества вниз по течению реки. Самые высокие значения общей численности макрозообентоса наблюдались на устьевом участке реки (11360 и 10200 экз/м²). Состав доминирующего комплекса сообщества представлен олигохетами и хирономидами (за исключением участка ниже г. Константиновска, где доминировали ракообразные *Pontogammarus* и хирономиды).

Относительная численность олигохет в составе бентоса на изученных участках реки Дон меняется в широких пределах (от 0 до 100%). Полное доминирование группы олигохет фиксировалось на участках в районе станицы Раздорская, г. Аксай, ниже г. Ростов-на-Дону, выше и ниже г. Азова. Тогда же наблюдалось и резкое снижение биотического индекса до значений 1–0, а, следовательно, и ухудшение качества воды.

Оценка состояния водных экосистем на различных участках Нижнего Дона и качество воды по значениям БИВ показала, что чаще всего водные экосистемы находятся в переходном состоянии от «естественного или равновесного» в «кризисное» или «критическое» и качества воды соответствует в основном III–IV классам («умеренно загрязненных» до «загрязненных») с тенденцией ухудшения качества воды вниз по течению реки и ниже городов и населенных пунктов.

Полученные результаты имеют большую практическую значимость и приобретают особую актуальность для решения ряда вопросов, связанных с оценкой биологической продуктивности водоемов и прогнозированием качества воды. Стоит также отметить, что в настоящее время в речных экосистемах юга России за счёт высокого содержания отдельных загрязняющих веществ (нефтепродуктов, тяжёлых металлов) происходит не только ухудшение качества воды и состояния экосистем в целом, но и снижение их видового разнообразия и самоочищающей способности. Именно для таких экосистем необходимо разрабатывать водоохранные мероприятия, направленные на

восстановление биоразнообразия водных экосистем и повышение их самоочищающей способности.

Литература

1. Абакумов В. А., Качалова О. В. Зообентос в системе контроля качества вод // Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 5–12.
2. Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов (обзор) // Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 68–82.
3. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Вып. 2. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 276 с.
4. Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: анализ. обзор / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук, Ин-т вод. и экол. проблем. Новосибирск, 2007. 87 с.
5. Rabeni C. F., Wang N. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? // Environmental monitoring and assessment. 2001. Vol. 71. P. 177–185.
6. Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Решетняк О. С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: НОК, 2012. 308 с.
7. Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Косменко Л. С., Решетняк О. С. Устьевая область р. Колыма в современных условиях антропогенного воздействия // Метеорология и гидрология. № 8. 2011. С. 74–88.
8. Решетняк О. С., Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Косменко Л. С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы. 2013. Т. 40. № 6. С. 623–632.
9. Решетняк О. С., Брызгалов В. А., Косменко Л. С. Зональная динамика состояния бентосных сообществ речных экосистем в условиях токсического загрязнения опасными тяжелыми металлами // Живые и биокосные системы. 2015. № 13. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-13/article-10>.
10. Р 52.24.776-2012 Рекомендации. Оценка антропогенной нагрузки и риска воздействия на устьевые области рек с учетом их региональных особенностей. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ «ГХИ», 2012. 32 с.
11. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В. А. Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ ВОДОЕМОВ Г. КИРОВА ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

Т. И. Кутявина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ *Вятский государственный университет, kutyavinati@gmail.com*

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

В настоящее время разработаны различные методики, позволяющие как на покомпонентном уровне, так и на многокритериальной основе дать экологическую оценку малых водоемов урбанизированных территорий [1–3]. Такие методики не могут быть в полной мере использованы для эколого-географической оценки состояния малых водоемов урбанизированных территорий по причине отсутствия обширной базы данных.

Озера и пруды, расположенные на территории г. Кирова, различны по генезису, морфометрическим показателям и экологическому состоянию. Состояние этих объектов является индикатором экологического благополучия города в целом.

Цель данной работы – проведение экологической оценки состояния малых водоёмов, расположенных в разных районах г. Кирова.

В качестве объектов исследования выбраны 5 водоёмов природного и искусственного происхождения, расположенные в разных по степени антропогенной нагрузки участках г. Кирова (рис.).

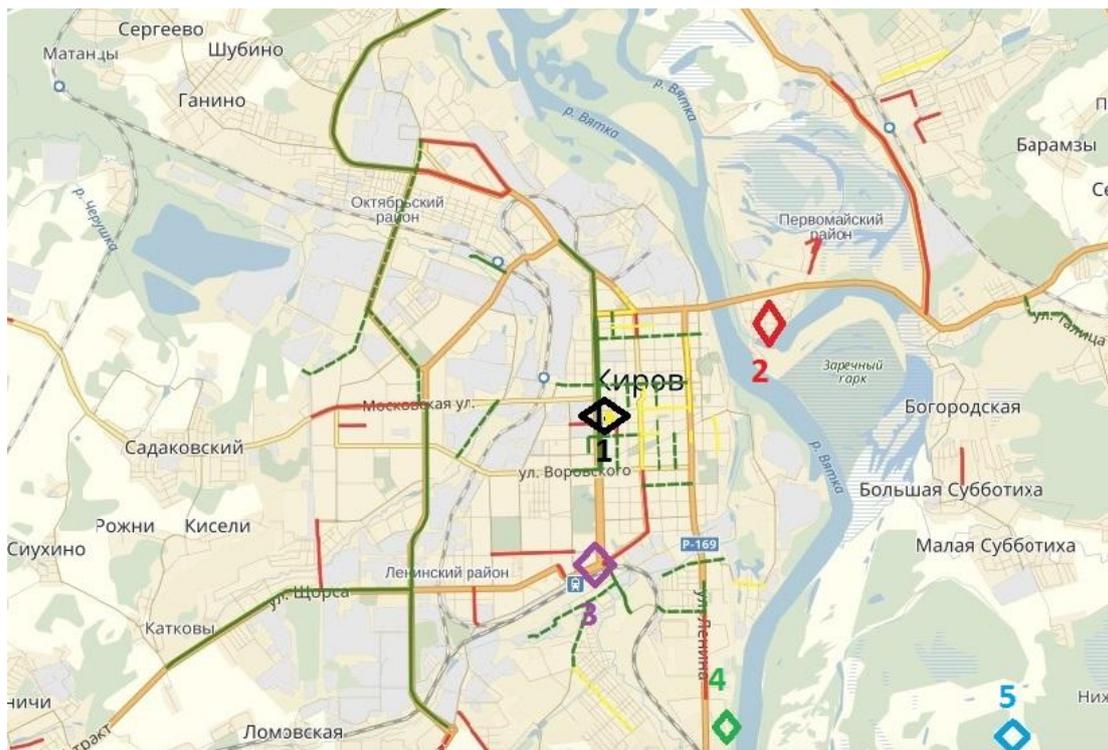


Рис. Картосхема расположения малых водоемов г. Кирова
Условные обозначения: 1 – пруд в парке им. Кирова;
2 – пруд в мкр. Коминтерн; 3 – пруд в мкр. Чистые пруды;
4 – водоем в парке лесоводов им. Кирова; 5 – Черное озеро.

Экологическая оценка состояния водоемов г. Кирова проводится на основе методик ранжирования [4] и метода экорейтинга [5], которые в сочетании дают наиболее достоверные результаты оценки. Методика оценки предложена Н. Г. Карагановой и И. В. Никоноровой [6]. Согласно авторам методики [6], анализ существующих методик позволяет рекомендовать для эколого-географической оценки следующие четыре группы показателей: 1) качество воды; 2) максимальная глубина водоема; 3) происхождение водоема и уровень его трансформации; 4) степень ненарушенности водосбора (%). Выбранные параметры связаны с геоцентрическим подходом данной методики и являются критериями устойчивости озерных геосистем.

Для каждого из показателей выделены пять критериев оценки, каждой из которых присвоен свой код: код 1 – неудовлетворительная; код 2 – низкая;

код 3 – удовлетворительная; код 4 – относительно благоприятная; код 5 – высокая оценка. Соотношение показателей, критериев и кодов для эколого-географической оценки водоемов отражено в таблице 1.

Таблица 1

**Соотношение показателей, критериев и кодов
для эколого-географической оценки водоемов [6]**

Показатель оценки	Критерии оценки	Код
1. Класс качества воды	предельно чистая I	1
	чистая II	2
	удовлетворительно чистая III	3
	загрязненная IV	4
	грязная V	5
2. Максимальная глубина	глубоководные (11–50 м)	1
	среднеглубинные (5–10 м)	2
	неглубокие (5–2,5 м)	3
	мелководные (до 2,5 м)	4
	пересыхающие (до 1 м)	5
3. Происхождение водоема и уровень трансформации	природные объекты, в основном сохранившие свой первоначальный облик	1
	искусственные объекты, в основном сохранившие свой первоначальный облик	2
	природные и искусственные объекты, частично изменившие свой первоначальный облик	3
	природные и искусственные объекты, сильно изменившие свой первоначальный облик	4
	природные и искусственные объекты с признаками полной деградации	5
4. Степень ненарушенности водосбора, %	>75%	1
	50–75%	2
	25–50%	3
	10–25%	4
	<10%	5

Представленный порядок введения номеров и кодов позволяет дать эколого-географическую оценку состояния конкретного водоема, если она записана в цифровом выражении, например, 4232 означает, что класс качества воды, имеющий ключевое значение (первая цифра, т. е. первый номер), представляет собой относительно благоприятную оценку для характеристики состояния водоема; показатель максимальной глубины (вторая цифра) указывает на низкую прогнозную оценку экологического состояния водоема; происхождение водоема и уровень трансформации (третья цифра) отражает определенные закономерности, обусловленные общим характером изменения природной и экологической обстановки в процессе урбанизации территории; степень ненарушенности водосбора (четвертая цифра) говорит о низкой степени ненарушенности (или высокой степени нарушения) водосбора, что дает не только объективную оценку экологического состояния водосбора, но и всей геосистемы в целом [6].

Каждый из четырех выделенных показателей оценки (класс качества воды, максимальная глубина, происхождение водоема и степень ненарушенности водосбора) независим от других, а степень оценки зависит от их комплексного воздействия [6].

Для проведения экологической оценки состояния водоёмов г. Кирова был проведён физико-химический анализ проб воды из водных объектов в осенний период 2016 г. и весенний 2017 г. Результаты гидрохимического анализа представлены в таблице 2.

Таблица 2

Средние значения концентраций загрязняющих веществ и химических показателей в водоёмах г. Кирова в 2016-2017 году

Показатель, единицы измерения	Пруд в парке им. Кирова	Пруд в мкр. Чистые пруды	Пруд в мкр. Коминтерн	Водоем в парке лесоводов им. Кирова	Черное озеро
рН, ед. рН	9,0	9,0	9,0	7,8	9,0
Ион аммония, мг/л	0,51	0,61	0,49	0,72	0,50
Нитрат-ионы, мг/л	21,9	17,6	20,5	12,1	19,1
Фосфат-ионы, мг/л	1,95	0,15	0,27	0,12	0,13
Ион силикат-, мг/л	6,5	3,8	3,5	3,0	1,9
Перманганатная окисляемость, мгО/л	11,4	9,5	10,1	8,1	15,1
Цветность, град. цветн.	15	41	58	5	47
Электропроводность, мкСм/см	745	865	468	873	514

В таблице 3 представлены результаты эколого-географической оценки состояния малых водоёмов г. Кирова по результатам гидрохимического анализа за 2016–2017 гг. и анализа литературных данных.

Таблица 3

Результаты эколого-географической оценки состояния малых водоемов г. Кирова в 2017 г.

Водоем	Итоговая оценка	Итоговое значение оценки	Хозяйственная деятельность, восстановительные мероприятия
Пруд в парке им. Кирова	4441	относительно благоприятная	регулирование рекреационной нагрузки
Пруд в мкр. Чистые пруды	4353	относительно благоприятная	регулирование рекреационной нагрузки
Пруд в мкр. Коминтерн	4352	относительно благоприятная	регулирование рекреационной нагрузки
Водоем в парке лесоводов им. Кирова	4354	относительно благоприятная	регулирование рекреационной нагрузки
Черное озеро	4555	относительно благоприятная	регулирование рекреационной нагрузки

Согласно полученным данным (табл. 2, 3), все водоёмы получили относительно благоприятную оценку, качество воды в них соответствует 2-му классу, чистая вода. Проведённая экологическая оценка может быть использована при разработке управленческих решений, а также при планировании хозяйственной деятельности на урбанизированных территориях.

Выполнено в рамках госзадания Института биологии Коми НЦ УрО РАН № 0414-2018-0003.

Литература

1. Башун В. С. Экорејтинги компаний лесопромышленного сектора России // Лесной бюллетень. 2004. № 26. С. 9–14.
2. Бейм А. М. Эколого-токсикологические критерии регламентирования метилсернистых соединений в сточных водах сульфат-целлюлозного производства. Вып. 8. М., 1984.
3. Берне Ф., Кордонье Ж. Водочистка. Очистка сточных вод нефтепереработки. Подготовка водных систем охлаждения. М.: Химия, 1997.
4. Белоусова М. Я., Авгуль Г. В., Сафронова Н. С. и др. Основные свойства нормируемых в водах органических соединений. М.: Наука, 1987.
5. Алёкин О. А. Основы гидрохимии. Ленинград: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
6. Караганова Н. Г., Никанорова И. В. Эколого-географическая оценка состояния малых водоёмов урбанизированных территорий (на примере Чебоксарского городского округа) // Вестник Чувашского университета. 2012. № 3. С. 71–75.

КАЧЕСТВО ВОДЫ ПРИГОРОДНОГО ПРУДА

Ю. Л. Герасимов

Самарский университет, yuger55@list.ru

Водоёмы в населённых пунктах должны находиться в хорошем санитарном состоянии, это возможно, если в их экосистемах качественно функционирует биологическое самоочищение воды. Оценить потенциал самоочищения можно исходя из видового состава и численности популяций гидробионтов. В этих целях мы проводим изучение популяций мезозoopланктона непероточных водоёмов в черте г. Самары.

В 2016–2017 гг. нами изучался пруд в пос. Красная Глинка. Посёлок расположен на расстоянии около 8 км от г. Самары, но в пределах городского округа. Пруд выкопан в центральной части посёлка, до ближайшего водоёма (Саратовское водохранилище) около 0,8 км. Пруд имеет длину почти 100 м, наибольшую ширину – 55 м. С юга и востока пруд окружён частными одноэтажными домами с приусадебными участками, с севера и запада – пустыри, за которыми многоэтажные жилые дома и гаражный массив. Ближайшая улица на расстоянии 25 м от пруда. Население использует берега пруда для отдыха.

В 2016 г. в данном пруду мы обнаружили 21 вид коловраток (в печати) и 15 видов ракообразных [1]. Из 36-ти выявленных видов мезозoopланктона 29 видов являются индикаторами сапробности (табл. 1).

Частота встречаемости видов коловраток в пруду в 2016 г.

Зона сапробности	Число видов	Зона сапробности	Число видов
олигосапробная	1	β -мезосапробная	4
олиго- β -мезосапробная	15	β - α -мезосапробная	2
β -мезо-олигосапробная	6	α -мезосапробная	1

Соотношение числа и численности видов-индикаторов показывает незначительное загрязнение пруда органическими веществами.

Особенностью пруда оказалась сезонная динамика численности ракообразных и коловраток. В 4-х других прудах, которые мы обследовали в 2016 г., наблюдалось 2 подъёма численности: в мае – июне и в августе (неопубликовано). В пруду пос. Красная Глинка численность мезозoopланктона увеличивалась с мая по август, после чего резко снизилась. Мы предположили, что весной с тальми водами в пруд попали загрязнители, которые вызывали гибель или угнетали размножение планктонных организмов. Действительно, в популяциях коловраток доля особей с яйцами в мае-июне была не более 15%, а с июня начала расти.

В связи с этим в 2017 г. мы провели биотестирование воды из пруда пос. Красная Глинка.

Пробы воды отбирали в мае и августе 2017 г. Биотестирование проводили в лаборатории Экологии и охраны гидробионтов при кафедре зоологии, генетики и общей экологии Самарского университета. Эксперименты проводили на *Daphnia magna* Straus по методике Н. С. Строганова [2]. В сосуд объемом 0,5 л сажали по 10 рачков в возрасте до 24 часов. В качестве контроля использовали отстоянную водопроводную воду. Эксперименты проходили в течение 21 суток в трех повторностях. Сосуды находились в термостате со стеклянной дверцей при температуре 21–22 °С, освещение естественное. Корм (пекарские дрожжи) вносили через 2 суток. Один раз в неделю дафний пересаживали в свежеприготовленную среду. Изучали действие неразбавленной (100%) прудовой воды, а также прудовой воды разбавленной водопроводной водой до 75% и 50%. Учитывали: количество живых рачков, время появления яиц в выводковых камерах, время выхода молоди в воду, ее количество. Молодь удаляли. По полученным результатам рассчитывали выживаемость и плодовитость дафний. Достоверность различий оценивали по критерию Вилкоксона – Манна – Уитни [3].

Гибель дафний в мае происходила только в неразбавленной воде. Она началась на 2-е сутки и к концу эксперимента погибло 7% подопытных рачков. В вариантах с разбавлением прудовой воды все рачки дожили до конца эксперимента. В августе гибели рачков не наблюдали ни в одном из вариантов эксперимента. Таким образом, летальное действие воды из пруда на дафний в мае слабое, а в августе отсутствовало.

Размножение дафний происходило во всех вариантах эксперимента.

В мае в неразбавленной прудовой воде яйца в выводковые камеры рачков появились на 2-е суток позже контроля и других вариантов, выход молоди также на 2-е суток позже контроля. В августе такой задержки в неразбавленной воде не наблюдалось.

Плодовитость дафний в прудовой воде уменьшалась по сравнению с контролем в мае больше, чем в августе (табл. 2).

Таблица 2

Плодовитость (% от контроля) дафний в воде из пруда

Концентрации	Сутки опыта						
Май 2017 г.							
Контроль	100	100	100	100	100	100	100
50%	100	100	100	99	98	98	97
75%	96	97	99	95	94	99	93
100%		79	90	78	79	71	65
Август 2017							
Контроль	100	100	100	100	100	100	100
50%	103	99	96	100	104	98	97
75%	101	100	99	101	98	100	96
100%	101	102	104	98	100	94	101

В мае 2017 г. различия между опытом и контролем были достоверны только для неразбавленной прудовой воды ($U_{\text{опыт}} = 0$ $U_{\text{стандартное}} = 6$ при $P=0,01$). В вариантах с разбавлением прудовой воды до 75% и 50% плодовитость уменьшалась недостоверно (в обоих случаях $U_{\text{опыт}} = 19$ $U_{\text{стандартное}} = 11$ при $P=0,05$).

В августе 2017 г. различия по величине плодовитости между контролем и всеми вариантами опыта были недостоверны ($U_{\text{опыт}}$ составляли 14, 15 и 16 а $U_{\text{стандартное}} = 11$ при $P=0,05$). В ряде случаев плодовитость в прудовой воде была больше, чем в контроле с отстоянной водопроводной водой. Связано это, скорее всего, с наличием в прудовой воде водорослей, простейших и детрита, которые являлись дополнительным питанием.

Результаты опыта показывают, что в мае 2017 г. вода из пруда оказывала негативное влияние на размножение дафний.

В целом, весной прудовая вода слаботоксична для дафний по показателям выживаемости и размножения, но к концу лета перестаёт оказывать негативное влияние на рачков, т.е. становится нетоксичной.

Дождевой и талый сток в пруд поступает с приусадебных участков, где применяются ядохимикаты. В стоках с территории гаражного массива и внутриквартальных проездов возможно наличие нефтепродуктов и антиобледенительных смесей. Эти вещества могут оказывать токсическое действие на организмы, обитающие в пруду, в т.ч. на коловраток и ракообразных: вызывать их гибель и подавлять размножение. По ходу сезона токсиканты адсорбируются на взвеси и оседают на дно, в результате их действие на зоопланктон прекращается. В результате вышеописанных процессов численность коловраток и ракообразных весной и в начале лета низкая, но постепенно увеличива-

ется, достигая максимума к концу лета. Однако для подтверждения этого предположения нужно сделать химический анализ воды и донного грунта, который сделать пока не удалось.

Ранее мы изучали таким же методом токсичность воды в прудах на территории г. Самары. В большинстве прудов вода оказалась нетоксичной [4], но в некоторых подавляла размножение дафний [5]. Изучалось также влияние на дафний талой воды, стекающей в пруды весной. В пруду поселка Мехзавод после поступления талой воды прудовая вода вызывала уменьшение доли яйценосных особей и плодовитости дафний [6]. В крупном пруду Октябрьского района г. Самары уменьшение плодовитости вызывала только вода из прибрежной зоны (куда стекала талая вода с берегов), в то время как вода из центральной части озера негативного эффекта на дафний не оказывала [7]. Эти данные подтверждают возможность загрязнения пруда в посёлке Красная Глинка береговым стоком.

Для предотвращения попадания в пруд загрязнённого поверхностного стока необходимо провести защитные мелиоративные мероприятия: сделать дренажные каналы, укрепить берега и засеять их густой травой.

Литература

1. Герасимов Ю. Л., Трондина Т. А. Ракообразные пригородного пруда // Междисциплинарные исследования. Современное состояние и перспективы развития. Екатеринбург: «ИМПРУВ», 2017. С. 177–179.
2. Строганов Н. С. Методика определения токсичности водной среды // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С. 210–216.
3. Гублер Е. В. Вычислительные методы анализа и распознавания патологических процессов Л.: Медицина, 1978. 294 с.
4. Герасимов Ю. Л., Лекомцева Е. А. Воздействие воды из озера на пересечении улиц Воронежской и Стара-Загора на выживаемость и размножение *Daphnia magna* Straus // Актуальные проблемы в строительстве и архитектуре. Образование, наука, практика. Материалы региональной 59-й науч.-технической конф. Самара, 2002. С. 434.
5. Герасимов Ю. Л., Маслов С. К., Вдовин В. Г. Выживаемость и размножение *Daphnia magna* Straus в воде из озера на пересечении улиц Аминева и Ново-Садовой в г. Самаре // Сб. тезисов и статей 28 итоговой науч.-практ. конф. научно-педагогического состава СВМИ. Самара: СВМИ, 2002. С. 139–140.
6. Герасимов Ю. Л., Маслов С. К., Вдовин В. Г. Влияние тающего снега на качество воды в озере поселка Мехзавод г. Самара // Актуальные вопросы современной медицины. Сб. тезисов и статей 28 итоговой науч.-практ. конф. научно-педагогического состава СВМИ. Самара: СВМИ, 2005. С. 347–348.
7. Герасимова Т. А., Герасимов Ю. Л. Биотестирование загрязнения городского пруда талым стоком // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем. Кн. 2. 2014. С. 227–230.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД г. КИРСА

Е. В. Шулятева, Д. В. Будина, Т. И. Кутявина
Вятский государственный университет, budina_dashenka@mail.ru

В истории нашей планеты вода имеет исключительно важное значение. Важна роль воды для жизни растительного и животного мира Земли. Вода может существовать без всякого участия жизни, но жизнь без воды невозможна. Поэтому так важно иметь сведения о качестве природных вод, в том числе поверхностных. В любых природных экосистемах, включая водные, постоянно происходят динамические колебания химического состава, обусловленные совокупностью абиотических и биотических факторов.

Цель данной работы – определить качество воды в водоёмах по данным физико-химического и токсикологического анализа.

Объектами исследования являются вода из р. Туески, Кирсинских нижнего и верхнего прудов и малого искусственного водоёма г. Кирса.

Для проведения анализа проб воды были использованы общепринятые методики [1]. Определение физико-химического состава воды проводили, используя фотометрические, титриметрические, потенциометрические методы анализа [2–5].

Результаты физико-химического анализа проб воды представлены в таблице. Полученные результаты сравнили с предельно-допустимыми концентрациями для водоёмов культурно-бытового назначения [6, 7]. Согласно результатам анализа, в водоёмах г. Кирса отмечены высокие концентрации железа. Данный факт, вероятно, связан с особенностями почв данной территории, для которых характерно высокое содержание оксидов железа [8]. Повышенная концентрация железа может стать причиной развития дерматитов и аллергических заболеваний [9].

Ионы аммония содержатся в большом количестве во всех четырёх водоёмах. Ион аммония в природных водах накапливается при растворении в воде аммиака (NH_3), образующегося при биохимическом распаде азотсодержащих органических соединений. Растворенный аммиак поступает в водоем с поверхностным и подземным стоком, атмосферными осадками, а также со сточными водами. Также высокое содержание ионов аммония может быть в водоёмах, находящихся вблизи от коммунальных очистных сооружений, канализации и выгребных ям [10].

Были выявлены высокие значения показателей мутности и цветности воды в 3 пробах: Кирсинский верхний пруд, Кирсинский нижний пруд и река Туеска. Высокие значения цветности обусловлены повышенным содержанием в воде гуминовых веществ, которые вымываются в воду из почвы. Гуминовые вещества образуются в почве вследствие микробиологического разрушения чужеродных органических соединений и синтеза почвенными микроорганизмами нового органического вещества. Высокая цветность воды ухуд-

шает ее органолептические свойства и оказывает отрицательное влияние на развитие водных растительных и животных организмов в результате резкого снижения концентрации растворенного кислорода в воде, который расходуется на окисление соединений железа и гумусовых веществ [10]. Повышенные значения мутности были обусловлены наличием в ней взвешенных веществ органического и минерального происхождения (глины, ила, органических коллоидов, и т. п.). Так же показатели цветности и мутности могут зависеть от большого содержания железа в воде.

Острую токсичность вод в данных водоёмах устанавливали методами биотестирования по 2 тест-объектам (*Daphnia magna* и тест-система «Эколюм») [11, 12]. Установлено, что данные пробы воды не оказывали токсического действия на живые организмы.

Таблица

Средние значения концентраций загрязняющих веществ и химических показателей в воде Верхнекамских водоёмов в 2017 г.

Показатель	Кирсинский верхний пруд	Кирсинский нижний пруд	Малый искусственный водоём	р. Туеска	ПДК _{к-б}
Водородный показатель, ед. рН	5,3±0,2	6,0±0,2	7,0±0,2	6,2±0,2	6,5–8,5
Нитрит-ион, мг/дм ³	0,22±0,03	0,19±0,03	<0,02	0,26±0,04	3,3
Общее железо, мг/дм ³	0,60±0,09	0,68±0,10	0,16±0,04	0,75±0,11	0,3
Алюминий, мг/дм ³	0,21±0,05	0,15±0,04	<0,04	0,13±0,03	0,5
Ион аммония, мг/дм ³	2,7	3,0	3,2	5,0	1,5 (по азоту)
Фосфат-ион, мг/дм ³	0,11±0,02	0,13±0,02	0,05±0,01	0,15±0,02	3,5
Фенол, мг/дм ³	<0,0005	<0,0005	0,0009±0,0004	<0,0005	0,001
Цветность, град. цветности	427±16	402±15	7±2	482±17	не более 20
Мутность, ЕМФ	> 8	> 8	1,6±0,2	> 8	2,6

По данным физико-химического анализа вода Верхнекамских водоёмов является загрязненной. В наибольшей степени загрязнена вода в р. Туеска, в Кирсинском верхнем и нижнем прудах. В данных водохранилищах категорически нежелательно купание и использование воды для питьевых целей.

Литература

1. Практическое руководство / Составители: А. Г. Муравьев, В. В. Данилова, Н. А. Осадчая, И. В. Субботина, И. А. Филаткина, Е. Б. Кравцова, Б. В. Смолев, А. А. Мельник / Под ред. к.х.н. А. Г. Муравьева. СПб.: «Крисмас+», 2011. 264 с.

2. ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений рН в водах потенциометрическим методом. М: ФГУ «ФЦАО», 2004. 16 с.

3. ПНД Ф 14.1:2:4.50-96 Методика измерения массовой концентрации общего железа в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с сульфосалициловой кислотой. М: ФГУ «ФЦАО», 2004. 21 с.
4. ПНД Ф 14.1:2:4.3-95 Методика измерения массовой концентрации нитрит-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса. М: ФГУ «ФЦАО», 2011. 24 с.
5. ПНД Ф 14.1:2:4.166-2000 Методика выполнения измерений массовой концентрации алюминия в пробах природных, очищенных сточных и питьевых вод фотометрическим методом с алюминоном. М: ФГУ «ФЦАО», 2004. 22 с.
6. ГН 2.1.5.1315-03. Гигиенические нормативы «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». М.: НПКФ Аквилон, 2006. С. 20–36.
7. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод [Электронный ресурс]: <http://files.stroyinf.ru/data1/8/8514/>
8. Тюлин В. В. Почвы Кировской области Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, 1976. 288 с.
9. Комарова Н. А., Шубина О. С. Влияние питьевой воды с повышенным содержанием ионов железа, кальция, магния и фтора на показатели крови и почек белых крыс // Современные проблемы науки и образования. 2014. № 5.
10. Справочник по гидрохимии / Под ред. А. М. Никанорова. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 391 с.
11. ФР.1.392007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний М.: АКВВАРОС, 2007. 53 с.
12. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 Т 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». М: ФГУ «ФЦАМ МПР России», 2010. 24 с.

ОПТИКО-ЭЛЕКТРОННЫЙ КОНТРОЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СТОЧНЫХ ВОД АНТИБИОТИКАМИ

***В. А. Алексеев, В. П. Усольцев, С. И. Юран, О. И. Уразманова**
Ижевский государственный технический университет
имени М. Т. Калашиникова, aleksevv@istu.ru*

Широкое применение в практике получили антибиотики – в качестве лечебных препаратов, применяемых при инфекционных заболеваниях; в сельском хозяйстве, как лечебные препараты в животноводстве и как стимуляторы роста; в пищевой и консервной промышленности в качестве консервантов скоропортящихся продуктов (свежей рыбы, мяса, сыра, овощей), как специфические ингибиторы определенных реакций в научных исследованиях, в качестве веществ, используемых при изучении отдельных сторон метаболизма организмов, расшифровке тонких молекулярных механизмов биосинтеза белка, механизма функционирования мембран и других биохимических превращений [1].

Антибиотики – это органические соединения, образуемые микроорганизмами и обладающие способностью в незначительных концентрациях избирательно тормозить рост других микроорганизмов или убивать их [2].

Тысячи фармацевтических фабрик ежегодно выбрасывают на мировой рынок миллионы тонн лекарственных препаратов. В реках, озерах и глубоких водоносных пластах обнаружены препараты, предназначенные для борьбы с ожирением, анальгетики (в частности, широко используемые в Европе ибупрофен и диклофенак), антибиотики и даже стероидные гормоны и противозачаточные средства. При поступлении в организм на протяжении многих лет, даже в незначительных количествах, эти лекарства наносят серьезный вред здоровью. Антибиотики, убивая живущих в организме полезных бактерий, тем самым способствуют его заселению болезнетворными грибами, что заканчивается трудноизлечимыми формами грибковых заболеваний, например, кандидамикозом. Постоянный контакт с лекарствами ведет к сенсibilизации организма и развитию аллергических реакций, которые могут протекать по-разному: в форме легкого дерматита или, например, смертельно опасного анафилактического шока.

Концентрация антибиотиков в грунтовых водах в тысячи раз превышает те, которые необходимы для создания устойчивых к лекарствам форм кишечной палочки, холерного вибриона, туберкулезной микобактерии, золотистого стафилококка и других возбудителей смертельно опасных инфекций. Постоянно сосуществуя в природе с микробами, антибиотики делают их невосприимчивыми к лекарствам и потому совершенно неуязвимыми для них. В этом ученые видят одну из основных причин появления с трудом поддающихся лечению форм дизентерии, туберкулеза, холеры. Ученые разных стран мира предупреждают, что регулярно попадающие в воду лекарства меняют экологию водоемов, обуславливая у их обитателей глубокие изменения на генетическом уровне [3]. Сегодня значительная доля лекарств производится в странах с низким уровнем жизни, прежде всего в Китае и Индии. В этих странах недостаточно внимания обращают на проблемы, связанные с охраной окружающей среды. Практически вся мировая химическая промышленность переводится в Китай. Фармацевтические заводы в Индии захоранивают большое количество опасных химических отходов.

По мнению ученых, из-за частого попадания лекарств в воду, бытовое загрязнение вод озера Байкал фармацевтическими антибиотиками и антимикробными препаратами нарастает угрожающими темпами.

Наиболее распространенные пути загрязнения водозаборов, вод открытых, поверхностных и подземных водоемов – бытовые сточные воды, сточные воды животноводческих комплексов, сточные воды пищевой промышленности и т. п.

Сотрудники Института водных проблем РАН провели масштабное исследование подмосковных водоемов на тему лекарственного загрязнения. В воде и донных отложениях обнаружены 23 действующих вещества лекарственных препаратов, 9 вспомогательных веществ лекарственных форм, 5

веществ, входящих в витаминные комплексы и биологически активные добавки. Лидируют противогрибковые средства, противомикробные, противовирусные, противоопухолевые, психостимулирующие вещества и метаболиты известных медикаментов. Лекарства попадают в воду с отходами фармпроизводств, предприятий сельского хозяйства, аптек и больниц, а также в результате жизнедеятельности самого человека – вместе с биологическими отходами [4].

По мнению специалистов, для того чтобы идентифицировать лекарственные препараты, антибиотики, присутствующие в очень низких концентрациях в стоках или питьевой воде, не обойтись без таких дорогостоящих методов, как высокоэффективная газожидкостная хроматография и масс-спектрометрия. Для выявления же некоторых препаратов необходимы комплексные исследования с привлечением дорогостоящих фармакологических, биохимических и молекулярно-биологических подходов [5, 6].

Для того чтобы избежать указанной проблемы, необходимо оперативно обнаруживать антибиотики в воде, идентифицировать их вид и концентрацию. Существуют различные методы определения загрязнения антибиотиками.

В ряде случаев важно только определить наличие (появление) антибиотика в сточных водах. Это возможно с помощью оптических методов, к достоинствам которых можно отнести их относительную простоту, скорость, точность, возможность автоматизации, дистанционной передачи данных, доступность установки, монтажа и обслуживания.

Определение наличия антибиотиков в чистой воде, как правило, не вызывает затруднений. Знание спектральной характеристики воды и заранее известных спектральных характеристик антибиотиков существенно упрощает их идентификацию. Из оптических методов наибольшую популярность приобрели колориметрия и спектрофотометрия.

Колориметрия. Для этого метода используют цветные реакции с самим антибиотиком, либо с продуктами его расщепления. Например, тетрациклиновые антибиотики образуют окрашенные комплексы с хлорным железом в кислой воде, а стрептомицин расщепляют едким натром до мальтола, который и дает цветную реакцию с хлорным железом. Некоторые вещества можно перевести в соединение с каким-либо красителем, затем выделить эти вещества из реакционной смеси.

Спектральный анализ. Антибиотики можно определять в ультрафиолетовом свете, так как большинству антибиотиков свойственен характерный спектр поглощения в УФ области. Примеры спектров показаны на рисунке 1. Следует отметить, что спектр поглощения в ультрафиолетовом свете очень сильно зависит от pH среды, поэтому важно, чтобы все измерения проводились при строго определенном значении pH.

Инфракрасная спектроскопия больше подходит для количественного определения антибиотиков, нежели качественного. Ее точность достигает $\pm 1\%$. При анализе необходимо выбрать растворитель, например, сероуглерод, который не поглощает ИК лучи. Если растворитель не удастся подобрать, то следует провести спектрофотометрическое определение вещества в твердом

состоянии. Их либо таблетуют с бромистым натрием, либо суспендируют в масле.

Наиболее чувствительный оптический метод – *флюорометрия*. Главная область применения данного метода – это тетрациклиновые антибиотики, так как они сами по себе флюоресцируют желтым светом в умеренно щелочной среде. Антибиотики, которые сами по себе не флюоресцируют, можно определять путем соединения с подходящим флюоресцирующим веществом и выделения подходящего дополнительного соединения.

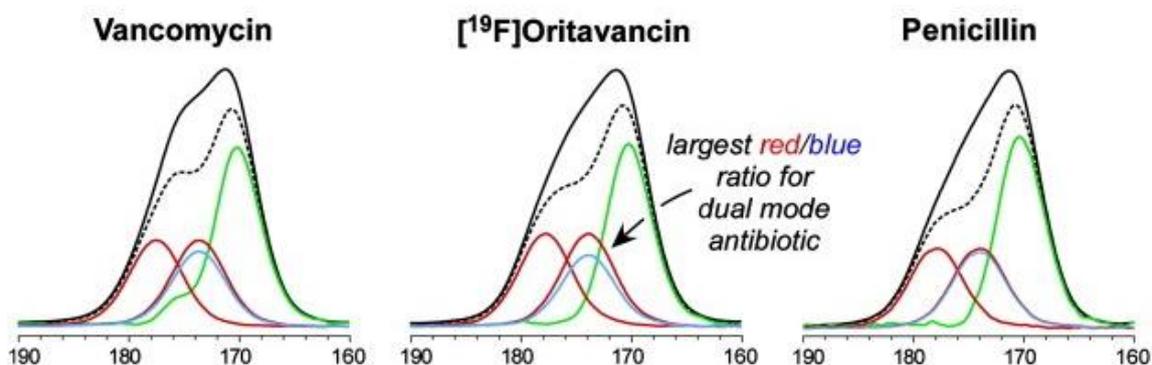


Рис. 1. Спектры поглощения антибиотиков

Одним из развивающихся методов исследования является *масс-спектрометрия*. Суть метода заключается в облучении лазерными импульсами образца, представляющего собой твердый раствор исследуемого вещества в органической матрице. Матрица поглощает энергию ультрафиолетового или инфракрасного лазера и способствует десорбции анализа без разложения. Образующиеся ионы выталкиваются коротким электрическим импульсом, приобретают различную скорость и достигают детектора в различное время, что обеспечивает регистрацию масс-спектра [7].

Вышеперечисленные методы имеют ряд достоинств и недостатков. Некоторые из них достаточно затратные, а другие просты в использовании, но они не способны выявить все типы антибиотиков, попадающие в сточные воды [8].

Определение наличия антибиотиков в сточных водах упрощается, если априорно известны основные загрязнители [9]. С учетом спектральных характеристик воды, как основного компонента сточных вод, основных загрязнителей, контролируемых загрязнителей (рисунок 1), в качестве источника излучения выбран полупроводниковый лазер типа High-Power Blue Light Flashlight YX-B008, с длиной волны 0,445 мкм, мощностью 1000 мВт, а в качестве фотоприемника – фотодиод типа ФД-К-155, диапазон спектральной чувствительности которого 0,4–1,1 мкм, максимальная спектральная чувствительность в области 0,75–0,85 мкм [10]. Расстояния между защитными окнами источника излучения и фотоприемника 20 мм.

Схема контролирующего устройства наличия антибиотиков в водной среде приведена на рисунке 2.

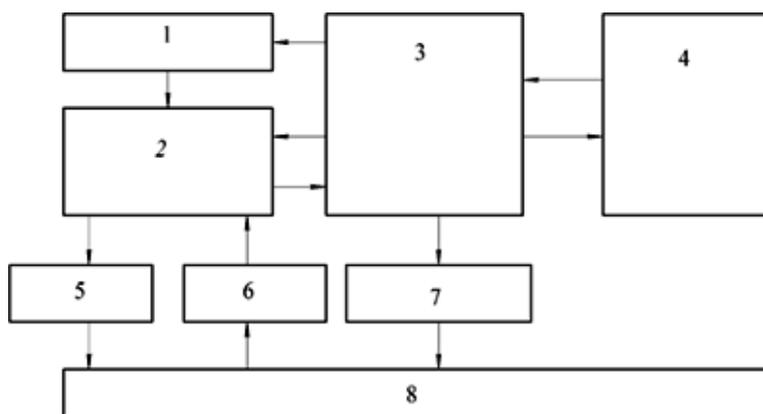


Рис. 2. Схема контролирующего устройства: 1 – устройство управления; 2 – устройство преобразования и борьбы с помехами; 3 – микроконтроллер; 4 – компьютер; 5 – источник излучения; 6 – приемник излучения; 7 – исполнительное устройство; 8 – гидросистема со сточными водами

Рассмотрим аварийное попадание антибиотиков в сточные воды. Среди возможных случаев сброса растворов антибиотиков в сточные воды рассмотрим:

- сброс в виде сгустка раствора антибиотиков в сточные воды, не содержащие антибиотиков;
- сброс в сточные воды антибиотиков с изменением состава жидкости в сточных водах.

В этих случаях произойдет изменение оптической плотности сточных вод. В первом случае, оптическая плотность не изменится на протяжении всего сгустка раствора, который вытеснил сточные воды. Во втором случае, также изменится оптическая плотность сточных вод на определенную добавку к известной оптической плотности сточной жидкости по времени. Эти изменения будут зафиксированы контролирующим устройством.

Проведенные исследования подтвердили целесообразность проведения полевых испытаний, исследование новых методов контроля, оказывающих огромное положительное влияние на дальнейшее развитие охраны окружающей среды. В настоящее время известно более 14000 наименований антибиотиков. Они имеют разный состав, происхождение и строение, применяются в различных областях, но тем не менее все они могут попасть в сточные воды при нарушении технологических процессов на предприятиях, которые их производят или используют, а также при возможных терактах. Перспективно детальное изучение воздействия антибиотиков на состояние экологической системы, человека, окружающей среды и животных, и получение более полного решения проблемы контроля загрязнения сточных вод антибиотиками.

Литература

1. Олиферчик А. П., Аль-Хаммаш Н. М., Кучминская А. С., Игнатенко А. В. Методы определения остаточных количеств антибиотиков и ингибирующих веществ в молоке // Труды БГТУ. Минск: БГТУ, 2012. № 4 (151). С. 176–179.
2. Егоров Н. С. Основы учения об антибиотиках: Учебник. 6-е изд., перераб. и доп. М.: Наука, 2004. 528 с.
3. Мартемьянова Е. С. Минерально-сырьевые ресурсы в стратегии развития российской экономики Мартемьянова // Вестник МГТУ. Т 4. № 1. 2001. С. 63–72.
4. Баренбойм Г. М., Чиганова М. А., Шанин И. А., Еремин С. А. Современные подходы в системе выявления лекарственного загрязнения вод, включая применение методов иммунно-химического анализа // Вода: химия и экология. 2015. № 12. С. 64–76.
5. Эльпинер Л. И. Загрязнение природных вод лекарствами – важная экологическая проблема // Вода: химия и экология. 2015. № 7. С. 89–92.
6. Баренбойм Г. М., Чиганова М. А. Загрязнение поверхностных и сточных вод лекарственными препаратами // Вода; химия и экология. 2012. № 10. С. 40–46.
7. Краснова Т. А., Амелин В. Г. Идентификация и определение антибиотиков в питьевой воде методом масс-спектрометрии с матрично-активированной лазерной десорбцией/ионизацией // Вода: Химия и Экология. 2013. № 11. С. 81–87.
8. Ашихмина Т. Я. Научно-методические основы комплексного экологического мониторинга окружающей среды в районах объектов хранения и уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 23–24.
9. Алексеев В. А., Усольцев В. П., Юран С. И. Формирование базы данных кривых изменения оптической плотности неоднородных жидких сред // Комплексная защита объектов информатизации и измерительные технологии: Сб. науч. трудов Всерос. НПК с международ. участием. СПб.: Изд-во Политехнического университета, 2014. С. 93–95.
10. Девятков Н. А., Усольцев В. П. Выбор схемы оптического преобразователя для контроля залповых сбросов в сточные воды предприятия // Лазерно-информационные технологии в медицине, биологии и геоэкологии – 2012: Труды XX Междунар. конф. Академия инженерных наук им. А. М. Прохорова; СПбГПУ. 2012. 107 с.

ИЗУЧЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В НИЗИННОМ ТОРФЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А. С. Кокорина, Т. А. Адамович, М. А. Зайцев
Вятский государственный университет, kar.anastasya2013@yandex.ru

Торф – горючее полезное ископаемое, образующееся в процессе естественного отмирания и неполного разложения болотных растений в условиях избыточного увлажнения и затрудненного доступа воздуха [1]. Торф представляет собой сложную, многокомпонентную, полидисперсную, коллоидно-молекулярную систему, состоящую из трех частей: органической, минеральной и водной [2–4].

Низинные торфяные почвы являются наиболее ценными для сельского хозяйства. Осушенные и освоенные под пашню торфяно-болотные низинные почвы имеют значительное эффективное плодородие и являются первоочередным объектом мелиорации ввиду богатого органического вещества и азота. Проблеме повышения плодородия почв уделяется все больше внимания, особенно при стремлении получать экологически чистую продукцию. Однако

в последнее время загрязнение окружающей среды вызывает особое беспокойство во всем мире.

Среди многочисленных веществ, загрязняющих биосферу, тяжелые металлы (ТМ) считаются самыми опасными. Многие из ТМ проявляют высокую токсичность и способны концентрироваться в живых организмах. Все основные циклы миграции ТМ в биосфере начинаются в почве. Миграция выступает как природный переносчик химических элементов в атмосферу, гидросферу, растения и пищу. Металлы сравнительно легко накапливаются в почве, но трудно и медленно из нее удаляются [5].

Цель исследования заключалась в изучении содержания тяжелых металлов (никель, медь, цинк, кадмий, железо, свинец) в низинном торфе месторождений Кировской области.

Объектами исследования были образцы торфа, отобранные из двух месторождений Кировской области. Первое месторождение, расположенное вблизи с. Чистополье Котельничского района, является неразработанным, торф используется местными жителями в сельскохозяйственных целях. Торф Чистопольского месторождения относится к низинному, имеет глубину залегания до 1,5 м. Месторождение возникло в результате зарастания пойменной части лесной реки Петровки [6]. Второе месторождение находится вблизи п. Зуевка Зуевского района. 21 торфяное месторождение Зуевского района ранее разрабатывалось, торф добывался в основном на удобрения для сельхозпредприятий. Исследуемый торф Зуевского месторождения относится к низинному. Торф всех месторождений может использоваться в качестве удобрений, на некоторых торфяных месторождениях торф пригоден на топливо.

Отбор проб производили согласно ГОСТ [7]. Анализ образцов торфа на содержание тяжёлых металлов проведён по методике измерений массовых концентраций элементов атомно-абсорбционным методом ФР.1.31.2012.13573.

Результаты проведенных исследований представлены в таблице.

Таблица

**Содержание тяжелых металлов в торфе месторождений
Кировской области, мг/кг**

Название месторождения	pH	Cd	Cu	Zn	Fe	Ni	Pb
Зуевское	6,5±0,2	0,07±0,02	н/о	1,8±0,6	6,2±1,4	1,6±0,5	16,9±3,5
Котельничское	6,6±0,2	0,030±0,009	0,09±0,03	1,5±0,5	62±14	0,86±0,36	16,9±3,5
ОДК		2	132	220	–	80	130

Примечание: н/о – содержание меди ниже предела обнаружения метода атомно-абсорбционной спектроскопии.

В результате проведенных исследований установлено, что содержание тяжелых металлов (никель, медь, цинк, кадмий, железо, свинец) в торфяных низинных торфах Зуевского и Котельничского месторождений Кировской об-

ласти не превышает значения ОДК для почв близких к нейтральным, нейтральным (рН>5,5). Низинные торфа исследуемых месторождений Кировской области по уровню загрязнения ТМ классифицируются как незагрязненные.

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки молодых российских учёных МК-2120.2017.5.

Литература

1. БСЭ. Торф. 1977, Т. 26. С. 117–122.
2. Лазарев А. В. Справочник по торфу. М.: Недра, 1982. 760 с.
3. Раковский В. Е., Пигулевская Л. В. Химия и генезис торфа. М.: Недра, 1978. 231 с.
4. Лиштван И. И. Физика и химия торфа. М., 1989.
5. Убугунов В. Л., Кашин В. К. Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ: монография. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2004. 128 с.
6. Фокина А. И., Олькова А. С., Будина Д. В., Скугорева С. Г., Береснева Е. В., Даровских Л. В., Зыкова Ю. Н. Изучение потенциала торфа как сорбента ионов Cu(II) и Pb(II) из водных растворов // Вода и экология: проблемы и решения. 2017. № 3 (71). С. 67–82.
7. ГОСТ 21123-85. Торф. Термины и определения. М.: Изд-во стандартов, 1985. 47 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЭФФЕКТОВ СУММАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ НА ПРИМЕРЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА РАСТЕНИЯ ЯЧМЕНЯ *HORDEUM VULGARE L.*

*Е. С. Петухова¹, А. Э. Русских¹, И. С. Солодянкина¹, Р. А. Болюбаиш¹,
Д. В. Будина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}*

¹ *Вятский государственный университет,*

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

Проблема повышенного содержания тяжелых металлов (ТМ) в окружающей среде – это одна из наиболее актуальных тем в области экологических исследований. Загрязнение почв тяжелыми металлами негативно сказывается на её качестве и представляет особую опасность для биоты и здоровья человека [1-5].

Загрязнение почв ТМ происходит чаще всего при их совместном присутствии. До настоящего времени не выявлены и не установлены пределы концентраций и эффекты суммационного воздействия большинства тяжелых металлов, которые могут подавлять или усиливать рост и развитие растений при различных их комбинациях и концентрациях.

Наиболее информативными тест-объектами при оценке загрязнения ТМ объектов окружающей среды служат растения. Токсическое действие металлов на растения четко видно по ингибированию их роста. Поэтому, для разработки фундаментальных основ адаптации растений к ТМ и решения ряда практических задач необходимо выяснение механизма роста ингибирующего

действия различных ТМ на отдельные ростовые процессы у растения, включая их совместное действие.

Опыты по выращиванию ячменя проводили в пластиковых сосудах в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С и при температуре ночного режима 15 °С. В ходе эксперимента определяли биометрические показатели 21-дневных растений ячменя: длина корня, стебля и листьев. Тяжелые металлы вносились в варианты с дистиллированной водой в виде водорастворимых солей: CuCl_2 , ZnCl_2 , CdCl_2 , и PbCl_2 с концентрацией ионов Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} и Pb^{2+} от 5, 10, 50 и 100 ОДК. Контролем были те же образцы почвы, которые поливались водой без добавления поллютантов.

Выращивание ячменя проводили на образцах почв, отобранных на пойменной гриве у озера Бобровое-3 (фоновый участок) в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса, где с 2009 г. сотрудниками лаборатории биомониторинга совместно со специалистами-экологами ЗМУ проводится эксперимент по утилизации богатых азотом вод пойменного озера на участке данного луга.

Таблица 1

**Результаты совокупного воздействия ионов Pb^{2+} и Cd^{2+}
в виде двойных систем на биометрические показатели
21-дневных растений ячменя сорта «Новичок» при различных
концентрациях в модельном эксперименте**

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Pb^{2+} (5 ОДК) + Cd^{2+} (5 ОДК)	18,3±4,9	4,8±0,7	20,4±4,4
33	Pb^{2+} (10 ОДК) + Cd^{2+} (10 ОДК)	12,8±3,3	4,3±1,3	17,0±4,9
44	Pb^{2+} (50 ОДК) + Cd^{2+} (50 ОДК)	13,6±3,9	4,0±0,8	18,8±5,4
55	Pb^{2+} (100 ОДК) + Cd^{2+} (100 ОДК)	15,1±4,1	4,0±1,0	19,2±4,8

Из материалов, представленных в таблице 1, следует, что при сочетанном воздействии ионов свинца и кадмия при различных их концентрациях на развитие вегетативных органов растений ячменя существенных изменений не наблюдается. Полученные результаты свидетельствуют о том, что совместное присутствие в почве данных поллютантов не опасно, поскольку не вызывает процессов ингибирования в развитии корневой системы, стебля и листьев исследуемого растения – ячменя сорта «Новичок».

В то время как при сочетанном воздействии на развитие проростков ячменя ионов свинца и меди, при их концентрации 50 и 100 ОДК (табл. 2), проявляется подавление роста корня в 34 раза. Это подтверждается литературными данными [6–8] о том, что свинец и медь при содержании их в почве вызывают пороки развития корневой системы. Кроме того, при совместном присутствии ионов свинца и меди при концентрации 50 ОДК наблюдается сни-

жение роста стебля в 2 раза и листьев проростков ячменя почти в 4 раза в сравнении с контролем.

Таблица 2

Результаты совокупного воздействия ионов Pb^{2+} и Cu^{2+} в виде двойных систем на биометрические показатели 21-дневных растений ячменя сорта «Новичок» при различных концентрациях в модельном эксперименте

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Pb^{2+} (5 ОДК) + Cu^{2+} (5 ОДК)	12,3±3,7	4,7±0,7	22,7±3,0
33	Pb^{2+} (10 ОДК) + Cu^{2+} (10 ОДК)	10,4±3,1	4,4±1,1	20,3±6,2
44	Pb^{2+} (50 ОДК) + Cu^{2+} (50 ОДК)	0,4±0,1*	3,8±1,0	11,8±3,1
55	Pb^{2+} (100 ОДК) + Cu^{2+} (100 ОДК)	0,4±0,1*	3,4±1,0	5,9±0,3*

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

Выявление комбинированного воздействия на проростки ячменя сорта «Новичок» ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} позволило установить, во-первых, эффект стимуляции роста корня при концентрации 5 ОДК исследуемых поллютантов (табл. 3).

Таблица 3

Результаты совокупного воздействия ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} в виде двойных систем на биометрические показатели 21-дневных растений ячменя сорта «Новичок» при различных концентрациях в модельном эксперименте

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Cd^{2+} (5 ОДК) + Cu^{2+} (5 ОДК)	22,7±6,5	4,6±0,6	23,2±3,1
33	Cd^{2+} (10 ОДК) + Cu^{2+} (10 ОДК)	13,5±4,1	5,3±0,6	25,2±3,0
44	Cd^{2+} (50 ОДК) + Cu^{2+} (50 ОДК)	–	3,6±0,6	6,0±1,0*
55	Cd^{2+} (100 ОДК) + Cu^{2+} (100 ОДК)	–	2,3±0,5*	1,5±0,4*

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

Во-вторых, концентрации 50 и 100 ОДК при совместном присутствии ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} оказались губительными для корневой системы ячменя сорта «Новичок». Полученные результаты свидетельствуют и о том, что суммационное воздействие ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} , существенно начинает проявляться на

росте стебля и листьев исследуемого растения при концентрации их 50 ОДК. Более значительное поглощение меди проростками растений ячменя сорта «Новичок» в сравнении с кадмием можно объяснить тем, что ионы меди относятся к незаменимым микроэлементам, способствуют образованию хлорофилла, являющегося активатором ферментов, связанных с окислительно – восстановительными реакциями. Кроме того, авторами в работе установлено, что при концентрации ионов $Cd^{2+} \leq 400$ мкМ в листьях содержание ионов меди в них значительно уменьшается [9].

Таким образом, комбинация ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} при различных их концентрациях позволила выявить эффекты суммации, проявляющиеся как в стимулировании роста корневой системы при концентрации 5 ОДК данных ионов, так и в ингибировании корневой системы, а также снижение роста, развития стебля и листьев при концентрации ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} 50 и 100 ОДК.

Таблица 4

**Результаты совокупного воздействия ионов Pb^{2+} и Zn^{2+}
в виде двойных систем на биометрические показатели 21-дневных
растений ячменя сорта «Новичок» при различных концентрациях
в модельном эксперименте**

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Pb^{2+} (5 ОДК) + Zn^{2+} (5 ОДК)	9,6±2,7	5,0±1,3	17,8±5,3
33	Pb^{2+} (10 ОДК) + Zn^{2+} (10 ОДК)	8,8±2,4	5,2±1,0	19,9±5,6
44	Pb^{2+} (50 ОДК) + Zn^{2+} (50 ОДК)	1,2±0,4*	3,2±0,9	7,6±0,9*
55	Pb^{2+} (100 ОДК) + Zn^{2+} (100 ОДК)	–	2,0±0,4	4,1±1,1*

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

Из данных, представленных в табл. 4, следует, что наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется при сочетанном воздействии ионов свинца и цинка в варианте с концентрацией 50 ОДК (вариант № 4). Разница в ингибировании роста корня ячменя в сравнении с контролем составляет 11 раз относительно контроля. Причем выявлены достоверные отличия относительно контроля. Ионы Pb^{2+} и Zn^{2+} в концентрации 100 ОДК (вариант № 5) при сочетанном воздействии являются губительными для развития корневой системы ячменя. При выявлении сочетанного воздействия данных поллютантов на рост надземных частей ячменя обнаружилось, что комбинации ионов свинца и цинка при концентрациях 50 и 100 ОДК оказывают подавляющее действие на развитие стебля и листьев растения, т. е. в 2 и 3 раза снижается их рост стебля и 3 и 6 раз длина листьев по сравнению с контролем.

Таблица 5

**Результаты совокупного воздействия ионов Cd^{2+} и Zn^{2+}
в виде двойных систем на биометрические показатели 21-дневных
растений ячменя сорта «Новичок» при различных концентрациях
в модельном эксперименте**

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Cd^{2+} (5 ОДК) + Zn^{2+} (5 ОДК)	10,8±2,8	5,5±0,7	21,0±4,0
33	Cd^{2+} (10 ОДК) + Zn^{2+} (10 ОДК)	3,0±0,6*	5,0±1,3	17,1±4,6
44	Cd^{2+} (50 ОДК) + Zn^{2+} (50 ОДК)	1,7±0,5*	2,2±0,5*	7,9±1,5*
55	Cd^{2+} (100 ОДК) + Zn^{2+} (100 ОДК)	–	1,6±0,1*	–

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

Из данных, представленных в таблице 5, следует, что еще более сильное совокупное воздействие проявляется при комбинации ионов Cd^{2+} и Zn^{2+} . Наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется при сочетанном воздействии ионов кадмия и цинка в вариантах с концентрацией 10 и 50 ОДК (варианты № 3 и 4). Разница в ингибировании роста корня ячменя при данных концентрациях составляет 4,5 и 8 раз относительно контроля.

Ионы Cd^{2+} и Zn^{2+} в концентрации 100 ОДК (вариант № 5) при сочетанном воздействии являются губительными для развития корневой системы ячменя. При этом следует отметить, что существует антагонистическое взаимодействие между кадмием и цинком при транслокации данных ионов в корневую систему растений. Вследствие чего, токсический уровень кадмия тормозит поглощение растениями цинка, который является незаменимым питательным элементом для ячменя [9, 10].

При выявлении сочетанного воздействия данных поллютантов на рост надземных частей ячменя обнаружилось, что комбинации ионов кадмия и цинка при концентрациях 50 и 100 ОДК оказывают подавляющее действие на развитие стебля растения. Разница в ингибировании роста стебля ячменя в сравнении с контролем составляет 3 и 4 раза. При этом выявлены достоверные отличия относительно контроля. Комбинации ионов кадмия и цинка при концентрации 50 ОДК ингибирует длину листьев в 3 раза соответственно относительно контроля, а концентрация этих ионов 100 ОДК – губительна для растения.

**Результаты совокупного воздействия ионов Cu^{2+} и Zn^{2+}
в виде двойных систем на биометрические показатели 21-дневных
растений ячменя сорта «Новичок» при различных концентрациях
в модельном эксперименте**

№	Варианты	Длина корня, см	Длина стебля, см	Длина листьев, см
11	Контроль	13,5±3,8	6,4±1,8	23,2±6,4
22	Cu^{2+} (5 ОДК) + Zn^{2+} (5 ОДК)	1,7±0,3*	4,4±1,1	7,9±0,8*
33	Cu^{2+} (10 ОДК) + Zn^{2+} (10 ОДК)	3,2±0,9*	6,3±1,1	17,3±3,7
44	Cu^{2+} (50 ОДК) + Zn^{2+} (50 ОДК)	–	1,6±0,1*	3,1±0,6*
55	Cu^{2+} (100 ОДК) + Zn^{2+} (100 ОДК)	–	–	–

Примечание: * – различия между вариантом и контролем достоверны при $p \leq 0,05$.

Наибольшее подавление роста корневой системы ячменя проявляется при сочетанном воздействии ионов меди и цинка при всех вариантах концентраций 5 ОДК (табл. 6). Причем выявлены достоверные отличия относительно контроля. Антагонизм данной комбинации поллютантов может быть обусловлен конкуренцией за поглощение ионов поверхностью корня растения, поскольку и цинк, и медь являются незаменимыми микроэлементами для регуляции ферментативной системы растения. Известно, что при действии цинка даже в относительно невысоких концентрациях (100 мкМ) уменьшается количество меди в корнях [11]. Ионы Cu^{2+} и Zn^{2+} в концентрации 100 ОДК (вариант № 5) при сочетанном воздействии являются губительными для развития корневой системы ячменя, а при концентрациях 50 и 100 ОДК оказывают подавляющее действие на развитие стебля и листьев данного растения.

Таким образом, токсичными для 21-дневных растений ячменя оказались комбинации ионов меди и цинка, кадмия и цинка, кадмия и меди в концентрациях 50 и 100 ОДК. Растения ячменя при данных концентрациях не проросли, так как они испытали сильнейшее совокупное воздействие данных поллютантов.

Совместное присутствие ионов кадмия и свинца при концентрациях 5, 10, 50, 100 ОДК не опасно для исследуемого растения – ячменя сорта «Новичок», поскольку не вызывает при данных концентрациях процессов ингибирования в развитии корневой системы, стебля и листьев.

Наиболее губительным для корневой системы ячменя сорта «Новичок» оказалось совместное присутствие ионов Cd^{2+} и Cu^{2+} при концентрации 50 и 100 ОДК. Данный факт позволяет сделать вывод о том, что совместное присутствие в почве соединений кадмия и меди при концентрации уже выше 5 ОДК усиливает процессы ингибирования корневой системы и надземной части растения.

Выполнено в рамках госзадания Института биологии Коми НЦ УрО РАН № 0414-2018-0003.

Литература

1. Колесников, С. И. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами [Текст] / С. И. Колесников, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков. Ростов н/Д: Изд-во «СКНЦ ВШ», 2000. 232 с.
2. Самохвалова, В. Л. Применение антидотов при загрязнении системы почва – растение тяжелыми металлами [Текст] / В. Л. Самохвалова // *Экология та ноосферология*. 2004. Т. 15. № 1–2. С. 49–58.
3. Белюченко, И. С. Вопросы защиты почв в системе агроландшафта [Текст] / И. С. Белюченко // *Научный журнал КубГАУ*. 2014. № 95(01). С. 1–32.
4. Черных, Н. А. Загрязнение почв тяжелыми металлами и качество растениеводческой продукции [Текст] / Н. А. Черных, И. С. Челтыгмашева, Ю. И. Баева // *Вестник РУДН*. 2003. № 9. С. 179–187.
5. Astolfi, S. Effect of cadmium on the metabolic activity of *Avena sativa* plants grown in soil or hydroponic culture [Text] / S. Astolfi, S. Zuchi, C. Passera // *Biol. Plant*. 2004. V. 48. № 3. P. 413–418.
6. Петросян, В. С. Химия и токсикология окружающей среды [Текст] / В. С. Петросян, Е. А. Шувалова. М.: ООО «Буки Веди», 2017. 640 с.
7. Ильин, Б. В. Тяжелые металлы в системе почва – растение [Текст] / Б. В. Ильин. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.
8. Шихова, Л. Н. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России [Текст] / Л. Н. Шихова, Т. Л. Егошина. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.
9. Yang, X. E. et al. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [Text] // *Plant Soil*. 2004. V. 259. P. 181–189.
10. Metwally, A. et al. Genotypic variation of response to cadmium toxicity in *Pisum sativum* L. [Text] // *J. Exp. Bot*. 2005. V. 56. N 409. P. 167–178.
11. Устойчивость растений к тяжелым металлам [Текст] / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 170 с.

ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ ТЕРРИТОРИИ ЗАКАЗНИКА «ПИЖЕМСКИЙ» С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИС-ТЕХНОЛОГИЙ

*Т. А. Адамович¹, В. В. Рутман¹, Н. В. Васильевых¹,
Ю. А. Злобина¹, В. П. Савиных^{1,2}*

¹ *Вятский государственный университет, ttjnadamvich@rambler.ru,*

² *Московский государственный университет геодезии и картографии*

Государственный природный заказник «Пижемский» регионального значения был создан как гидрологический заказник еще в 1990 году на территории Котельничского, Тужинского, Пижанского, Арбажского и Советского муниципальных районов вдоль рек Немда и Пижма. Общая длина границы заказника составляет 434 км; общая площадь заказника – 30847,94 га. Территория заказника включает р. Пижму и р. Немду. Река Пижма является круп-

ным правым притоком р. Вятки, впадающим в нее в 400 км от устья около г. Советска. Основное направление течения реки – с запада на восток. Водные объекты ООПТ, как правило, не подвержены антропогенному воздействию, что позволяет оценивать их современное гидроэкологическое состояние как «условно фоновое» [1].

Исследование направлено на исследование содержания тяжелых металлов в водных объектах территории заказника «Пижемский», обработку полученных результатов с использованием ГИС-технологий.

Геоинформационная система (ГИС) – современная компьютерная технология для изучения и анализа закономерностей окружающей среды. Эта технология объединяет традиционные операции работы с базами данных, такими как запрос и статистический анализ, с преимуществами полноценной визуализации и пространственно-временного анализа географических процессов. Сущность ГИС состоит в том, что она позволяет так или иначе собирать пространственные данные, создавать базы данных, вводить их в компьютерные системы, хранить, обрабатывать, преобразовывать и выдавать по запросу пользователя чаще всего в картографической форме, а также в виде таблиц, графиков, текстов [2]. В работе использовали метод локализованных диаграмм для оценки содержания тяжелых металлов в пробах воды. Локализованные диаграммы характеризуют явления, имеющие сплошное или полосное распространение, с помощью графиков и диаграмм, помещаемых в пунктах наблюдения (измерения) этих явлений. Локализованные диаграммы характеризуют не только пункты наблюдения, но и прилегающую к ним территорию.

Исследование по определению содержания тяжелых металлов проводилось для целей экологического мониторинга ООПТ. Отбор проб производили в июле 2017 г. (рис. 1).

Пробы воды отбирали с глубины 0,3 м с помощью стеклянного батометра в пластиковые бутылки объемом 1,5 л. Анализ проб проводили в научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета. Массовую концентрацию ионов тяжёлых металлов определяли методом инверсионной вольтамперометрии на вольтамперометрическом анализаторе «Экотест-ВА» [3].

Полученные в ходе химического анализа концентрации тяжёлых металлов сравнивали с ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения [4].

Результаты проведенных исследований проб воды на содержание тяжёлых металлов представлены на рисунке 2.

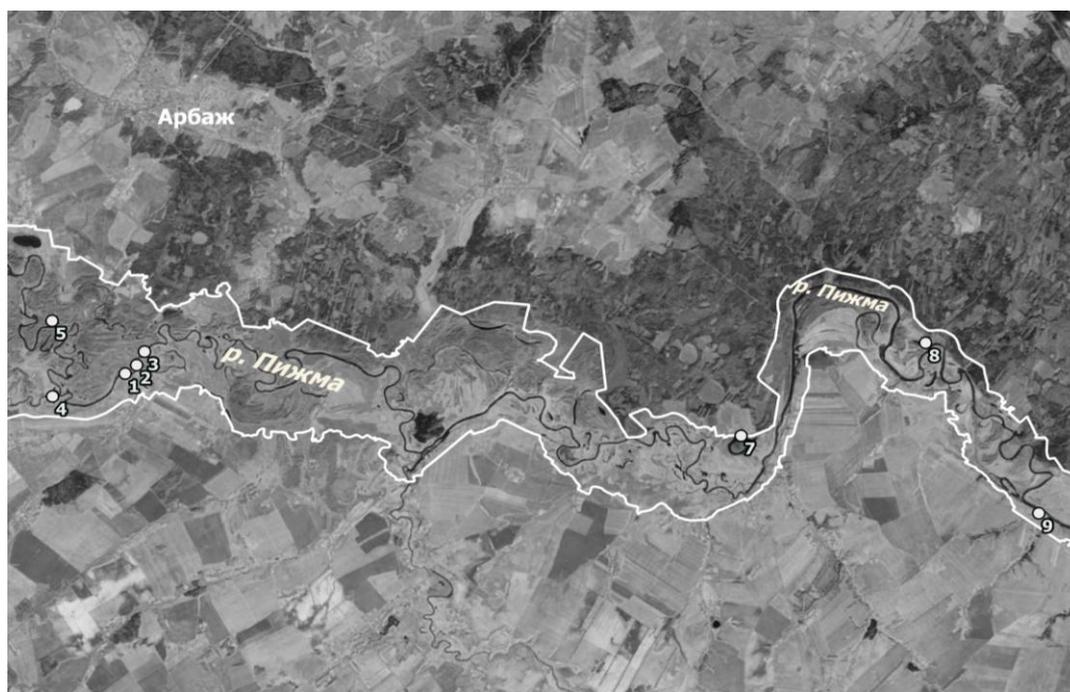


Рис. 1. Карта-схема участков отбора проб воды в заказнике «Пижемский». Граница заказника обозначена белой линией

Примечание: № 1, 2, 3 – р. Пижма вблизи села Вынур; № 4 – устье р. Ярань; № 5 – озеро вблизи д. Коктыш; № 7 – оз. Черное; № 9 – озеро вблизи д. Борок; № 9 – р. Пижма вблизи д. Лесниково.

Наиболее значительные концентрации характерны для цинка и никеля в исследуемых водных объектах. Особенно много цинка в оз. Чёрное и р. Ярань. Заметен резкий спад содержания цинка после впадения в р. Пижму реки Вынурка. Вблизи берега р. Пижмы содержание этого металла значительно меньше, чем в средней части течения реки. В пробах № 3, 4, 7, 8 и 9 содержание цинка значительно превышает ПДК. Содержание никеля в разы превышает ПДК во всех пробах. Значительно высокая концентрация этого металла отмечена в р. Пижме, как в верхнем, так и в нижнем течении. Значительно высокое содержание меди в озере вблизи деревни Борок (№ 9) и в оз. Чёрное (№ 7). Также отмечено повышенное значение концентрации этого металла в верхнем течении р. Пижмы (№ 1, 2, 3). В этих пробах концентрация меди превышает ПДК. В остальных исследуемых пробах содержание меди незначительное. Высокие значения концентраций данных элементов могут быть связаны с выщелачиванием их при выветривании коренных пород. Концентрация марганца, свинца, кадмия во всех исследуемых пробах воды значительно ниже ПДК для водоёмов рыбохозяйственного назначения. Такое распределение концентрации тяжёлых металлов может быть обосновано наличием протоков между озёрами и реками и сезонным повышением уровня воды в заказнике.

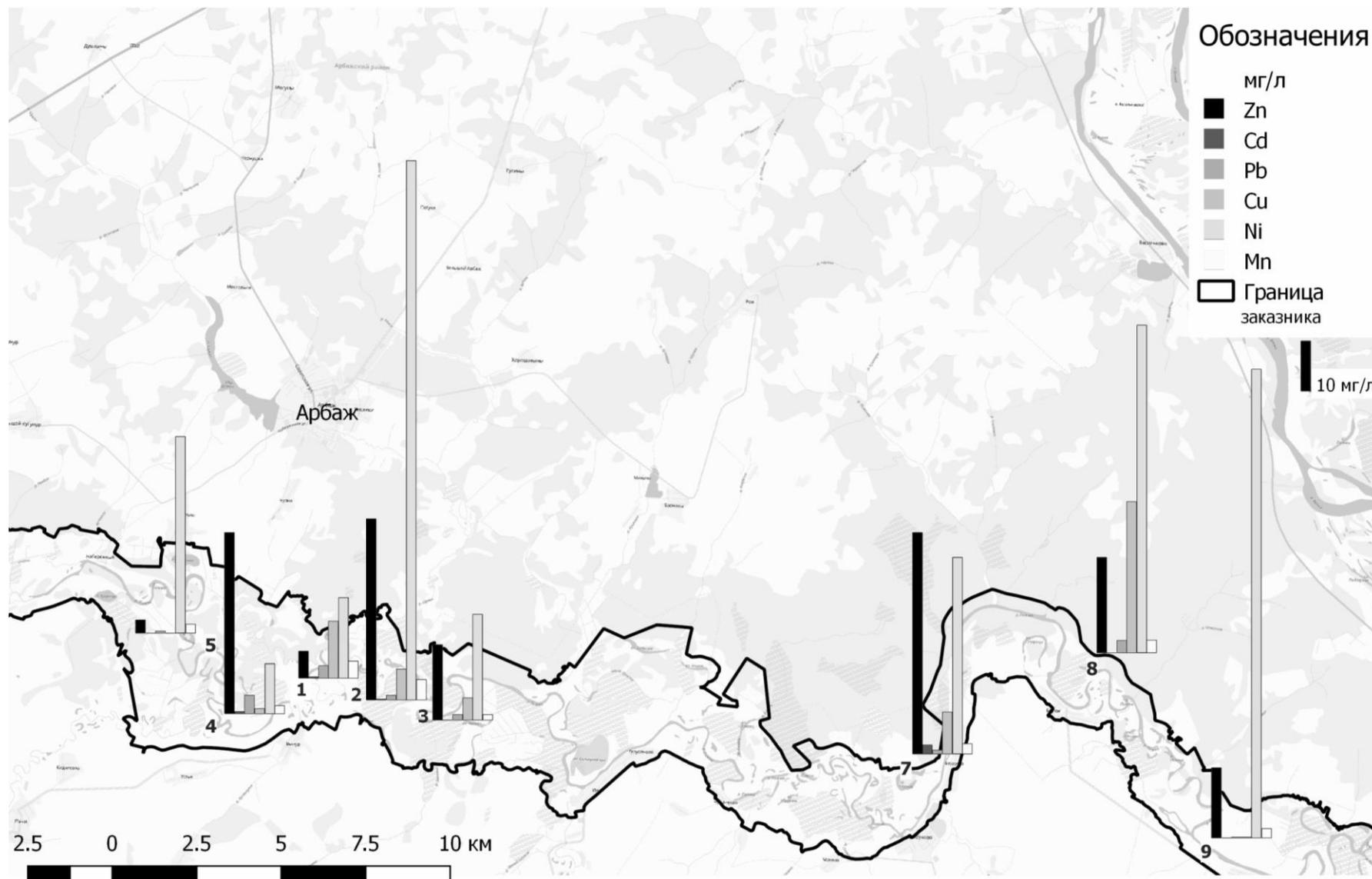


Рис. 2. Диаграммы содержания тяжелых металлов в пробах воды в заказнике «Пижемский»

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки молодых российских учёных МК-2120.2017.5.

Литература

1. Рысаева И. А., Двинских А. П. Особенности макрокомпонентного состава вод озёр Раифского участка Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника // Вестник АГУ. Вып. 4. Майкоп: Изд-во АГУ, 2013. С. 88–94.
2. Геоинформатика: Учебник для ВУЗов / Под ред. В. С. Тикунова. М.: Издательский центр «Академия», 2005. 480 с.
3. ФР.1.31.2011.10126 Массовая концентрация меди, свинца, кадмия, цинка, висмута, марганца, никеля и кобальта в питьевых, минеральных, природных, морских и очищенных сточных водах. Измерения методом инверсионной вольтамперометрии, 2011.
4. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. М.: ТОО «Мединор», 1995. 220 с.

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ОКИСЛИТЕЛЬНУЮ АКТИВНОСТЬ БАКТЕРИЙ *PARACOCCUS YEELI*, ИММОБИЛИЗОВАННЫХ В ГИДРОГЕЛЬ ХИТОЗАНА

Л. А. Цибизова, Н. Ю. Юдина

Тулский государственный университет, lucytula1313@gmail.com

В природной воде водоемов всегда присутствуют органические вещества. Природными источниками органических веществ являются разрушающиеся останки организмов растительного и животного происхождения. Кроме природных, существуют также техногенные источники органических веществ: транспортные предприятия (нефтепродукты), целлюлозно-бумажные и лесоперерабатывающие комбинаты (лигнины), мясокомбинаты (белковые соединения), сельскохозяйственные стоки и т. д. [1].

В процессе биохимического окисления органических веществ в воде происходит уменьшение концентрации растворенного кислорода, и эта убыль косвенно является мерой содержания в воде органических веществ. Соответствующий показатель качества воды, характеризующий суммарное содержание в воде органических веществ, называется биохимическим потреблением кислорода (БПК) [2].

Для увеличения стабильности биорецепторного элемента применяют различные методы иммобилизации биоматериала. Одним из наиболее эффективных методов иммобилизации целых клеток является включение их в гели, так как полимерные гели предотвращают вымывание клеток микроорганизмов и обеспечивают доступ субстратов и кислорода [3].

Для иммобилизации микроорганизмов в данной работе был выбран метод включения в гидрогель хитозана. Полисахарид хитозан обладает биосовместимостью, гидрофильностью и биоразлагаемостью. Растворимость хитозана в разбавленных водных растворах кислот, наряду с волокно- и пленкооб-

разующей способностью и наличием реакционноспособных аминогрупп облегчает модификацию этого полимера. Модификация бифункциональными сшивающими реагентами позволяет получить на основе хитозана пленки, нерастворимые в воде [4].

Для формирования биорецепторного элемента использовали бактерии *Paracoccus yeei*. Данный выбор обусловлен присутствием этого вида бактерий в активном иле, который осуществляет очистку сточных вод. Бактерии *Paracoccus yeei* являются облигатными аэробами, неферментирующими грамотрицательными кокками (диаметром 0,5–0,9 мкм), неподвижны и не образуют спор. Являются слабыми галофилами, предпочитают нейтральную среду, окисляют широкий круг органических соединений.

Промышленная деятельность нашего региона оказывает влияние на уровень загрязнения водоемов ионами тяжелых металлов. Наличие ионов тяжелых металлов в анализируемых образцах воды может отразиться на правильности определения биохимического потребления кислорода с помощью БПК-биосенсоров, поскольку микроорганизмы, входящие в состав биорецепторного элемента, могут быть подвержены токсическому действию ионов тяжелых металлов. Таким образом, актуальной задачей является выявление меры токсического действия тяжелых металлов на окислительную активность иммобилизованных микроорганизмов в составе БПК-биосенсора.

Изменение концентрации кислорода, возникающие вследствие протекания процесса окисления субстрата иммобилизованными микроорганизмами, измеряли с помощью специального преобразователя – многофункционального анализатора «Эксперт-009», используя кислородный датчик.

Для изучения ингибирующего действия соединений тяжелых металлов была исследована зависимость окислительной способности бактерий *Paracoccus yeei* от присутствия в растворе ионов Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Co^{2+} в диапазоне концентраций, превышающих ПДК рыбохозяйственных водоемов от 1 до 100 раз. Измеряемым параметром был ответ биосенсора на добавление глюкозо-глутаматной смеси (ГГС) в присутствии солей (рис.).

При добавлении ионов тяжелых металлов с концентрацией 1 ПДК наблюдалось значительное уменьшение ответа по сравнению с холостым опытом. Также можно отметить, что ответы биосенсора на последующее увеличение концентрации ионов тяжелых металлов изменялись незначительно.

Наибольшее влияние на дыхательную активность иммобилизованных бактерий оказывает присутствие в кювете ионов Cu^{2+} , снижение ответов при повышении ПДК в 100 раз составляет 66%. Присутствие в системе солей Cd^{2+} и Pb^{2+} вызывает снижение ответов сенсора в 1,5 раза. При превышении ПДК в 100 раз для ионов Co^{2+} и Ni^{2+} снижение ответов составляет не более 20%, что может свидетельствовать о стресс-устойчивости бактерий *Paracoccus yeei* к этим тяжёлым металлам.

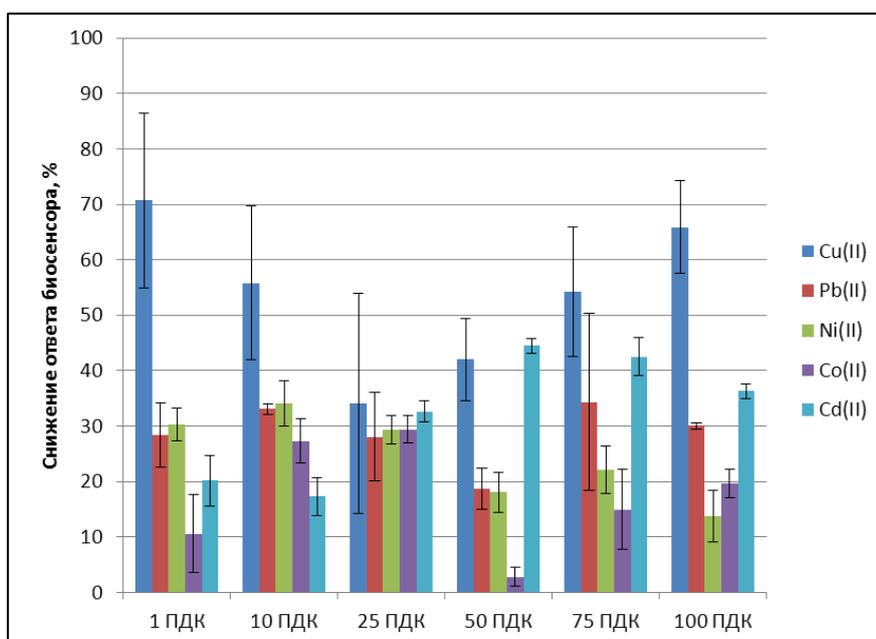


Рис. Влияние ионов тяжелых металлов на окислительную активность бактерий *Paracoccus yeei*

Проведено определение основных характеристик БПК-биосенсора на основе иммобилизованных бактерий *Paracoccus yeei* до и после воздействия ионами тяжелых металлов (табл.).

Таблица

Сравнение основных параметров БПК-биосенсора до и после воздействия ионами тяжелых металлов

Характеристики	До воздействия ионами тяжелых металлов	После воздействия ионами тяжелых металлов
Нижняя граница определяемых содержаний БПК, мг/дм ³	0,25	10
Верхняя граница определяемых содержаний БПК (константа Михаэлиса), мг/дм ³	5,2±0,7	40±10
Коэффициент чувствительности *10 ⁻⁵ , с ⁻¹	120±8	20±5
Операционная стабильность, %	4,2	6,7

После воздействия ионами тяжелых металлов чувствительность БПК-биосенсора уменьшается в 6 раз, а нижняя граница определяемых содержаний БПК увеличивается в 40 раз, что в значительной степени ухудшает характеристики биосенсора для определения биохимического потребления кислорода.

Показано, что в присутствии ионов тяжелых металлов окислительная способность бактерий *Paracoccus yeei*, иммобилизованных в гидрогель хитозана, уменьшается. Таким образом, биорецепторы на их основе можно использовать в качестве тест-объектов для проверки токсичности сточных вод, в том числе и для определения присутствия ионов тяжелых металлов.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №17-74-10078).

Литература

1. Шахова Ф. А., Фахретдинова И. Ф., Мухамадеева А. И. Определение растворенного кислорода и биохимического потребления кислорода в воде. Уфа, 2010. 5 с.
2. Понаморева О. Н., Решетиллов А. Н., Алферов В. А., Бабкина Е. Е., Арляпов В. А., Алферов С. В. Основы функционирования биосенсоров // Учебное пособие для студентов. Тула: Изд-во Тульского государственного университета, 2011. 206 с.
3. Buenger D., Topuz F., Groll J. Hydrogels in sensing applications // Progress in Polymer Science. 2012. Т. 37. № 12. С. 1678–1719.
4. Перминов П. А. Закономерности взаимодействия хитозана с глутаровым альдегидом и их использование при получении ферментсодержащих полимерных материалов: Автореф. дис. ... канд. хим. наук. 2007.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СОПРЯЖЕННЫХ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО И НАЗЕМНОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

А. А. Комаров¹, А. А. Комаров²

¹ ФГБНУ Агрофизический институт,

² ФГБНУ ЛенНИИСХ «Белогорка», Zelenydar@mail.ru

В настоящее время современные спутниковые системы все шире используются в различных направлениях изучения природных ресурсов и динамики природных явлений, в том числе и при проведении экологического мониторинга состояния окружающей среды. При этом данные дистанционного зондирования (ДДЗ) обеспечивают большую обзорность, получение данных в динамике, высокую скорость получения и передачи изображений, а также возможность применения комплексного анализа и оценки динамики развития явлений на основе оперативного картографирования [1, 2].

Вместе с тем для дешифровки ДДЗ требуются сопряженные наземные исследования, позволяющие идентифицировать тот или иной объект (в среде весьма близких). В противном случае информативные ДДЗ лишь только «красивые картинки», которые нуждаются в понимании того, что же на них изображено.

В целях идентификации ДДЗ в сети тестовых полигонов Ленинградской области [3] проводилась сопряженная во времени и пространстве дистанционная и наземная оценка состояния растительного покрова. Дистанционное зондирование при проведении агроэкологического мониторинга осуществлялось с использованием современных космических ресурсов, представленных на сервере «Вега-сервис» Института Космических исследований. Сопряженно с получением ДДЗ проводились наземные исследования на тех же площадях. На каждом участке землепользования (площадью около 10 га) с определенными координатами местности проводилась оценка состояния растительного покрова (состояния посевов).

Анализ состояния посевов осуществлялся с использованием наиболее информативного показателя – вегетационного индекса NDVI. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) – нормализованный относительный

индекс, который используется для комплексной оценки состояния агроэкосистем, состояния растительности (развития сельскохозяйственных культур), оценки изменений плодородия почв [1, 2]. Это один из самых распространенных и применяемых индексов для решения задач, использующих как качественные, так и количественные оценки состояния растительного покрова и плодородия почв.

NDVI вегетационный индекс вычисляется по следующей формуле:

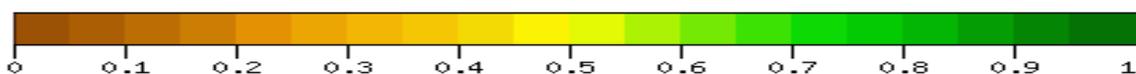
$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

где, NIR – отражение в ближней инфракрасной области спектра; RED – отражение в красной области спектра.

Как известно [2], типичные сельскохозяйственные культуры отличаются сильным поглощением в видимой части спектра (от 0,4 до 0,7 мкм), высокой отражательной способностью в ближнем инфракрасном диапазоне и характерными окнами поглощения на длинах волн 1,45, 1,95 и 2,6 мкм. Спектральные характеристики листового полога зависят от его структуры и других факторов – например, от листовой поверхности, плотности посевов, стадии роста, климатических условий и т. п. Различные виды растительности отличаются строением, вегетационным периодом и другими характеристиками, которые по-разному проявляются на космических снимках. Некоторые из этих характеристик используются для оценки посевных площадей, прогноза урожая и определения состояния растительности. Хорошим индикатором зрелости сельскохозяйственных культур является отношение спектральных яркостей в ближнем инфракрасном и красном диапазонах [1–2].

Ниже представлены данные динамики изменения состояния растений по вегетационному индексу NDVI. Оценка производилась с помощью космических снимков на одном из тестовых полигонов [3]. Тестовый полигон ЗАО «Мельниково» Приозерского района Ленинградской области имел следующие координаты 60°51'–60°52' северной широты и 29°48'–29°49' восточной долготы. Сопряженные наземные наблюдения на этом же полигоне осуществлялись в динамике через 7–10 дней в течение каждого вегетационного сезона. Подобные исследования позволяют выявить изменения в состоянии роста и развития растений, зоны неоднородностей на каждом поле, засоренность посевов и другие особенности. Сравнительный анализ ростовых процессов для разных вегетационных сезонов (2016–2017 гг.) представлен на следующих снимках.

Шкала вегетационного индекса



Состояние растительного покрова 05.2016 г.



05.2017 г.

Оценивая состояние растительного покрова по вегетационному индексу можно отметить, что в начале вегетационного сезона (май) в 2017 г. складывались более благоприятные условия для развития трав, чем в 2016 г. Последнее отчетливо видно на представленных снимках.

В июне, к периоду первого укоса, на элементарных участках 3–4 (где в течение 2-х лет росли многолетние травы) в условиях 2017 г. сформировался более мощный травостой, чем на тех же участках в 2016 г. Последнее подтверждается как ростом показателя NDVI на 0,07–0,1, так и сопряженными наземными измерениями.



Состояние растительного покрова на 06.2016 г.



06.2017



Состояние растительного покрова на 07.2016 г.



07.2017 г.

После проведения первого укоса на элементарных участках с многолетними травами в 2017 г. отмечается более интенсивное отрастание отавы в 2017 г., чем в 2016 г. Подобное заключение сделано на основании как наземных наблюдений, так и по данным вегетационного индекса (изменяющегося на 0,1–0,17 единицы).



Состояние растительного покрова на 08.2016 г.



08.2017 г.

К августу (период второго укоса) состояние растительного покрова на сопоставимых участках с вегетирующими многолетними травами в условиях 2017 г. было лучшим, чем в аналогичных условиях 2016 г., что подтверждает рост вегетационного индекса в 2017 на 0,05–0,08 единиц.



Состояние растительного покрова на 09.2016 г.



09.2017 г.

Рис. 1. Оценка динамики состояния растений с помощью вегетационного индекса

В конце вегетационного периода (сентябрь) в условиях сезона 2017 г. наблюдалось снижение показателей вегетационного индекса (относительно данных 2016 г.) на 0,04–0,11 единиц. Снижение вегетационного индекса характеризует уменьшение процессов фотосинтеза, торможение роста и развития вегетирующих растений, что благоприятно для перехода многолетних трав в состояние покоя и подготовки растений к перезимовке

Данные урожайности, представленные в таблице, согласуются с показателями дистанционного зондирования.

Биологическая урожайность многолетних трав (ц/га)

Год оценки	Элементарные участки				Среднее значение
	1	2	3	4	
2017 г.	178*	185*	286	310	
2016 г.	–	–	234	278	256

Сравнивая показатели урожайности многолетних трав за 2016 и 2017 гг. можно отметить рост продуктивности на элементарных участках старовозрастного травостоя на 11–22% при снижении показателей на участках залужения (участки 1–2) с травостоем первого года использования.

Сопряженные ДДЗ и наземных измерений позволяют перейти к количественной оценке продуктивности выращиваемых растений, оптимизировать сроки уборки урожая и обеспечить получение качественного урожая.

Литература

1. Воробьева А. А. Дистанционное зондирование. С-Пб., 2012. 168 с.
2. Сурыгина Е. Н. Дистанционное зондирование земли. Иркутск: ИГУ, 2013. 165 с.
3. Комаров А. А., Суханов П. А. О мониторинге плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения в условиях Ленинградской области // Известия СПбГАУ. 2011. № 21. С. 11–17.

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ЗАРОСЛЕЙ БОРЩЕВИКА СОСНОВСКОГО ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ

*В. В. Рутман¹, Г. Я. Кантор^{1,2}, Т. А. Адамович¹, Е. В. Товстик¹,
Т. Я. Ашихмина^{1,2}*

¹ *Вятский государственный университет,*

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

Бесконтрольное распространение борщевика Сосновского является одной из острых экологических проблем современной России и, в частности, Кировской области. Объективная оценка и прогнозирование масштабов инвазии, а также эффективности мер борьбы с этим опасным растением практически невозможно без использования методов дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) при помощи летательных аппаратов и искусственных спутников Земли. В данной работе рассматриваются способы автоматического поиска зарослей борщевика по данным ДЗЗ. Были применены методы автоматической классификации изображений с использованием существующего программного обеспечения, описана разработка собственной программы для компьютера. Цель исследования: разработать алгоритм автоматической идентификации сообществ вида борщевик Сосновского по цифровым снимкам со спутников или летательных аппаратов.

Распространение борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) на территории Кировской области является одной из важных про-

блем региона. Борьба с этим растением – одно из приоритетных направлений природоохранной деятельности, поскольку борщевик не только является опасным для здоровья человека растением, но и действует губительно на естественные экосистемы региона. На территориях, заросших борщевиком, нарушаются естественные сукцессионные процессы. В основном борщевик захватывает заброшенные пашни и пастбища, а также вырубки. Особенно эффективно этот вид распространяется по придорожным полосам. По данным статистики, площади зарастания в России увеличиваются в среднем на 10% ежегодно [1].

Создание и уточнение карт распространения борщевика по территориям, годам и сезонам года позволят дать оценку масштабов проблемы, спрогнозировать распространение и предложить эффективные методы борьбы с рассматриваемым видом. В настоящее время не существует полных, точных и достоверных карт распространения борщевика.

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН (И. В. Далькэ, И. Ф. Чадин, Е. Г. Мади) предпринял первую попытку картирования распространения инвазивных видов на примере борщевика Сосновского. Был создан геопортал РИВР (<https://ib.komisc.ru/add/rivr/>), где каждый желающий может отметить в виде точек места распространения борщевика. К точке прикрепляется дата обнаружения, фотография места и сведения о растениях. Данные ресурса не дают точных сведений о полной картине распространения борщевика, однако служат опорным материалом для дальнейшего поиска решений по составлению карт [2].

В качестве основного материала настоящего исследования выступили снимки со спутников Sentinel-2. Для получения крупномасштабных аэрофотоснимков использовались квадрокоптеры DJI Phantom 3 и 4. Исходя из данных системы РИВР и собственных полевых наблюдений, были выявлены участки земли с зарослями борщевика Сосновского. Крупные скопления особей борщевика были отмечены вблизи городов Кировской области Кирово-Чепецк, Орлов, Нолинск, Советск, пос. Фалёнки, с. Летка в Республике Коми. Контуры зарослей борщевика были зафиксированы при помощи навигационного приёмника GPS и нанесены на карту. Для составления карт использовали программный комплекс QGIS. На данные территории были получены снимки со спутников, свободно распространяемые через интернет. Лучшие из доступных мультиспектральных снимков имеют пространственное разрешение 10 м. Для обработки космических снимков использовали программы ENVI 5.2 и ScanEx Image Processor. На основании информации о существующих зарослях борщевика было проведено обучение программных комплексов для поиска аналогичных зон на других территориях с использованием различных методов классификации.

В работе [3] для распознавания борщевика Сосновского было предложено использование 3-х спектральных каналов видимой части спектра (синий, зелёный и красный). Наш опыт показал, что наиболее эффективный ре-

зультат даёт комбинация синего, зелёного и ближнего инфракрасного каналов спутника Sentinel-2 с пространственным разрешением 10 м.

При использовании программы ScanEx Image Processor автоматическая классификация снимков проводилась по трём спектральным каналам методами нейронного газа (рис. 1) без обучения и NeRIS с обучением [4]. Цветущий борщевик резко выделяется на снимке в виде пятен разброса пикселей (рис. 2).



Рис. 1. Космический снимок Sentinel 2 от 23.08.2017, классифицированный методом нейронных сетей

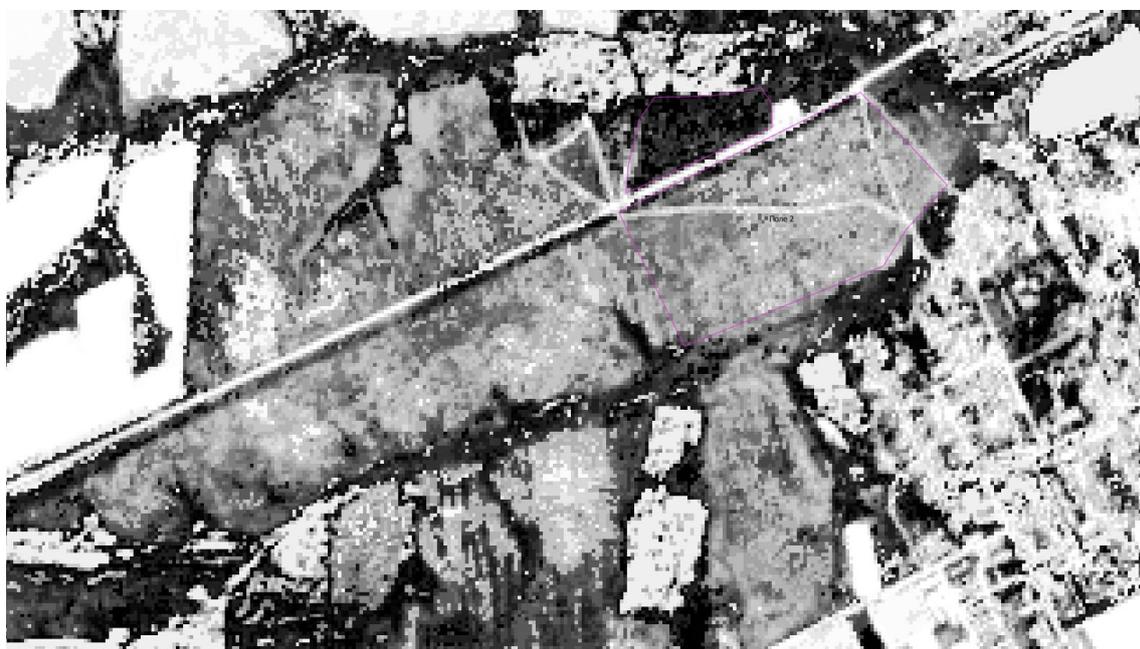


Рис. 2. Заросли борщевика Сосновского на классифицированном снимке Sentinel 2 от 23.08.2017

Для анализа фотоснимков с квадрокоптера нами была разработана программа для операционной системы Windows (рис. 3), обнаруживающая летние соцветия борщевика по их характерной форме и цвету с использованием технологии распознавания графических объектов по форме контура. Параллельно с распознаванием ведётся подсчёт количества обнаруженных особей и занятой ими площади [5].

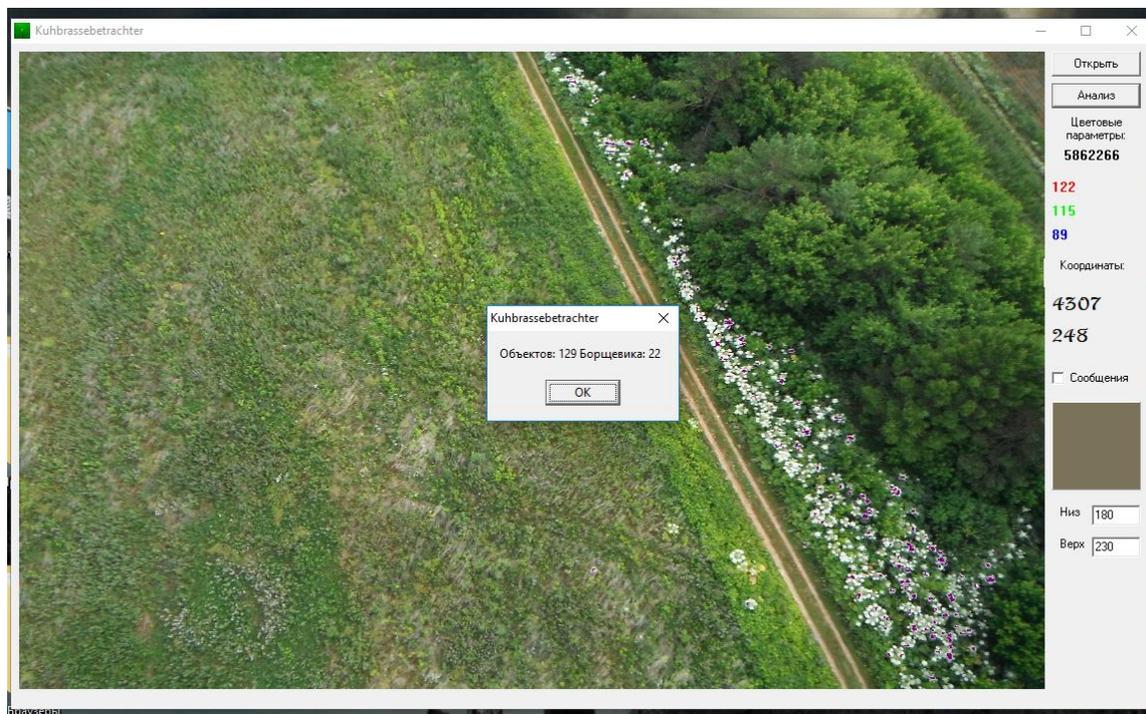


Рис. 3. Программа распознавания цветущего борщевика на аэроснимке

Дальнейшее совершенствование алгоритмов поиска борщевика на космических и аэрофотоснимках позволит получить полную и объективную картину распространения этого опасного вида, что необходимо для ведения мониторинга, планирования и осуществления практических мероприятий по борьбе с борщевиком Сосновского и другими вредными инвазивными видами растений.

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки молодых российских учёных МК-2880.2018.5.

Литература

1. Методические рекомендации по борьбе с неконтролируемым распространением растений борщевика Сосновского / Сост. И. В. Далькэ, И. Ф. Чадин Сыктывкар: Инф.-изд. отдел Института биологии Коми НЦ УрО РАН, 2008. 28 с.
2. Чадин И. Ф., Далькэ И. В., Захожий И. Г., Малышев Р. В., Мадиев Е. Г., Кузванова О. А., Кириллов Д. В., Елсаков В. В. Моделирование географического распространения борщевика Сосновского (*Heraclenum sosnowskyi* manden.) на территории европейского северо-востока России // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: Изд-во Вятского государственного университета, 2017. С. 38–42.
3. Мышляков С. Г., Артёмова А. И. Картографирование мест произрастания борщевика Сосновского по космическим снимкам Sentinel 2 (компания «Совзонд»)

// Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса Пятнадцатая Всерос. открытая конф. М., Институт космических исследований РАН (постер).

4. Программа обработки данных дистанционного зондирования Земли ScanEx Image Processor v.5.0. // Руководство пользователя. М.: ИТЦ «СКАНЭКС», 2017. 375 с.

5. Рутман В. В., Кантор Г. Я. Разработка компьютерной программы для идентификации борщевика Сосновского по аэрофотоснимку // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ООО «Изд-во «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 183–185.

РАЗРАБОТКА ТЕХНОЛОГИИ СБРАЖИВАНИЯ ОСАДКА СТОЧНЫХ ВОД С ПРИМЕНЕНИЕМ КУЛЬТУРЫ МИКРООРГАНИЗМОВ

*Д. П. Пономарёв¹, Т. Т. Мамедов², М. А. Фалевская²,
Т. Я. Ашихмина^{1,3}, Н. В. Сырчина¹*

¹ Вятский государственный университет,

² НПО СельхозБиоГаз»,

³ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com

Объёмы осадков сточных вод по стране составляют около 4 млн т в год в пересчёте на сухое вещество [1] и для их размещения необходимо выделять большие площади, а вывоз осадков сточных вод на полигоны ТБО представляет для коммунальных систем значительные затраты. Ежегодно общее количество осадков сточных вод в стране, в каждом регионе и населённом пункте увеличивается, однако использование его составляет не более 20%. Данное исследование становится ещё более актуальным в связи с тем, что с 1 января 2018 г. постановлением Правительства РФ запрещается захоронение отходов, в состав которых входят полезные компоненты, подлежащие утилизации. Осадки сточных вод богаты соединениями фосфора, азота, в них может содержаться биогенный элемент калий, присутствуют микроэлементы необходимые растениям (бор, молибден, марганец, цинк). Однако в них содержатся токсичные соединения свинца, кадмия, ртути, хрома, которые ограничивают применение осадков сточных вод в качестве удобрений. После чего осадки сточных вод в основном вывозятся на полигоны захоронения, а для их размещения необходимо выделять большие площади, кроме того, за вывоз осадков на полигоны ТБО тратятся значительные средства.

С целью снижения объёмов образовавшихся осадков сточных вод в коммунальных системах разрабатывается технология, включающая механическую и термическую обработку осадка, анаэробную, аэробную и химическую его стабилизацию. Важным составляющим данного процесса является анаэробная стабилизация. Проведение экспериментальной части исследований проходило на двух биогазовых установках (биореакторах) на базе ООО «СельхозБиоГаз». В качестве сырья для проведения исследований был взяты пробы осадка из первичных отстойников очистных сооружений г. Кирова

влажностью 95%. В обоих биореакторах поддерживались идентичные условия протекания процесса (табл. 1).

Таблица 1

Условия сбраживания осадка сточных вод

Параметр	Значение
pH	6,2–7,5
Температура	38±0,5 °С
Объем подачи нового сырья после запуска процесса	8 л/сут.
Перемешивание	Постоянное

В первом реакторе сырой осадок сбраживался с применением культуры микроорганизмов, полученной путем размножения консорциума микроорганизмов в Институте биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г. К. Скрыбина, во втором реакторе сбраживание проводилось без добавления данной культуры. Длительность испытаний составляла 30 суток.

На этапе анаэробной стабилизации осадка сточных вод происходило сбраживание его биомассы в бескислородной среде под влиянием бактерий. Несколько различных видов бактерий действуют одновременно, чтобы разложить сложные органические соединения поэтапно, что в конечном итоге завершается получением биогаза. Исходя из полученных в ходе исследования данных, суточное образование биогаза применительно к объему образующегося на очистных сооружениях осадка для реактора 1 составляет около 15000 м³, для реактора 2 – около 13 000 м³. Расчет метантенков, в соответствии с [2], показал суточное образование биогаза – 12266,4 м³, что вполне соответствует полученным экспериментальным данным. В биореакторе с культурой бактерий объем образовавшегося биогаза, в среднем, больше на 10–14%, а содержание метана в нем больше на 5–6%, чем без внесения культуры микроорганизмов. Таким образом, разрабатываемая технология с использованием культуры микроорганизмов влияет на объем образовавшегося биогаза.

Для сравнения влагоотдающих свойств осадка были проведены лабораторные анализы флокулообразования с применением раствора катионного флокулянта Гринлайф К45 как для исходного, так и для сброженного осадка. Анализы проводились при концентрации раствора флокулянта 0,2%. Влажность осадков измерялась после 60 секундного отстаивания. Взвешенные вещества определялись термогравиметрическим методом. Полученные данные представлены в таблице 2.

По результатам исследования можно сделать вывод о том, что осадки очистных сооружений г. Кирова после сбраживания обезвоживаются несколько хуже, по сравнению с исходным осадком. Возможной причиной такого снижения влагоотдающих свойств является сам флокулянт, который был подобран непосредственно к заряду несброженного осадка. В ходе сбраживания состав осадка претерпевает изменения по количеству органических веществ и их соотношению к минеральным веществам, что непосредственно влияет на заряд осадка, исходя из которого и подбираются определенные марки флокулянтов [3].

**Сравнительные данные по определению влажности осадка
после сбраживания с исходным образцом**

Показатели Осадок	Образование флокул	Влажность, %	Время фильтрации 10 мл, сек.	Взвешенные в фильтрате, мг/л
Исходный осадок	Крупные флокулы на 7 переливании. На 10 переливании флокулы распались.	86,56	19	71
Сброженный осадок (реактор 1)	Средние флокулы на 6 переливании. На 10 переливании флокулы распались.	87,91	26	104
Сброженный осадок (реактор 2)		87,79	30	98

В заключение следует отметить, что при использовании технологии сбраживания осадка сточных вод с добавлением культуры микроорганизмов, которая внедряется на предприятии ООО «СельхозБиоГаз», происходит интенсификация процесса заключающаяся в уменьшении времени, необходимого для запуска процесса, что в свою очередь влияет на объём реакторов, снижая затраты на капитальное строительство, их эксплуатацию и срок окупаемости; а также происходит увеличение объёма образовавшегося биогаза и содержание в нём метана, влияющие на количество энергии, которое можно получить, используя биогаз. В то же время после сбраживания твёрдые осадки обезвоживаются несколько хуже, по сравнению с исходным осадком, что требует доработки технологии путём подбора определённых марок флокулянтов.

Выполнено в рамках госзадания ВятГУ № 5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Под ред. Д. С. Орлова, Л. К. Садовниковой, И. Н. Лозановской. М.: Высшая шк., 2002. 334 с.
2. СНиП 2.04.03-85. Строительные нормы и правила. Канализация. наружные сети и сооружения. М., ЦИТП, 1986. 72 с.
3. SNF Floerger ZAC de Milieux. France, 2003.

ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ СОВМЕСТНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ, НИТРАТОВ И АММОНИЯ НА РОСТ И РАЗВИТИЕ ЯЧМЕНЯ *HORDEUM VULGARE L.*

*В. Д. Колобова¹, Ю. А. Тюкалова¹, Е. А. Бердникова¹,
Е. С. Петухова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}*

¹ *Вятский государственный университет,*

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

Данная работа является продолжением исследований по совместному воздействию поллютантов на растительные объекты и выполнена в условиях

модельного эксперимента с целью изучения специфичности и избирательного действия тяжёлых металлов Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , а также NH_4^+ и NO_3^- при сочетанном их воздействии на растения (на примере ячменя *Hordeum vulgare* L.). Соединения тяжёлых металлов на протяжении многих лет являются приоритетными загрязняющими веществами всех природных сред и объектов. Загрязнение ТМ негативно отражается не только на жизнедеятельности самих растений, но и представляет серьёзную угрозу для здоровья человека и животных. Токсическому действию высоких концентраций ТМ подвержены основные физиологические процессы, происходящие в тканях и органах растений: рост, развитие, фотосинтез, водный обмен и минеральное питание, а также механизмы металлоустойчивости, действующие на разных уровнях организации [1–4].

Определение исследуемых ионов тяжёлых металлов проводилось методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии, на лампах с полым катодом для определения меди, цинка, кадмия, свинца. Для атомизации элементов использовано воздушно-ацетиленовое пламя (ацетилен технический по ГОСТ 5457-75). Определение массовой доли органического вещества в пробах почвы проводилось по методу ЦИНАО.

Ионы аммония определялись фотометрическим методом (ГОСТ 26489-85, V фильтрата=2 мл, длина волны=665 нм). Извлечение обменного аммония из почвы проводилось раствором хлорида калия. При взаимодействии аммония с гипохлоритом и салицилатом натрия в щелочной среде получается окрашенное индофенольное соединение, после чего проводилось фотометрирование окрашенного раствора. Фотометрическое определение нитратов в виде окрашенного диазосоединения проводилось по методу ЦИНАО (ГОСТ 26488-85, V фильтрата=5 мл, длина волны=545 нм). Извлечение нитрат ионов из почвенных образцов проводилось раствором хлорида калия, с последующим восстановлением их гидразином до нитритов, в присутствии меди в качестве катализатора.

Наибольший интерес в исследованиях с участием ТМ представляет их специфичность и избирательность действия, а также сочетанное воздействие на природные объекты при различных концентрациях. Модельные эксперименты проводились на примере соединений свинца, меди, цинка, кадмия и нитрата аммония при сочетанном их воздействии с концентрацией 5, 10, 50 и 100 ОДК на рост корня и развитие побега ячменя *Hordeum vulgare* L. Опыты по выращиванию ячменя на образцах аллювиально-дерновой почвы проводили в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С, и ночного 15 °С. Для установления равновесия между подвижной и валовой формой, после полива водорастворимыми солями: CuCl_2 , ZnCl_2 , CdCl_2 и PbCl_2 , образцы почв выдерживались в течение 25 суток, после этого в них были посеяны семена ячменя. В ходе эксперимента определялось количество появившихся всходов и биометрические показатели 21-дневных растений ячменя: длина корня, стебля и листа.

Полученные данные представлены в таблицах 1–4.

Таблица 1

**Результаты ингибирования по количеству появившихся всходов
ячменя «Новичок»**

№	Двойные системы	Количество появившихся всходов ,шт	Количество появившихся всходов, %	Ингибирование по количеству появившихся всходов, %
1	Контроль	24	100	0
2	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	8	33,3	66,7
3	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	12	50	50
4	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	0	0	100
5	Pb ²⁺ + NO ₃ 100 ОДК	20	83,3	16,7
6	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	22	91,7	8,3
7	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	24	100	0
8	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	26	108,3	стимуляция
9	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	17	70,8	29,2
10	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	21	87,5	12,5
11	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	24	100	0
12	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	23	95,8	4,2
13	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	12	50	50
14	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	24	100	0
15	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	15	62,5	37,5
16	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	19	79,2	20,8
17	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	0	0	100
18	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 5 ОДК	16	66,7	33,3
19	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 10 ОДК	21	87,5	12,5
20	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 50 ОДК	13	54,2	45,8
21	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 100 ОДК	7	29,2	70,8
22	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	5	20,8	79,2
23	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	8	33,3	66,7
24	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	3	12,5	87,5
25	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	3	12,5	87,5

Примечание: цветом отмечены комбинации, которые ингибируют количество всходов более 50% по сравнению с контролем.

Таблица 2

Влияние на рост корня ячменя «Новичок»

№	Двойные системы	Длина корня, см	Рост корня, %	Ингибирование роста корня, %
1	2	3	4	5
1	Контроль	13,5±3,8	100	0
2	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	9,6±2,0	71,1	28,9
3	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	11,7±3,0	86,7	13,3
4	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	0	0	100
5	Pb ²⁺ + NO ₃ 100 ОДК	7,6±1,8	56,3	43,7
6	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	9,1±2,7	67,4	32,6
7	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	7,9±1,9	58,5	41,5
8	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	6,8±1,8	50,4	49,6
9	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	3,9±1,1	28,9	71,1

Окончание таблицы 2

1	2	3	4	5
10	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	10,9±2,7	80,7	19,3
11	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	12,8±3,5	94,8	5,2
12	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	5,94±1,41	44	56
13	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	2,6±0,6	19,3	80,7
14	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	4,29±1,28	31,8	68,2
15	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	7,4±1,8	54,8	45,2
16	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	4,16±1,09	30,8	69,2
17	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	0	0	100
18	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 5 ОДК	9,6±2,7	71,1	28,9
19	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 10 ОДК	8,8±2,4	65,2	34,8
20	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 50 ОДК	1,2±0,4	8,9	91,1
21	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 100 ОДК	0	0	100
22	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	7,8±2,3	57,8	42,2
23	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	11,6±3,5	85,9	14,1
24	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	0	0	100
25	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	3,2±0,5	23,7	76,3

Примечание: цветом отмечены комбинации, которые ингибируют рост корня более 50% по сравнению с контролем.

Таблица 3

Влияние на рост стебля ячменя «Новичок»

№	Двойные системы	Длина стебля, см	Рост стебля, %	Ингибирование роста стебля, %
1	2	3	4	5
1	Контроль	6,4±1,8	100	0
2	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	5,9±0,9	92,2	7,8
3	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	5,4±1,0	84,4	15,6
4	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	0	0	100
5	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	6,7±1,3	104,7	стимуляция
6	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	4,7±1,4	73,4	26,6
7	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	5,2±1,2	81,3	18,7
8	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	5,4±1,3	84,4	15,6
9	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	5,2±1,5	81,3	18,7
10	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 5 ОДК	5,4±1,5	84,4	15,6
11	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 10 ОДК	5,13±1,32	80,2	19,8
12	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	6,0±1,4	93,8	6,2
13	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	7,0±1,5	109,4	стимуляция
14	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	5,23±1,13	81,7	18,3
15	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 10 ОДК	4,63±1,33	72,3	27,7
16	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	6,15±1,41	96,1	3,9
17	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	0	0	100
18	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 5 ОДК	5,0±1,3	78,1	21,9
19	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 10 ОДК	5,2±1,0	81,3	18,7
20	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 50 ОДК	3,2±0,9	50	50
21	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 100 ОДК	2,0±0,4	31,3	68,7
22	NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ 5 ОДК	5,4±0,2	84,4	15,6

1	2	3	4	5
23	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	5,4±0,8	84,4	15,6
24	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	0	0	100
25	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	6,4±0,9	100	0

Примечание: цветом отмечены комбинации, которые ингибируют рост стебля более 50% по сравнению с контролем.

Таблица 4

Влияние на рост первого листа ячменя «Новичок»

№	Двойные системы	Длина первого листа, см	Рост первого листа, %	Ингибирование роста первого листа, %
1	Контроль	23,2±6,4	100	0
2	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	9,6±1,5	41,4	58,6
3	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	10,7±1,3	46,1	53,9
4	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	0	0	100
5	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	11,9±3,0	51,3	48,7
6	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	11,7±1,8	50,4	49,6
7	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	13,1±0,7	56,5	43,5
8	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	13,3±0,8	57,3	42,7
9	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	11,0±3,1	47,4	52,6
10	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	12,4±2,44	56,4	43,6
11	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	13,1±1,7	56,5	43,5
12	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	11,69±2,29	50,4	49,6
13	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	7,9±1,7	34,1	65,9
14	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	11,5±2,6	49,6	50,4
15	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	13,2±1,6	56,9	43,1
16	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	10,6±1,7	44,4	55,6
17	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	0	0	100
18	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 5 ОДК	17,8±5,3	76,7	23,3
19	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 10 ОДК	19,9±5,6	85,8	14,2
20	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 50 ОДК	7,6±0,9	32,8	67,2
21	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 100 ОДК	4,1±1,1	17,7	82,3
22	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	10,0±1,5	43,1	56,9
23	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	22,6±5,8	97,4	2,6
24	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	2,0±0,6	8,6	91,4
25	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	10,9±1,4	47	53

Примечание: цветом отмечены комбинации, которые ингибируют рост первого листа более 50% по сравнению с контролем.

В ходе исследования выявлено, что наиболее сильное ингибирование проростков ячменя, их корневой системы, стебля и листьев проявляется при совместном присутствии ионов Cu^{2+} и Zn^{2+} при всех исследуемых в эксперименте концентрациях: 5, 10, 50, 100 ОДК.

Максимальное 100% ингибирование всходов и соответственно, отсутствие корневой системы, стебля и листьев при концентрации 100 ОДК проявляется при совместном воздействии поллютантов в системах: $\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$;

$Zn^{2+} + NH_4^+$; $Cu^{2+} + NH_4^+$. Можно предположить, что ионы меди и цинка в присутствии ионов аммония сорбируются на гумате аммония, вследствие чего обладают большей проникающей способностью и при высоких концентрациях ионов меди, цинка и аммония оказывают токсическое воздействие на растительный объект уже на стадии зародыша.

Ингибирование 100% всходов при концентрации 100 ОДК наблюдается в системах: $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Zn^{2+} + NH_4^+$; корневой системы при сочетанном воздействии $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Cu^{2+} + Cd^{2+}$, $Cu^{2+} + NH_4^+$, $Zn^{2+} + NH_4^+$, $Zn^{2+} + Pb^{2+}$; стебля в системах поллютантов: $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Cu^{2+} + NH_4^+$, $Zn^{2+} + NH_4^+$ и листьев: $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Cu^{2+} + NH_4^+$, $Zn^{2+} + NH_4^+$.

Существенное ингибирование всходов, роста и развития корня, стебля и листьев начинает проявляться **при концентрации исследуемых компонентов 50 ОДК**. При этом максимальное 100 % отсутствие проростков семян ячменя выявлено в системах: $Pb^{2+} + NO_3^-$ и $NH_4^+ + NO_3^-$, ингибирование корневой системы отмечено при совместном присутствии $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Cu^{2+} + Cd^{2+}$. Эффекты стимуляции развития всходов при 50 ОДК выявлены только в системе $Pb^{2+} + NH_4^+$ и незначительное ингибирование роста стебля 3,9 % в системе $Zn^{2+} + NH_4^+$ и 6,2 % в системе $Zn^{2+} + NO_3^-$.

При концентрации 10 ОДК наибольшее ингибирование роста корня 62-76 % проявляется в системах: $Cu^{2+} + Zn^{2+}$, $Cu^{2+} + NH_4^+$, $Cu^{2+} + NO_3^-$, наименьший показатель всхожести проростков 33-50 % отмечается в системах: $NH_4^+ + NO_3^-$, $Pb^{2+} + NO_3^-$. Зафиксирована при данной концентрации стимуляция развития проростка и отсутствие ингибирования в системах: $Cu^{2+} + Cd^{2+}$, $Cu^{2+} + NO_3^-$, $Zn^{2+} + NO_3^-$.

Максимальное ингибирование **при концентрации 5 ОДК** отмечено по показателям: всхожесть - 75,4 %, развитие корневой системы - 87,5%; стебля - 31,2% и листьев - 65,9 % наблюдается в системах: $Zn^{2+} + Cu^{2+}$ и $NH_4^+ + NO_3^-$, при этом отсутствие ингибирования и незначительное стимулирование выявлено при совместном присутствии $Cu^{2+} + Cd^{2+}$, $Cu^{2+} + NH_4^+$, $Zn^{2+} + NH_4^+$, что подтверждает ранее сделанный нами вывод по воздействию ионов меди и кадмия при концентрации 5 ОДК на активность каталазы [5].

Таким образом, следует отметить, что наибольшее ингибирующее действие на всхожесть, развитие корневой системы, стебля и листьев проявлялось при совместном действии ионов Cu^{2+} и Zn^{2+} , а также Cu^{2+} и Cd^{2+} , Cu^{2+} и NH_4^+ . Ионы Cu^{2+} при совместном присутствии с ионами Cd^{2+} и при концентрациях их 5 и 10 ОДК оказывают некоторое стимулирующее действие на развитие корня. Вероятно, это связано с тем, что ячмень по своим видовым особенностям способен в гораздо большей степени поглощать соединения кадмия в отличие от других культурных видов злаков, например, кукурузы и пшеницы [6]. Нитрат-ионы в концентрации 100 ОДК совместно с ионами Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} также, как и ионы NH_4^+ увеличивают, но в меньшей степени, подавляющее действие на рост и развитие проростков ячменя.

Выполнено в рамках госзадания ВятГУ № 5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: Учебное пособие. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. 77 с.
2. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Под общ. ред. проф. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.
3. Ильин Б. В. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.
4. Казнина Н. М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков (ранние этапы онтогенеза): Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.12. Петрозаводск, 2003. 23 с.
5. Будаева А. Д., Золтоев Е. В., Бодоев Н. В., Бальбурова Т. А. Сорбция ионов тяжелых металлов гуматами аммония, натрия и калия // *Фундаментальные исследования*. 2005. № 9. С. 112–113.
6. Титов А. Ф., Казнина Н. М., Таланова В. В. Устойчивость растений к кадмию (на примере семейства злаков): Учебное пособие. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2012. 55 с.

МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ВЕРТИКАЛЬНОМ ПРОФИЛЕ ГРУНТОВ

С. А. Шаров¹, А. С. Тимонов^{1,2}, Е. В. Дабах^{1,2,3}, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ *Вятский государственный университет, sharky2007.doost@mail.ru,*

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

³ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Несмотря на то, что с момента триумфа Российской Федерации в области выполнения международных обязательств по уничтожению химического оружия прошло порядка трех лет, до сих пор не принято решение о дальнейшей конверсии заводов по уничтожению химического оружия.

Предстоящей конверсии должны предшествовать: санация территории вокруг объектов, оценка существующего состояния экосистем, доработка систем мониторинга с учетом новейших достижений, прогнозирование рисков. Все это невозможно без изучения отсроченного действия ранее существовавшего производства, что в свою очередь предполагает поиск зон преимущественного воздействия, зон аккумуляции, зон необратимого преобразования, оценку способности окружающей среды к самовосстановлению. В свою очередь, всё это невозможно без установления закономерностей процессов разложения, сорбции и миграции загрязняющих веществ в почвах и породах на территории в районе объектов по уничтожению химического оружия.

В почве аккумулируются различные загрязняющие вещества, которые находятся в ней дольше, чем в других природных средах. Почвы играют огромную роль в самоочищении природы. Однако локализацию загрязнения в почвах и грунтах нельзя рассматривать отдельно от процесса его перемещения по вертикальному профилю. Миграция загрязняющих веществ в биосфере

ре имеет огромное значение, она определяет основные пути перемещения токсикантов в природных системах и места их накопления.

Миграция в профиле почв и грунтов является сложным многофакторным процессом, включающим в себя: трансформацию соединений, деградацию, сорбцию, улетучивание, смыв с поверхностным стоком, а также перемещение с вертикальным и горизонтальным внутрипочвенным стоком, с грунтовыми водами.

Наше исследование направлено на анализ факторов, влияющих на миграцию загрязняющих веществ в вертикальном профиле почв и горных пород в районе объекта по уничтожению химического оружия.

Почвенная миграция может носить различный характер: конвективный, диффузионный и дисперсионный массоперенос. Именно конвективный перенос является основной составляющей в процессе переноса веществ в почве [1] и поэтому представляет главную угрозу окружающей среде. Под конвективным переносом понимается принудительное движение вещества потоком движущейся воды. Он происходит в пространстве почвы, заполненном водой, и обусловлен, прежде всего, скоростью движения раствора. Происходит это вследствие того, что в случае почвенной миграции под действием сил гравитации перенос загрязнителей через почвенный профиль является комбинацией фронтального и сквозного потоков [2]. При фронтальном потоке (фильтрация) наблюдается однородное движение воды и растворов через почву. Сквозной поток, выражаемый в быстром «проскоке» вниз по почвенному профилю, является результатом действия различных факторов. Движение растворов по специфическим «предпочтительным» путям, во многом, обусловлено наличием в почве макропор (трещины, ходы почвенной фауны, каналы по ходам корней и т. д.). Макропоры позволяют раствору, содержащему токсикант, почти беспрепятственно проникать на большие глубины, так как при этом существенно уменьшается площадь и время контакта с почвенными агрегатами [3]. Другие типы преимущественного переноса, такие как «пальчатые» и «воронкообразные» потоки, могут наблюдаться, например, в песчаных почвах [4]. Макропоры – стабильные образования, через которые влага движется, как по крупным капиллярам, трещины же – образования динамические – появляются в тот момент, когда почва иссушается, а пространство между всегда существующими в почве агрегатами увеличивается за счет усадки. Надо сказать, что не набухающих почв в природе практически не существует [5]. Даже песчаные почвы с плохо развитой агрегатной структурой проявляют свойства набухания и усадки [6]. У большинства суглинистых и глинистых почв это явление выражено весьма заметно, поэтому для них характерны быстрые потоки по межагрегатному пространству с последующим перераспределением влаги и веществ по агрегатному пространству [7]. Таким образом, многообразие характеристик и свойств почв и пород позволяет предположить возможность осуществления чрезвычайно сложных по характеру и виду процессов, происходящих с попавшим в них веществом. При этом закономерности и особенности трансформации, сорбции и миграции за-

грязняющих веществ и влияние на данные процессы параметров грунта на территориях в районе объектов уничтожения химического оружия изучены крайне слабо.

Эксперимент по исследованию миграции загрязняющих веществ в почве было решено начать с моделирования данного процесса. В качестве исходных данных для моделирования были использованы полученные в ходе работ 2007 г. результаты исследования влияния отдельных параметров грунта на миграцию загрязняющих веществ [8]. Эксперимент заключался в пропускании растворов токсикантов и имитаторов через специальные трубки с образцами грунтов. Оценка способности почвы сорбировать токсичные соединения в ходе их перемещения проводилась по значениям рассчитанных коэффициентов распределения k'_d [9]:

$$k'_d = \frac{C_{ads}}{C_{конечн}}$$

где k'_d – коэффициент распределения токсиканта между твердой и жидкой фазами, л/кг;

C_{ads} – концентрация вещества в сорбированном состоянии, моль/кг (г/кг);

$C_{конечн}$ – концентрация в растворе, прошедшем через слой почвы, моль/л (г/л).

Использование данной характеристики отличается от применения доли поглощенного вещества возможностью учета объема раствора, который локализовался в почве. И если в полевых условиях рассчитать коэффициенты распределения не представляется возможным, то лабораторный эксперимент такую возможность предоставляет. Для использования в опытах из всего перечня исследуемых соединений было выбрано два: вещество типа Vx и МФК, вследствие того, что перемещение и сорбция в почве пикриновой кислоты аналогично веществу типа Vx, а протекание указанных процессов у глюкозы идентично МФК. В качестве объектов исследования рассматривались почвы естественного и нарушенного сложения. Последний был отобран из гумусового горизонта почвенного разреза, предварительно высушен, истолчен в фарфоровой ступке и просеян через мелкое сито. Применение подобных искусственных систем предназначено для оценки влияния на интенсивность сорбции фосфорорганических соединений от содержания гумуса без учета гранулометрического состава почвы. После заполнения трубок подготовленной для эксперимента почвой, влажность её образцов приводилась к естественному состоянию путем медленного прибавления расчетных количеств воды с одновременным встряхиванием.

Эксперимент полностью подтвердил прямую зависимость поглощательных характеристик почвы от содержания в них гумуса. Значения k'_d колеблются в интервале 6,2–10,4 л/кг для МФК и глюкозы, а для вещества типа Vx и пикриновой кислоты в области значений 9,5–22,0 л/кг [10].

Сравнение изменения величин k'_d в зависимости от типов почв в районе объекта в их природном сложении выявило снижение значений k'_d для всех

типов почв в 3–6 раз по сравнению с насыпными образцами, которое происходит вследствие влияния нескольких факторов. Во-первых, данное явление обусловлено отсутствием в подготовленном грунте макропор и, соответственно, переносом поллютантов в результате менее интенсивного типа миграции, препятствующего адсорбции в меньшей степени. Во-вторых, в случае насыпных образцов весь слой грунта равномерно насыщен гумусом, в то время как в нижних горизонтах грунта естественного сложения органического вещества значительно меньше. Кроме того, на коэффициент распределения оказывал влияние и различный гранулометрический состав. Таким образом, высокоскоростное перемещение токсикантов по поровому пространству почв в результате конвективного переноса препятствует связыванию ксенобиотиков почвенным веществом.

Легкий гранулометрический состав почв, крайне низкое содержание органических соединений, небольшая буферная емкость позволили в предварительных оценках предположить значительную интенсивность процессов миграции растворов экотоксикантов по почвенному профилю. Вместе с тем, анализ многолетних данных контроля сети наблюдательных скважин не выявил существенной динамики изменения состава грунтовых вод по контролируемым параметрам. Учитывая размещение фильтра в донной части наблюдательных скважин, подобная «чистота» анализов может свидетельствовать о наличии геохимического барьера на пути фильтрации, снижающего интенсивность миграции и способствующего концентрированию элементов на геохимическом барьере. Барьеры представляют собой обычно границы между геохимическими обстановками – это те участки, где одна обстановка резко сменяется другой. Понятие граница барьера несколько условно. Во многих случаях граница носит размытый характер, и правильнее говорить о пограничной зоне, где резко возрастают градиенты концентраций элементов [11].

Для определения наличия геохимических барьеров на пути миграции растворов в толще почв и горных пород в 2018 г. были проведены полевые работы в районе ОХУХО Марадыковский в Кировской области. По направлению движения грунтовых вод были сделаны шурфы, выполнены замеры уровней грунтовых вод и послойно отобраны пробы почв и грунтов. Общий геолого-литологический разрез района исследований представлен на рисунке 1. Показано, что гранулометрический состав почв и грунтов преимущественно песчаный и супесчаный, однако на глубине от 1,5 до 2,5 м выявлен прослой суглинков мощностью до 0,5 м. Глубина залегания грунтовых вод от поверхности варьирует в пределах от 1,8 до 2,0 м. Поток направлен к естественной дрене – р. Вятке.

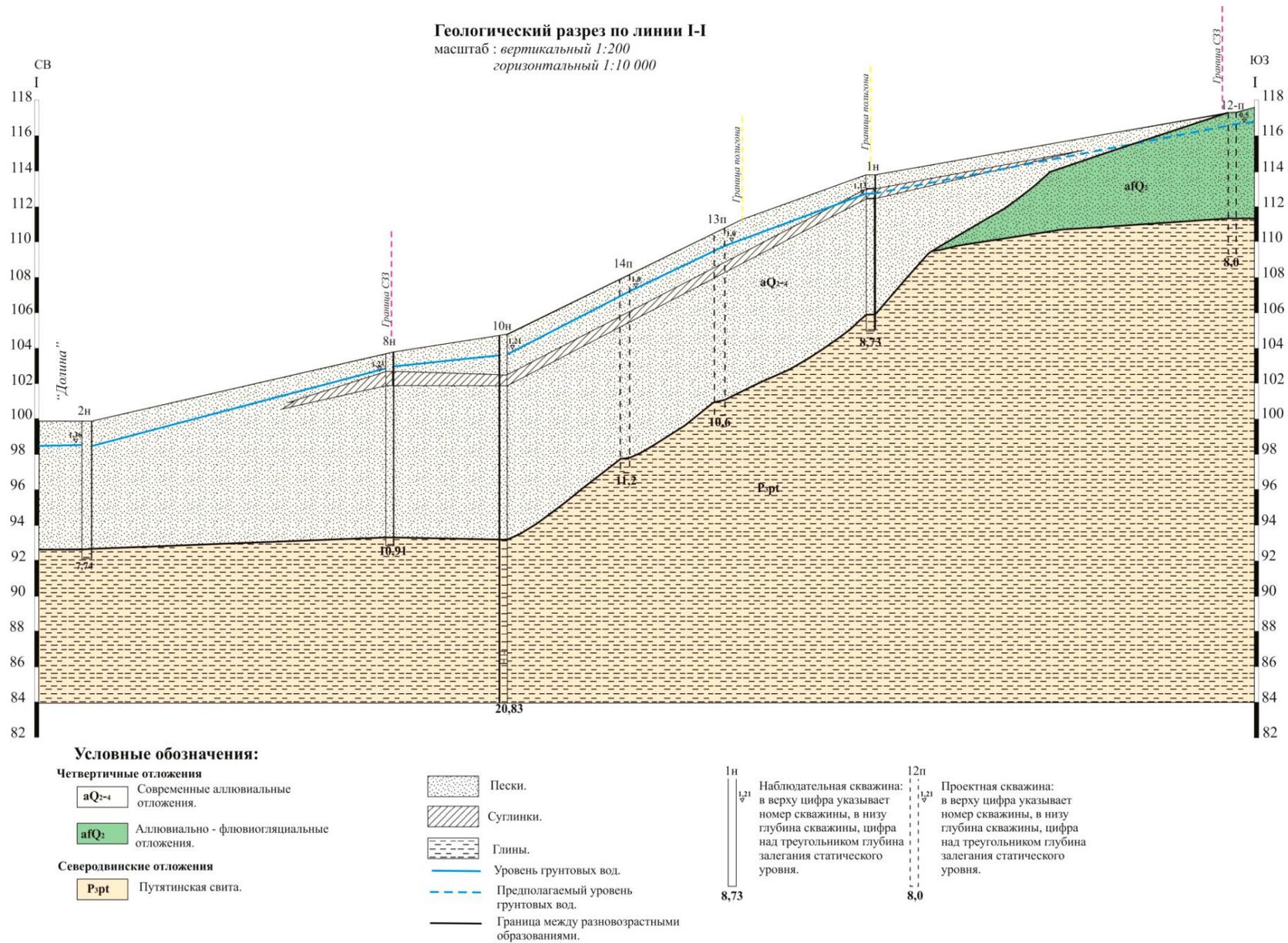


Рис. 1. Геолого-литологический профиль в районе исследований

Заложенные нами разрезы отличались разнообразием гранулометрического состава (рис. 2). Было выявлено, что на склоне водораздела состав отложений преимущественно песчаный, причем слои песка различаются по цвету – от светло-желтого в верхней части до буроватого – в нижней. У подножья пологого склона к поверхности подходит глина темно-серого цвета, еще ниже по рельефу – между органогенной толщей и глиной залегает серая песчаная прослойка. Наличие глин способствует заболачиванию территории, а также формированию оторфованной подстилки мощностью от 0,15 до 0,25 м.



Рис. 2. Литологические колонки, отображающие схему отбора проб по глубинам (1-1 0,25 м – № пробы и глубина отбора)

Неоднородность геологического строения (наличие суглинистого прося), оторфованность органогенных горизонтов, выраженная слоистость отложений, ожелезненность песков свидетельствуют о наличии разнообразных геохимических и механических барьеров на пути миграции почвенных и грунтовых вод, которые необходимо учитывать при разработке модели миграции загрязняющих веществ.

Выполнено в рамках госзадания ВятГУ № 5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Трушкова, Е. А. Минимизация антропогенного воздействия поверхностного стока с терриконов на бассейн водосбора: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. / Е. А. Трушкова. Новочеркасск, 2003. 24 с.
2. Зайдельман, Ф. Р. Гидрологический режим почв Нечерноземной зоны / Ф. Р. Зайдельман. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 328 с.
3. Beven, K. Water flow in soil macropores. II. A combined flow model / K. Beven, P. Germann // J. Soil Sci. 1981. V. 32. P. 15–29.
4. Особенности экспериментального определения гидрофизических и гидрохимических параметров математических моделей влаго- и солепереноса в почвах / Е. В. Шеин, Я. А. Пачепский, А. К. Губер, Т. И. Чехова // Почвоведение. 1995. № 12. С. 1479–1486.
5. Горбунов, Н. И. Поглощительная способность почв и её природа / Н. И. Горбунов. М.: Сельхозгиз, 1948. 234 с.

6. Дмитриев, Е. А. О путях передвижения впитывающейся в почву влаги / Е. А. Дмитриев, Т. К. Хохрина // Проблемы сельскохозяйственной науки в Московском Университете: Сб. М.: Изд-во МГУ, 1975. С. 123–126.
7. Сметник, А. А. Прогнозирование миграции пестицидов в почвах: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук / А. А. Сметник. М.: МГУ, 2000. 52 с.
8. Влияние макропористой структуры почвы на миграцию загрязнителей / С. А. Шаров, В. И. Скоробогатова, Л. Ф. Щербакова, В. Г. Мандыч, С. Н. Кобцов, А. А. Щербаков // Труды института. Саратов: СВИ РХБЗ, 2007. Вып. 8.
9. Наумов, П. В. К вопросу о ремедиации почв территорий размещения объектов уничтожения химического оружия / П. В. Наумов, Л. Ф. Щербакова, А. А. Околелова // Фундаментальные исследования. 2011. № 11. Ч. 2. С. 424–429.
10. Фильтрация почв на объекте по хранению и уничтожению химического оружия п. Марадьковский Кировской области / П. В. Наумов, Л. Ф. Щербакова, Б. В. Серебренников и др. // Актуальные вопросы теории и практики радиационной, химической и биологической защиты: Реферативный сб. XXXIX науч. конф. 33 ЦНИИ МО РФ. Шиханы, 2009. С. 64–65.
11. Шаров, С. А. Особенности естественного геохимического барьера грунтовых вод / С. А. Шаров, Т. Я. Ашихмина // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров: Изд-во ООО «Радуга-ПРЕСС», 2016. С. 138.

ГИДРОГЕЛЬ НА ОСНОВЕ БЫЧЬЕГО СЫВОРОТОЧНОГО АЛЬБУМИНА С КАРБОКСИЛИРОВАННЫМИ УГЛЕРОДНЫМИ НАНОТРУБКАМИ КАК ОСНОВА ФЕРМЕНТНОГО БИОСЕНСОРА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ГЛЮКОЗЫ

*А. С. Илюхина, Е. Д. Ненарочкина, А. С. Харькова, В. А. Арляпов
Тульский государственный университет, ilyuhina.nastya@mail.ru*

Селективные биосенсоры для определения глюкозы широко используются в клинической диагностике, чаще всего они известны широкому кругу людей как глюкометры. При этом, такие биосенсоры требуются и на биотехнологическом производстве, например, для контролирования процесса брожения. Для определения концентрации одного органического вещества или веществ, принадлежащих к одному классу в сложной смеси используются биосенсоры на основе кислородного электрода Кларка (биосенсоры I поколения); биосенсоры медиаторного типа (II поколение биосенсоров). Однако существуют биосенсоры III поколения, превосходящие их по своим характеристикам за счет осуществления прямого переноса электронов от фермента на электрод [1].

На сегодняшний день актуальным представляется применение углеродных нанотрубок (УНТ) в качестве наноматериала для создания высокочувствительного биосенсора на основе прямого переноса электронов [2].

Целью работы является разработка биосенсорной системы для определения глюкозы с высокой чувствительностью. Для формирования биосенсорной системы использовались три основных компонента: фермент глюкозооксидаза, матрица для иммобилизации фермента на основе бычьего сывороточного

альбумина (БСА) и угольно-пастовых электродов, поверхность которых модифицирована углеродными нанотрубками.

Методом циклической вольтамперометрии были исследованы электрохимические свойства указанной биосенсорной системы. В качестве проводящего наноматериала использовали немодифицированные, а также углеродные нанотрубки, модифицированные карбоксильными и амино-группами. Установлен рабочий потенциал исследуемой системы (-0,48 В); выявлено, что лимитирующей стадией процесса переноса электронов является адсорбция и рассчитана константа гетерогенного переноса электронов (табл. 1).

Таблица 1

**Гетерогенные константы ферментных биосенсоров
для определения глюкозы**

Наноматриал	Гетерогенная константа скорости, см/с
Углеродные нанотрубки/БСА	0,42±0,04
Аминированные нанотрубki/БСА	0,28±0,04
Карбоксилированные нанотрубki/БСА	0,52±0,01

На основе полученных данных следует, что гетерогенная константа скорости переноса электронов выше в системе, где были использованы карбоксилированные углеродные нанотрубки, что и обусловило выбор данного материала в амперометрическом биосенсоре.

Дальнейшие исследования были сделаны в амперометрическом режиме при постоянном потенциале (-0,48В). Для определения диапазона определяемых концентраций глюкозы были построены градуировочные зависимости ответа биосенсора (амплитуды силы тока до и после введение субстрата) от концентрации стандартного раствора глюкозы. График зависимости представлен на рисунке.

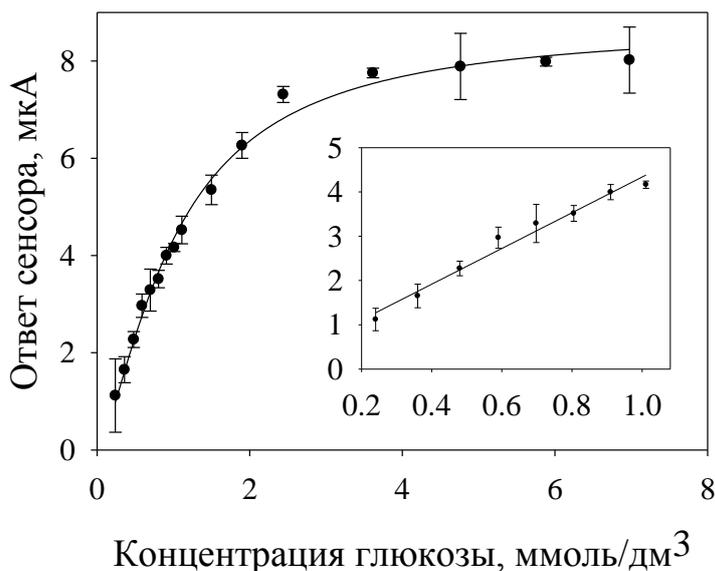


Рис. Градуировочные зависимости ответов биосенсора от содержания глюкозы в измерительной кювете.

Вставка – линейный участок градуировочных зависимостей

Полученный диапазон определяемых концентраций глюкозы, а также диапазоны определяемых концентраций других систем представлены в таблице 2.

Таблица 2

Линейный диапазон ферментных биосенсоров для определения глюкозы

Матрицы для иммобилизации глюкозооксидазы	Диапазон, мМ	Ссылка
Углеродные карбоксилированные нанотрубки/поперечно сшитый бычий сывороточный альбумин	0,2–1,0	Данная работа
Ферроцен/ поперечно сшитый бычий сывороточный альбумин	0,5–2,5	[3]
Гидрогель модифицированного ферроценкарбоксалдегидомхитазана	2–16	[4]
Ферроцен, хитазан, золь-гель на основе метилтриметоксисилана	2–21	[5]
УНТ/ гидрогель модифицированного пентацианоферратом (III) калия хитозана	0,8–4,0	[6]

Как следует из таблицы 2, нижняя граница определяемых концентраций глюкозы составляет 0,2 мМ, что в два раза ниже, чем у биосенсора, не содержащего наноматериал. Кроме того по значению нижней границы определяемых концентраций разработанная система превосходит известные аналоги, например, на основе ковалентно-связанного ферроцена (нижняя граница 2 мМ) [4] и биосенсора на основе модифицированного ферроценом композита на основе полисилоксана и хитозана (1,0–6,0 мМ) [5]. Высокие характеристики были достигнуты за счет введения в систему карбоксилированных углеродных нанотрубок. Например, в работе [6] значения нижней границы определяемых концентрации отличаются в 2 раза по сравнению с системами немодифицированными наноматериалом.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №17-74-10078).

Литература

1. Rafighi P., Tavahodi M., Haghghi B. Fabrication of a third-generation glucose biosensor using graphene-polyethyleneimine-gold nanoparticles hybrid // *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2016. V. 232. P. 454–461.
2. Enzymatic Electrochemical Biosensor Based on Multiwall Carbon Nanotubes and Cerium Dioxide Nanoparticles for Rutin Detection / S. R. Benjamin, R. S. Vilela, H. S. Camargo et al. // *Int. J. Electrochem. Sci.* 2018. V. 13. P. 563–586.
3. Латунина Л. С., Каманин С. С., Арляпов В. А. Ферментные биосенсоры для определения глюкозы, молочной кислоты и крахмала на основе модифицированных печатных электродов // *Известия Тульского государственного университета. Естественные науки*. 2017. № 1. С. 67–75.
4. Chitosan-ferrocene film as a platform for flow injection analysis applications of glucose oxidase and *Gluconobacter oxydans* biosensors / Ö. Yılmaz, D. Demirkol, S. Gülcemal et al. // *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 2012. V. 100. P. 62–68.
5. K Chen X., Jia J., Dong S. Organically Modified SolGel/Chitosan Composite Based Glucose Biosensor // *Electroanalysis*. 2003. V. 15. I. 7. P. 608–612.

6. Carbon nanotubes/pentacyanoferrate-modified chitosan nanocomposites platforms for reagentless glucose biosensing / A. Parra-Alfambra, E. Casero, M. Ruiz et al. // Analytical and bioanalytical chemistry. 2011. Т. 401. № 3. С. 883–889.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ИЗОЛИРОВАННЫХ ПЛАСТОВ ГОРНЫХ ПОРОД ДЛЯ ЗАКАЧКИ СТОЧНЫХ ВОД В КАЧЕСТВЕ НАИЛУЧШИХ ДОСТУПНЫХ ТЕХНОЛОГИЙ

М. Е. Гордиенко

*Пермский государственный национальный
исследовательский университет*

В настоящее время, наращивание объемов производства продукции, сопровождается увеличением потребления природной воды, образованием сложно утилизируемых сточных вод, содержащих значительное количество загрязняющих веществ. В свою очередь, наиболее часто используемые в промышленности методы очистки сточных вод сопровождаются образованием специфических технологических отходов, как правило, удаляемых в объекты размещения отходов. В связи, с чем в последние десятилетия значительно обострилась проблема сохранения водных и земельных ресурсов, возникла проблема «чистой воды», обострилась проблема загрязнения почв, а так же проблема вывода из хозяйственного оборота значительных территорий.

Одним из эффективных методов, предотвращающих негативное воздействие сточных вод на окружающую среду, является метод, при котором воды нагнетаются в изолированные пласты горных пород.

Целью подземной изоляции является удаление использованных вод из среды непосредственного обитания человека, надежная неограниченная во времени изоляция их в недрах, предотвращающая поступления компонентов сточных вод в зону активного водообмена и биологические цепочки.

Информационно-техническим справочником по наилучшим доступным технологиям (ИТС НДТ) ИТС 47-2017 «Системы обработки (обращения) со сточными водами и отходящими газами в химической промышленности» закачка в изолированные пласты горных пород отнесена к наилучшим доступным технологиям в сфере обращения со сточными водами. В соответствии с Федеральным законом от 29.06.2015 N 162-ФЗ (ред. от 03.07.2016) «О стандартизации в Российской Федерации» информационно-технический справочник по наилучшим доступным технологиям - это документ национальной системы стандартизации, утвержденный федеральным органом исполнительной власти в сфере стандартизации (Росстандартом), содержащий систематизированные данные в определенной области и включающий в себя описание технологий, процессов, методов, способов, оборудования и иные данные.

ИТС НДТ являются одним из ключевых аспектов перехода промышленности на принципы государственного экологического регулирования на

основе НДТ. ИТС НДТ разрабатываются с учетом имеющихся в Российской Федерации технологий, оборудования, сырья, других ресурсов, а также с учетом климатических, экономических и социальных особенностей и отражают текущий уровень эмиссий промышленных предприятий (Федеральный закон от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ (ред. от 31.12.2017) «Об охране окружающей среды»). Порядок определения технологии в качестве наилучшей доступной технологии, а также разработки, актуализации и опубликования ИТС НДТ определен соответствующим Постановлением Правительства РФ от 23 декабря 2014 г. №1458.

Подземная изоляция использованных вод наиболее эффективна в отношении вод с высокой минерализацией, которые практически не подвергаются биологической очистке. Утилизация и обезвреживание таких сточных вод высокочрезмерно затратно, а так как химическое осаждение, приводит к образованию большого количества отходов при этом стоимость утилизации или обезвреживания может превышать стоимость производимой целевой продукции. Сброс таких сточных вод в водные объекты требует значительного разбавления, то есть нерационального использования исходных - природных вод и может привести к засолению, деградации значительных территорий. Поэтому изоляция в глубоких коллекторах является безусловной альтернативой накоплению сточных вод или много тоннажных продуктов их переработки на поверхности земли или сбросу их в водные объекты и, таким образом, имеет природоохранную направленность.

Эффективность метода в основном определяется за счет снижения капитальных и текущих затрат по сравнению с альтернативными методами очистки и утилизации сточных вод и отходов. При этом также необходимо учесть практически полное исключение возникновения риска загрязнения окружающей среды и, как следствие, снижение возможных затрат на устранение последствий загрязнения от возникновения ситуаций, связанных с нарушениями технологических режимов на очистных установках, и от аварий.

Возможность отнесения метода закачки стоков к области НДТ, равно как и безопасность применения метода, обеспечивается при выполнении следующих условий:

- надлежащий выбор пласта – коллектора (геологической структуры участка недр);
- соответствие технических решений требованиям локализации сточных вод и их надежной изоляции от биосферы;
- наличие эффективной системы мониторинга недр в периоды жизненного цикла объекта.

Первые два условия окончательно определяются уже на стадии проектирования объекта в рамках проведения комплекса изыскательных и научно - исследовательских работ. В то же время эффективность системы мониторинга недр, как основное условие подтверждения безопасного и рационального недропользования предусматривает целый комплекс научно обоснованных мероприятий как на стадии проектирования объекта изоляции сточных вод в

глубоком пласт-коллекторе, так и на стадии его строительства, последующей эксплуатации и консервации (ликвидации) объекта.

При этом активное освоение недр и усиление контроля за воздействием на окружающую среду со стороны государственных органов в течение последних лет не привело к качественному изменению нормативной правовой и методической основы системы объектового мониторинга состояния недр. В таких условиях необходимо выделять антропогенные изменения на фоне естественных путем организации комплексной системы наблюдений включающей в себя следующие виды работ и контроля:

- создание проектно обоснованной сети наблюдательных скважин;
- разработка и утверждение программы мониторинга состояния недр;
- проведение гидрогеологического, гидрохимического, геофизического и других видов контроля в объеме и в соответствии с программой мониторинга;
- осуществление контроля технического состояния объекта;
- анализ информации и актуализация системы мониторинга недр по результатам контроля.

Проблема получения достоверной информации о состоянии недр в период эксплуатации объекта, разработка прогноза распространения фронта нагнетания являются задачами первостепенной важности, так как без их решения невозможно получить оценку состояния природных объектов и тенденций их изменения. Для комплексной оценки состояния недр в текущий момент и прогнозирования его состояния на перспективу необходимо построение математической модели объекта мониторинга, которая адекватно описывала бы его поведение.

Однако для построения адекватной модели необходимо иметь подробную информацию об объекте моделирования и процессах, происходящих в нем, или значительные экспериментальные возможности по натурному моделированию этих процессов. В частности, для построения подобной геомеханической модели горного отвода необходимо иметь полную подробную информацию о геологии, гидрологии, гидрохимии рассматриваемого района, а также о поведении и трансформации (взаимодействии) компонентов нагнетаемых сточных вод с пласт-коллектором.

В тех случаях, когда физический механизм явления не поддается детальному описанию, применяют вероятностные модели. Кроме того, для анализа и прогноза поведения сложных систем, содержащих большое число плохо формализуемых параметров, часто применяются методы экспертных оценок и аналоговое моделирование. Экспертный прогноз обычно базируется на анализе всей доступной информации об объекте и горном отводе. Аналоговое моделирование основывается на применении аналогий. Для прогнозирования по указанному методу необходимо найти существующие фактические данные (за предшествующие годы, или для технологически схожих объектов), которые аналогичны текущим прогнозируемым, и строить прогноз, опираясь на поведение объекта-аналога.

Используя большой массив данных многолетних наблюдений за гидрогеологическими, гидрохимическими, геофизическими и другими параметрами эксплуатируемого объекта и участка недр прогнозируется распространение фронта нагнетания, остаточный объем, выделенного для закачки вод глубокого коллектора, а так же разрабатываются мероприятия по предупреждению возможности перетока сточных вод в нецелевые пласты.

Недра представляют собой весьма инерционные, довольно устойчивые к внешним воздействиям системы. В силу значительной разницы в минерализации вод, содержащихся в пласт-коллекторе и закачиваемых сточных вод при рациональном использовании горного отвода происходит равномерное распределение компонентов стоков в пределах пласта-коллектора. При этом резкие колебания концентраций в наблюдательных скважинах мониторинговой сети характерны только при достижении фронта нагнетания конкретной зоны наблюдения. Поэтому, даже в условиях значительной антропогенной нагрузки, для оценки уровня рационального и безопасного недропользования при закачке использованных вод в изолированные пласты горных пород более показательны низкочастотные (сезонные, годовые, многолетние) изменения концентраций в наблюдательной сети. Тенденции изменения качества вод в них, как правило, имеют довольно плавный характер, средние показатели могут оставаться достаточно стабильными в течение нескольких лет, поэтому желательно, при прогнозировании тенденций изменения качества вод, использовать более длинные (чем для других объектов контроля окружающей среды) ряды данных, а также усредненные за больший период времени показатели.

Долгосрочное прогнозирование позволяет оценить эффективность и перспективы использования глубокого коллектора. Результаты прогноза применяются для выбора оптимальных технологических режимов работы объекта в целом, а так же используются для проведения комплекса работ направленных на совершенствование системы мониторинга недр.

Необходимо отметить, что принятию решений, связанных с осуществлением действий по достижению экологического равновесия при использовании недр для закачки сточных вод, должна предшествовать экспертная оценка разноаспектных достоверных и регулярно обновляемых данных о состоянии недр. Все это определяет необходимость организации систематических и широких наблюдений в рамках государственного мониторинга состояния недр, являющегося частью государственного экологического мониторинга (государственного мониторинга окружающей среды). При этом должна использоваться объективная систематизированная информация и данные, охватывающие все природные сферы и все многообразие воздействий, связанных с деятельностью человека и потенциально влияющих на окружающую среду.

Список использованных источников

1. Информационно-технический справочник по наилучшим доступным технологиям ИТС 47-2017 «Системы обработки (обращения) со сточными водами и отходящими газами в химической промышленности» http://www.burondt.ru/NDT/NDTDocsDetail.php?UrlId=1150&etkstructure_id=1872
2. Федеральный закон от 29.06.2015 N 162-ФЗ (ред. от 03.07.2016) «О стандартизации в Российской Федерации» <http://base.garant.ru/71108018/#ixzz5C7enc9QD>
3. Федеральный закон от 10 января 2002 г. N 7-ФЗ (ред. от 31.12.2017) «Об охране окружающей среды» <http://legalacts.ru/doc/FZ-ob-ohrane-okruzhajuwej-sredy/>
4. Постановление Правительства РФ от 23 декабря 2014 г. № 1458 «О порядке определения технологии в качестве наилучшей доступной технологии, а также разработки, актуализации и опубликования информационно-технических справочников по наилучшим доступным технологиям» <http://www.garant.ru/products/ipo/prime/doc/70729288/#ixzz5C7eEmyZg>

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ РЕГИОНА

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КОМПОНЕНТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ (НА ПРИМЕРЕ г. РОСТОВА-НА-ДОНУ)

А. Д. Сазонов, Р. С. Комаров
Южный федеральный университет,
alexei.sazonow2016@yandex.ru, KomarovRoman128@yandex.ru

Экологические проблемы крупных городов связаны с огромной концентрацией населения, транспорта и предприятий на небольшой территории. Происходит истощение водных ресурсов, деградация почвенного покрова, загрязнение воздуха. В последние годы особенно остро стоит проблема загрязнения водотоков в пределах урбанизированных территорий за счет усиления диффузного стока и интенсивного водопотребления. Влияние крупных населенных пунктов и городов сказывается не только на качестве воды рек, но и на состоянии водной биоты [1]. Проблемы возрастания экологического риска на урбанизированных территориях актуальны для большинства городов Европейской части России [2], в том числе и для территории г. Ростова-на-Дону. Для описания экологической ситуации города взяты следующие компоненты окружающей среды: атмосферный воздух, почва, поверхностные воды.

Одной из наиболее серьезных экологических проблем крупных городов является высокая загрязненность атмосферного воздуха источниками техногенного загрязнения, к которым для г. Ростова-на-Дону можно отнести промышленные предприятия и автотранспорт. Активный процесс урбанизации делает атмосферу неспособной к самоочищению из-за увеличения скорости ветра и повышенной солнечной радиации, что приводит к температурным изменениям, которые приводят к появлению смога. Динамика изменения индекса загрязнения атмосферы (ИЗА₅) в г. Ростов-на-Дону представлена на рисунке 1.

Значения показателя колеблются от значения 5 (повышенный уровень загрязнения) до 14 (в 2010 г.), что соответствует очень высокому уровню загрязнения атмосферного воздуха. Изучив динамику изменения ИЗА₅, можно отметить тенденцию снижения уровня загрязнения, что является благоприятным показателем изменения состояния атмосферного воздуха. Однако уровень загрязнения атмосферы остается достаточно высоким (значения ИЗА₅ в последние годы меняются в пределах от 5 до 7 – повышенный уровень загрязнения).

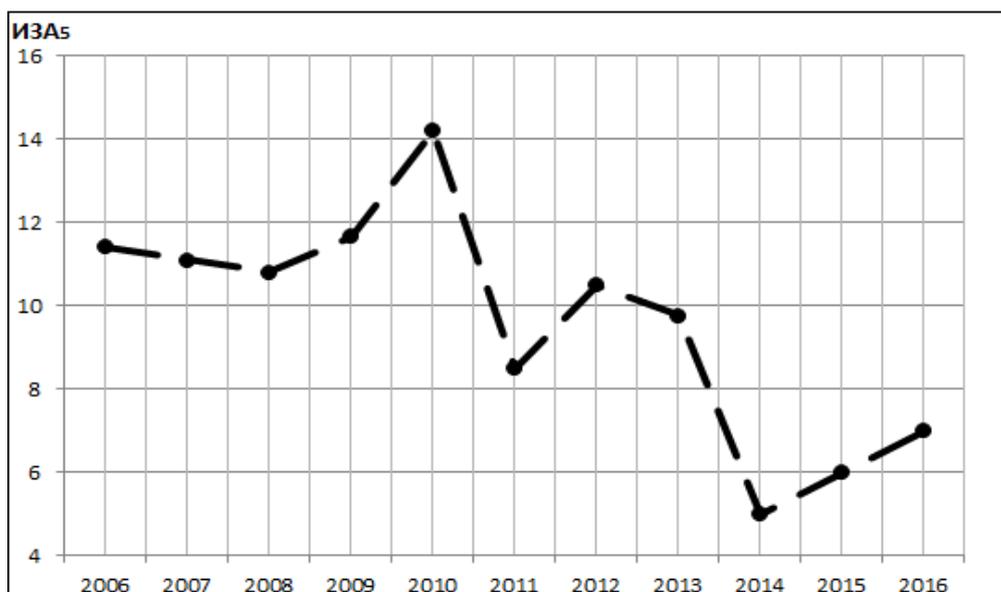


Рис. 1. Динамика изменения ИЗА₅ в г. Ростов-на-Дону на период с 2006 по 2016 гг. (составлено авторами по [3])

Преобразованию подвергается и почвенный покров городской территории, от которого зависит и состояние растительного покрова города. Большая часть почвенного и растительного покрова города представлена «культурными насаждениями»: парками, скверами, газонами, цветниками, аллеями. Концентрации тяжелых металлов в почвообразующей породе г. Ростов-на-Дону превышают фоновые значения, а по отдельным элементам они даже выше уровня предельно допустимой концентрации (ПДК). Такая же картина и по мышьяку. Это одна из причин повышенного содержания этих элементов в почвенном профиле, другая – поступление из антропогенных источников, о чем свидетельствует накопление в поверхностных горизонтах таких элементов, как хром, никель, цинк, свинец и мышьяк [4].

Показателем уровня загрязнения почв металлами является суммарный комплексный показатель загрязнения – Zс. Для почвенного покрова г. Ростова-на-Дону этот комплексный показатель загрязнения почвы в верхнем горизонте, наиболее подверженному негативному антропогенному воздействию, изменяется в пределах от 10,0 до 14,5, что соответствует низкому уровню загрязнения почвы [5].

На территории города протекает несколько рек и водотоков, крупнейшей из которых является р. Дон. Реки протекают таким образом, что некоторые районы города составляют большую часть области стока для некоторых из них (например для р. Темерник). К важнейшим экологическим проблемам рек г. Ростова-на-Дону можно отнести:

- большой объем сброса недостаточно очищенных сточных вод;
- химическое загрязнение водных объектов, приводящее к серьезным изменениям состава вод и донных отложений;
- повышение концентрации биогенных и органических веществ и риск развития процесса эвтрофирования водных объектов;

- исчезновение промысловых видов рыб;
- нарушение естественного гидрологического и гидрохимического режима рек, заболачивание пойм.

Основным водопользователем, осуществляющим сброс очищенных и недостаточно очищенных сточных вод в устьевой части р. Дон, по-прежнему остается ОАО ПО «Водоканал» г. Ростов-на-Дону. Ежегодный объем сброса сточных вод составляет порядка 113,27 млн. м³, что в несколько раз превышает сбросы любого крупного предприятия города [6]. Такое воздействие может негативно сказываться на качестве речных вод, особенно в случаях аварийных ситуаций и недостаточной очистке сбрасываемых в водные объекты воды. В 2016 г. качество воды р. Дон на устьевом участке (г. Ростов-на-Дону – г. Азов) в большинстве створов не изменилось по сравнению с прошлыми годами и характеризовалось 4-м классом, разряда «а» («грязная») [7].

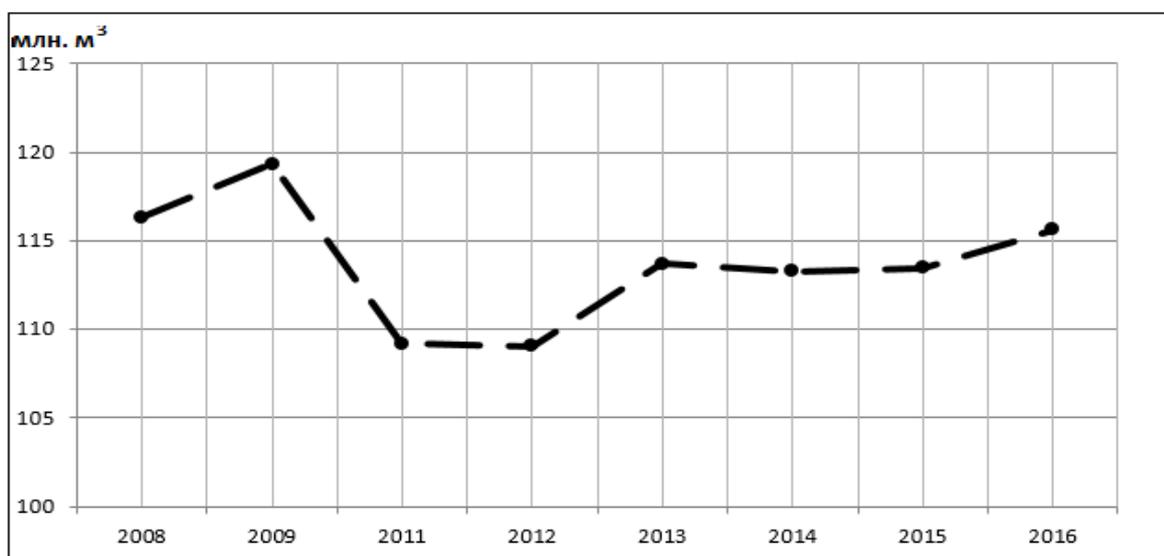


Рис. 2. Динамика объемов сбросов недостаточно очищенных вод в г. Ростов-на-Дону, млн. м³ (составлено авторами по [3])

Изучив динамику объемов сброса неочищенных вод в водные объекты на территории г. Ростова-на-Дону (рис. 2), можно сделать вывод о том, что объем сброса начал сокращаться с 2009 года, но всё-таки остается на весьма высоком уровне. Это приводит к тому, что ухудшается качество воды рек, усиливаются процессы эвтрофирования в теплый период, ухудшается в целом санитарно-экологическое состояние водных объектов в черте города. Всё это в совокупности может стать причиной возникновения чрезвычайных экологических ситуаций при сильном химическом загрязнении [8], а также причиной «цветения воды» и заморов рыбы.

При характеристике качества речной воды Нижнего Дона важным является оценка токсичности воды. Причиной токсического загрязнения воды водотоков в черте городских территорий могут быть высокие концентрации таких загрязняющих веществ, как нефтепродукты, фенолы, хлорорганические пестициды, что может быть установлено методами биотестирования. Обна-

ружение токсических свойств в речной воде на территории г. Ростова-на-Дону указывает на нарушение установленных в РФ требований к качеству воды по биотестовым показателям, согласно которым природная вода (рыбохозяйственных водных объектов) при биотестировании не должна оказывать токсического действия (хронического и тем более острого) на тест-организмы [9].

В заключении стоит отметить, что рассмотренные компоненты окружающей среды в пределах урбанизированной территории г. Ростова-на-Дону подвержены техногенному воздействию. Это проявляется в повышенном уровне загрязнения атмосферного воздуха, в локальном загрязнении почвенного покрова, эпизодическом ухудшении качества воды водных объектов в черте города. Отмечается также и положительная тенденция снижения уровня загрязнения атмосферы и снижение объемов сброса сточных вод в водотоки. Выявляемая эпизодически (особенно в теплый период) токсичность воды на участке реки Дон в районе г. Ростов-на-Дону безусловно может представлять опасность для разных сообществ водных организмов и для здоровья человека, что показывает необходимость развития мониторинга состояния водных объектов в пределах урбанизированных территорий.

В результате хозяйственной деятельности человека компоненты окружающей среды неспособны к самовосстановлению без профилактических и природоохранных мероприятий, направленных на улучшение состояния качества окружающей среды. Подобные мероприятия для урбанизированных территорий должны быть комплексными, экологически обоснованными и разрабатываться для всех компонентов среды одновременно с учетом эколого-геохимических свойств загрязняющих веществ и способности их к миграции и трансформации.

Литература

1. Решетняк О. С., Гришанова Ю. С. Многолетние и сезонные изменения развития фитопланктона и оценка состояния реки Ока в районе г. Дзержинск // Вода: химия и экология. 2016. № 3. С. 14–21.
2. Решетняк О. С., Никаноров А. М., Трофимчук М. М., Гришанова Ю. С. Оценка гидроэкологического риска в бассейне реки Ока // Вода и экология: проблемы и решения, 2017. № 3. С. 159–171.
3. Экологические вестники Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области» // Электронный ресурс «Комитет по охране окружающей среды природных ресурсов Администрации Ростовской области». Режим доступа <http://www.doncomeco.ru/ecology/archive>.
4. Горбов С. Н., Приваленко В. В., Безуглова О. С. Химическое загрязнение городских почв тяжелыми металлами и его оценка // Экологические проблемы антропогенных ландшафтов Ростовской области. Т. 1. Экология города Ростова-на-Дону. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦВШ, 2003. С. 241–256.
5. Горбов С. Н., Безуглова О. С. Генотоксичность и загрязнение тяжелыми металлами естественных и антропогенно преобразованных почв Ростова-на-Дону // Почвоведение. 2015. № 12. С. 1519–1529.
6. Экологический вестник Дона «О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2014 году». / Под общей ред. В. Н. Василенко, Г. А. Урбана, А. Г. Куренковой, С. В. Толчеевой, С. Ю. Пакули. Ростов-на-Дону, 2015. 385 с.

7. Качество поверхностных вод Российской Федерации за 2016 г. Ростов-на-Дону: ФГБУ «Гидрохимический институт», 2017. 555 с.
8. Никаноров, А. М., Брызгалов, В. А., Решетняк, О. С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: «НОК», 2012. 308 с.
9. Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Минина Л. И., Миронова Т. В. Влияние мегаполиса на качество воды большой реки (на примере г. Ростова-на-Дону) // Вестник ЮНЦ РАН. 2009. Т. 5. № 4. С. 62–70.

ДЕРЕВЬЯ В ОЗЕЛЕНЕНИИ ГОРОДА: К КОНЦЕПЦИИ БАЛАНСА «ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛУГИ / ПРОБЛЕМЫ, РАСХОДЫ, РИСКИ»

Л. М. Кавеленова, С. А. Розно, А. С. Хныкина
Самарский национальный исследовательский университет,
lkavelenova@mail.ru

Древесные растения, выполняющие функцию эдификаторов и ассектаторов в природных лесных сообществах, являются также и структурной основой различных типов городских насаждений. Традиционно внимание исследователей-биологов было обращено на фитомелиоративные свойства древесных растений, связанные с их фотосинтетической и средообразующей активностью, устойчивостью в урбосреде, биоиндикационной значимостью, достаточно упомянуть некоторые хорошо известные работы [1–4], но планировочно-архитектурные аспекты и основы содержания городских насаждений обычно рассматривались отдельно. Развитие концепции экосистемных услуг [5] в последние годы заставляет расширить круг рассматриваемых аспектов функционирования систем городского озеленения, связывая экологические, гигиенические, эстетические, экономические и социально-психологические составляющие. В этом плане несомненный интерес представляет наукометрическая сводка, которую подготовили S. Roy с соавторами [6]. Ими было проанализировано 115 статей, опубликованных в 33 различных высокорейтинговых англоязычных журналах, в том числе в «Ecological Economics», «Urban Forestry and Urban Greening», «Urban Geography». Тематика привлеченных для анализа статей была связана с различными аспектами влияния древесных растений на городскую среду. Внимание уделялось тематике исследований, методам оценки различных аспектов роли зеленых насаждений, а также расходов, связанным с уходом за деревьями в городских насаждениях и рисков (опасностей) от их присутствия. На основе представленных авторами статьи таблиц составлена схема (рис.).

Обращаясь к ситуации с использованием древесных растений в озеленении г. Самары, можно обратить внимание на вполне закономерную неоднородность существующих объектов зеленого строительства как по масштабу занимаемой площади, так и по породному составу, а в последнее время – по тенденциям изменений показателей. В порядке убывания площади единичного объекта зеленых насаждений г. Самары упрощенно можно расположить в виде условного убывающего ряда: городские леса (фрагменты лесничеств,

вошедшие в состав городской территории) > сумма очередей набережных р. Волги > парки и скверы > внутриквартальные площадки озеленения > насаждения улиц. Естественно, что суммация объектов одного типа (в частности, уличных насаждений) продемонстрирует их значительную площадь, меняя порядок мест рейтинга, но данный вопрос не является предметом исследований. Обращаясь к необходимости системной оценки древесных растений как основы насаждений, мы хотели бы указать некоторые моменты, связанные со спецификой их использования в озеленении улиц г. Самары.



Рис. Различные аспекты, связанные с присутствием в городской среде древесных растений либо их массивов (составлено по [6], с уточнениями и сокращениями).

Как было установлено ранее [7, 8], основу городских насаждений всех типов для г. Самары (до 60%) составляют около 40 видов древесных растений. Среди местных деревьев здесь могут быть названы береза повислая, вязы гладкий и шершавый, дуб черешчатый, ива белая, клены платановидный и татарский, липа сердцевидная, рябина обыкновенная, тополь черный. Среди интродуцентов наиболее распространены вяз мелколистный, клен ясенелистный, липа крупнолистная, тополя бальзамический, Симона, советский пирамидальный, яблоня ягодная, ясень ланцетный. Реже используются в городских насаждениях боярышники, ели колючая и европейская, конский каштан, липы европейская и маньчжурская, робиния белая акация и др. Распределение деревьев в озеленении улиц разных районов города неодинаково, в исторической части города они практически отсутствуют, в сохранившихся районах

наиболее старой застройки (одно-двухэтажные деревянные дома), где проходят снос и точечная застройка, фрагментарно сохраняются уличные насаждения со старыми экземплярами крупномеров (тополем черным, кленом ясенелистным, вязом мелколистным). При озеленении улиц в разных по времени создания районах пяти- и многоэтажной застройки использовались различные древесные породы. С учетом этого к 10 видам древесных растений, наиболее распространенных в насаждениях на улицах г. Самары, с уверенностью можно отнести тополя (черный, советский пирамидальный и др.), вяз мелколистный, клен ясенелистный, ясень ланцетный, березу повислую, липы (сердцевидную и мелколистную), каштан конский, яблоню ягодную. Анализируя их вклад в формирование условий городской среды, мы можем для каждого из этих видов указать деятельное участие в обогащении воздуха кислородом, связывании углекислого газа, удалении из воздуха газообразных и аэрозольных примесей.

В то же время, особенно в конкретных условиях насаждений г. Самары, для многих видов следует отметить и внесение негативного компонента в функционирование городской экосистемы (табл.). В частности, для ветроопыляемых деревьев это – вклад в формирование «пыльцевого дождя», компоненты которого обладают аллергенностью. Отсутствие полива при продолжительных засухах ускоряет старение деревьев, у которых первоначально нарушается функционирование частей кроны, развивается суховершинность, усыхают крупные ветви. Это, как и наклонный рост стволов (особенно при многоствольном характере дерева), становится причиной травм людей и повреждения автотранспорта и других городских объектов при падении ветвей и стволов под действием шквалистых ветров.

Ситуация в г. Самаре усугубляется наличием значительного числа старовозрастных (50 лет и более), в различной степени аварийноопасных экземпляров тополей, клена ясенелистного, вяза мелколистного, которые в прошлом использовались в качестве основных пород озеленения. Далее, древесные растения являются источником различных форм отпада (отмершие соцветия-сережки, масса плодов) и листового опада, которые пополняют фонд мусора на городских улицах. Наконец, соприкосновение с некоторыми деревьями, особенно формирующими шипы (боярышник полумягкий) при неосторожности человека может стать причиной травм. Большинство этих проблем требует для своего решения определенных финансовых затрат, что не всегда позитивно воспринимается административными структурами. В то же время, при сокращении числа деревьев в озеленении улиц, прослеживается рост разнообразия привлекаемых видов, в том числе из-за их декоративности, но фитомелиоративные возможности насаждений снижаются.

**Некоторые проблемы, связанные с участием массовых видов
древесных растений в составе насаждений на улицах г. Самары**

№	Виды	Основные проблемы, риски
1–2	Тополь черный (и др. виды и гибриды)	Аварийность старовозрастных экземпляров Массовое пыление (муж.) Массовое пухообразование (жен.)
3	Вяз мелколистный	Аварийность старовозрастных экземпляров Обильное плодоношение (засорение улиц)
4	Клен ясенелистный	Аварийность старовозрастных экземпляров Исключительно обильное плодоношение
5	Ясень ланцетный	Аварийность старовозрастных экземпляров Исключительно обильное плодоношение
6	Береза повислая	Угнетенное состояние, ускоренное отмирание или повышение аварийности после 2010 г. Массовое пыление
7–8	Липа сердцевидная и др.	Повреждение жителями в период цветения Массовое размножение на листьях тлей, паутинного клеща, сажистых грибов
9	Каштан конский	Риск падения плодов в колючей оболочке
10	Яблоня ягодная	Вспышки численности вредителей

Таким образом, комплексное рассмотрение роли древесных растений в озеленении, с учетом позитивных и негативных моментов, может содействовать выявлению существующих проблем и поиску путей их оптимального решения с учетом специфики местных условий.

Литература

1. Горышина Т. К. Растения в городе. Л.: Изд-во ЛГУ, 1991. 152 с.
2. Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 125 с.
3. Промышленная ботаника. / Е. Н. Кондратюк, В. П. Тарабрин, В. И. Бакланов и др. Киев: Наукова думка, 1980. 260 с.
4. Сергейчик С. А. Устойчивость древесных растений в техногенной среде. Минск: Наука и техника. 1994. 280 с.
5. Dick J. M., Smith R. I., Scott E. M., Ecosystem services and associated concepts // *Environmetrics* 2011. № 22. P. 598–607.
6. Roy S., Byrne J., Pickering C. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones // *Urban Forestry & Urban Greening*. 2012. № 11. P. 351–363.
7. Розно С. А. Древесные интродуценты в системе озеленения города в условиях лесостепи // *Экология фундаментальная и прикладная. Материалы Междунар. науч.-практ. конф.* Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2005. С. 283–284.
8. Розно С. А., Кавеленова Л. М. Итоги интродукции древесных растений в лесостепи Среднего Поволжья. Самара: Изд-во «Самарский университет», 2007. 230 с.

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ЗЕМЛЯХ, ВЫВЕДЕННЫХ ИЗ ОБОРОТА ПОСЛЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

Г. В. Седукова, С. А. Исаченко

*Институт радиологии, Гомель, Республика Беларусь,
g.sedukova@gmail.com*

После катастрофы на Чернобыльской АЭС в Республике Беларусь из оборота было выведено около 260 тыс. га сельскохозяйственных земель. За прошедший постчернобыльский период часть из них возвращена в хозяйственное пользование. Принадлежность этих земель различна: сельскохозяйственные и лесохозяйственные организации, Полесский радиационно-экологический заповедник, исполнительные комитеты, промышленные предприятия и др. С целью получения актуальных сведений о радиоактивном загрязнении выполнена оценка радиационной обстановки на выведенных из оборота землях, находящихся на балансе сельскохозяйственных организаций и относящихся к категории радиационно-опасных. Общая площадь обследованных земель составляет около 50 тыс. га, расположенных на территории 26 районов двух областей республики (Гомельской и Могилёвской). Оценка радиационной обстановки на данной категории земель выполнялась в соответствии с разработанной методологией [1] с использованием мобильного спектрометрического комплекса.

Средние значения мощности дозы гамма-излучения на высоте 3 см от поверхности почвы выведенных из оборота земель изменялись по административным районам в диапазоне 0,05–0,82 мкЗв/ч. В 35% районов мощность дозы гамма-излучения на высоте 3 см от поверхности земли превышала 0,2 мкЗв/ч. В 7 районах, что составляет 27% от всех районов, имеющих радиационно-опасные земли, зафиксированы максимальные значения мощности дозы гамма излучения на высоте 3 см более 1 мкЗв/ч.

Средние значения мощности дозы гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы варьировали от 0,04 до 0,71 мкЗв/ч. Удельный вес районов, в которых зафиксированы участки, выведенные из оборота после катастрофы на Чернобыльской АЭС, с мощностью дозы гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности почвы более 0,2 мкЗв/ч, составляет 25%. Максимальные значения мощности дозы гамма излучения на высоте 1 м свыше 1 мкЗв/ч отмечены в 23% районов.

Плотность загрязнения земель, выведенных из оборота, радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr существенно различается в разных районах. Средние значения плотности загрязнения земель ^{137}Cs изменяются от 0,36 Ки/км² (13,3 кБк/м²) до 43 Ки/км² (1587,3 кБк/м²). Средние значения плотности загрязнения радионуклидами представляют собой усреднённые данные по всем участкам радиационно-опасных земель, находящихся в районе. На отдельных участках до

настоящего времени плотность загрязнения ^{137}Cs находится на уровне свыше 60 Ки/км^2 .

Следует отметить, что в соответствии с законодательством, действующим в Республике Беларусь [2], ведение сельскохозяйственного производства разрешено на землях с плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 40 Ки/км^2 , ^{90}Sr – не более 3 Ки/км^2 .

Выполнив группировку земель, выведенных из оборота, по плотности загрязнения ^{137}Cs , определено, что 48% радиационно-опасных земель имеют плотность загрязнения данным элементом менее 1 Ки/км^2 (рис. 1).

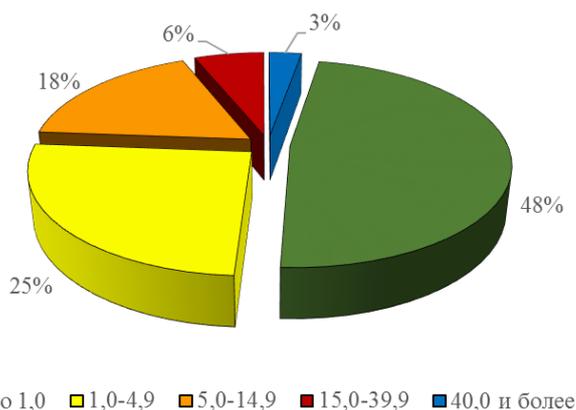


Рис. 1. Удельный вес групп по плотности загрязнения ^{137}Cs радиационно-опасных земель в Республике Беларусь

Средние значения плотности загрязнения ^{90}Sr земель, выведенных из хозяйственного оборота после катастрофы на Чернобыльской АЭС, изменяются от $0,01 \text{ Ки/км}^2$ ($0,37 \text{ кБк/м}^2$) до $0,47 \text{ Ки/км}^2$ ($17,4 \text{ кБк/м}^2$). Максимальная плотность загрязнения ^{90}Sr отмечена на уровне $4,2 \text{ Ки/км}^2$.

Группировка радиационно-опасных земель по плотности загрязнения ^{90}Sr показала, что около 75% характеризуются плотностью загрязнения данным элементом менее $0,15 \text{ Ки/км}^2$ ($5,55 \text{ кБк/м}^2$) (рис. 2). В группу с уровнем загрязнения ^{90}Sr $0,15\text{--}0,50 \text{ Ки/км}^2$ отнесено 19% территории. Около 5% земель имеют среднюю плотность загрязнения ^{90}Sr в диапазоне $0,5\text{--}2 \text{ Ки/км}^2$. От 2 до 3 Ки/км^2 имеют всего 1%.

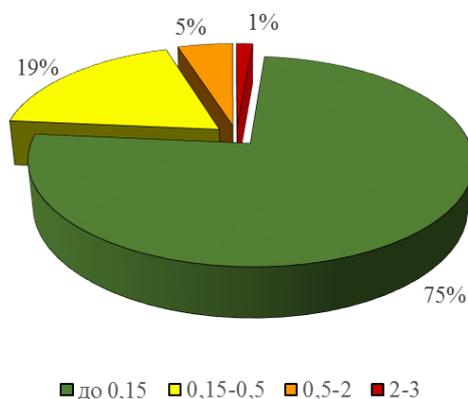


Рис. 2. Удельный вес групп по плотности загрязнения ^{90}Sr радиационно-опасных земель в Республике Беларусь

На основании данных обследования земель, выведенных из хозяйственного оборота после катастрофы на Чернобыльской АЭС, сформирован специализированный банк данных. Банк данных выполнен с использованием ГИС-технологий. Также подготовлен картографический материал по загрязнению участков ^{137}Cs и ^{90}Sr в районах Гомельской и Могилёвской областей.

Данные о состоянии земель, выведенных из оборота после катастрофы на Чернобыльской АЭС, явились основой при разработке инструментария по учёту отчуждённых земель. Полученная актуальная информация о радиационной обстановке на отчуждённых землях необходима для выработки стратегии дальнейшего содержания данной категории земель и принятия обоснованных решений по их реабилитации.

Литература

1. Седукова Г. В., Исаченко С. А., Жукова О. М., Бакарикова Ж. В., Грубич А. О. Методология выполнения оценки обстановки на радиационно-опасных землях // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров: ВятГУ, 2017. С. 77–81.

2. О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон Республики Беларусь от 26.05.2012 №385-З // Национальный реестр правовых актов Республики Беларусь. 2012. № 2/1937.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДРЕВЕСНОЙ ЗОЛЫ ПРИ ВЕДЕНИИ ЛИЧНОГО ПОДСОБНОГО ХОЗЯЙСТВА НА ТЕРРИТОРИИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Г. В. Седукова, С. А. Исаченко, Е. А. Тимченко
Институт радиологии, Гомель, Республика Беларусь,
lenatimchencko@yandex.by

В Республике Беларусь, в соответствии с действующими Государственными программами [0, 0], в балансе котельно-печного топлива увеличивается доля местного вида топлива (МВТ). Основной упор сделан на расширение использования древесного топлива, что связано с наименьшими объёмами капиталовложений и небольшими сроками окупаемости в сравнении с другими видами возобновляемых источников энергии.

При сжигании древесины, заготовленной на загрязненной радионуклидами территории, есть вероятность получения золы с высокой удельной активностью радионуклидов [0, 0].

Зола, получаемая от сжигания дров при использовании печного отопления, вносится населением республики на приусадебные участки в качестве органического удобрения и мелиоранта. Такое применение золы происходит, в том числе, и на территории, пострадавшей в результате катастрофы на ЧАЭС. Это может способствовать вторичному загрязнению территории, а так же привести к повышению содержания радионуклидов в растениеводческой продукции.

Для оценки целесообразности применения древесной золы в личных подсобных хозяйствах (ЛПХ) на территории радиоактивного загрязнения, в РНИУП «Институт радиологии» проведены научные исследования.

Работа осуществлялась путём проведения полевого эксперимента по установлению влияния древесной золы на поступление радионуклидов из дерново-подзолистой почвы в продукцию овощных культур. В эксперименте возделывались одни из наиболее распространённых культур: лук репчатый сорт Центурион (на перо и на репку), капуста белокочанная сорт Июньская и морковь столовая сорт Тушон. Схема эксперимента включала варианты с внесением условно чистой (до 2000 Бк/кг) и высокоактивной (свыше 10000 Бк/кг) золы, а так же контрольные варианты. Повторность – трёхкратная, площадь делянки 8 м².

Норма высева, способ посадки и уход за культурами – в соответствии с технологией возделывания на дерново-подзолистой супесчаной почве [5–7]. Внесение минеральных удобрений – в соответствии с агрохимическими показателями почвы и технологией возделывания культур.

Отбор проб продукции моркови, капусты и лука на репку проводился в фазе хозяйственной (технической) спелости, пера лука – в фазе интенсивного роста (развития).

В пробах золы и почвы определяли основные показатели: рН_(KCl) – потенциометрическим методом; подвижные формы фосфора и калия – по Кирсанову; кальций, магний, микроэлементы – на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-30; гумус – по Тюрину в модификации ЦИНАО. Содержание ¹³⁷Cs – на γ-спектрометрических комплексах Canberra и Oxford. Радиохимическое выделение ⁹⁰Sr – по стандартной методике ЦИНАО с радиометрическим окончанием на аттестованном α-β счетчике Canberra-2400. Определение форм содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr – путем последовательного экстрагирования дистиллированной Н₂О (водорастворимые формы), СН₃СООН₄ (обменные формы), 1н НСl (подвижные формы) и 6н НСl (фиксированные формы) [8].

Плотность загрязнения почвы. Изменение плотности загрязнения почвы опытного участка при внесении высокоактивной золы за период проведения исследований представлено на рисунке 1.

По результатам исследований разработана модель изменения плотности загрязнения почвы при внесении золы с различной удельной активностью (УА) ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr. Модель позволяет выполнить: прогноз плотности радиоактивного загрязнения почвы, на любой период после внесения золы; сравнительный анализ изменения плотности загрязнения почвы при использовании золы и без её применения. Визуализация результатов отражается графически. На рисунке 2, в качестве примера, представлен прогноз изменения плотности загрязнения почвы ¹³⁷Cs при следующих условиях: на участок с исходной плотностью загрязнения почвы 185 кБк/м² (5 Ки/км²) ежегодно вносят золу с УА ¹³⁷Cs 7000 Бк/кг из расчета 0,5 кг/ м².

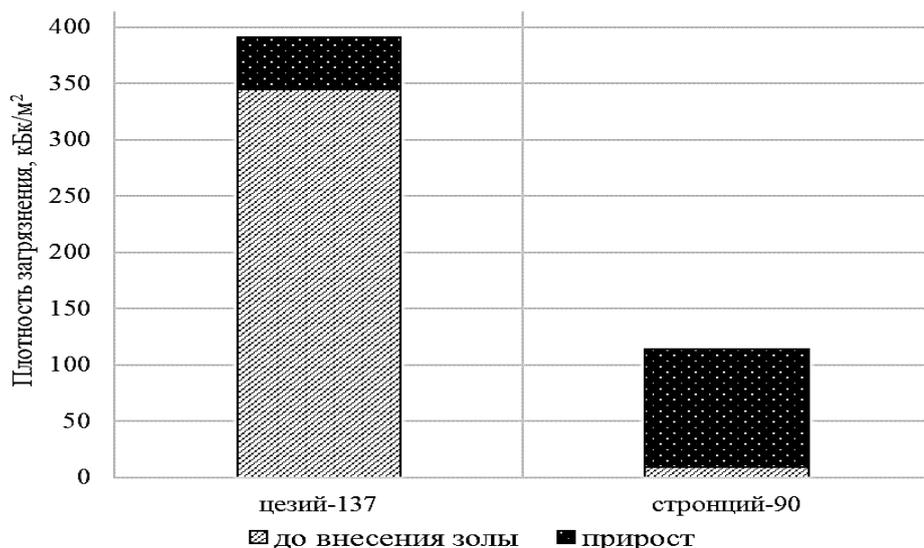


Рис. 1. Изменение плотности загрязнения почвы опытного участка при внесении золы с высокой активностью радионуклидов

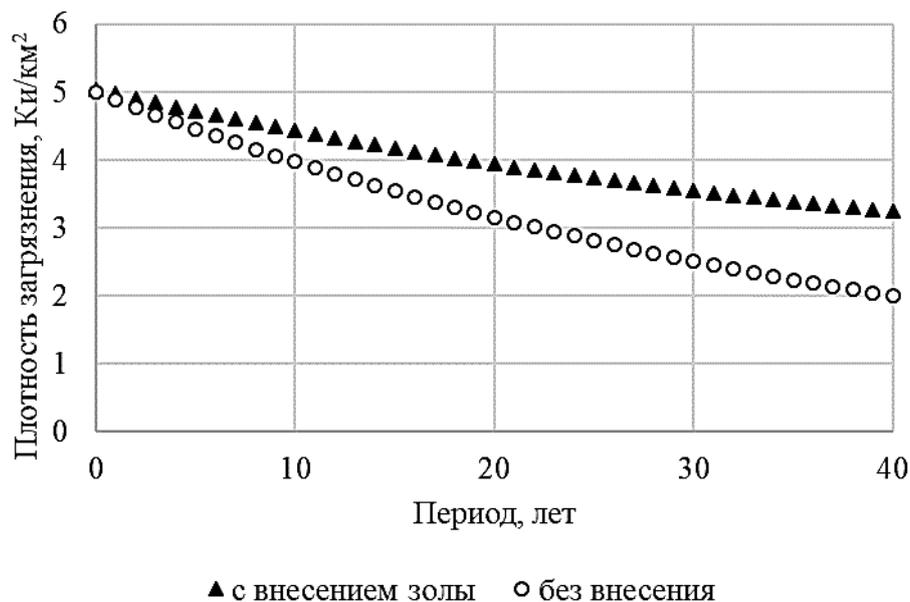


Рис. 2. Прогноз изменения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs при ежегодном внесении золы (7000 Бк/кг)

Таким образом, через 30 лет плотность загрязнения почвы без применения золы составила бы $92,5 \text{ kBq/m}^2$ ($2,5 \text{ Ки/км}^2$), при условии использования золы – 131 kBq/m^2 ($3,55 \text{ Ки/км}^2$), что на $38,5 \text{ kBq/m}^2$ ($1,04 \text{ Ки/км}^2$) выше.

Пример прогноза изменения плотности загрязнения почвы ^{90}Sr представлен на рисунке 3. На участок с исходной плотностью загрязнения почвы ^{90}Sr $3,7 \text{ kBq/m}^2$ ($0,1 \text{ Ки/км}^2$) ежегодно вносят золу с УА ^{90}Sr 1650 Бк/кг из расчета $0,5 \text{ кг/м}^2$.

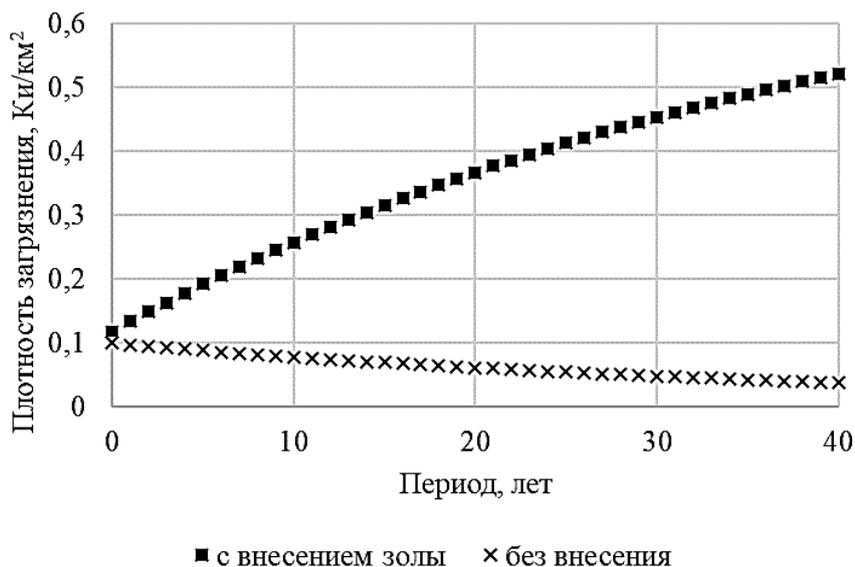


Рис. 3. Прогноз изменения плотности загрязнения почвы ^{90}Sr при ежегодном внесении золы (1650 Бк/кг)

За 30 лет плотность загрязнения почвы ^{90}Sr повысится до 16,7 кБк/м² (0,45 Ки/км²), что на 14,8 кБк/м² (0,4 Ки/км²) выше по сравнению с почвой, где зола не вносилась.

Максимальная УА ^{90}Sr в пробах золы, отобранной у жителей населённых пунктов на территории радиоактивного загрязнения, составляла 24 200 Бк/кг. При использовании такой золы на протяжении 30 лет плотность загрязнения почвы повысилась бы с 0,1 кБк/м² (0,1 Ки/км²) до 222 кБк/м² (6 Ки/км²). Согласно Закону РБ «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС» ведение сельскохозяйственного производства разрешено при плотности загрязнения почвы ^{90}Sr до 3 Ки/км².

Накопление радионуклидов овощными культурами. Внесение золы не оказало существенного влияния на накопление ^{137}Cs в продукции исследуемых культур. Значения коэффициентов перехода (Кп) ^{137}Cs из почвы в продукцию овощных культур, как без внесения золы, так и с ее применением не имели существенных различий. При этом Кп ^{90}Sr при внесении золы существенно уменьшаются от 1,3 до 2,2 раз в зависимости от культуры (табл.).

Таблица

Коэффициенты перехода радионуклидов в продукцию овощных культур

Культура	Кп ^{137}Cs , Бк/кг:кБк/м ²		Кп ^{90}Sr , Бк/кг:кБк/м ²	
	контроль	древесная зола	контроль	древесная зола
Капуста	0,007±0,002	0,011±0,004	0,44±0,08	0,27±0,03
Морковь	0,010±0,006	0,006±0,002	0,62±0,08	0,49±0,09
Лук (перо)	0,010±0,004	0,011±0,003	1,77±0,29	1,10±0,23
Лук (репка)	0,004±0,001	0,006±0,002	0,49±0,08	0,22±0,04

Установлено, что основная доля ^{90}Sr в золе находится в подвижной (кислоторастворимой) форме, до 90% от общего содержания. Доля водорастворимой, наиболее доступной для растений формы, составляет около 1%.

Таким образом, ^{90}Sr , содержащийся в древесной золе, растениям практически недоступен. Следовательно, при внесении золы, суммарное содержание биологически доступных форм ^{90}Sr в почве снижается, приводя к уменьшению Кп ^{90}Sr из почвы в овощную продукцию.

Видовые различия культур по способности аккумулировать радионуклиды в продукции (на контрольных вариантах) можно отразить в убывающих рядах:

по Кп ^{137}Cs – корнеплоды моркови > перо лука > кочаны капусты > репка лука;

по Кп ^{90}Sr – перо лука > корнеплоды моркови > репка лука > кочаны капусты.

Внесение золы с высокой удельной активностью радионуклидов повышает плотность загрязнения почвы. На переход ^{137}Cs из почвы в продукцию овощных культур существенного влияния зола не оказывает. Кп ^{90}Sr снижается до 2-х раз, что объясняется снижением суммарного содержания биологически доступных форм радионуклида в почве.

Жителям республики, проживающим на территории радиоактивного загрязнения, и использующим печное отопление, рекомендуется проверять печную золу и почву приусадебного участка на содержание радионуклидов. Особое внимание следует обратить на недопустимость внесения в почву древесной золы с более высокой, чем в почве, удельной активностью радионуклидов. Это неизбежно приведёт к загрязнению выращенной продукции и повышению плотности загрязнения почвы.

Литература

1. Государственная программа «Комфортное жилье и благоприятная среда» на 2016–2020 годы [Электронный ресурс] / Нац. правовой Интернет-портал Республики Беларусь. Режим доступа <http://www.pravo.by>. Дата доступа: 28.04.2017.

2. Государственная программа «Энергосбережение» на 2016–2020 годы [Электронный ресурс] / Нац. правовой Интернет-портал Республики Беларусь. Режим доступа: <http://www.pravo.by>. Дата доступа: 10.05.2017.

3. Радиоэкологические аспекты сжигания древесного топлива на крупных энергетических установках Беларуси / В. Н. Соловьев, М. Л. Жемжуров, А. С. Левчук, Н. Д. Кузьмина, И. Г. Плещанков, Л. Н. Карбанович // Энергетическая стратегия. 2010. № 1(13). С. 50–54.

4. Карбанович Л., Сермакшева Е., Доменкова А. Энергия без опасности // Лесное и охотничье хозяйство. 2016. № 4. С. 15–16.

5. Гануш Г. И. Овощеводство Беларуси: Экономика, организация, агротехника. Мн.: Ураджай, 1996. 272 с.

6. Справочник по овощеводству / В. И. Алексашин и др.; сост. В.А. Брызгалов. 2-е изд., перераб. и доп. Л.: Колос. Ленингр. отд-ние, 1982. 511 с.

7. Попков В. А. Лук в условиях Республики Беларусь: Биология, агротехника, экономика. Гомель: ГГТУ им. П. О. Сухого, 2001. 400 с.

8. Проблемы анализа природных объектов при определении содержания и форм нахождения радионуклидов / Б.Ф. Мясоедов и др. // Аналитическая химия. 1996. Т. 51. № 1. С. 124–130.

ОЦЕНКА ФИТОРЕМЕДИАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА МАРИ БЕЛОЙ В УСЛОВИЯХ МОДЕЛЬНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА

В. Э. К. Аль Харбавии, Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин
Мордовский государственный университет им. Н. П. Огарева,
dimabashmakov@yandex.ru

Техногенное загрязнение почв тяжелыми металлами (ТМ) отражается на функционировании растений и почвенной биоты, несет ряд негативных последствий для здоровья человека и для биосферы в целом. В отличие от многих органических загрязняющих веществ, большинство металлов и радионуклидов нельзя удалить из внешней среды химической или биологической трансформацией. Хотя токсичность некоторых металлов можно уменьшить, влияя на их формирование, они не деградируют и устойчивы в среде [1].

Растения могут удалять металлы-загрязнители двумя путями: (1) путем фитостабилизации, при котором растения переводят загрязнители в менее биодоступные формы и/или предотвращают рассредоточение загрязняющих веществ посредством ветровой эрозии или вымывания; (2) путем фитоэкстракции, при которой растения аккумулируют загрязняющие вещества в своих тканях, тем самым уменьшая их концентрацию в почве [1]. Одно из главных преимуществ фитоэкстракции – то, что биомасса растений, содержащая извлеченный ТМ, может быть ресурсом для получения металлов или кормов, обогащенных необходимыми микронутриентами [2]. Обязательное требование для успешной фиторемедиации – наличие хорошо адаптированной флоры, толерантной к почвенным климаксным условиям [3].

Огромный потенциал для использования в целях ремедиации окружающей среды имеют растения, способные к сверхаккумуляции металлов, и имеющие концентрации ТМ на 1–3 порядка выше, чем обычные растения. По терминологии, предложенной Р. Р. Бруксом, к гипераккумуляторам относят растения, способные накапливать в тканях 100 мкг/г Cd и As; 1000 мкг/г Co, Cu, Cr, Ni и Pb; 10000 мкг/г Mn [4]. Это виды, проявляющие резистентность к металлам и обладающие потенциалом для очистки от токсичных металлов во всех компонентах окружающей среды [5]. Идеальными качествами растений-аккумуляторов металлов являются: отсутствие географических предпочтений; быстрый рост; высокая биопродуктивность; способность образовывать продукцию комплексного применения; сильная и обильная корневая система; способность к гипераккумуляции металлов; высокая металлотолерантность; быстрый транспорт металлов в собираемые части растения; способность к аккумулярованию многих металлов; резистентность к болезням и вредителям; накопление соединений, предотвращающих поедание травоядными животными, сводя к минимуму угрозу здоровью людей через пищевые цепи [5].

Марь белая (*Chenopodium album* L. s.l.) обладает, по крайней мере, пятью из перечисленных качеств. Это небольшое однолетнее растение из семейства Chenopodiaceae, растет на пустырях, полях и по обочинам дорог. Вид

указан в International phytoremediating plant list как потенциальный гипераккумулятор ТМ [5]. При нормальных погодных условиях в Центрально-Чернозёмном регионе России урожай зелёной массы может достигать до 140 т/км^2 . Поэтому целью нашей работы стала оценка фиторемедиационной способности мари белой (*Chenopodium album* L. s. l.) в условиях модельного эксперимента и фиторемедиационного потенциала этого растения в природных условиях.

Для эксперимента в конце сентября собирали семена, а также побеги (листья и стебли) мари с пробной площадки площадью 100 м^2 , заложенной в центральной промышленной зоне г. Саранска [6]. Свежесобранные семена помещали в песок и хранили около 3 месяцев при температуре $2\text{--}4 \text{ }^\circ\text{C}$ для прохождения холодной стратификации [7].

Семена проращивали в водной культуре в факторостатируемых условиях (освещенность $80 \text{ мкМ фотонов/м}^2\cdot\text{с}$, фотопериод 14 ч, температура $16 \text{ }^\circ\text{C}$) на растворах, содержащих смесь эквимольных растворов солей четырех ТМ ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$; $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$; $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$; $\text{NiSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – все квалификации ч.д.а.) в концентрациях 1 мкМ, 10 мкМ, 0,1 мМ и 1 мМ (концентрации подобраны с учетом уровня загрязнения почв ТМ и охватывают диапазон от дефицитных и оптимальных до сублетальных и летальных). Контролем служили растения, выращенные на дистиллированной воде. Спустя 7 суток роста определяли воздушно-сухую массу, а также концентрацию ТМ в побегах и корнях на атомно-адсорбционном спектрометре Shimadzu AA-7000 [8, 9].

Все лабораторные опыты проводили трижды. Опыт состоял из 100–200 семян или проростков в каждом варианте, каждый вариант включал 3 повторности. Для определения исследованных показателей отбирали по 20–40 растений из каждой повторности. В таблицах и на графиках представлены средние значения из всех опытов с их стандартными ошибками. Существенность различий оценивали по критерию Дункана при уровне значимости 95%. Результаты обрабатывали с использованием программ «MS Excel» и «Statistica».

Аккумуляция тяжелых металлов в органах растений, выращиваемых на растворах солей ТМ, важна для оценки возможности использования исследуемых растений для фиторемедиации. В контроле содержание ТМ было очень низким, связанным с исходным содержанием ТМ в семенах. При выращивании растений на растворах, содержащих соли ТМ, содержание всех изученных ТМ многократно превышало значения контроля (табл.).

Так, содержание свинца было наименьшим в стеблях (в 2–44 раза выше контроля на фоне 1 мкМ – 1 мМ) и максимальным в листьях (в 6–58 раз). Концентрация никеля в листьях превышала контроль в 4 раза на фоне субоптимальных концентраций, в 9 и 195 раз – на фоне 0,1 и 1 мМ, соответственно; в стеблях и корнях: на фоне 1 мкМ – на 25 и 59%, соответственно, на фоне 10 мкМ – на 237 и 153%, на фоне 0,1 мМ – в 15 и 12 раз, на фоне 1 мМ – в 115 и 98 раз. Содержание меди в органах мари на фоне 1 и 10 мкМ ионов ТМ в среде превышало контроль в 1,8–2 раза в стеблях и корнях и в 16–18 раз в

листьях; на фоне 0,1 и 1 мМ – в 2,5 и 36 раза в стеблях, в 4,9 и 55 раз – в корнях, а также в 21 и 173 раза в листьях.

Таблица

Содержание тяжелых металлов в органах семидневных растений мари белой, выращенных на растворах, содержащих смесь эквимольных концентраций ионов ТМ, мг/кг

Концентрация ионов ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	Листья	7,9±2,4	3,2±1,2	1,0±0,5	61,3±11,3
	Стебель	26,7±4,2	5,7±0,7	8,5±3,5	39,6±9,6
	Корни	19,4±5,9	8,5±1	8,9±2,9	34,0±9,0
1 мМ	Листья	48,7±18,7	12,9±0,9	16,2±1,2	105,0±25,0
	Стебель	46,2±11,2	7,1±0,1	15,4±1,6	50,2±11,9
	Корни	38,5±18,5	13,5±0,5	16,4±1,6	43,7±1,4
10 мМ	Листья	135,7±6,7	13,0±1,0	18,0±4,0	132,5±1,5
	Стебель	218±113	19,2±1,2	15,7±0,7	59,9±10,2
	Корни	177,2±82,2	21,5±6,5	19,0±4,0	60,4±11,7
100 мМ	Листья	110,7±25,4	29,0±3,0	21,0±4,0	167,2±14,9
	Стебель	170,4±10,4	84,7±18,7	21,5±4,5	123,3±27,8
	Корни	221,2±56,9	98,5±21,5	44,0±16,0	130,2±36,9
1 мМ	Листья	460,7±59,4	623,2±39,5	173,0±67,0	885,9±59,5
	Стебель	1164,5±51,8	655,5±74,5	303,5±46,5	910,5±35,5
	Корни	1888±109,3	829,2±135,9	488,7±28,8	1432,8±71,9

Таким образом, при выращивании мари белой на растворах, содержащих смесь ТМ, их аккумуляция при низкой дозе загрязнения происходила преимущественно в листьях, тогда как при высоком загрязнении не было единой тенденции для исследуемых металлов (Cu^{2+} – в листьях, Zn^{2+} – в корнях). С увеличением дозы ТМ в среде содержание исследуемых металлов также возрастало.

Для количественного сравнения величины и характера металлоаккумуляции растениями рассчитывали индексы транслокации (I_t): $I_t = C_{sh} / C_r$, где C_{sh} – концентрация металла в побегах, C_r – концентрация того же металла в корнях (рис. 1).

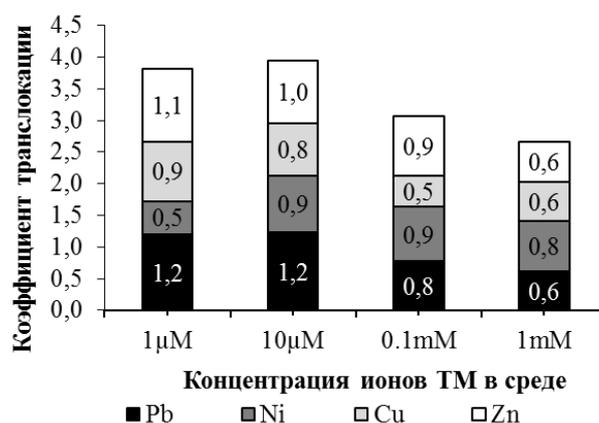


Рис. 1. Коэффициенты транслокации ТМ у проростков мари белой при различном загрязнении среды выращивания

Как можно видеть из рисунка, коэффициенты транслокации ионов Pb^{2+} и Zn^{2+} снижались по мере увеличения концентрации ТМ в среде. Индекс транслокации ионов Cu^{2+} снижался в интервале от 1 мкМ до 0,1 мМ. На фоне 1 и 10 мкМ ионов Pb^{2+} и Zn^{2+} , а также 1 мкМ ионов Cu^{2+} растения мари можно отнести к фитоэкстракторам, так как в этих вариантах индекс превышал 1, в остальных вариантах – к фитостабилизаторам.

Коэффициент транслокации свинца и цинка в растениях мари, выращенной на растворе, содержащем смесь ТМ, снижался по мере увеличения концентрации ТМ. Индекс транслокации Ni^{2+} возрастал от 1 мкМ к 10 мкМ, а далее уменьшался. Коэффициент транслокации Cu^{2+} имел тенденцию к уменьшению с увеличением концентрации ТМ в среде выращивания.

С учетом формируемой фитомассы, мы оценили количество ТМ, которое способны извлечь из раствора молодые растения мари белой в течение 7 суток роста (рис. 2).

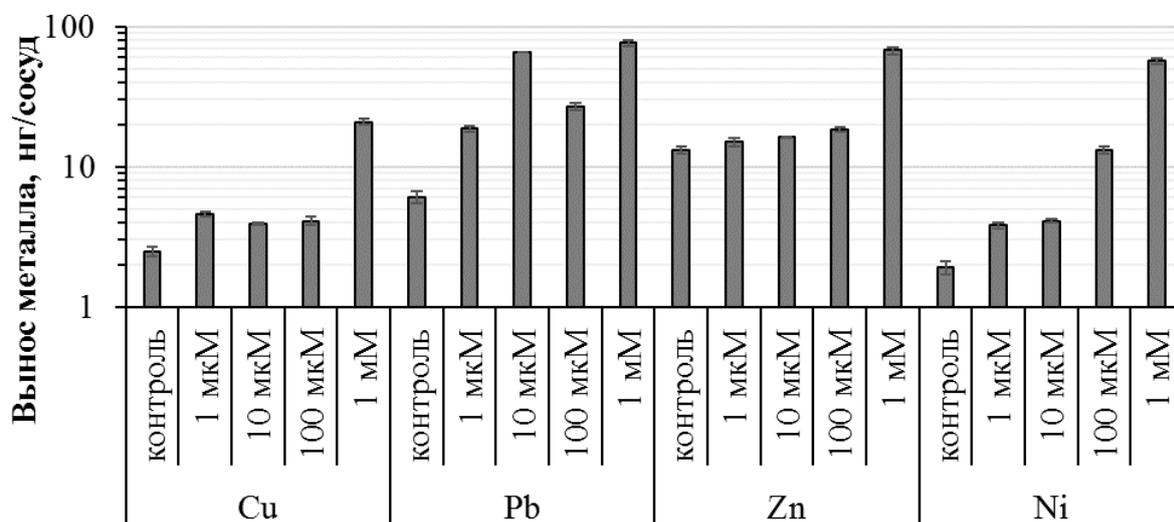


Рис. 2. Вынос ТМ молодыми растениями мари белой из среды выращивания (10 мл), содержащей смесь эквимоллярных концентраций тяжелых металлов, нг/50 растений

Как видно из рисунка, характер выноса различных ТМ из раствора изменялся в зависимости от конкретного металла. Так, извлечение Cu и Zn имело своеобразные плато в диапазоне концентраций от 1 до 100 мкМ, а потом резко повышалось. Извлечение Pb характеризовалось двумя пиками в области низких (10 мкМ) и токсичных (1 мМ) концентраций. Вынос Ni линейно возрастал по мере повышения концентрации ионов Ni^{2+} в среде выращивания.

Учитывая урожай надземных органов, можно оценить потенциальный вынос ТМ с той или иной территории в природных условиях [10]: Pb – от 5,5 до 6,3 кг/км²; Zn – от 122 до 129 кг/км²; Cu – от 40,9 до 43,1 кг/км². Количество никеля в собранных образцах находилось ниже границ чувствительности метода, поэтому фиторемедиационный потенциал мари для этого металла мы не рассчитывали.

Таким образом, трава мари белой потенциально может содержать значительные количества ТМ и может быть использована для извлечения металлов химическим путем из озоленной биомассы, а также на силос (после соответствующего «разбавления» ее другими кормами до уровня содержания ТМ ниже МДУ, рекомендованного для кормов).

Литература

1. 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.
2. Banuelos G. S., Mead R. R., Hoffman G. J. Accumulation of selenium in wild mustard irrigated with agricultural effluent // *Agric. Ecosyst. Environ.* 1993. V. 43. P. 119–126.
3. Baker A. J. M., Brooks R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution // *Ecology and phytochemistry. Biorecovery* 1. 1989. P. 81–126.
4. Brooks R. R., Wither E. D. Nickel accumulation by *Rinorea bengalensis* Wall. O. K. // *J. Geochem. Explor.* 1977. No 7. P. 295–300.
5. Prasad M. N. V., Freitas H. Metal-tolerant plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology // *Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation* / Ed. by M. N. V. Prasad, K. S. Sajwan, R. Naidu. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Fransis Group, 2006. Chapter 25. P. 483–506.
6. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Ростовые характеристики и металлоустойчивость экотипов *Chenopodium album* L. s. l. города Саранска (Россия) // *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии.* 2009. № 1 (9). С. 116–119.
7. Журбицкий З. И., Ильин М. В. Теория и практика вегетационного метода. М.: Наука, 1968. 224 с.
8. ГОСТ 30692-2000 Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Атомно-абсорбционный метод определения содержания меди, свинца, цинка и кадмия. М., 2002.
9. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М., 1992.
10. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Аккумуляция тяжелых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания // *Агрехимия.* 2002. № 9. С. 66–71.

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ СУЛЬФАТА МЕДИ(II) НА СОДЕРЖАНИЕ МАЛОНОВОГО ДИАЛЬДЕГИДА В ТКАНЯХ РАСТЕНИЙ ЯЧМЕНЯ

А. В. Жукова¹, С. Г. Скугорева^{1,2}

¹ Вятский государственный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

В настоящее время в биотестировании достаточно актуальным является поиск тест-организмов и тест-функций, которые являются чувствительными и быстро реагируют на присутствие токсикантов. Среди токсикантов тяжелые металлы (ТМ) отличаются высокой токсичностью и способностью к аккумуляции. Медь является эссенциальным элементом, т. е. необходимым в небольших количествах для нормальной деятельности всех живых организмов, однако его высокие концентрации являются токсичными.

Растения достаточно устойчивы к действию ТМ, могут их накапливать без видимых симптомов токсичности. В то же время, биохимические показатели растений такие, как содержание фотосинтетических пигментов, накопление пролина, глутатиона, содержание антиоксидантных ферментов изменяются под действием низких концентраций ТМ [1–3].

Усиление процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) является характерным симптомом окислительного стресса у растений, который развивается при действии избыточных концентраций ТМ. О ПОЛ можно судить по накоплению малонового диальдегида (МДА) в тканях растений.

Целью работы было выявить влияние различных концентраций сульфата меди(II) на содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя.

В качестве объекта были выбраны растения ячменя сорта Новичок. Семена ячменя проращивали в чашках Петри в термостате при 25 °С. На пятый день проростки переносили на питательный раствор Кнопа. В каждый сосуд высаживали по 24 проростка. Сосуды с проростками помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещённость – 1000 лк, температурный режим выращивания – 13 °С (ночь) / 21 °С (день).

23-дневные растения (в фазе 3–4 листа) извлекали из раствора Кнопа и переносили на растворы сульфата меди(II) с концентрацией 50, 100, 250 и 500 мкМ. Контрольным вариантом служил вариант без внесения соли меди (дистиллированная вода). Содержание МДА в тканях ячменя оценивали через 2 часа после экспозиции растений на растворах. Повторность измерений 4–6 кратная.

Для анализа использовали среднюю часть третьего листа и среднюю часть корня восьми растений. Готовили вытяжку из свежих растительных тканей. К вытяжке добавляли 0,5% раствор тиобарбитуровой кислоты в 20% трихлоруксусной кислоте, кипятили 30 мин на водяной бане и фильтровали. Содержание МДА определяли спектрофотометрическим методом по интенсивности окраски полученного фильтрата при $\lambda = 532$ нм [4].

В ходе исследования получены данные по накоплению МДА в растительных тканях ячменя (рис. 1, 2).

Установлено, что содержание МДА в листьях растений ячменя достоверно возрастало при экспозиции растений на растворах, содержащих 250 и 500 мкМ ионов меди(II) (рис. 1). При 250 мкМ Cu^{2+} данный показатель был выше контроля в 1,2 раза, а при 500 мкМ возрастал более существенно – в 2 раза.

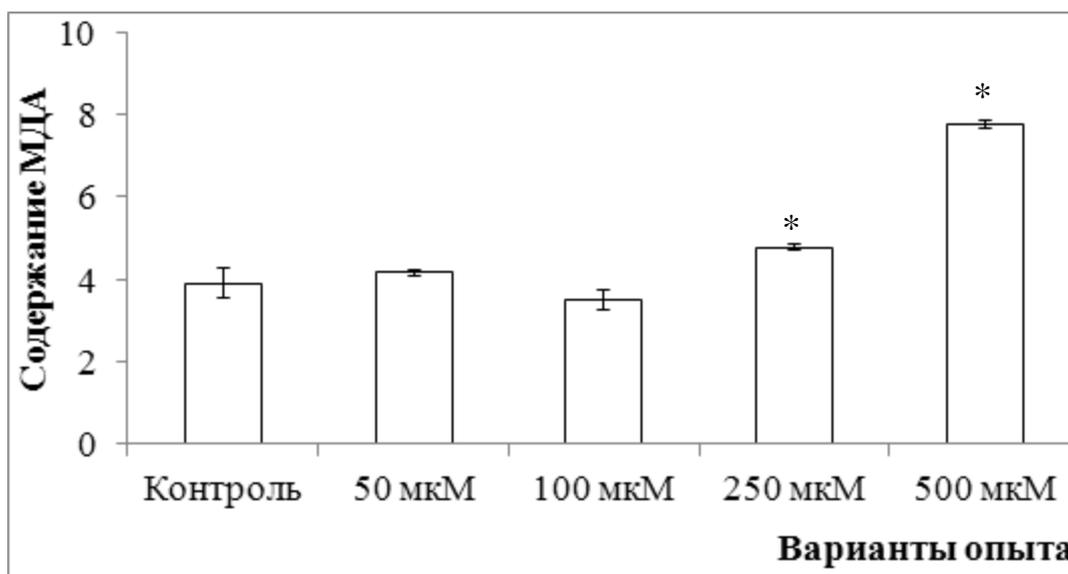


Рис. 1. Содержание МДА в листьях ячменя, мкмоль/г сырой массы
 Примечание: на рисунке представлены средние арифметические и ошибки средних, * – достоверно при $p < 0,05$.

Для корней растений в контроле содержание МДА составило $2,67 \pm 0,36$ мкмоль/г сырой массы, что ниже по сравнению с листьями в 1,5 раза (рис. 2). При экспозиции растений на растворе с 50 мкМ Cu^{2+} накопление МДА снижалось в 1,2 раза. Дальнейшее увеличение концентрации ионов меди в растворе приводило к росту данного показателя по сравнению с контролем. Так, при 100 и 250 мкМ повышение показателя составило 1,2 раза. При 500 мкМ отмечали достоверный рост содержания МДА (в 1,6 раза).

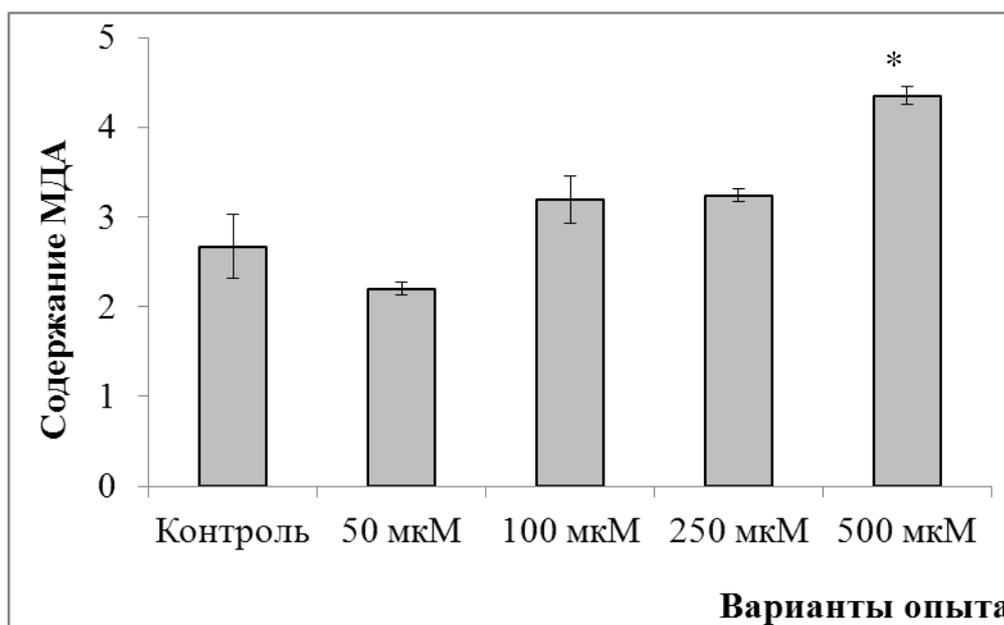


Рис. 2. Содержание МДА в корнях ячменя, мкмоль/г сырой массы
 Примечание: на рисунке представлены средние арифметические и ошибки средних, * – достоверно при $p < 0,05$.

Увеличение накопления МДА в листьях (250 и 500 мкМ) и корнях ячменя (500 мкМ) может быть ответной реакцией растения на избыточные концентрации ионов меди(II), которые для растений являются токсичными.

В то же время, при экспозиции растений ячменя на растворе с низкой концентрацией ионов меди(II) – 50 мкМ происходило незначительное усиление накопления МДА в листьях и снижение в корнях растений. Данный факт можно объяснить тем, что в низких концентрациях ионы меди являются необходимыми для растений и могут иначе, чем при более высоких концентрациях, влиять на их биохимические параметры.

С точки зрения использования в биотестировании интерес представляет зависимость между содержанием МДА в растениях ячменя и концентрацией Cu^{2+} в растворе. Установлено, что между данными показателями существует прямая линейная корреляционная зависимость: чем больше концентрация Cu^{2+} в растворе, тем выше содержание МДА в растениях (рис. 3, 4). Сила корреляционной связи достаточно высока: для листьев она составляет 0,94, для корней – 0,92.

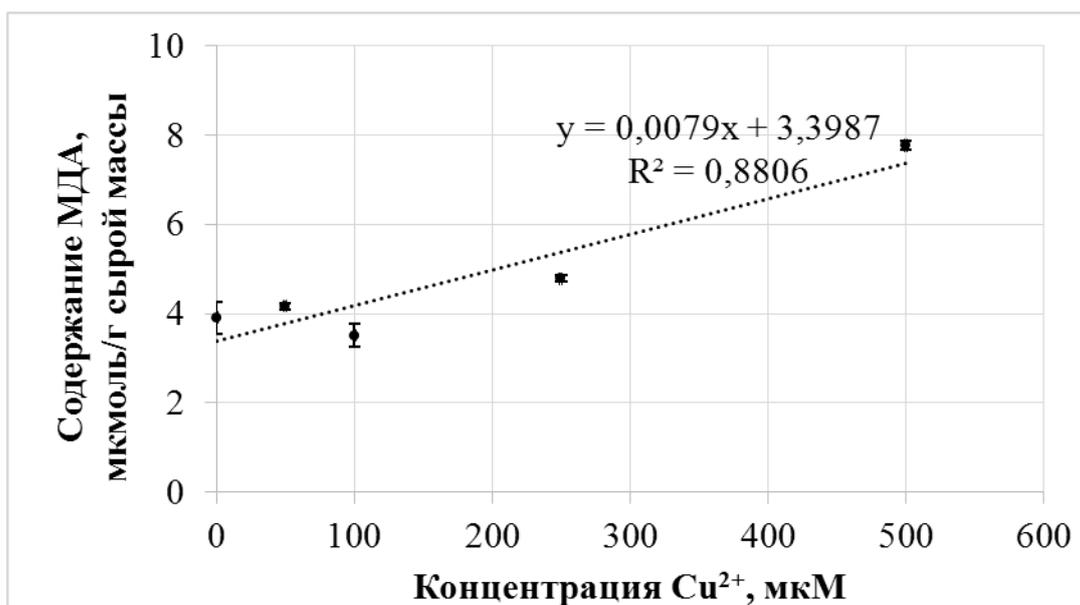


Рис. 3. Зависимость содержания МДА в листьях растений от концентрации ионов меди в растворе

Примечание: корреляция значима при $p < 0,05$.

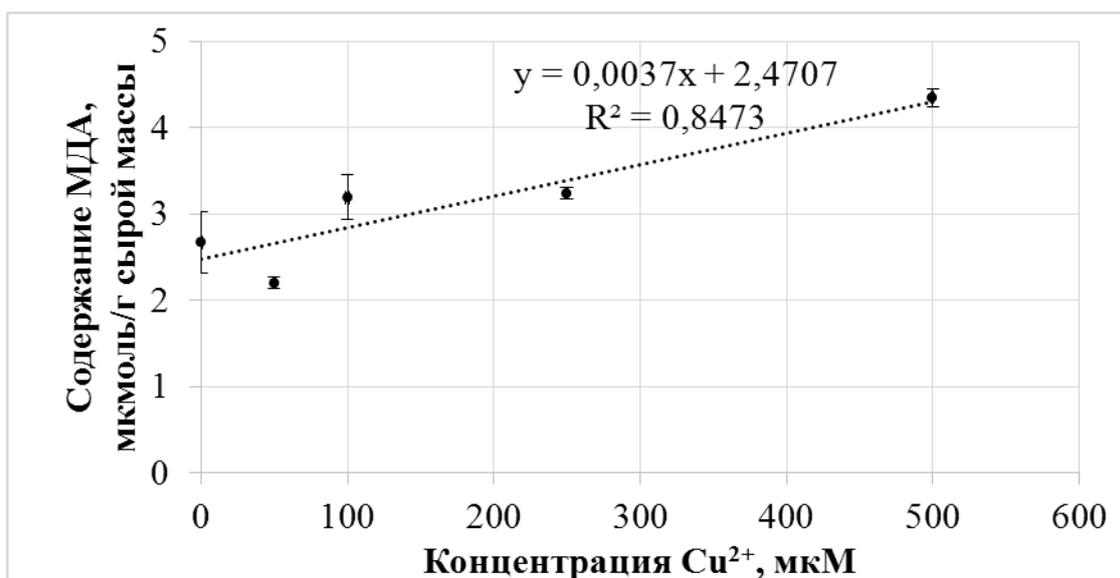


Рис. 4. Зависимость содержания МДА в корнях растений от концентрации ионов меди в растворе

Примечание: корреляция значима при $p < 0,05$.

Таким образом, по результатам, полученным в ходе исследования, можно сформулировать следующие выводы:

1. При экспозиции 23-дневных растений ячменя на растворах, содержащих 250 и 500 мкМ ионов меди(II) происходило увеличение накопления МДА в листьях ячменя в 1,2 и 2 раза соответственно. В корнях ячменя достоверный рост накопления МДА отмечали только при 500 мкМ (в 1,6 раза). Увеличение данного показателя может быть ответной реакцией растения на избыточные концентрации ионов меди(II).

2. Между содержанием МДА в растениях и концентрацией Cu^{2+} в растворе существует прямая линейная значимая корреляционная зависимость ($r=0,92-0,94$). В связи с этим, содержание МДА в растениях можно использовать в качестве тест-функции токсичности ионов меди(II).

3. Ответная реакция растений на присутствие сульфата меди(II) в растворе наблюдается уже через 2 часа после экспозиции, что можно использовать для разработки экспресс-методики определения токсичности ТМ.

Выполнено в рамках госзадания Института биологии Коми НЦ УрО РАН № 0414-2018-0003.

Литература

1. Maksymiec W. Effect of copper on cellular processes in higher plants // Photosynthetica. 1997. V. 34. N. 3. P. 321–342.
2. Радионов Н.В. Физиологические и молекулярные ответные реакции растений рапса на воздействие солей меди и цинка: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2008. 25 с.
3. Злобин И. Е. Ранние стрессорные ответы растений рапса на повышенные уровни меди и цинка в среде: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2015. 24 с.

4. Лукаткин А. С., Голованова В. С. Интенсивность перекисного окисления липидов в охлажденных листьях теплолюбивых растений // Физиология растений. 1988. Т. 35. Вып. 4. С. 773–780.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЛАУКОНИТА ДЛЯ МОДИФИКАЦИИ СВОЙСТВ АММИАЧНОЙ СЕЛИТРЫ

Н. Н. Богатырёва¹, Н. В. Сырчина¹, Ю. Н. Терентьев²
¹ *Вятский государственный университет, naduha_y@mail.ru*
² *АО «ЭнергоГазИнжиниринг» ОРП КЧ, teryun@yandex.ru*

Аммиачная селитра (АС) является одним из наиболее эффективных азотных минеральных удобрений, находящихся широкое применение, как в России, так и за рубежом. В настоящее время мировое потребление АС составляет около 37 миллионов метрических тонн (MMt) [1]. К достоинствам этого удобрения можно отнести высокое содержание действующего вещества; отсутствие балластных компонентов; хорошую растворимость; возможность применения для разных типов почв и практически под все культуры; совместимость с другими удобрениями и агрохимикатами нещелочной природы; относительно низкую стоимость. АС пригодна для допосевного и припосевного внесения, а также для подкормки растений в период вегетации. Наряду с указанными достоинствами, это удобрение имеет и существенные недостатки, снижающие его агрохимическую эффективность и конкурентоспособность на мировом рынке минеральных удобрений. Основным недостатком АС является пожароопасность, обусловленная выраженными окислительными свойствами этого материала. При смешивании с горючими веществами нитрат аммония становится взрывоопасным. Потенциальная взрывоопасность АС является основным предлогом, благодаря которому многие страны вводят ограничения на экспорт и применение этого удобрения. Соответствующие ограничения негативно отражаются на конкурентоспособности отечественной АС. Кроме взрывоопасности для АС характерны и такие недостатки, как высокая слеживаемость при хранении, легкая вымываемость нитратных форм азота из корнеобитаемого горизонта почвы, токсичность. Внесение АС в рядки одновременно с высевом семян приводит к существенному повышению концентрации нитрата аммония в почвенном растворе, что оказывает отрицательное влияние на всхожесть семян и развитие зародышевых корешков. Повышенное осмотическое давление внешнего раствора затрудняет процессы поглощения минеральных веществ проростками и снижает интенсивность их развития на ранних этапах онтогенеза [2].

Основным направлением коррекции недостатков АС как минерального удобрения является включение в ее состав компонентов, способствующих улучшению технологических, агрохимических, товарных и экологических характеристик. Исследования в данном направлении являются весьма актуальными и имеют большое практическое значение.

Цель работы состояла в изучении возможности и перспектив использования глауконита в качестве материала для модификации свойств АС.

В задачи исследования входило выделение глауконита из кварцево-глауконитового песка, получение гранулированной формы композиции «АС+Глауконит» (АСГ), изучение влияния глауконита на термостабильность АС и оценка свойств полученной композиции методом биотестирования.

Выбор глауконита для включения в состав удобрения определяется комплексом ценных свойств этого материала [3]. Глауконит проявляет выраженные сорбционные и ионообменные свойства, обладает хорошей водопоглотительной способностью, термостойкостью и благоприятным для использования в качестве мелиоранта химическим составом (относительно высокое содержание калия и ценных микроэлементов, в том числе Mn, Cu, Mo, Co, B и др.). Месторождения глауконита широко распространены на территории РФ.

Для проведения исследований использовалась гранулированная АС марки Б (ГОСТ 2-2013) и глауконит, содержащий не более $95\pm 1\%$ примесей.

Глауконит выделяли методом магнитной сепарации из кварцево-глауконитовых песков Белоозёрского месторождения Саратовской области. Особенностью саратовских глауконитов является низкое содержание токсичных элементов. В частности содержание мышьяка в этом материале не превышает 0,3 ПДК, что очень важно при использовании минерала в качестве компонента удобрений. Очищенный от примесей минерал представлял собой тонкий негигроскопичный порошок серо-зеленого цвета с размером частиц менее 0,05 мм. Сорбционная емкость глауконита по воде составляла $145\pm 5\%$.

Получение гранулированной АСГ осуществляли методом протирания нагретой до $135\text{ }^{\circ}\text{C}$ пасты из смеси глауконита и АС через сито с размером ячеек 2 x 2 мм с последующим высушиванием крупки в термостате при температуре $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ до остаточной влажности 2,8–3,0%. Соотношение компонентов рассчитывали таким образом, чтобы содержание АС в готовых гранулах составляло 27–28% (уровень обеспечения термостабильности АС). Приготовленные таким образом гранулы АСГ выдерживали нагрузку до 1,5 кг на гранулу и не проявляли признаков слеживаемости при хранении в открытом состоянии в условиях закрытого помещения в течение 6 месяцев.

Изучение термостабильности АСГ выполняли методом дериватографии. В результате анализа установлено, что разложение АС и АСГ начинается при одинаковой температуре, т.е. глауконит не приводит к снижению термостабильности удобрения.

Изучение влияния добавки глауконита на прорастание семян однодольных и двудольных культур выполняли методом биотестирования (метод проростков). Для проведения эксперимента использовали искусственную почву (artificial soil), приготовленную согласно ГОСТ Р ИСО 22030-2009. pH искусственной почвы (субстрата) составлял $6,5\pm 0,2$.

Экспериментальные исследования выполняли в трех повторностях. Полученные результаты подвергали статистической обработке в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Подготовленные субстраты загружали в пластиковые контейнеры и увлажняли дистиллированной водой. На влажную поверхность субстратов помещали фильтровальную бумагу, на которую раскладывали семена тест-культур. Проращивание проводили в термостатируемых условиях при температуре 20 ± 1 °С в течение 7 дней. В качестве тест-культур использовались редис сорт Сакса и озимая рожь сорт Фаленская 4.

Добавка АС составляла 0,005%, а добавка АСГ – 0,006% от массы субстрата, что эквивалентно 75–80 кг азота на 1 га.

Фитотоксичность субстрата оценивалась по ингибированию прорастания семян и развития проростков тест-культур. Оценка фитотоксичности проводилась по таким показателям, как энергия прорастания; скорость прорастания; дружность прорастания; интенсивность начального роста проростков [4].

В таблице представлены результаты биотестирования АС и АСГ.

Таблица

Влияние низких доз удобрений на прорастание семян тест-культур

Показатели		Субстрат (контроль)	Субстрат + АС 0,005%	Субстрат + АСГ 0,006%	Субстрат + глауконит 0,0012% (20% от массы АС)*
Длина корня, см	рожь	5,1±0,3	4,9±0,3	4,8±0,5	4,5±0,3
	редис	1,2±0,5	2,1±0,1	2,3±0,2	2,2±0,2
Длина ростка, см	рожь	8,2±1,1	8,6±1,6	12,5±0,9	6,2±0,7
	редис	1,8±0,3	3,6±0,5	3,8±0,4	4,6±0,7
Дружность прорастания	рожь	73,3±9,4	82,2±5,1	93,3±5,8	76,7±8,8
	редис	30,0±4,7	74,4±12,6	83,3±5,7	78,9±5,1
Энергия прорастания	рожь	83,3±11,8	84,4±1,9	95,6±1,9	87,8±6,9
	редис	75,0±16,5	82,2±15,0	86,7±5,8	91,1±5,1
Всхожесть	рожь	91,7±7,1	87,8±1,9	98,9±1,9	91,1±3,8
	редис	93,3±4,7	93,3±5,8	96,7±3,3	92,2±5,1

* Добавка в субстрат 0,0012% глауконита соответствует количеству глауконита, вносимого в субстрат с 0,006% АСГ.

Результаты биотестирования показывают, что внесение в субстрат АС приводило к стимулированию прорастания семян. Особенно эффективно влияние АС на прорастание семян редиса. Такие показатели, как длина ростка, длина корня и дружность прорастания для семян редиса повышались в 2 раза. Семена ржи на внесение АС в субстрат практически не реагировали.

Внесение в субстрат даже небольших доз глауконита (55–60 кг/га) оказывало положительное влияние на прорастание семян редиса. Для объяснения механизма выявленного эффекта требуются дополнительные исследования.

Наилучшие результаты наблюдаются при внесении в субстрат низких доз АСГ. В этом варианте эксперимента все изученные показатели оказались выше или на уровне (длина корня ржи) контрольных значений. То есть при совместном внесении в субстрат умеренных доз АС и глауконита наблюдается синергический эффект.

Выполненные исследования показывают, что для выделения глауконита из кварцево-глауконитовых песков может быть использован метод магнитной сепарации. Композиция АС+глауконит может быть получена в гранулированной форме. Гранулы АСГ стабильны при хранении и характеризуются достаточно высокой прочностью. Добавка глауконита не оказывает заметного влияния на температуру разложения АС.

Биотестирование АСГ показало, что включение глауконита в состав АС оказывает положительное влияние на прорастание семян, как однодольных, так и двудольных тест-культур. Использование АСГ на стадии прорастания семян обеспечивает более выраженный положительный эффект, чем использование чистой АС.

Полученные данные свидетельствуют о перспективности выполнения дальнейших исследований в направлении использования глауконита не только для стабилизации, но и для повышения агрохимической эффективности АС.

Литература

1. Ammonium Nitrate [Электронный ресурс]. Режим доступа: [http://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/67265A0AC9302CC5852579AF0076927A/\\$FILE/NSS-22%20Amm%20Nit.pdf](http://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/67265A0AC9302CC5852579AF0076927A/$FILE/NSS-22%20Amm%20Nit.pdf)

2. Яичкин В. Н., Косых А. Н., Сотникова И. И. и др. Негативные последствия при внесении минеральных удобрений под полевые культуры и пути их устранения // Известия ОГАУ. 2010. № 26–1. С. 53–54.

3. Богатырёва Н. Н., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н. Использование глауконитового концентрата Верхнекамского фосфоритного рудника для улучшения агрохимических свойств аммиачной селитры // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч. конф. с междунар. участием. Киров, 2017. С. 206–210.

4. Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: Учеб. пособие. В 2 ч. Ч. 2. Методы биотестирования. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.

ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫЕ УДОБРЕНИЯ НА ОСНОВЕ МОЛОЧНОЙ СЫВОРОТКИ

А. В. Малышева, И. А. Потанова, Н. В. Сырчина
Вятский государственный университет, malysheva.lina.97@mail.ru

Молочная сыворотка (МС) является одним из основных отходов переработки молока в такие продукты, как сыр, творог, казеин. Содержание сухих веществ в этом отходе в среднем составляет 5,5–7,0%. В состав сухого вещества входят лактоза (до 70% от массы сухих веществ), белки (преимущественно альбумины), жиры, минеральные вещества, витамины, органические кислоты [1].

В настоящее время имеются разнообразные технологии, позволяющие выделять из МС лактозу, белки, витамины; использовать этот отход в качестве вторичного сырья для производства широкого спектра продуктов пита-

ния или получать на ее основе этанол, молочную кислоту, пищевые и кормовые добавки, биоразлагаемые полимеры и другие ценные материалы. Внедрение подобных технологий целесообразно на крупных молокоперерабатывающих предприятиях. На предприятиях малой мощности объемы получаемой сыворотки относительно невелики, поэтому затраты на внедрение соответствующих технологий экономически не оправдываются. В результате МС сливается в канализацию, вызывая ухудшение состояния сточных вод. Одним из перспективных направлений переработки МС на предприятиях любой мощности может стать производство на основе этого отхода органоминеральных удобрений (ОМУ). Использование МС в качестве компонента ОМУ позволяет решить проблему рационального использования МС, не пригодной для производства других товарных продуктов [2].

Перспективность применения МС в качестве компонента удобрений обусловлена наличием в этом отходе комплекса биологически активных веществ, способных оказывать стимулирующее влияние на развитие растений (витамины, ферменты, аминокислоты и пептиды, хлорогеновая и янтарная кислоты и др.). Спрос на подобные удобрения в последние годы существенно увеличивается, в связи с этим внедрение малозатратных технологий переработки МС в ОМУ может представлять для предприятий значительный практический интерес.

Цель работы состояла в получении ОМУ на основе МС и изучении влияния полученного удобрения на прорастание семян и развитие проростков однодольных и двудольных растений.

Для достижения цели в процессе исследования были поставлены следующие **задачи**:

- разработка малозатратных способов выделения сухих компонентов из МС с помощью натуральных сорбентов;
- определение оптимальных параметров получения ОМУ на основе отработанного сорбента;
- изучение влияния экспериментальных образцов ОМУ на прорастание семян и развитие проростков однодольных и двудольных растений.

Для выполнения исследований использовалась МС, полученная на одном из молокоперерабатывающих предприятий Кировской области. В таблице 1 представлены данные о химическом составе этого отхода.

Таблица 1

Химический состав молочной сыворотки

Показатели	Метод определения	Значение
Активная кислотность, рН	Потенциометрический, ГОСТ 32892-2014	4,8±0,1
Кислотность общая (титруемая), °Т	Титриметрический, ГОСТ 3624-92	85±2
Общее содержание сухих веществ, %	Гравиметрический, ГОСТ 3626-73	6,6±0,4
Содержание белка, %	Метод Кьельдаля, ГОСТ Р 53951-2010	1,5±0,1
Содержание сахаров, %	Иодометрический, ГОСТ Р 54667-2011	4,6±0,2
Содержание жиров, %	Кислотный, ГОСТ 5867-90	0,10±0,01

Выделение сухих компонентов из МС осуществлялось сорбционным методом. В качестве сорбентов использовались глауконит, выделенный из кварцево-глауконитовых песков методом магнитной сепарации и глауконитовый концентрат (отход переработки фосфоритных руд Вятско-Камского месторождения). Содержание глауконита в концентрате составляло $45\pm 5\%$; кроме глауконита, в состав глауконитового концентрата входили фосфориты мелких фракций, известковые компоненты и кварцевый песок. Содержание соответствующих примесей в глауконите, полученном методом магнитной сепарации, не превышало $5\pm 1\%$.

Выбор глауконитсодержащих материалов в качестве сорбентов для выделения сухих веществ из МС был обусловлен следующими причинами:

- выраженные сорбционные свойства глауконита по отношению к широкому спектру органических и неорганических веществ;
- ценные агрохимические характеристики (благоприятный химический состав; способность к ионному обмену, хорошая влагосвязывающая способность, положительное влияние на структурные характеристики почвы) [3, 4];
- оптимальный гранулометрический состав;
- доступность и сравнительно низкая стоимость.

Для нейтрализации избыточной кислотности сыворотки применяли известь, с помощью которой рН отхода доводили до 6,5–7,0. После нейтрализации МС пропускали через колонку, заполненную сорбентом (глауконит или глауконитовый концентрат). Отработанный сорбент высушивали при температуре 100 °С до остаточной влажности 11–12%. Полученные таким образом продукты представляли собой сыпучие, непылящие, мелкозернистые материалы темного цвета, готовые для использования в качестве удобрений (ОМУ1 – глауконит+МС и ОМУ2 – глауконитовый концентрат+МС).

Для изучения влияния полученных образцов ОМУ на растительные объекты использовали метод биотестирования (метод проростков) [5]. В качестве субстрата для проращивания семян тест-культур применяли речной песок, в который вносили добавки тестируемых компонентов. Экспериментальные исследования выполняли в трех повторностях. Полученные результаты подвергали статистически обрабатывали в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Варианты эксперимента:

- 1) контроль (субстрат без добавок);
- 2) субстрат + МС + глауконитовый концентрат (ОМУ2);
- 3) субстрат + глауконит + МС (ОМУ1);
- 4) субстрат + МС;
- 5) субстрат + глауконитовый концентрат;
- 6) субстрат + глауконит;
- 7) субстрат + фосфоритная мука.

Дозировка всех добавок составляла 0,5% от массы субстрата.

Подготовленные субстраты помещали в пластиковые контейнеры и увлажняли дистиллированной водой. На влажную поверхность субстратов

помещали фильтровальную бумагу, на которую раскладывались семена тест-культур. Проращивание проводили в термостатируемых условиях при температуре 20 ± 1 °С в течение 7 дней. В качестве тест-культур использовали редис (сорт «Жара») и ячмень (сорт «Новичок»).

Оценка влияния добавок на прорастание семян и развитие проростков проводили по таким показателям, как способность прорастания (за 5 суток); дружность прорастания (доля семян проросших за первые сутки прорастания); энергия прорастания (за 3 суток); скорость прорастания (сумма средних чисел семян, прорастающих ежедневно); интенсивность начального роста проростков (масса проростков, длина корней и зеленых ростков). Полученные результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2

Влияние различных добавок на прорастание семян тест-культур

Показатели	Тест-культуры	Добавки, вносимые в субстрат, согласно вариантам эксперимента						
		Контроль (без добавок)	ОМУ 2	ОМУ 1	МС	Глаукони-тиевый концентрат	Глауконит	Фосфоритная мука
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Всхожесть (5 суток), %	ячмень	72,2±7,7	77,8±1,9	88,9±13,9	88,2±3,8	76,7±3,3	85,6±10,0	85,6±10,2
	редис	73,3±6,7	76,7±3,3	82,2±3,8	66,7±5,8	78,9±7,7	76,7±10,0	82,2±10,2
Дружность прорастания, %	ячмень	53,3±10,8	42,2±1,9	50±12,0	46,7±3,3	51,1±7,7	40,0±5,8	60,0±9,4
	редис	33,3±15,3	48,9±1,9	61,1±6,9	25,6±8,4	33,3±8,8	38,9±7,7	48,9±10,2
Энергия прорастания (3 суток), %	ячмень	65,6±5,1	68,9±5,1	76,7±13,3	75,6±1,9	68,9±1,9	66,7±8,8	73,3±14,5
	редис	64,4±13,5	68,9±5,09	76,7±8,8	62,2±15,4	76,7±8,8	72,2±8,4	80,0±8,2
Средняя масса проростков, г на 30 проращиваемых семян	ячмень	9,7±1,4	9,8±1,1	9,9±1,2	6,2±0,7	9,9±0,6	11,8±3,0	8,0±0,7
	редис	1,9±0,4	2,1±0,1	2,1±0,3	1,6±0,5	2,0±0,2	2,2±0,7	2,5±0,4
Средняя длина корней, мм	ячмень	65,8±8,8	71,0±6,3	73,7±11,7	64,3±8,3	69,3±3,6	76,6±4,9	68,1±21,6
	редис	34,5±9,0	33,3±8,0	36,0±1,2	38,0±6,8	36,2±11,3	31,3±8,5	37,2±3,8

Окончание таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Средняя длина ростков, мм	ячмень	53,5±2,4	58,2±8,7	66,7±9,9	57,3±2,5	57,9±7,3	61,8±6,2	61,2±6,9
	редис	24,6±2,5	23,8±5,9	26,5±3,7	22,4±3,9	23,7±4,0	23,3±5,4	26,0±4,2

Скорость прорастания семян тест-культур практически не зависела от состава субстратов.

Приведенные в таблице 2 данные свидетельствуют о том, что внесение в субстрат ОМУ1 и ОМУ2 оказывает более эффективное влияние на прорастание семян и развитие проростков, чем внесение молочной сыворотки или глауконитсодержащих материалов по отдельности. Полученные результаты можно объяснить тем, что МС является источником основных элементов минерального питания для прорастающих семян, а глауконит препятствует закислению субстрата кислотами, образующимися в ходе микробиологических процессов окисления органических веществ (например, окисление лактозы до молочной кислоты). Буферное действие глауконита обусловлено способностью этого материала к ионному обмену (связыванию катионов H^+ и выделению в субстрат эквивалентного количества катионов калия или других катионов).

Результаты выполненных исследований показывают, что для выделения сухих веществ из МС могут быть использованы дешевые и доступные глауконитсодержащие материалы (глауконит или глауконитовый концентрат). Сорбционный метод выделения сухих веществ из МС является малозатратным и достаточно эффективным.

Отработанный сорбент для использования в качестве удобрения следует стабилизировать (высушивать) при температуре не выше 100 °С. Более высокие температуры приводят к реакции меланоидинообразования (реакции Майяра), что негативно отражается на состоянии органической матрицы ОМУ.

Биотестирование полученных форм ОМУ свидетельствует о перспективности дальнейших исследований в выбранном направлении. Согласно полученным результатам, ОМУ на основе МС и глауконитсодержащих материалов оказывают положительное влияние на развитие тест-культур. Поскольку для производства ОМУ использовались только натуральные сырьевые компоненты, а технологический процесс проводился в мягких условиях, полученное ОМУ может быть позиционировано как удобрение для органического земледелия. Внедрение разработанной технологии в практику позволит снизить загрязнение окружающей среды отходами переработки молока и вывести на рынок новое натуральное удобрение, пригодное для органического земледелия.

Литература

1. ГОСТ Р 53438-2009. Сыворо́тка молочная. Технические условия. М.: Стандартинформ, 2010. 7 с.
2. Сырчина Н. В., Потапова И. А., Малышева А. В. Органоминеральные удобрения на основе глауконитового концентрата и молочной сыворотки // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2017. С. 140–143.
3. Богатырёва Н. Н., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н. Использование глауконитового концентрата верхнекамского фосфоритного рудника для улучшения агрохимических свойств аммиачной селитры // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2017. С. 206–210.
4. Сырчина Н. В., Мелентьева И. А. Перспективы применения глауконитовых песков Вятско-Камского месторождения для восстановления плодородия пахотных земель Кировской области // Интеллектуальный и научный потенциал современной науки: Материалы междунар. науч.-практ. конф. Омск, 2017. С. 137–140.
5. Чеснокова С. М., Чугай Н. В. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. В 2 ч. Ч. 2. Методы биотестирования. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ИСТОЧНИКОВ ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ с. НОВЫЙ НЕКОУЗ

О. А. Ботязова, А. Г. Пикунова

*Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова,
botyazh@bio.uniyar.ac.ru*

Современное состояние водных ресурсов очень остро ставит проблему качества пресной питьевой воды, так как большая часть её источников подвержена антропогенным и техногенным воздействиям разной степени интенсивности. Актуальность необходимости и целесообразности проведения мониторинговых исследований качества, как поверхностных, так и подземных вод, не вызывает сомнений: вода для организма человека – второе по значимости вещество после кислорода.

Цель работы состояла в токсикологической оценке качества воды из распределительной водопроводной сети и скважин, являющихся питьевыми источниками для жителей с. Новый Некоуз.

Водоснабжение с. Новый Некоуз основано исключительно на использовании подземных вод артезианских скважин [1]. Для получения необходимого количества воды имеется 11 водозаборных скважин, 9 из которых работают постоянно и 2 скважины находятся в резерве. Железная дорога делит село на две неравные части. В большей из них находится 5 скважин, закольцованных между собой. Для исследования была взята вода из скважины «Баня» и относящегося к ней водопровода I. Скважины, расположенные по другую сторону от железной дороги, не закольцованы и обеспечивают водой непосредственно те микрорайоны, где расположены. Вода из скважины «Птичник» поступает в водопровод II. Очистка воды отсутствует на обеих скважинах [2].

Для токсикологической оценки качества исследуемой воды использовали метод биотестирования с *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Оценку токсичности воды проводили по результатам выживаемости тест-объекта в остром (48 часов) опыте [3] в соответствии с критериями токсичности [4]. Для определения безопасного уровня водопользования водопроводную воду разбавляли в 2, 4 и 8 раз. Перед началом тестирования питьевой воды определяли чувствительность цериодафний к эталонному токсиканту (бихромат калия). LC_{50} для $K_2Cr_2O_7$ составила 1,5 мг/л, которая укладывается в нормальный диапазон реагирования тест-объекта (1,2–2,9 мг/л), что позволило использовать данную культуру цериодафний для биотестирования контролируемой воды [5].

Биотестирование водопроводной воды проводили в разные сезоны с октября 2012 г. по март 2015 г. Во всех контрольных опытах с отстоянной аэрированной водой выживаемость тест-объекта составляла 100%.

Основные результаты исследования свойств водопроводной воды показали, что в июне 2013 г. нативная вода проявляла очень высокую острую токсичность в обеих точках отбора проб. Летальность тест-объектов составляла 68% и 50% соответственно в водопроводах I и II. При разбавлении исследуемой воды в 2 раза токсичность воды из водопровода I снижалась в 1,5 раза, а вода из водопровода II становилась нетоксичной. Безопасный уровень водопользования для водопровода I достигался разбавлением в 4 раза.

Высокая токсичность тестируемой воды в летний период может объясняться катастрофическим состоянием водопроводных труб, которые накапливают в себе не только ржавчину и оседающие частицы мусора, но и являются благоприятным местообитанием для многих микроорганизмов, в том числе и патогенных. Установлено, что при высоких температурах бактерии размножаются в десятки раз быстрее, чем при низких [6]. Эти факторы оказывают значительное негативное влияние на тест-объекты, увеличивая их летальность, и приводят к усилению токсичности воды.

В октябре 2013 г. гибель рачков в исследуемой нативной воде водопровода I составила 65%, что свидетельствовало об очень высокой токсичности. Высокая смертность цериодафний во всех вариантах опыта с водой, вероятно, связана с устаревшими системами трубопровода. Уровень безопасного водопользования воды водопровода I достигался при разбавлении в 4 раза. Тестируемая вода водопровода II оказалась нетоксичной.

В феврале 2014 г. летальность *Ceriodaphnia affinis* L. в тестируемой пробе воды водопровода I составляла 60%, т. е. исследуемая вода проявляла очень высокую токсичность. Однако для достижения безопасного уровня водопользования было достаточно разбавления в 2 раза. Нативная вода водопровода II и её разведения культивационной водой в 2, 4 и 8 раз не проявляли токсических свойств, т. е. неразбавленная водопроводная вода уже являлась безопасной для использования.

В весенний период (март) результаты биотестирования нативной воды водопровода I показали, что летальность тест-объекта составляла 35%, т. е. проявлялся токсический эффект. Разбавление проб воды культивационной

водой и последующее биотестирование показали, что безопасный уровень водопользования достигался двукратным разведением. Вода водопровода II не требовала разбавления.

Анализ межгодовых различий токсичности воды двух водопроводов показывает, что летальность рачков в нативной воде водопровода I возрастает в осеннем и весеннем периодах 2013 и 2014 гг. по сравнению с аналогичными сезонами 2012 и 2013 гг.

Результаты биотестирования воды из скважин «Баня» и «Птичник» села Новый Некоуз в разные сезоны 2013–2015 гг. указывают на токсичность скважинных вод, используемых для бытовых, в том числе и питьевых нужд [7].

Для выявления отличий качества водопроводной и скважинной воды было проведено сравнение показателей летальности тест-объекта в пробах воды по микрорайонам с. Новый Некоуз и с учётом сезона года.

На рисунке представлены сравнительные данные качества скважинной и нативной водопроводной воды по показателю выживаемости цериодафний. Скважина «Баня» связана с водопроводом I, а скважина «Птичник» – с водопроводом II.

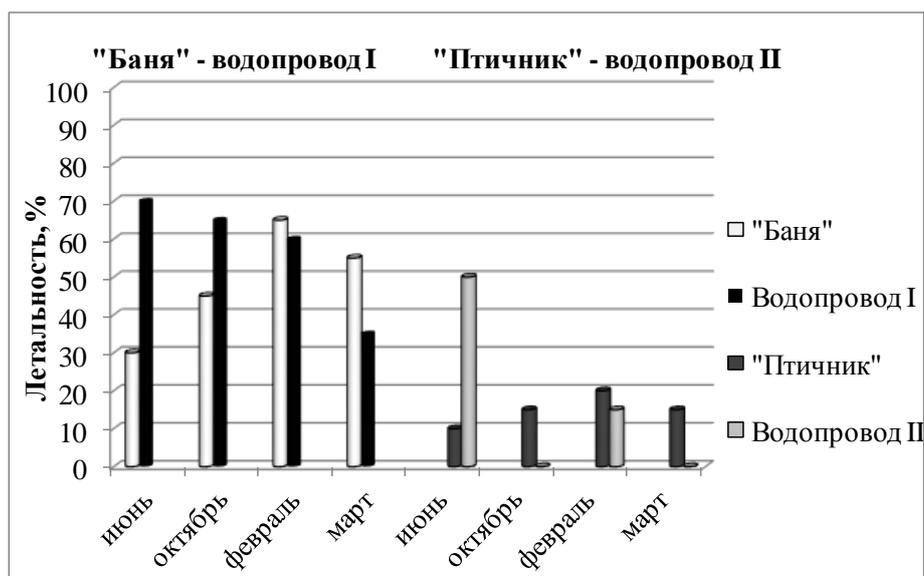


Рис. Летальность цериодафний в скважинной и водопроводной воде села Новый Некоуз

Рассмотрение пары скважина «Баня» – водопровод I указывает на разное соотношение показателей токсичности водопроводной и скважинной воды по четырём сезонам года. В июне 2013 г. летальность рачков в водопроводной воде была выше, чем в воде из скважины. Возможно, это связано с увеличением числа бактерий в трубах вследствие повышения температуры окружающей среды в летний период времени [6].

В октябре 2013 г. токсичность скважинной воды повышалась по сравнению с июнем, тогда как в водопроводной воде гибель рачков осенью немного снижалась по сравнению с летним периодом, однако тестируемая вода

оставалась очень токсичной. В феврале и марте 2014 г. отмечали повышение токсичности воды скважины «Баня» по сравнению с летним и осенним периодами 2013 г. Можно предположить, что это происходит в связи с аккумуляцией вредных веществ в почве [7].

Водопроводная вода в феврале и марте 2014 г. снижает свой токсический эффект, что может быть связано с разбавлением более токсичной воды менее токсичной, так как 4 скважины этого микрорайона закольцованы, а вода в них может быть лучшего качества. Вероятно, именно в результате перемешивания, вода становится менее токсичной и уже в таком виде поступает в распределительную сеть и к потребителю.

Вода скважины «Птичник» и водопровода II за периоды исследований 2013–2014 гг. в была менее токсичной по сравнению с водой скважины «Баня» и водопровода I. Только в июне 2013 г. отмечали очень высокий уровень токсичности воды водопровода II, на что указывает показатель летальности цериодафний, составивший 50%. Допустимо, что такой эффект вызван увеличением биомассы бактерий в трубах при повышении температуры окружающей среды в летний период [6]. В большинстве опытов пробы воды водопровода II и скважины «Птичник» не оказывали токсического действия на выживаемость тест-объекта. Это может быть связано с более благоприятной экологической обстановкой микрорайона.

Результаты исследования позволили сделать следующее заключение о качестве источников питьевого водоснабжения жителей с. Новый Некоуз.

Вода из распределительной водопроводной сети и скважин, являющихся питьевыми источниками для жителей с. Новый Некоуз, в большинстве протестированных проб вызывала летальность цериодафний. Уровень летальности отличался в разных точках отбора и по сезонам года. В связи с этим важно рекомендовать населению отстаивание, фильтрование и термическую обработку воды перед употреблением.

Нативная вода водопровода I была токсичной во все исследованные сезоны 2012–2015 гг. Безопасный уровень водопользования достигался в июне и октябре 2013 г. разбавлением в 4 раза, а в феврале и марте 2014 г. – в 2 раза. Вода водопровода II обладала токсическим влиянием на выживаемость цериодафний только в июне 2014 г. и становилась безопасной при разбавлении в 2 раза.

Вода скважины «Баня» по показателю летальности цериодафний проявляла более выраженные токсические свойства, чем вода скважины «Птичник». Тестируемая вода из скважин была более токсичной в зимний период, тогда как водопроводная вода проявляла более высокую токсичность в летний период по сравнению с другими сезонами года.

В летний и осенний периоды 2013 г. вода из водопровода I была более токсичной, чем вода скважины «Баня». В зимний и весенний сезоны 2014 г. токсичность скважинной воды была выше по сравнению с водопроводной. Вода из скважины «Птичник» и водопровода II в октябре 2013 и марте 2014 г. не обладала токсичностью, тогда как в июне 2013 и феврале 2014 г. вода во-

допровода II становилась токсичной. Показатели летальности цериодафний за 2012–2015 гг. указывают на тенденцию увеличения токсичности воды скважины «Баня» и водопровода I особенно в зимний период. Межсезонная и межгодовая динамика выживаемости рачков, вероятно, связана с тем, что температурные скачки могут вызывать трансформацию сложных химических соединений, находящихся в воде, и образование новых веществ, обладающих более выраженным токсическим действием [8].

Литература

1. Доклад о состоянии и охране окружающей среды Ярославской области в 2009–2010 годах. Ярославль: Департамент охраны окружающей среды и природопользования Ярославской области, 2011. 256 с.
2. Водопровод и канализация. Рабочий документ МУП «Энергосервис». с. Новый Некоуз. 2005. 64 с.
3. РД-118-02-90. Методическое руководство по биотестированию воды. М.: Госкомприрода, 1991. 34 с.
4. Флеров Б. А., Комов В. Т. Оценка экологического состояния водоемов при антропогенном воздействии // Гидробиол. журн. 1991. № 3. С. 23–31.
5. Сабуров Г. Е., Сабуров Е. Г., Фадеева С. Т. Основные понятия, связанные с охраной водной среды. Ярославль, 1995. 67 с.
6. Водопроводная вода – такая, какая она есть: когда живая, а когда и мертвая. 2013. <http://zmdosie.ru/resursy/voda/3023-vodoprovodnaya-voda>
7. Ботяжова О. А., Пикунова А. Г. Биоконтроль качества подземных вод питьевого назначения // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2016. С. 242–245.
8. Линник П. Н. Формы миграции тяжелых металлов и их действие на гидробионтов // Эксперимент. водная токсикол. 1986. В. 2. С. 144–154.

ИССЛЕДОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ИЗ РОДНИКОВ пгт ВЕРХОШИЖЕМЬЕ

А. С. Прошкина, А. И. Фокина

Вятский государственный университет, prokshina.a@mail.ru

Сложно найти качественную питьевую воду, которая будет обладать не только хорошими вкусовыми качествами, но и не иметь в своем составе примесей, вредных для здоровья человека. Однако вода далеко не всех источников водоснабжения проходит исследование на показатели качества. Не исключение и вода из родников пгт Верхошижемье.

Поэтому целью работы было изучить качество родниковой воды питьевого назначения, находящихся на территории пгт Верхошижемье.

Отбор проб воды проводили из четырех родников: № 1 – ул. Базарная; № 2 – ул. Лесная; № 3 – ул. Мира; № 4 – источник в парке (рис.).

Загрязнение воды исследуемых источников питьевой воды может происходить в результате работы фанерного комбината, а также при загрязнении бытовыми отходами. Определяемые показатели качества воды и методы их определения представлены в таблице 1.

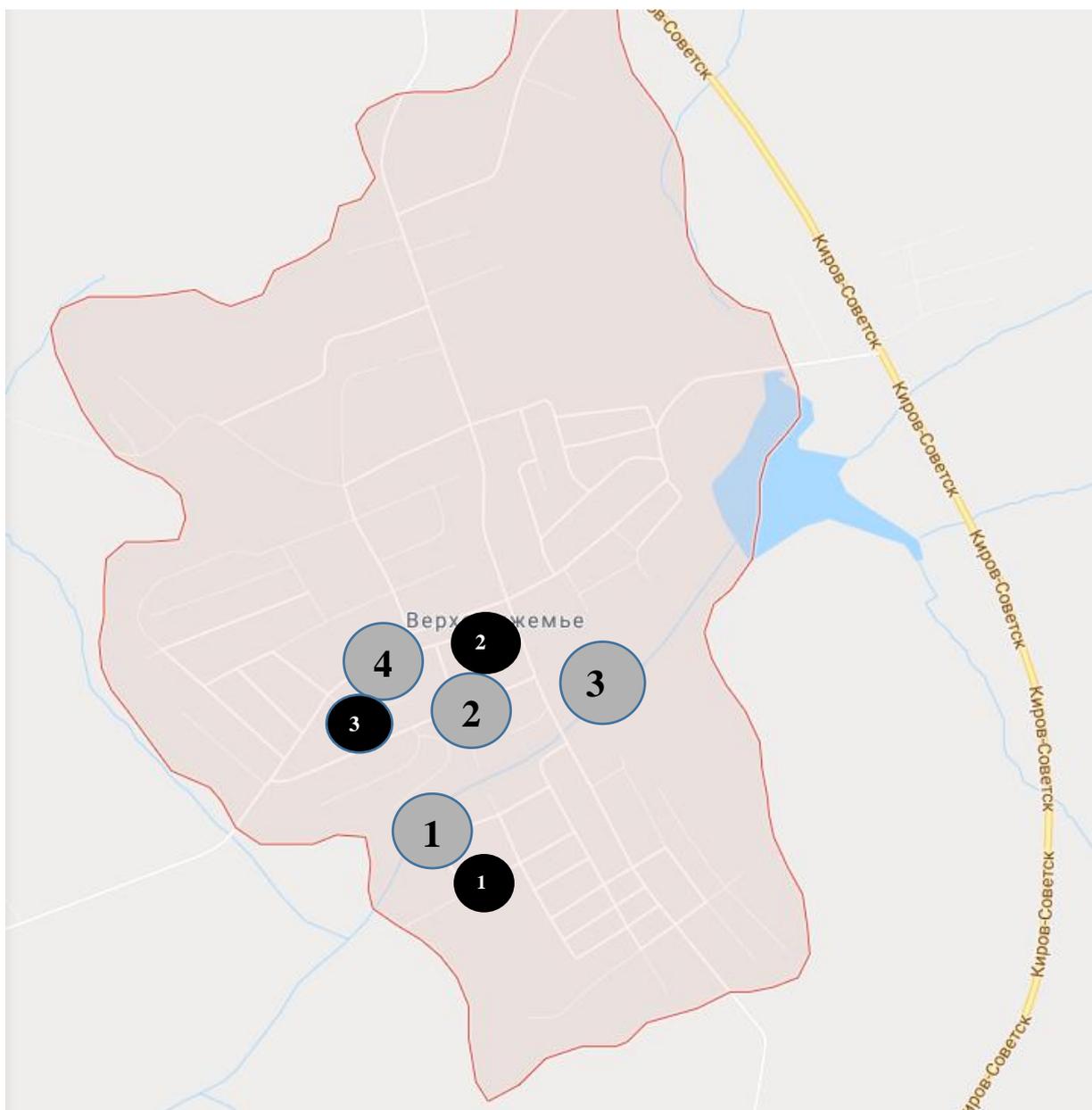


Рис. 1. Схема расположения мест пробоотбора и источников возможного загрязнения: серым цветом обозначены точки пробоотбора, черным – потенциальные источники загрязнения (1 – Верхошижемский фанерный комбинат; 2 – источник выброса бытовых отходов; 3 – источник выброса бытовых отходов)

Таблица 1

Показатели качества воды и методы их определения

№	Показатель	Методика измерений
1	2	3
1	Органолептические показатели воды (запах, цветность, мутность)	ГОСТ Р 57164-2016
2	рН	ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97
3	Жёсткость общая	ПНД Ф 14.1:2:3.98-97
4	Перманганатная окисляемость	ПНД Ф 14.1:2:4.154-99

Окончание таблицы 1

1	2	3
5	Сухой остаток	ПНД Ф 14.1:2:4.261-2010
6	АПАВ	ПНД Ф 14.1:2:4.158-2000
7	Фенолы	ПНД Ф 14.1:2:4.182-02

Пробы воды отбирали в марте 2018 г. В таблицах 2–3 представлены результаты исследования.

Таблица 2

Органолептические показатели воды

№ пробы	Запах 20°C/60°C, баллы	Цветность, град. цветн.	Мутность, ЕМФ
1	0/0	36±4	менее 1
2	0/0	35±4	2,6±0,5
3	0/0	31,0±3,9	менее 1
4	0/0	21,0±3,6	менее 1
Норматив СанПиН 2.1.4.1175-02	не более 2–3	не более 30	в пределах 2,6–3,5

Таблица 3

Значения показателей качества воды

№ пробы	Показатели			
	рН, ед. рН	Жесткость воды, °Ж	Перманганатная окисляемость, мгО/дм ³	Общая минерализация (сухой остаток), мг/дм ³
1	7,8±0,2	3,90±0,35	1,83±0,37	0,39±0,02
2	7,5±0,2	4,10±0,34	1,82±0,31	0,39±0,02
3	7,2±0,2	3,80±0,33	1,27±0,08	0,40±0,02
4	7,7±0,2	4,00±0,36	1,11±0,09	0,41±0,03
Норматив СанПиН 2.1.4.1175-02	6,0–9,0	7,0–10,0	в пределах 5–7	в пределах 1000–1500

Значения органолептических показателей воды не превышают пределов нормы. Показатель рН находится в интервале от 7,0 до 8,0, что соответствует нормам (СанПиН 2.1.4.1175-02), жесткость воды не выходит за пределы нормы (2,0–5,5 мг-экв/л) и находится в интервалах от 3,0 до 4,0 мг-экв/л, окисляемость воды в целом, не превышает нормативов, находясь в интервале от 1,8 до 2,2 мг О₂/л. Содержание поверхностно-активных веществ (ПАВ) составляет менее 0,025, что ниже нормативного уровня, концентрация фенола во всех пробах менее предела обнаружения метода.

На основе полученных данных можно сделать следующий вывод: исследуемые пробы воды соответствуют требованиям, предъявляемым к питьевой воде. Показатели входят в границы санитарных норм. В целом, объективными следует считать данные, учитывающие исследования не только в зимний период, но и последующие периоды весеннего половодья и летне-осеннего периода, следует продолжать данную работу далее и проводить анализ показателей в данный период времени.

Литература

1. ГОСТ Р 57164-2016. Питьевая вода. Гигиенические требования и контроль за качеством. М.: ИПК изд-во стандартов, 2016.
2. ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97. Вода. Методы определения щелочности и массовой концентрации карбонатов и гидрокарбонатов М.: Стандартиформ, 1997.
3. ПНД Ф 14.1:2:3.98-97. Вода питьевая. Методы определения жесткости М.: Росстандарт. Международная система стандартизации, 1997.
4. ПНД Ф 14.1:2:4.154-99. Вода питьевая. Метод определения перманганатной окисляемости М.: Стандартиформ изд-во стандартов, 1997.
5. ПНД Ф 14.1:2:4.261-2010. Вода питьевая. Метод определения содержания сухого остатка М.: ИПК изд-во стандартов, 2010.
6. ПНД Ф 14.1:2:4.158-2000. Вода питьевая. Методы определения содержания поверхностно-активных веществ. М.: ИПК издательство стандартов, 2000.
7. ПНД Ф 14.1:2:4.182-02. Газохроматографическое определение фенола в воде М.: Минздрав России, 2002.

ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ИЗМЕНЕНИЯ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ В ПРОЦЕССЕ ЕЕ ХРАНЕНИЯ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УСЛОВИЯХ

К. А. Иванкова, Е. С. Соловьёва

Вятский государственный университет, ivankova-94@mail.ru

Питьевая вода – это вода, предназначенная для ежедневного неограниченного и безопасного потребления человеком. Вода играет важную роль в биохимических процессах, происходящих в организме человека. Однако недостаточное внимание уделяется условиям хранения питьевой воды.

Цель работы: проанализировать изменение органолептических, химических и токсикологических показателей водопроводной и бутилированной вод в процессе хранения при различных условиях.

Для исследования были отобраны пробы водопроводной воды мкр. Лянгасово и бутилированной воды под маркой «Ключ Здоровья». Были выбраны следующие условия хранения воды: на свету и в темном месте. В качестве емкости для хранения питьевой воды использовались стеклянная бутылка со стеклянной крышкой и пластиковая бутылка с крышкой.

Исследование питьевой воды проводили в течении месяца в химической лаборатории при комнатной температуре 23–24 °С, влажность воздуха 56–58%, освещенность 710 Лм.

Для определения качества питьевой воды использовали методы органолептического анализа (запах, привкус), гравиметрии (содержание сухого остатка) и титриметрические методы анализа [1]. Для определения острой токсичности исследуемой воды использовали дафнии [1, 2].

При исследовании питьевой воды при различных условиях хранения в течение одного месяца органолептические показатели питьевой воды заметно ухудшались. На начальном этапе исследования водопроводной воды мкр. Лянгасово и бутилированной воды под маркой «Ключ Здоровья» запах и при-

вкус отсутствовали. По истечению 1-й, 2-х, 3-х недель показатели запаха и привкуса были в норме. По истечению 4-х недель запах бутилированной воды «Ключ Здоровья», хранившейся в пластиковой бутылки с крышкой на свету, стал заметен и вызвал неодобрительный отзыв. По истечению 4-х недель появился неприятный привкус у образцов: бутилированная вода «Ключ Здоровья», хранившаяся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой на свету; бутилированная вода «Ключ Здоровья», хранившаяся в пластиковой бутылки с крышкой на свету и в темном месте.

На рисунке 1 представлено изменение жесткости водопроводной и бутилированной воды при различных условиях хранения.

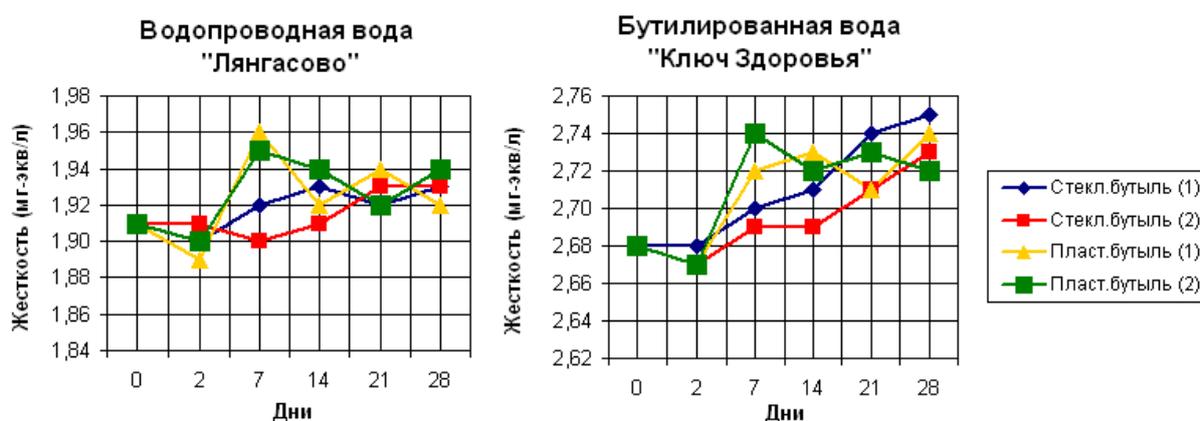


Рис. 1. Жесткость (мг-экв/л) водопроводной и в бутилированной воды: 1 – на свету; 2 – в темном месте

При разных условиях хранения в образцах не выявлено значительных изменений показателя жесткости воды. Наибольшее значение жесткости наблюдалось в образцах водопроводной воды, хранящейся в пластиковой бутылки с крышкой на свету, и бутилированной воды, хранящейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой на свету.

На рисунке 2 представлено изменение содержание сухого остатка в водопроводной и бутилированной воде при различных условиях хранения.

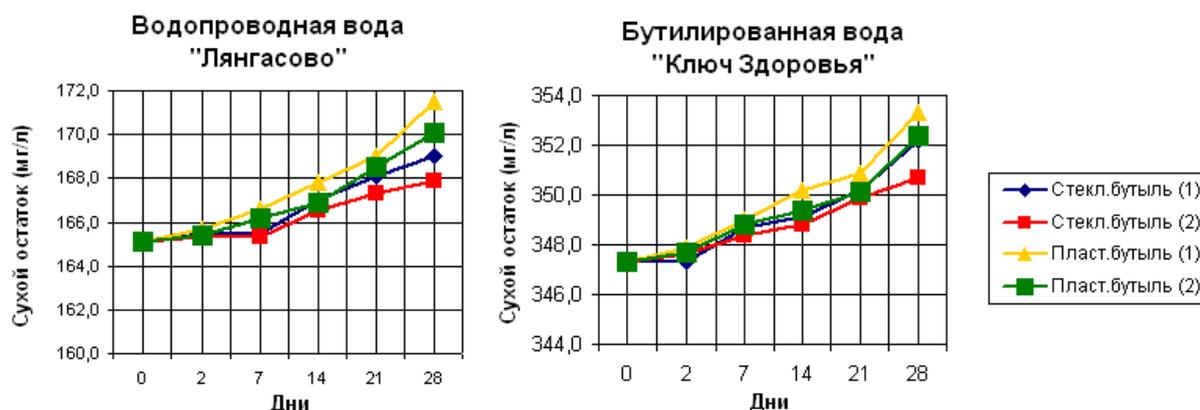


Рис. 2. Содержание сухого остатка (мг/л) в водопроводной и в бутилированной воде: 1 – на свету; 2 – в темном месте

В водопроводной и бутилированной воде в течение месяца отмечено увеличение содержание сухого остатка во всех пробах питьевой воды. Наибольшее значение сухого остатка наблюдается, как в водопроводной, так и в бутилированной воде при хранении в пластиковой бутылки с крышкой на свету. Наименьшее значение сухого остатка отмечали, как в водопроводной, так и в бутилированной воде при хранении в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой в темном месте.

На рисунке 3 представлено содержание сульфатов в водопроводной и бутилированной воде при различных условиях хранения.

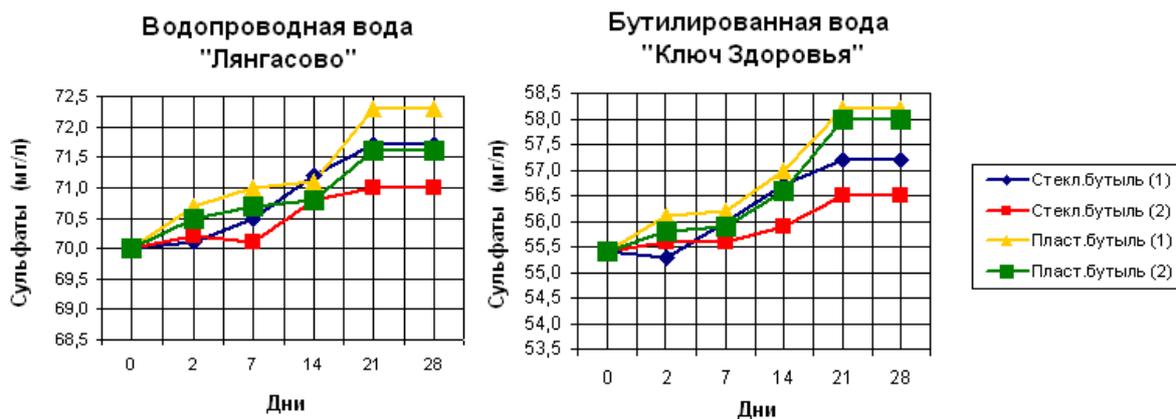


Рис. 3. Содержание сульфатов (мг/л) в водопроводной и в бутилированной воде: 1 – на свету; 2 – в темном месте

В течение 28-ми дней отмечено увеличение содержания сульфатов в водопроводной, а также в бутилированной воде. Содержание сульфатов в водопроводной воде, находящейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой в темном месте, незначительно уменьшается на седьмой день хранения, а после увеличивается. Содержание сульфатов в бутилированной воде, находящейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой на свету, незначительно уменьшается на второй день хранения, а после увеличивается. Наибольшее значение сульфатов наблюдается, как в водопроводной, так и в бутилированной воде при хранении в пластиковой бутылки с крышкой на свету.

На рисунке 4 представлено содержание хлоридов в водопроводной и бутилированной воде при различных условиях хранения.

В водопроводной воде, находящейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой в темном месте, замечено уменьшение содержания хлоридов к седьмому дню хранения, а после увеличение их содержания. В бутилированной воде, находящейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой на свету, замечено уменьшение содержания хлоридов ко второму дню хранения, а после увеличение их содержания. Во всех пробах питьевой воды отмечали увеличение содержания хлоридов.

При исследовании водопроводной и бутилированной воды при различных условиях хранения не выявлено особых изменений жесткости воды. Органолептические показатели воды при хранении в течение четырех недель

ухудшались. Содержание сухого остатка, сульфатов и хлоридов с течением времени увеличивалось, но было не значительным и не превышало требования нормы.



Рис. 4. Содержание хлоридов (мг/л) в водопроводной и в бутилированной воде: 1 – на свету; 2 – в темном месте

На начальном этапе эксперимента как водопроводная, так и бутилированная вода являлись не токсичными. По истечении третьей недели при хранении бутилированной воды в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой на свету, а также в пластиковой бутылки с крышкой на свету и в темном месте было обнаружено, что данные пробы воды являются токсичными. По истечению четырех недель все пробы воды при данных условиях хранения являются токсичными, за исключением образца водопроводной воды, хранившейся в стеклянной бутылки со стеклянной крышкой в темном месте.

Таким образом, лучшим вариантом хранения воды является стеклянная бутылка со стеклянной крышкой, помещенная в темное место.

Литература

1. Стойкова Е. Е., Медянцева Э. П., Евтюги Г. А. Гидрохимический анализ. Казань, 2010. 48 с.
2. Тарасов А. В., Смирнова Т. В. Основы токсикологии. М., 2006. 159 с.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ АДСОРБЦИОННОЙ СПОСОБНОСТИ ПРИРОДНЫХ СОРБЕНТОВ И ТОРФОСОРБЕНТОВ ПО МЕТИЛЕНОВОМУ ГОЛУБОМУ

К. В. Иванова, Ю. П. Полатаева, Е. Н. Резник
Вятский государственный университет, ksy.iv@mail.ru

В настоящее время большое внимание уделяется использованию природных сорбентов в очистке сточных вод промышленных и бытовых стоков. В частности, ведутся работы по очистке техногенных вод от нефтепродуктов, поглощению токсичных веществ и обезвреживанию сточных вод, а также красильных производств, пищевой промышленности, очистке моющих

средств. Использование природных сорбентов перспективно, так как они дешевы, легкодоступны и приемлемы с экологической точки зрения.

Среди природных сорбентов значительное место занимают минеральные: модифицированная природная опока, глауконитовый песок, обладающие высокой адсорбционной емкостью в отношении целого ряда загрязнителей, а также торфосорбенты.

Адсорбционные, каталитические и ионообменные свойства природных опок, появление эффективных методов регулирования их геометрической структуры и химической природы поверхности, а также наличие крупных промышленных месторождений и дешевизна минеральных сорбентов делают экономически целесообразным их использование во многих технологических процессах в качестве сорбентов, катализаторов, ионнообменников [1].

Глауконитовый песок обладает высокой сорбционной способностью. Исследованиями доказано, что глауконитовый концентрат обладает высокой емкостью к пиридину, фенолу, формальдегиду, бензолу и нафтеновым кислотам, что позволяет рекомендовать его как селективный сорбент при очистке нефтепродуктов и других веществ от вредных примесей [2].

Сорбенты на основе торфа в основном используют для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов и малополярных органических соединений. Производятся специальные сорбенты для очистки водных сред от нефтепродуктов. Торфосорбенты имеют ряд существенных преимуществ по сравнению с минеральными, прежде всего это их доступность и простота утилизации после использования.

Ранее проведенные исследования показали перспективность применения торфосорбентов для очистки сточных вод не только от неполярных загрязнений, но и полярных, – формальдегида [3].

Целью данной работы является определение и сравнение адсорбционной способности природных сорбентов: кремнистой опоки Каменноярского месторождения (Астраханская область); глауконитового песка из хранилища отходов Верхнекамского фосфоритного рудника; торфа, добываемого в Кировской области (пос. Зенгино, где производится добыча торфа для сельскохозяйственных целей), а также торфосорбента «Сорбонафт ВД», производимого ЗАО «Центр экологических инициатив» Пресс-Торф» и предназначенного специально для очистки воды от нефтяного загрязнения.

Для определения адсорбции была выбрана методика, представленная в ГОСТ 4453-74 [4]. Данная методика предполагает определение адсорбции угля, но можно применить и для вышеупомянутых сорбентов.

В качестве модельного загрязнителя был выбран краситель метиленовый голубой, концентрацией 1500 мг/дм³ [5].

Градуировочный график, по которому были определены концентрации метиленового голубого после применения сорбентов представлен на рисунке.

Оптическую плотность измеряли в кюветах толщиной 10 мм на фотокориметре КФК-3 при длине волны – 400 нм, соответствующей максимуму поглощения жидкости.

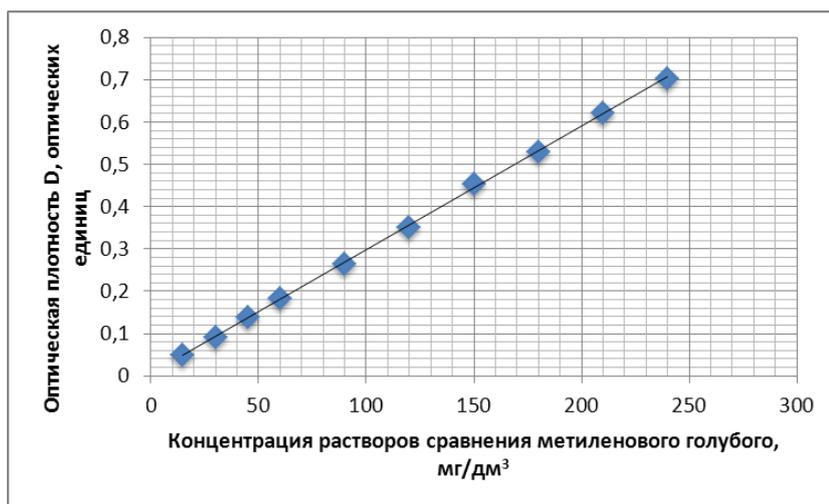


Рис. Градуировочный график зависимости оптической плотности от концентрации растворов сравнения метиленового голубого

Анализ проводили следующим образом, около 0,1 г сорбента взвешивали, помещали в коническую колбу, закрывали пробкой и взбалтывали в течение 20 мин. Затем центрифугировали и определяли оптическую плотность осветлённой части раствора. По градуировочному графику находили остаточную концентрацию метиленового голубого.

Адсорбционную активность сорбента по метиленовому голубому, в мг на 1 г сорбента, вычисляли по формуле:

$$X = \frac{(C_1 - C_2 K) \cdot 0,025}{m}, \quad (1)$$

где C_1 – концентрация исходного раствора красителя, мг/дм³; C_2 – концентрация раствора после контактирования, мг/дм³; K – коэффициент разбавления раствора, взятого на анализ; m – масса навески сорбента, г; 0,025 – объем раствора метиленового голубого, взятого для осветления, дм³.

Адсорбционная активность исследованных сорбентов следующая: опока – 104 мг/г; глауконитовый песок – 148,4 мг/г; торф – 225,4 мг/г; торфосорбент «Сорбонафт ВД» – 276,7 мг/г.

Результаты эксперимента показывают, что природный необработанный торф обладает высокой адсорбционной активностью, уступая только Сорбонафту ВД, и значительно превосходит по эффективности поглощения метиленового голубого минеральные природные сорбенты. Можно предположить, что в ряде случаев экономически оправдано использовать для очистки сточных вод от нефтепродуктов торф и торфосорбенты.

Литература

1. Лисичкина Г. В. Модифицированные кремнеземы в сорбции, хроматографии и катализе. М.: Химия, 1985. 246 с.
2. Штриплин Л. О., Туренко Ф. П. Основы очистки сточных вод и переработки твердых отходов: Учебное пособие. Омск: Изд-во ОмГТУ, 2005. 192 с.

3. Иванова К. В., Резник Е. Н. Сравнительная оценка эффективности очистки сточных вод от формальдегида минеральными сорбентами и торфосорбентами // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2017. С. 97–100.

4. ГОСТ 4453-74 Уголь активный осветляющий древесный.

5. Архипов В. С. Определение адсорбционной способности торфа по метиленовому голубому. Методические указания к выполнению лабораторных работ по курсу «Химическая технология первичной и глубокой переработки нефти и газа» специальности 240403 «Химическая технология природных энергоносителей и углеродных материалов». Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2011. 28 с.

БИОРАЗЛАГАЕМЫЕ СОПОЛИМЕРЫ ПОЛИАМИДА С ОЛИГОМЕРАМИ ϵ -КАПРОЛАКТАМА НА ОСНОВЕ ПОЛИОЛОВ И УГЛЕВОДОВ

А. Д. Устюжанина, Е. Г. Ханжина

Вятский государственный университет, akiele@mail.ru

В настоящее время производится и применяется для различных целей огромное количество полимерных материалов, большинство которых отличается исключительно высокой стойкостью к различным видам воздействия. Это является одной из основных причин, обусловивших широкое распространение таких материалов в народном хозяйстве. Однако, если рассматривать отработанные полимеры как источник загрязнения окружающей среды, их достоинство – стойкость к воздействию факторов окружающей среды – обрывается серьезным недостатком. Полимерные отходы в естественных условиях разлагаются чрезвычайно медленно и практически не подвержены действию микроорганизмов воздуха и почвы [1]. Сохранение тенденций по темпам увеличения массы полимерных отходов в недалекой перспективе может привести к кризисной ситуации, поэтому требуются кардинальные решения, направленные на уменьшение полимерных отходов, в том числе образуемых использованной упаковкой, составляющей треть муниципальных отходов, с долей полимеров 7–11% [2].

Решить эту проблему можно несколькими путями:

- 1) рациональным использованием полимеров;
- 2) модификацией уже существующих полимерных материалов;
- 3) созданием новых экологически безопасных биodeградирующих материалов, способных разлагаться естественным образом под действием факторов окружающей среды.

В строгом понимании термин «биodeградация полимера» означает ухудшение физических и химических свойств, снижение молекулярной массы полимера вплоть до образования CO_2 , H_2O , CH_4 и других низкомолекулярных продуктов под влиянием микроорганизмов в аэробных и анаэробных условиях [3].

Способность полимеров к биодеструкции обычно определяют по стандартной методике, в которой деструкция оценивается ростом микроорганизмов: оценка 0 означает, что роста микроорганизмов не происходит; 1 – прирост микроорганизмов менее 10%; 2 – от 10 до 30%; 3 – от 30 до 60%; 4 – от 60 до 100%.

Для того, чтобы биodeградирующие полимеры нашли практическое применение, они должны удовлетворять определенным требованиям:

1) в результате модификации биodeградирующих полимеров не должны существенно изменяться эксплуатационные характеристики;

2) добавки, вводимые в биodeградирующие полимеры, не должны быть токсичными, поскольку такие полимеры предназначаются в первую очередь для тары и упаковки;

3) биodeградирующие полимеры должны перерабатываться обычными методами, не подвергаясь при этом разложению;

4) необходимо, чтобы изделия, полученные из биodeградирующих полимеров, могли храниться и эксплуатироваться длительное время в условиях отсутствия прямого проникновения УФ-лучей;

5) время для разрушения биodeградирующих полимеров должно быть известно и варьироваться в широких пределах;

6) продукты разложения биodeградирующих полимеров не должны быть токсичными [1].

Для создания биodeградирующих полимеров наиболее перспективно и экономически выгодно использование природных полимеров (целлюлоза, крахмал, лигнин, хитин, полипептиды и др.), которые постепенно воспроизводятся, а также – материалов, создаваемых на основе смесей природных и синтетических полимеров [1, 4].

Влияние на полимеры такого рода добавок определяется не только их способностью подвергаться разложению микроорганизмами, а суммарным воздействием ряда факторов, таких, как гидролиз, окисление, разрушение микроорганизмами, разложение под напряжением и, наконец, атака насекомыми, грызунами и другими животными [1].

Гетероцепные полиамидные (полипептидные) и полиольные (полисахаридные) высокомолекулярные соединения являются основными конструктивными и другими материалами в составе живой материи. Фрагменты полиамидных и полиольных цепей встречаются в составе сложных полифункциональных макромолекул практически во всех формах живой материи. Получение близких к ним по составу, новых привитых сополимеров на основе углеводов и ϵ -капролактама, содержащих полиамидные прививки, с заданным составом, представляет как большой научный, так практический интерес, для организации производства технически ценных материалов на основе легкодоступных и возобновляемых продуктов.

Целью настоящей работы является изучение возможностей создания биodeградирующих сополимеров полиамида (ПА) с олигомерами ϵ -

капролактама (КЛ) на основе легковоспроизводимых природных полиолов (полисахаридов) и простых углеводов.

Олигоамидополиолы на основе КЛ и полисахаридов

В круглодонную колбу, снабженную мешалкой с силиконовым затвором, обратным холодильником и термометром, помещали 0,9 моль КЛ, 0,1 моль крахмала, а также в ряде случаев 0,045 моль солей свинца(II), цинка, празеодима и нагревали в течение 4–26 часов в интервале температур 140–200 °С. Данные температуры обусловлены тем, что при температуре более 250 °С происходит термическое раскрытие цикла КЛ и его полимеризация с образованием полиамидных смол. Поэтому реакция рассматривалась при температурах гораздо ниже температуры образования полиамидных смол. Нижний предел температур обусловлен тем, что при температуре ниже 140 °С олигомеры выделены не были.

Для выделения продуктов взаимодействия крахмала с КЛ реакционную массу обрабатывали при кипячении дистиллированной водой и отделяли водорастворимый катализатор. Нерастворимые продукты реакции высаждали ацетоном и дополнительно обрабатывали бензолом при кипячении для удаления остаточных количеств исходных веществ.

Состав выделенных и очищенных сополимеров рассчитывается исходя из содержания в нем общего и аминного азота в масс. %, тогда

$$A = N_{\text{общ.}}/m; K = 100 - A, \text{ где}$$

A – содержание поликапроамидных звеньев в сополимере, масс. %.

m – массовая доля азота в КЛ.

K – содержание углеводных звеньев в сополимере, масс. %.

Зависимость состава сополимеров от условий их синтеза приведена в таблице 1.

Таблица 1

Характеристика олигомеров на основе КЛ и крахмала, полученных при различных температурах и времени синтеза

№	t, °С	τ, ч	N _{общ.} , %	N _{амин.} , %	A, масс. %.	Катализатор
1.	140	8	11,57	1,02	87	PrCl ₃ · nL*
2.	180	14	7,25	0,81	59	Pb(OAc) ₂
3.	200	24	5,95	0,77	42	Pb(OAc) ₂
4.	180	14	6,84	0,5	55	Zn(OAc) ₂
5.	200	4	9,84	1,26	69	Zn(OAc) ₂
6.	200	24	6,02	0,81	42	Zn(OAc) ₂
7.	170	26	11,32	1,05	83	–
8.	180	20	11,49	1,07	85	–
9.	200	14	11,02	0,84	82	–
10.	200	24	10,72	0,91	79	–

*L – CH₃CONH₂

Данные, приведенные в таблице 1, показывают, что в результате модификации крахмала в нем появляется азот, при этом часть азота титруется соляной кислотой, что свидетельствует о протекании процессов олигомериза-

ции в результате переамидирования КЛ образующимися при алкоголизе и последующем аминолизе концевыми аминными группами.

На ИК-спектрах продуктов взаимодействия КЛ с крахмалом наблюдаются полосы поглощения $\nu_{\text{C=O}}$ 1725 cm^{-1} сложноэфирных групп и более интенсивные полосы Амид I и Амид II, соответствующие $\nu_{\text{C=O}}$ 1641, 1667, 1682 cm^{-1} (интенсивность полос зависит от количества привитых олигокапроамидных звеньев), также расщепляются полосы $\delta_{\text{N-H}}$ 1512, 1539, 1567 cm^{-1} . Аналогичные расщепленные полосы Амид I и Амид II наблюдаются также в спектрах всех других продуктов, синтезированных нами из КЛ и полиолов, что подтверждает наличие в них олигокапроамидных фрагментов.

Отсутствие примесей КЛ в модифицированном крахмале подтверждается отсутствием на его ИК-спектре полосы поглощения $\nu_{\text{C=O}}$ 760 cm^{-1} , характерной для КЛ, а также многократной обработкой продуктов реакции горячей водой и бензолом для экстракции непрореагировавшего КЛ.

Преимущественное протекание реакции по первичному гидроксилу объясняется меньшими пространственными затруднениями и большей реакционной способностью первичного гидроксила. Последующая олигомеризация протекает с участием образующихся при расширении лактамного цикла концевых аминных групп, обладающих более высокой нуклеофильностью по сравнению с гидроксильными группами. Реализация схемы взаимодействия крахмала с КЛ подтверждается увеличением содержания общего азота по сравнению с поликапролактамом.

Снижение температуры синтезов ведет к увеличению времени образования олигомеров, нерастворимых в реакционной смеси (опыты 7–9 табл. 1). Уменьшение содержания капроамидных звеньев при увеличении времени синтеза от 14 до 24 часов при 200 °С (опыты 9–10) можно объяснить протеканием амидирования сложноэфирных групп прививок их концевыми аминными группами.

Взаимодействие между разными прививками может привести к образованию олигомера с более редкими и длинными капроамидными цепями. Длительное время синтезов и высокая температура ведут к сшиванию цепей, что подтверждается данными ИК-спектроскопии: усилением валентных колебаний сложноэфирной группы $\nu_{\text{C=O}}$ 1150–1025 cm^{-1} и появлением новых полос в этой области около 1160 cm^{-1} . Введение в реакционную смесь ацетата цинка уменьшает количество олигокапроамидных звеньев, по-видимому, за счет образования каталитически неактивных амминатов, снижающих способность образующихся концевых аминных групп к алкоголизу КЛ. Использование в качестве катализатора амидата хлористого празеодима позволило получить олигоамидополиол с содержанием азота до 11,57 масс. %, ограниченно растворимый в ДМФА и нерастворимый в воде (опыт 1).

Для создания олигомеров КЛ, которые могут быть применены в качестве биоразлагаемых сополимеров ПА, можно также использовать не только природные полимеры – полисахариды, но и моносахариды – глюкозу, фруктозу. При введении этих веществ в полимерную композицию способность по-

лимеров разлагаться под действием микроорганизмов должна резко возрастать, так как моносахариды сами легко усваиваются грибами и бактериями.

Олигоамидополиолы на основе КЛ и моносахаридов

Синтезы проводили в замкнутой системе без доступа воды при объеме ампул 5–8 мл при температуре 140–200 °С. Продолжительность синтезов составляла 24–72 часа.

Таблица 2

Характеристика олигомеров на основе КЛ и глюкозы (3:1), полученных при различной температуре и времени синтеза

№	t, °С	τ, час	N _{общ.} , %	N _{амин.} , %	A, масс. %	Выход, %
1	145	24	8	0,32	65	76
2	145	48	8,4	0,34	68	82
3	145	72	7,8	0,53	63	85
4	150	24	7,7	1,05	62	79
5	150	48	8	0,76	65	84
6	150	72	7,4	0,8	59	81
7	160	24	7	0,8	57	74
8	160	48	7,6	0,92	61	69
9	160	72	6,5	1,04	52	63

При изучении влияния продолжительности синтеза на ход взаимодействия КЛ и глюкозы установлено, что увеличение времени синтеза на выход олигомера существенно не влияет. Наибольший выход олигомера наблюдается при температурах 145–150 °С. Также увеличивается содержание капроамидных звеньев, причем увеличение идет до 48 часов, а затем наблюдается снижение.

Таблица 3

Характеристика олигомеров на основе КЛ и фруктозы (3:1), полученных при различной температуре и продолжительности синтеза равной 24 часа

№	t, °С	N _{общ.} , %	N _{амин.} , %	A, масс. %	Выход, %
1	145	7,3	0,51	59	71
2	155	8,3	0,42	67	83
3	160	8,5	0,44	69	84
4	170	6,5	0,9	52	76

При температурах синтеза 155–160 °С наблюдается наибольший выход олигомеров, а также наибольшее содержание капроамидных звеньев.

При температуре выше 170 °С и длительном времени синтеза для всех олигомеров, полученных на основе КЛ и рассмотренных моносахаридов, отмечается почернение олигомера и уменьшение содержания капроамидных звеньев. Это можно объяснить начинающейся деструкцией цепей олигомера.

Алкоголиз по амидной группе КЛ протекает преимущественно по первичному гидроксилу моносахаридов, так же как и для крахмала.

Таким образом, предложенные олигомеры могут быть использованы в качестве сополимеров ПА. Их характеристики в качестве биоразлагаемых сополимеров в настоящее время изучаются.

Литература

1. Быстров Г. А., Гальперин В. Н., Титов Б. П. Обезвреживание и утилизация отходов в производстве пластмасс. Л.: Химия, 1982.
2. Иванова Т. Тенденции и перспективы использования полимерных систем для защиты пищевой продукции // Тара и упаковка. 2000. № 3. С. 24–26.
3. Суворова А. И., Тюкова И. С., Труфанова Е. И. Биоразлагаемые биополимерные материалы на основе крахмала // Успехи химии. 2000. № 69 (5). С. 494–503.
4. Drazdil Milan Perspektiva odbouratelných plastů // Plasty a Kauc. 1991. № 3. С. 78–81.

ПРОБЛЕМА НАКОПЛЕНИЯ И УТИЛИЗАЦИИ МЕДИЦИНСКИХ ОТХОДОВ В ЛЕЧЕБНО-ПРОФИЛАКТИЧЕСКИХ УЧРЕЖДЕНИЯХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

И. К. Горбунов, Н. М. Зимонина
Вятский государственный университет,
stVGU@yandex.ru, zimonina.nata@mail.ru

Развитие комплексной системы здравоохранения Российской Федерации на современном этапе характеризуется динамичным увеличением отходов лечебно-профилактических учреждений (ЛПУ) различного профиля. Данный рост связан с активным внедрением новых методов клинических исследований, широким использованием одноразового инструментария, а также повышением качества и доступности оказываемых населению медицинских услуг. Проблема накопления и утилизации медицинских отходов должна рассматриваться как важная эпидемиологическая и экологическая компонента безопасности населения и значимое направление в системе профилактики внутрибольничных инфекций.

Еще в 1979 г. Всемирная организация здравоохранения отнесла отходы медицинской сферы к группе особо опасных и указала на необходимость создания специализированных служб по их уничтожению и переработке. Впоследствии Базельская конвенция в 1992 г. выделила 45 видов опасных отходов, список которых открывается клиническими отходами [1].

Медицинские отходы опасны, прежде всего, в эпидемиологическом отношении и составляют примерно 2% от общего количества твёрдых бытовых отходов. Российская Академия медицинских наук отмечает, что снижению качества санитарного состояния населенных мест за последние десятилетия активно способствует увеличение общего количества медицинских отходов с 1 до 3 млн. тонн в год в масштабах страны [2].

Проблема накопления и утилизации медицинских отходов от ЛПУ на территории Кировской области является одной из важнейших в сфере обращения с отходами и до конца не решена в силу ряда причин. Это связано прежде всего с высокими финансовыми затратами на обеззараживание, недостаточной подготовкой самих медработников и кадрового звена в области обращения с отходами и отсутствием детально разработанной системы управ-

ления медицинскими отходами, их утилизацией и переработкой в целом в масштабах отдельно взятого региона.

Ежегодно на территории Кировской области фиксируется увеличение образования медицинских отходов. По данным департамента здравоохранения Кировской области если в 2010 г. было образовано более 7300 тонн отходов, то в 2012 г. уже свыше 8700 тонн. Динамика роста общего количества отходов от ЛПУ на территории области сохраняется по настоящее время.

Согласно действующему документу СанПиН 2.1.7.2790-10 «Санитарно-эпидемиологические требования к обращению с медицинскими отходами» под термином «медицинские отходы» понимаются отходы, образующиеся в организациях при осуществлении медицинской или фармацевтической деятельности в результате выполнения лечебно-диагностических и оздоровительных процедур. Одной из особенностей правового регулирования обращения с медицинскими отходами является наличие классификации, критерии которой определены постановлением Правительства РФ от 04.07.2012 № 681 «Об утверждении критериев разделения медицинских отходов на классы по степени их эпидемиологической, токсикологической, радиационной опасности» [3].

Согласно принятой классификации отходы ЛПУ делятся на пять групп. Обычные неопасные ТБО из больниц – класс А, особо опасные отходы загрязненные выделениями человека, прежде всего кровью, представлены - классами Б и В, химические и лекарственные препараты - класс Г и радиоактивные отходы – класс Д [4].

Министерством охраны окружающей среды Кировской области ведётся непрерывный учёт нормативов, фактического количественного образования и подведомственной утилизации каждого из приведённых в классификации типа отходов ЛПУ. Помимо этого на территории Кировской области проводится систематическая работа по обеспечению медучреждений специальными средствами по сбору, обезвреживанию, транспортировке отходов ЛПУ. В частности практически повсеместно используются одноразовые пакеты, в ряде учреждений – специальные герметичные контейнеры для отходов класса «Б», приобретаются специальные многоразовые межкорпусные контейнеры.

До 2012 г. только в двух учреждениях области в КОКБУЗ «Кировская областная клиническая больница № 3» и КОКБУЗ «Кировский областной клинический перинатальный центр» имелись установки по термическому обезвреживанию отходов класса Б соответствовавшие необходимым нормам безопасности и качества. Отметим, что в настоящее время во многих медицинских учреждениях и ряде частных клиник для утилизации инъекционного инструментария используются специальные установки для обеззараживания и уничтожения медицинских отходов. Все это свидетельствует о том, что сбор отходов в местах их первичного образования в целом по всем ЛПУ организован на достаточном уровне, но экологический риск от обращения таких отходов для территории Кирова и области по-прежнему сохраняется.

Только за 2016 г. на территории Кировской области действующими структурными медицинскими подразделениями в количестве 109 единиц было образовано и впоследствии утилизировано 83377,95 м³ медицинских отходов. Основными подрядчиками по утилизации и захоронению выступили АО «Куприт», ООО «БиоВейстКиров», среди прочих можно отметить работу ООО «Аврора», ООО «Вятка-Рециклинг», ООО «ЭкоПресс» и других. Общее количество предприятий, привлечённых к решению данной проблемы, насчитывает около 40 структурных единиц. Так основным направлением деятельности ООО «БиоВейстКиров» по факту является сбор, транспортировка и дальнейшее обезвреживание комплекса медицинских отходов классов Б, В, Г. Акционерное общество «Куприт» было организовано по инициативе комитета по охране окружающей среды и природным ресурсам администрации г. Кирова. Сегодня оно представляет собой многоотраслевое экологическое предприятие по переработке промышленных и бытовых отходов.

Вместе с тем централизованную систему по обращению с биологически опасными медицинскими отходами в области ещё предстоит совершенствовать, так при проведении открытых аукционов и торгов на утилизацию таких отходов конкуренция остаётся крайне низкой. Как правило, в заявке участвует одно предприятие, а это повышает издержки финансового характера ЛПУ, что идёт вразрез с идеей «бережливых поликлиник» претворяемой в жизнь на территории Кировской области в настоящее время.

Рассмотрим вопрос накопления и утилизации медицинских отходов более детально на примере КОГБУЗ «Центр травматологии, ортопедии и нейрохирургии» (ЦТОиН) г. Кирова. В настоящее время он представляет собой ведущий медицинский комплекс, расположившийся на площади в 0,5 га. В структуре учреждения 22 отделения, из них 13 коечных и 17 оснащенных операционных. С недавнего времени, в том числе благодаря строительству вертолётной площадки, он стал одним из центров медицинского туризма в Кировской области. В стационаре, рассчитанном на 420 коек, получают специализированную, в том числе высокотехнологичную медицинскую помощь в экстренной и неотложной формах более 3500 пациентов из других регионов России. Ежегодно проводится около 15000 оперативных вмешательств, из них более 2500 – высокотехнологичных. А в поликлинику ежемесячно обращаются около 16000 пациентов [5].

На территории ЦТОиН располагаются 3 стационарных поста сбора отходов, рассчитанные в общей сложности на 11 евроконтейнеров объёмов не менее 0,77 м³ и одного бункера накопителя объёмом 8 м³. Вывоз отходов производится ежедневно 5 раз в неделю и дополнительно по заявкам заказчика, если допущено превышение нормативов образования. Медицинские отходы в ЛПУ составляют примерно 1 кг на одного больного в сутки. Это разнообразные перевязочные средства, шприцы, иглы, лейкопластыри, средства гигиены, лекарственные медикаменты, хирургический инструментарий, ртутные термометры и прочие материалы.

По данным за 2016 г. на территории ЦТОиН было образовано 3600 м³ отходов класса А, 80 тонн отходов класса Б (примерно 400 м³), 950 кг отходов класса Г (примерно 4,75 м³). Таким образом, с территории одного лишь травматологического медицинского комплекса суммарно было вывезено и утилизировано 4004,75 м³ отходов. Затраты на утилизацию отходов класса А усилиями АО «Куприт» составили 1 млн. 811 тыс. 640 рублей. Утилизацией отходов Б и Г классов занималась ООО «БиовейстКиров». Помимо затрат на обезвреживание и утилизацию медицинских отходов высокими остаются расходы учреждения на поставку изделий медицинского назначения сопутствующих хранению отработанных отходов и материалов. Например, на пакеты для сбора и хранения медицинских отходов в количестве 70000 единиц в год тратится до 225 тыс. руб., на ёмкость контейнер-полимерный непрокальваемый – до 24 тыс. руб. на штатную единицу, на ёмкости для сбора медицинского инструмента в количестве 3000 единиц в год – до 195 тыс. руб. Этот перечень пополняется десятками разнообразных позиций ежемесячно и является далеко не исчерпывающим в списке затратных статей на утилизацию.

Ниже для сравнения показателей представлена таблица.

Таблица

**Образования и утилизации медицинских отходов за 2016 г.
по районам Кировской области**

Наименование подразделения	Кол-во, м ³	Наименование подразделения	Кол-во, м ³
1	2	3	4
КОГБУЗ «Арбажская центральная районная больница»	486,75	КОГБУЗ «Афанасьевская центральная районная больница»	638,55
КОГБУЗ «Белохолуницкая центральная районная больница»	1505,00	КОГБУЗ «Верхнекамская центральная районная больница»	10095,20
КОГБУЗ «Верхошижемская центральная районная больница»	472,63	КОГБУЗ «Вятскополянская центральная районная больница»	3623,31
КОГБУЗ «Даровская центральная районная больница»	473,25	КОГБУЗ «Зуевская центральная районная больница»	6854,40
КОГБУЗ «Кикнурская центральная районная больница»	226,38	КОГБУЗ «Кирово-Чепецкая центральная районная больница»	2280,06
КОГБУЗ «Котельничская центральная районная больница»	948,39	КОГБУЗ «Кумёнская центральная районная больница»	885,45
КОГБУЗ «Лебяжская центральная районная больница»	640,36	КОГБУЗ «Лузская центральная районная больница»	179,49
КОГБУЗ «Малмыжская центральная районная больница»	137,61	КОГБУЗ «Нагорская центральная районная больница»	104,15
КОГБУЗ «Немская центральная районная больница»	140,24	КОГБУЗ «Нолинская центральная районная больница»	206,00
КОГБУЗ «Омутнинская центральная районная больница»	140,75	КОГБУЗ «Опаринская центральная районная больница»	1066,11
КОГБУЗ «Оричевская центральная районная больница»	651,60	КОГБУЗ «Орловская центральная районная больница»	148,00

Окончание таблицы

1	2	3	4
КОГБУЗ «Пижанская центральная районная больница»	167,13	КОГБУЗ «Подосиновская центральная районная больница им. Н. В. Отрокова»	197,23
КОГБУЗ «Санчурская центральная районная больница»	230,13	КОГБУЗ «Свечинская центральная районная больница»	131,58
КОГБУЗ "Слободская центральная районная больница»	1998,00	КОГБУЗ «Советская центральная районная больница»	536,00
КОГБУЗ «Уржумская центральная районная больница»	417,69	КОГБУЗ «Яранская центральная районная больница»	1500,75

Несколько районов области в таблицу не попали по причине отсутствия заявок на утилизацию за определённый период времени. Но в целом можно проследить неоднородность нормирования в образовании медицинских отходов на территории Кировской области. А в случае с Зуевской и Верхнекамской районными больницами отмечается даже превышение норм образования.

Сама система обезвреживания особо опасных медицинских отходов, несмотря на большие успехи, сделанные проектировщиками подобных систем на современном этапе, по-прежнему остаётся несовершенной. Отходы класса Б (опасные потенциально инфицированные) обеззараживаются на специальных установках автоклавирования термическими методами. Желательно перед этой процедурой подвергать медицинские отходы процессу прессования. Термохимические обеззараживатели сочетают нагревание отходов с обработкой их дезинфицирующими составами. Отходы подвергаются в течение некоторого времени воздействию относительно невысокой температуры (до 400 °С, обычно 180 °С в течение 1 часа), чем достигается их обеззараживание. Из характерных недостатков можно отметить повышенный риск инфицирования, прежде всего самого персонала медицинских учреждений, вследствие многократных контактов с потенциально инфицированными медицинскими отходами. Как правило, контроль эффективности дезинфекции либо существенно затруднен, либо полностью невозможен во многих ЛПУ [6].

Кроме того, на территории Кировской области встречаются случаи недобросовестной транспортировки и утилизации медицинских отходов. Так, активистами Общероссийского народного фронта (ОНФ) в мае 2017 года в микрорайоне Коминтерн рядом с одной из городских больниц Кирова была обнаружена несанкционированная свалка с большим количеством медицинским отходами. Среди них были использованные ампулы из-под вакцины от пневмококковой инфекции «Превенар», препараты глюкозы для внутривенного введения, шприцы. Особо опасные отходы класса Б были складированы под открытым небом, необходимые герметичные контейнеры отсутствовали, не было и специальной полиэтиленовой упаковки.

А уже осенью в 2017 г. активисты ОНФ в лесном массиве деревни Башарово Кировской области обнаружили новую находку – пакет с медицин-

скими отходами Б класса. По результатам проверки в нём оказались использованные медицинские изделия для гинекологических манипуляций, забора анализов, а также одноразовые пелёнки, перчатки и шприцы. В соответствии с действующими санитарными правилами анализа крови и обнаруженные расходные материалы подлежат обязательной дезинфекции и обезвреживанию. Скорее всего, подобные свалки являются результатом недобросовестной работы частных медицинских центров, так как контроль за бюджетными ЛПУ более строгий.

Сегодня системная проблема с вопросами нормативов образования, обезвреживания и утилизации медицинских отходов должна решаться не только силами самих ЛПУ, но и на уровне органов исполнительной власти.

Литература

1. Отходы учреждений здравоохранения: Современное состояние проблемы, пути решения / Под ред. Л. П. Зуевой. СПб., 2003. 43 с.
2. Медицинские отходы: Опыт безопасного обращения в Российской Федерации / Под ред. Н. В. Русакова, В. Г. Акимкина. М.: Научный мир, 2013. 285 с.
3. Ланцов С. И. О проблеме обращения с медицинскими отходами // Твёрдые бытовые отходы. 2015. № 11. С. 14–18.
4. Санитарно-эпидемиологические требования к обращению с медицинскими отходами: СанПиН 2.1.7.2790-10. М.: Рид Групп, 2012. 30 с.
5. «Центр Травматологии, Ортопедии и Нейрохирургии» [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://травмакиров.рф>
6. Мищенко А. В. Обеззараживание медицинских отходов. М.: МРТИ РАН, 2012. 47 с.

СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

ЛИТОЛОГИЯ И ПОЧВЫ УРОЧИЩА ЖУКОВЛЯНЕ

А. М. Прокашев, А. С. Матушкин, И. А. Вартан
Вятский государственный университет, amprokashev@gmail.com

Урочищу Жуковляне, расположенному в Котельничском районе Кировской области, недавно присвоен статус особо охраняемой природной территории местного значения ввиду наличия здесь большого числа скоплений шаровидных конкреций величиной до 1,5–2 м и более, придающих местности живописный вид. Они стали Меккой для туристов и поводом для выдвижения различных гипотез относительно их происхождения. Последнее стало побудительным мотивом для настоящей публикации, основывающейся на наблюдениях, произведённых авторами летом 2017 г. В целях паспортизации этого памятника природы были произведены предварительные исследования в пределах Жуковлянского урочища, кратко представленные ниже.

Данное место располагается вблизи левого берега р. Большая Ацвеж, текущей по Унже-Ветлужской аллювиально-зандровой низменной равнине высотой около 140–160 м над у. м., отличающейся спокойным с мягкими очертаниями увалистым рельефом. Из коренных дочетвертичных отложений к поверхности в районе ур. Жуковляне близко подходят, вероятно, калининские (и/или быковские) слои путятинской свиты северодвинского (и/или вятского) горизонта татарского отдела верхней перми, перекрывающие между речья плащом до 30 м [1]. Для них типичны терригенные грубозернистые аллювиальные образования алевритово-песчаникового состава, нередко с прослоями гравелитов. Они принесены сюда реками более 250 млн. лет назад с герцинского Урала, не уступающего в то время по высоте современным горам Кавказа. Доля преимущественно кальцитового по составу цемента в наносах местами достигала 40–55% объёма породы ввиду аридного тропического климата.

На последующем мезо-кайнозойском континентальном этапе развития природы эти седименты, первоначально перекрытые глинистой покрывкой, были обнажены в ходе длительной денудации. В четвертичный период песчаниковые толщи, территориально вписывающиеся в границы палеооледенений, вероятно, подвергались более или менее сильной гляциальной и флювиальной переработке при участии талых ледниковых вод, сопровождавшейся существенным изменением их химико-минералогического состава. Последнее сопровождалось частичным или полным выщелачиванием карбонатов с остаточным накоплением песчаниковых и конгломератово-песчаниковых блоков

различной формы и величины – в зависимости от степени пропитки кальцием. Малокарбонатные песчаники со временем превратились в рыхлые пески и алевроиты, ставшие ложем для остаточных крепких песчаниковых конкреций плитообразной, шаровидной и иной формы размером от первых дециметров до 1–2 м и более. Большинство из них покоились на глубине, а отдельные находились вблизи дневной поверхности.

В начале 80-х годов XX в. в ходе разработок песчаного материала для нужд близлежащей железнодорожной магистрали впервые были обнаружены песчаниковые «болиды», которые мешали добыче песчаного сырья. Большая часть их была сдвинута бульдозерами в северный конец карьера, где они образовали весьма живописные каменные развалы общим числом до 1000–1300 штук разной величины среди карьерных выемок, местами занятых ныне мелкими озерами (рис.).

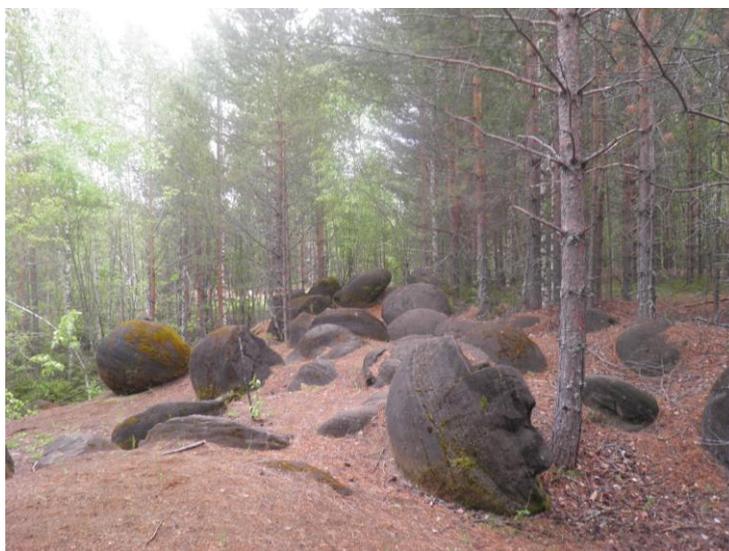


Рис. Песчаниковые и гравийно-песчаниковые шаровидные конкреции ур. Жуковляне

Объектом настоящего предварительного исследования являлись природные территориальные комплексы (ПТК) ранга фаций и их почво-грунты на месте и по периферии бывшего карьера и в точках нахождения каменного материала с различной степенью нарушенности геосистем горными разработками и сельскохозяйственной деятельностью.

ПТК Ж17-01 на месте выработанного карьера. Координаты по GPS: 58°18, 007' СШ, 48° 00, 991' ВД; высота по навигатору около 143 м. Почва: дерново-подзол инициальный песчаный на элювии пермских песчаников под сосняком злаково-разнотравным со средней высотой древостоя 6 м при диаметре 11 см, с участием сосны обыкновенной, яблони и ели, осины и берёзы в подросте, рябины и черёмухи в подлеске, подмаренника лугового, пижмы лекарственной, полыни обыкновенной, подорожника, тысячелистника, вероники дубравной, бедренца камнеломки, клевера белого, иван-чая узколистного,

зверобоя продырявленного, золотарника, злаков и зелёных мхов (плевроциум, гилокомиум) в напочвенном покрове (табл. 1).

ПТК Ж17-02 на восточной окраине карьера. Координаты по GPS: 58° 18,005' СШ, 48° 01,024' ВД; высота около 147 м. Почва: дерново-подзол песчаный на элювии песчаника, подстилаемого элювием пермских глин (бывший агродерново-подзол на залежном зарастающем лесом лугу) под сосняком разнотравно-злаковым с участием сосны обыкновенной, берёзы повислой высотой соответственно 5 и 8 м при диаметре 10 и 13 см и редким подлеском из ели; в напочвенном покрове – ежа сборная, пижма лекарственная, подмаренник луговой, вероника дубравная, вика посевная; фитоценоз – сосняк разнотравно-злаковый на месте бывшего сельскохозяйственного угодья (табл. 1).

Таблица 1

Строение почво-грунтов и почв

Горизонт, глубина, см	Описание генетических горизонтов
1	2
ПТК Ж17-01	
О, 0-1	Сырой, желтовато-бурый, рыхлый, слаборазложившийся опад из стеблей моховой и хвойной древесной растительности, стеблей и листьев трав, корни редкие, переход ясный, ровный
АУ, 1-18	Сырой, коричневатый с сероватым оттенком, песчаный, бесструктурный, рыхлый, корней мало, в верхней части локально встречаются известковые включения, переход постепенный
В ₁ , 18-58	Сырой, буро-коричневатый, песчаный, бесструктурный, близкий к плотному, корни редкие, переход ясный, ровный, заметный по изменению окраски и сложения
В ₂ , 58-95	Сырой, коричневато-бурый с красноватыми полосками, песчаный, бесструктурный, плотный, с редкими включениями фрагментов аргиллитоподобных глин, корней нет, переход ясный, ровный, заметный по изменению окраски
В ₂ С, 95-120	Влажный, коричневато-бурый, песчаный, бесструктурный, плотный, корней нет, переход постепенный
С 120-130	Влажный, песчаный, бесструктурный, плотный, корней нет
ПТК Ж17-02	
О, 0-3	Сырой (после дождя), буровато-желтоватый, рыхлый, слаборазложившийся опад из стеблей злаковых, корни редкие, переход ясный, ровный
АУ, 3-23	Сырой, коричневато-серый, супесчаный, непрочно-мелкокомковатый, бесструктурный, рыхлый, корней много (изредка встречаются включения дресвы), переход ясный, ровный, местами волнистый
ВЕ, 23-33	Сырой, буровато-белесоватый, песчаный, бесструктурный, уплотненный, близкий к плотному, по всему горизонту встречается умеренная присыпка скелетаны, корней много, переход ясный, волнистый
В1 (mn), 33-66	Сырой, желтовато-буровато-красноватый с черноватыми пятнами и полосками, неоднородный, супесчаный, с обилием дресвы и гальки с оглиненными участками, плотный, зернисто-ореховато-мелкокомковато-бесструктурный (в зависимости от степени оглиненности или опесчаненности), на глубине 50-60 см обильные налеты синевато-буроватых гидроксидов марганца, корней мало, переход ясный, ровный

1	2
В2, 66-104	Сырой, желтовато-бурый с красными пятнами, легкосуглинистый, с обилием гравия и гальки, непрочно-комковато-бесструктурный, плотный, корни редкие, переход ясный, ровный
В2С, 104-150	Сырой, желтовато-буроватый с красновато-черноватыми пятнами, супесчаный, с большим количеством гравия, гальки и оглиненных включений, непрочнокомковато-зернисто-ореховатый, плотный, корни единичные, переход ясный, ровный, заметный по изменению окраски и гранулометрическому составу
D, 150-160	Сырой, красноватый с черновато-бурыми пятнами, легкосуглинистый, зернисто-мелкокомковатый, плотный, много черновато-буроватых налетов гидроксидов марганца, корней нет

Почво-грунты ПТК Ж17-01 характеризуются слабой вертикальной дифференциацией на генетические горизонты ввиду малой длительности педогенеза на днище карьера. ПТК Ж17-02 показателен наличием зрелой почвы дерново-подзола с наличием субэлювиального горизонта.

Гранулометрический состав почво-грунтов и почв свидетельствует о преимущественно песчано-супесчаном составе, особенно облегченном в первом из разрезов. Во втором из них он менее однороден, что обусловлено двумя причинами, педогенно обусловленными (верхняя часть профиля) и литогенными (нижняя часть профиля) (табл. 2).

Таблица 2

Гранулометрический состав почв ур. Жуковляне

Горизонт (глубина, см)	Гигр. влажн., %	Ске- лет- ная фрак- ция, %	Содержание фракции, %						
			1– 0,25	0,25– 0,05	0,05– 0,01	0,01– 0,005	0,005– 0,001	<0,00 1	<0,01
			мм						
ПТК Ж17-01									
АУ (1-18)	1,83	1,1	65,78	17,72	9,82	0,9	3,5	2,28	6,68
В1 (33-43)	1,63	–	79,01	14,65	4,55	0,2	0,78	0,81	1,79
В2 (73-83)	2,04	0,3	81,38	13,44	2,57	1,47	0,16	0,98	2,61
В2С (100-110)	1,83	–	80,43	13,09	4,77	0,61	0,29	0,81	1,71
С (120-130)	0,81	0,5	82,04	11,49	4,21	0,61	1,13	0,52	2,26
ПТК Ж17-02									
АУ (3-23)	1,01	1,6	47,78	26,97	11,51	3,92	9,21	0,61	13,74
ВЕ (23-33)	1,01	1,0	66,88	15,1	10,95	1,09	4	1,98	7,07
В1 (45-55)	2,04	35,6	64,65	11,23	13,14	1,43	6,37	3,18	10,98
В2 (80-90)	3,09	54,5	45,52	11,02	22,06	5,48	6,02	9,9	21,4
В2С (120-130)	2,88	10,6	32,6	16,87	31,81	2,01	7,12	9,59	18,72
D (140-150)	3,31	30,5	27,26	8,07	35,33	7,23	8,02	14	29,25

Примечание: скелетная фракция – частицы размером более 1 мм, в % от общей массы почво-грунтов.

Физико-химические свойства почво-грунтов характеризуются рядом маргинальных признаков: бедность органическим веществом (ОВ); «кислые» значения рН КС1; крайне низкие величины содержания обменных оснований (S), емкости поглощения (E) и др. (табл. 3). Это объясняется легким гранулометрическим составом почвообразующих пород. С последним связана и низкая гидролитическая кислотность – Нг. Примечательно, что за 25 лет, прошедших после эксплуатации карьера, содержание ОВ в ПТК Ж17-01 достигло всего около 0,25%. В то же время второй из ПТК, находившийся под агроценозами имеет низкую степень насыщенности основаниями – V.

Таблица 3

**Физико-химические свойства подзолов и дерново-подзолов
ур. Жуковляне**

Горизонт, глубина, см	ОВ, %	рН		Нг	S	E	V	А1
		Н ₂ O	КС1					
ПТК Ж17-01								
О (0-1)	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
АУ (1-18)	0,23	7,1	6,2	0,26	2,11	2,37	89	–
В1 (33-43)	–	7,2	5,6	0,44	2,15	2,59	83	–
В2 (73-83)	0,04	7,0	5,3	0,35	2,11	2,46	86	–
В2С (100-110)	–	7,1	5,1	0,35	2,14	2,49	86	–
С (120-130)	–	7,0	5,3	0,35	1,83	2,18	84	–
ПТК Ж17-02								
О (0-3)	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
АУ (3-23)	1,22	6,5	5,9	0,88	1,47	2,35	63	–
ВЕ (23-33)	0,53	6,7	5,7	0,61	0,93	1,54	60	26,1
В1 (45-55)	0,06	6,7	5,0	1,05	1,78	2,83	63	–
В2 (80-90)	0,02	6,3	4,5	1,49	2,69	4,18	64	0,9
В2С (120-130)	0,02	6,5	4,6	1,31	2,96	4,27	69	–
Д (140-150)	0,10	6,5	5,0	1,40	3,07	4,47	69	–

Таким образом, в ходе предварительных исследований авторами получены первичные данные о свойствах литогенной основы геосистем ур. Жуковляне. Рассматриваемые песчаные отложения за 250 млн. лет своего существования претерпели сложную и неодинаковую, спонтанно и техногенно обусловленную эволюцию, что нашло отражение в их морфологии и субстантивных свойствах. Первоначально отложившиеся при участии пермских прарек, стекавших с высоких Уральских гор в Вятское Прикамье, они имели, как правило, нейтрально-щелочную реакцию благодаря жаркому сухому климату. В настоящее время эти почво-грунты имеют кислую реакцию минеральной фазы вследствие существенной водно-ледниковой переработки в межледниковые этапы плейстоцена и гумидизации климата, начавшейся во второй половине голоцена – около 5 тыс. лет назад. Последние сопровождалась выщелачиванием карбонатного цемента из основных масс пермских песчаников, за исключением их наиболее плотных, сильно пропитанных кальцитом конкреционных форм, до настоящего времени реагирующих с раствором соляной кислоты. Благодаря своей прочности дошедшие до нас песчаниковые сфероиды

ды стали украшением ур. Жуковляне. Они по праву включены в число памятников природы Вятской земли и будут сохранены для потомков. Надеемся, что подобные творения природы станут не только объектами восхищения и поклонения перед матушкой природой, но и подвергнутся дальнейшему комплексному изучению и использованию в целях геоэкологического воспитания и образования. Это позволит надёжно сберечь уникальное природное наследие от имевших место случаев геологического браконьерства и превратить шаровидные конкреции в одну из визитных карточек Вятской земли, считающейся «краем умеренных контрастов».

Литература

1. Отчет по геологическому доизучению, геологической, гидрогеологической, инженерно-геологической съемкам листа О-39 – XIII (Котельнич) масштаб 1:200000 (Горьковская ГРП 1976-1979 гг.). Т. 1. Кн. 1. Дзержинск, 1979. 318 с.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ПОЛУОСТРОВА АБРАУ

Е. А. Заиченко

Южный федеральный университет, zai4enko.e1996@mail.ru

Данная работа является продолжением эколого-геохимических исследований на территории полуострова Абрау, проводимых во время учебной практики студентами кафедры геоэкологии и прикладной геохимии Южного федерального университета. Для изучения и сравнения были взяты две территории: окрестности спортивно-оздоровительного лагеря «Лиманчик» и Морская академия в г. Новороссийск.

Изучение распределения тяжелых металлов (ТМ) в почвах началось в 2007 г. К настоящему времени накоплены данные по концентрации ряда тяжелых металлов, которые можно использовать как фоновые, что важно в условиях быстро растущей рекреационной нагрузки на геосистемы изучаемой территории.

Во время геоэкологических маршрутов студентами проводилось опробование почв из поверхностного слоя с глубины 0–20 см. В пределах СОЛ «Лиманчик» было отобрано 16 педогеохимических проб для изучения распределения тяжелых металлов, являющихся приоритетными токсикантами окружающей среды. Схема педогеохимического опробования представлена на рисунке.

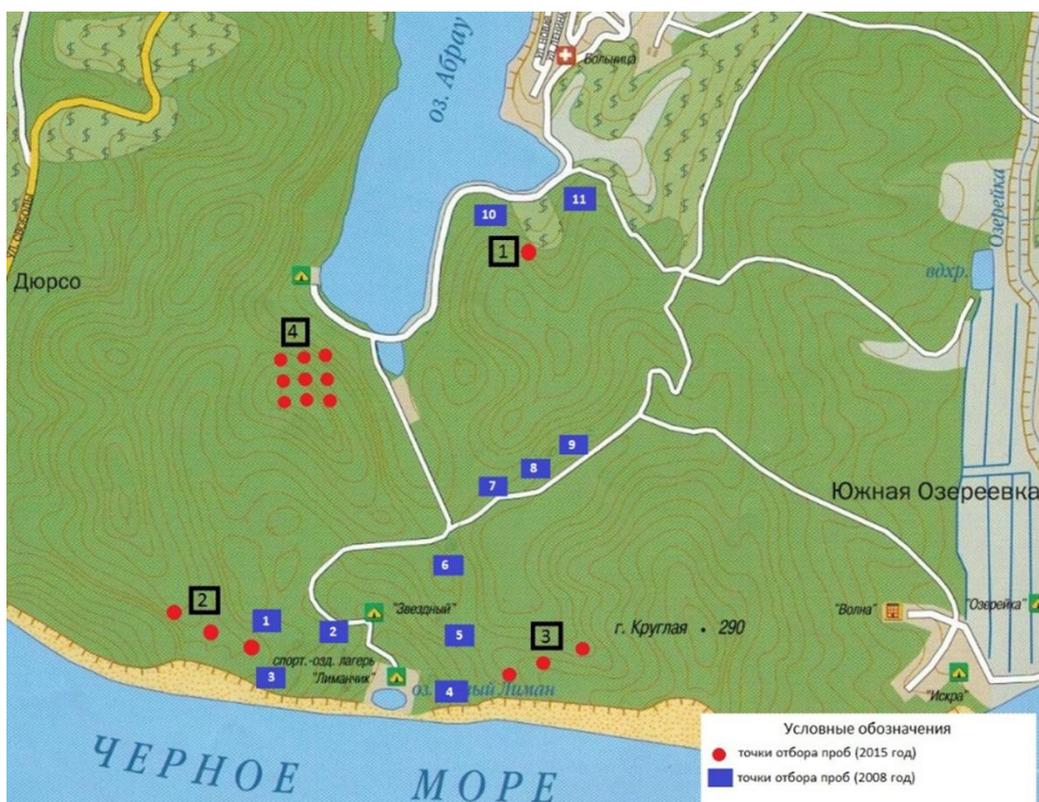


Рис. Схема педогеохимического опробования

Для сравнения были взяты результаты анализа проб за 2008 год. Содержание химических элементов представлены в таблице.

Таблица

**Содержание химических элементов
в верхнем почвенном горизонте, мг/кг**

Элемент	Пределы колебаний		Среднее содержание		Фоновое содержание [1]	ПДК (ОДК) [2, 3]
	2008 г.	2015 г.	2008 г.	2015 г.		
Mn	200–1500	400–700	581,82	522,2	830	1500
Ni	40–60	30–50	50	35,56	48,4	80
V	80–200	100–150	126,15	113,89	124,8	150
Cu	20–300	20–150	89,23	50	47,3	132
Pb	5–20	10–30	10,77	14,4	35,0	130
Zn	60–300	40–100	123	57,2	136,5	220

Содержания элементов незначительно превышают региональный фон, но не достигают ПДК (табл.). В 2008 г. содержание никеля, ванадия и меди было выше регионального фона в 1–2 раза, хотя значительно меньше ПДК, тогда как в 2015 г. только содержание меди было выше регионального фона. Содержания химических элементов превышают ПДК в отдельных точках. В 2008 г. превышение наблюдалось по трем элементам: ванадий, медь и цинк. В 2015 г. норматив превосходит только концентрация меди.

В общем, если сравнивать по годам, то наблюдается снижение концентраций ТМ, особенно это хорошо видно для меди и цинка (точки опробования в сосновой роще, на месте бывших виноградников). Здесь наблюдаются вы-

сокие концентрации ТМ, значительно превышающие региональный фон и ПДК, что соответствует высокому уровню загрязнения. Причиной таких содержаний является реликтовое агрогенное загрязнение, в результате использования медь- и цинксодержащих пестицидов для борьбы с грибковыми болезнями винограда. Примером таких пестицидов являются бордоская жидкость (раствор медного купороса $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), цинеб и церам.

Для сравнения были взяты результаты эколого-геохимического опробования территории, находящейся в юго-западной части Новороссийска. На территории Новороссийской государственной морской академии содержания элементов, в основном, сопоставимы с региональным фоном и не превышают ПДК.

Вместе с тем, содержание ртути выше глобального фона в 1,4–7 раза, хотя значительно меньше ПДК. Содержание свинца превышает региональный фон в 3 раза в единственной точке. Участок характеризуется высокими концентрациями цинка, значительно превышающими региональный фон, причем в одной из точек опробования наблюдается «ураганная» концентрация, которая в 11,3 раза превосходит ПДК, что соответствует высокому уровню загрязнения этим элементом. Вероятно, высокие концентрации цинка связаны с близостью автодороги с интенсивным движением в юго-западной части Новороссийска, так как известно, что цинк является продуктом истирания шин и индикатором загрязнения, связанного с автомобильным транспортом.

Различия в распределении химических элементов на изученных участках объясняются тем, что территория СОЛ «Лиманчик» относится к рекреационной зоне, а Морская академия в г. Новороссийск расположена на селитебной территории. Почвенный покров в пределах города более подвержен загрязнению тяжелыми металлами, поэтому концентрация элементов в почве на территории морской академии выше, чем в окрестностях СОЛ «Лиманчик».

Литература

1. Дьяченко В. В. Геохимия, систематика и оценка состояния ландшафтов Северного Кавказа. Ростов н/Д.: АрК ОП, 2004. 266 с.
2. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
3. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 10 с.

СЕРЫЕ ПОЧВЫ СО ВТОРЫМИ ГУМУСОВЫМИ ГОРИЗОНТАМИ – ПАМЯТНИКИ ПРИРОДЫ ВЯТСКОГО ПРИКАМЬЯ

Е. С. Соболева, А. М. Прокашев, С. Л. Мокрушин
Вятский государственный университет, e.s.soboleva.geo@mail.ru

Сложившаяся на сегодняшний день в регионе концепция охраны природы ориентирована, преимущественно, на сбережение биологических объектов. Однако, следуя идее комплексного подхода к сохранению природного наследия, нельзя выпускать из поля зрения другие компоненты ландшафта, в частности, педосферу. Почва сама является продуктом взаимодействия биосферы с литосферой, средой обитания многочисленных видов организмов и выполняет важнейшие экологические функции, обеспечивая поддержание жизни на Земле [1]. Каждая почвенная разность – это уникальное природное образование, ценность которого аналогична ценности биологических видов, а свойства являются отражением природных процессов, «зеркалом и памятью ландшафта». Особого внимания заслуживает вопрос обеспечения сохранности дошедших до наших дней почвенных раритетов, профиль которых несет информацию о трансформациях природной среды за многие тысячи лет.

Специфика географического положения исследуемой территории юга Вятского края и особенности эволюции природы обусловили формирование здесь самобытной группы почв с полигенетическим строением профиля, в котором присутствуют реликтовые вторые (ВГГ), а также погребённые гумусовые горизонты [2, 3]. Настоящая работа раскрывает некоторые особенности серых почв со сложным органопрофилем юга Вятского Прикамья. Ниже представлены данные о серых серогумусовых почвах со сложным органопрофилем, сформированных на покровных карбонатных суглинках. Разрезы заложены на подошве склона водораздела рек Шошмы и Косинки вдоль левого коренного берега, обнажающегося к р. Косинке. Он сложен покровными карбонатными суглинками мощностью 7–8 м, подстилаемыми пермскими известняками (рис.). Фитоценоз – злаково-разнотравный луг.

Морфология почвенного профиля

O (0-1 см): влажноватый, серый, представлен пожухлыми слаборазложившимися стеблями и листьями злаков и разнотравья, рыхлый, местами с зеленоватыми плотными моховыми корочками.

AУ (1-21 см): сухой, дымчато-серый, тяжелосуглинистый, зернисто-пылевато-мелкокомковатый, уплотненный, на отдельных участках встречаются ходы почвенной мезофауны диаметром 5–15 мм, корней много, переход ясный, ровный, местами волнистый, встречаются редкие мелкие черновато-бурые рыхлые стяжения гидроксидов железа диаметром около 1 мм.

AEL[hh] (21-33, до 45 см): сухой, серый, местами с белесоватым оттенком, тяжелосуглинистый, на поверхности агрегатов заметная присыпка скелетаны, придающая углисто-серый оттенок, зернисто-пластинчатый, местами встречаются округлые ходы, связанные с деятельностью муравьев, уплотнен-

ный, корней много, переход ясный, волнистый, на отдельных участках до языковатого.

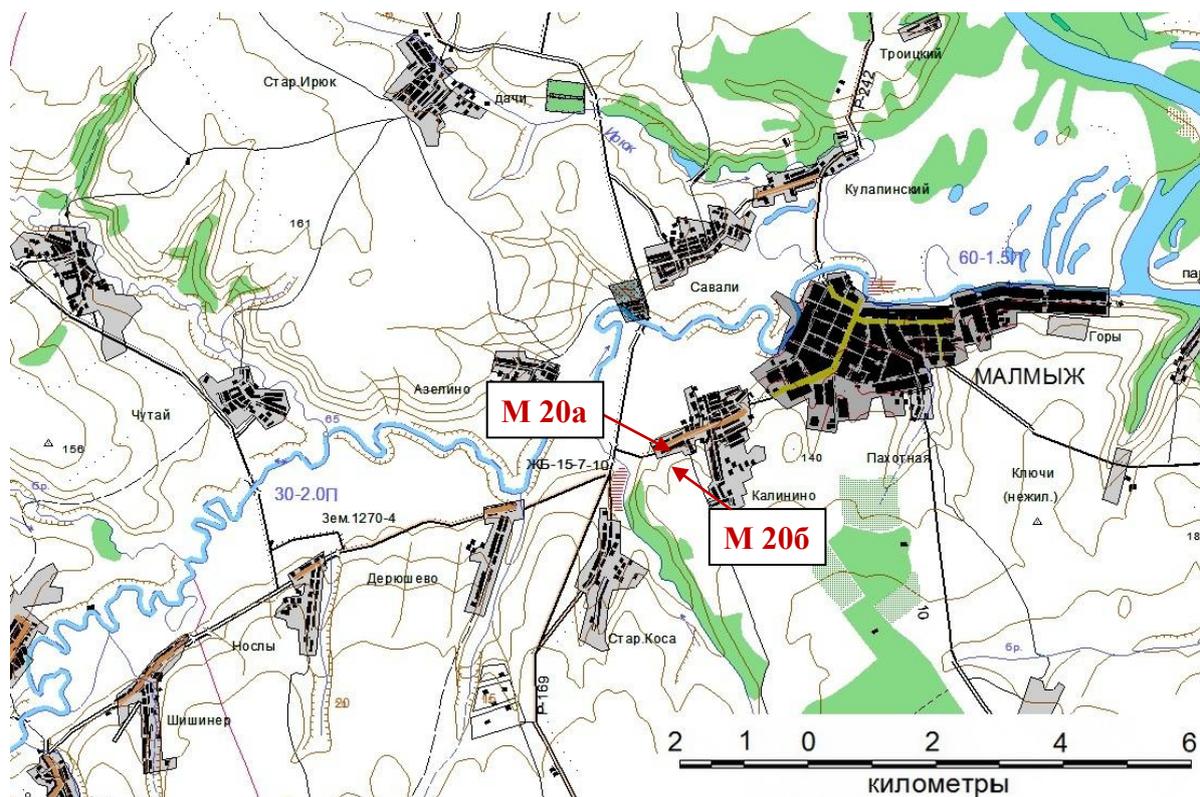


Рис. Местонахождение серой серогумусовой почвы с ВГГ на покровном карбонатном суглинке (разрезы М-20а, М-20б)

BEL (33-39, до 45 см): сухой, белесовато-буроватый, глинистый, зернисто-ореховатый с признаками плитовидной структуры, уплотненный, обильная белесая присыпка скелетаны, особенно на поверхности агрегатов, корней много, переход ясный, волнистый.

BT1 (39-63 см): сухой, бурый, местами с белесым или тёмным оттенком на поверхности агрегатов, глинистый, зернисто-ореховатый, плотный, на отдельных участках заметна белесая присыпка скелетаны в форме вертикально ориентированных и субгоризонтальных участков, встречаются округлые муравьиные ходы диаметром 3 мм, на поверхности агрегатов обильная черноватая или шоколадная гумусовая лакировка, а также глинистые кутаны, корней много, переход ясный, близкий к постепенному.

BT2ca (63-99 см): влажный, бурый (внутри агрегатов – шоколадный, на поверхности агрегатов – близкий к чёрному), глинистый, ореховато-призмовидный, плотный, на поверхности агрегатов обильная шоколадно-черная гумусовая лакировка (вдоль корневых ходов), с глубины 80 см появляются желтовато-беловатые нодулы – стяжения углекислой извести (слабовытянутой или округлой формы) размером до 5–10 см и более, в отдельных случаях ориентированные вдоль корневых ходов и хранящие признаки метасоматического замещения отмерших корней карбонатом кальция; на поверхности конкреций встречаются ржавые налёты гидроксидов железа и чернова-

тые пятна гидроксидов марганца; карбонаты встречаются часто, с глубиной их количество возрастает; с глубины 86 см повсеместно отмечается энергичное вскипание с 10% HCl; корней много; переход постепенный, заметный по укрупнению призматических отдельностей.

BT3ca (99-145 см): влажный (на зачищенной стенке), внутри агрегатов бурый, на их поверхности – с шоколадным оттенком, глинистый, крупнопризматический, плотный, часто встречаются желтовато-белые округлые и продолговатые конкреции углекислой извести, напоминающие по форме корневые ходы, по-видимому, возникшие в результате нисходящего движения по отмершим корневым порам бикарбонатов кальция; повсеместно вскипает с раствором соляной кислоты; внутри агрегатов отмечаются охристые и черноватые налеты гидроксидов Fe и Mn вдоль корневых ходов; корней меньше, чем в гор. BT2ca, переход постепенный.

BT3Cca (145-215 см): влажный, бурый с рыжеватыми пятнами внутри агрегатов, шоколадно-чёрный на их поверхности, глинистый, тумбовидный, плотный; обильна черноватая, местами с шоколадным оттенком гумусовая лакировка, внутри агрегатов – вытянутые и округлые рыжеватые и черноватые примазки гидроксидов Fe и Mn; на поверхности агрегатов наблюдаются частые тёмные глинисто-гумусовые кутаны; изредка встречаются мелкие (до 5 мм) округлые конкреции карбоната кальция, количество которых с глубиной резко убывает; повсеместно энергично реагирует с 10% HCl; переход ясный, близкий к постепенному, заметный по ослаблению гумусовой лакировки.

Гор. Cca (215-250 см): сырой, светло-бурый, с охристыми и черноватыми пятнами, тяжелосуглинистый, бесструктурный, плотный, с редкими порами; вдоль бывших корневых ходов часто встречаются охристые налеты гидроксидов Fe и мелкие черноватые налеты гидроксидов Mn; много мелких округлых и нитевидных желтовато-беловатых выделений карбоната кальция, также локализующихся по корневым ходам; корни редкие.

Ниже представлены результаты анализа гранулометрического состава исследуемых серых серогумусовых почв со сложным органопрофилем, характеризующихся элювиально-иллювиальным вертикальным распределением тонкодисперсных фракций мелкозёма и, прежде всего, ила (табл. 1). Горизонты АУ средне- и тяжелосуглинистые, AEL[hh] – тяжелосуглинисто-глинистые. Максимум содержания физической глины и ила отмечается в иллювиальной толще и материнской породе. Вынос ила относительно материнской породы составляет около 35–60% из верхнего гумусового и около 20–40% из нижнего аккумулятивно-элювиального горизонта ВГГ. Аккумуляция ила в текстурных горизонтах ВТ весьма значительна – до 30–40% и более. Условный коэффициент текстурной дифференциации профилей, определённый как отношение содержания ила в гор. ВТ к таковому в гор. АУ, даже без учёта объёмной массы текстурных и аккумулятивно-элювиальных горизонтов составил величины 2,2–3,3, указывая на резкую контрастность между верхней и срединной толщами профиля. Судя по обилию кутанного материала причиной последней в рассматриваемых почвах является процесс лессиважа.

Таблица 1

**Гранулометрический состав серых серогумусовых почв
с ВГГ на покровных карбонатных суглинках**

Горизонт, глубина об- разца, см	Гигр. Влаж- ность, %	Содержание фракций, %							Вынос ила (±), %
		1- 0,25	0,25- 0,05	0,05- 0,01	0,01- 0,005	0,005- 0,001	< 0,001	<0,01	
мм									
Разрез М-20а									
АУ, 4-14	2,7	1,7	2,5	53,2	13,0	18,9	10,6	42,5	-61
АЕL[hh], 22- 32	3,1	0,7	1,3	47,3	13,5	14,6	22,6	50,7	-18
ВЕL, 33-39	3,3	0,8	6,0	40,8	7,3	13,8	31,3	52,4	+14
ВТ1, 46-56	4,0	1,1	1,4	42,3	9,2	10,5	35,5	55,2	+29
ВТ2са, 76-86	3,1	2,3	14,5	36,2	5,4	11,3	30,4	47,1	+11
ВТ3са, 117- 127	3,1	1,2	2,8	44,4	9,4	14,4	28,0	51,8	+2
ВТ3Сса, 165- 175	3,7	2,7	8,6	41,7	5,4	14,0	27,5	46,9	0
Сса, 240-250	3,5	2,9	2,7	41,8	9,0	15,0	28,7	52,7	-
Разрез М-20б									
АУ, 4-14	2,0	1,0	2,7	56,4	10,2	13,8	15,8	39,8	-35
АЕL[hh], 22- 32	1,2	0,7	3,4	54,4	13,6	14,0	13,8	41,4	-43
ВЕL, 37-45	4,2	0,3	1,8	45,5	8,8	9,4	34,3	52,5	+40
ВТ1, 52-62	4,0	0,7	3,8	42,5	8,1	9,9	35,1	53,1	+44
ВТ2са, 85-95	3,3	4,6	14,5	37,6	6,8	10,9	25,6	43,3	+5
В3са, 126-136	3,5	0,2	4,3	50,2	6,9	13,3	25,2	45,4	+3
В3Сса, 185- 195	3,1	0,8	11,3	42,0	7,6	13,9	24,4	45,9	0
Сса, 260-270	4,2	1,8	6,2	44,9	7,6	15,0	24,6	47,2	-

Анализ ряда физико-химических свойств серых серогумусовых почв со сложным органопрофилем позволяет сделать следующие выводы (табл. 2). В силу формирования на карбонатной породе данные почвы отличаются благоприятными свойствами, в частности, слабокислой и близкой к нейтральной реакцией в верхних горизонтах, переходящей в нижней части профилей в нейтрально-щелочной диапазон. Сумма обменных оснований (S) сравнительно велика уже в верхней гумусово-аккумулятивной части профилей (около 30 Смоль/кг) и возрастает в 1,5 раза в нижних горизонтах. Показатели емкости катионного обмена (ЕКО) и степени насыщенности основаниями (V) также высоки и тесно коррелируют с распределением обменных кальция и магния.

Исследуемые почвы характеризуются высоким содержанием органического вещества (ОВ), составляющим в горизонтах АУ 7–8% и 2,5–4% в горизонтах АЕL[hh]. Благодаря интенсивному иллювиированию гумусовых коллоидов в срединной толще профиля, особенно в его верхней части, сохраняется существенное – 0,7–1% – количество ОВ. ВГГ этих почв имеют сходство с аналогичными горизонтами лежащих по соседству разрезов М-16 и М-17,

принадлежащих к тёмно- и серогумусовому подтипам. В профиле первого из них ранее нами был выявлен реликтовый второй и «третий» гумусовые горизонты. Время формирования гуминовых кислот (ГК) этих горизонтов (судя по пересчёту радиоуглеродных данных на календарный возраст) – не позднее 6200–5840 лет до н.э. (лаб № ЛУ-4623) [3]. А погребение гумусово-глеевого горизонта [AG], обнаруженного в этом же разрезе на глубине около 140–160 см, судя по калибровочным данным для ГК, произошло примерно 11020–10700 лет до н.э. (лаб. № ЛУ-4622). Иными словами, в рассматриваемом районе выявлена целая плеяда почв со сложной историей формирования на протяжении постледниковья. Подтверждением этого является морфология профилей и реликтовый возраст остаточных вторых AEL[hh] и «третьих» (B[hh], а также погребённых [AG] горизонтов. В настоящее время они формируются под воздействием био-аккумулятивных процессов и лессиважа в сочетании с признаками гумусовой деградации ВГГ.

Таблица 2

Физико-химические свойства серых серогумусовых почв с ВГГ на покровных карбонатных суглинках

Горизонт и глубина, см	рН		Нг	S	ЕКО	V, %	Содержание ОВ, %
	H ₂ O	KCl					
Разрез М 20а							
AY (4-14)	6,9	5,9	3,5	27,8	31,3	89	7,0
AEL[hh] (22-32)	6,9	5,6	3,1	30,0	33,1	91	3,8
BEL (33-39)	6,8	5,1	3,5	30,0	33,5	90	1,3
BT1 (46-56)	7,0	5,2	3,2	33,1	36,3	91	1,1
BT2ca (76-86)	7,9	7,2	0,7	27,6	28,3	98	0,8
BT3ca (117-127)	8,2	7,4	0,6	50,0	50,6	100	0,6
BT3Cca (165-175)	8,2	7,4	0,5	50,0	50,5	100	0,6
Cca (240-250)	8,1	7,4	0,5	50,0	50,5	100	0,5
Разрез М 20б							
AY (4-14)	7,3	6,7	3,0	31,6	33,2	95	8,4
AEL[hh] (22-32)	7,2	6,3	2,1	26,6	28,7	93	2,6
BEL (37-45)	6,9	5,3	1,6	31,2	34,2	91	1,0
BT1 (52-62)	7,0	5,5	2,5	30,5	33,0	92	0,7
BT2ca (85-95)	8,4	7,6	0,4	49,7	50,1	99	0,5
B3ca (126-136)	8,4	7,7	0,5	49,9	50,4	99	0,4
B3Cca (185-195)	8,5	7,7	0,4	49,9	50,3	99	0,3
Cca (260-270)	8,5	7,7	0,4	49,9	50,3	99	0,3

Таким образом, исследуемые серые серо- и тёмногумусовые почвы с реликтовыми феноменами с полным основанием могут быть отнесены к категории педогенных памятников природы в числе объектов природного наследия Вятского Прикамья. Конкретными мерами по их охране должна стать организация почвенного микрозаказника вдоль обрывистых левобережных обнажений р. Косинки на протяжении 1,5–2 км выше по течению реки. Его создание будет способствовать не только сохранению уникальных почв, но и организации научно-познавательной и эколого-просветительской деятельно-

сти, общему повышению эколого-географической культуры населения и воспитанию любви к родной околице.

Литература

1. Красная книга почв России: Объекты Красной книги и кадастра особо ценных почв / Науч. ред.: Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. М.: МАКС Пресс, 2009. 576 с.
2. География Кировской области. Атлас-книга / Под ред. и предисл. Е. А. Колеватых, А. М. Прокашева, Г. А. Русских. Киров: Кир. обл. тип., 2015. 80 с.: ил.
3. Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы (по палеопочвенным данным). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2009. 386 с.

ЛАНТАНОИДЫ В НАРУШЕННЫХ АЛЬФЕГУМУСОВЫХ ПОЧВАХ ЮЖНОЙ ТАЙГИ

Е. В. Дабах

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Роль органического вещества в перераспределении редкоземельных элементов в верхней части профиля почв изучена недостаточно. В обзоре, посвященном биогеохимии лантаноидов (Ln), показано, что поведение их в почвах и поступление в растения зависит от устойчивости Ln-содержащих минералов, от рН (снижение рН увеличивает подвижность лантаноидов), от органических лигандов, от окислительно-восстановительного потенциала (в частности, для Ce и Eu), от деятельности микроорганизмов [1].

В работе [2] отмечены тенденции к биогенной аккумуляции Nd, Ce, Dy и альфегумусовому накоплению Nd, Pr, La в почвах Приокско-террасного биосферного заповедника, а также сделано предположение о возможном участии гумуса в накоплении легких лантаноидов в дерново-подбурях.

Отсутствие достоверной связи между содержанием гумуса и РЗЭ (La, Ce, Y) в подзолистых почвах было показано в работе [3]. Гумус способен закреплять церий и другие лантаноиды только при ненасыщенности его конкурирующим металлом – железом [4]. В аллювиальных почвах техногенного ландшафта Кировской области отмечено накопление в гумусовом горизонте (относительно оторфованной подстилки и нижележащих слоев) легких лантаноидов при постепенном возрастании концентраций тяжелых элементов этого ряда вниз по профилю [5].

На юго-востоке Кировской области в Кильмезском районе на флювиогляциальных отложениях под мертвопокровными сосняками распространены альфегумусовые подзолы (подзолистые песчаные и супесчаные почвы). Территория находится в подзоне южной тайги, представляет собой дюнно-бугристый ландшафт на водно-ледниковых песках и супесях. На той же широте, но западнее, в пределах Кировской области проходит северная граница распространения серых почв, и формирование крупного ареала подзолов обу-

словлено исключительно бедными по составу песчаными почвообразующими породами.

На двух площадках мониторинга Кильмезского захоронения пестицидов с истекшим сроком годности отбирались смешанные образцы почв из верхних органогенных и минеральных горизонтов. Одна из площадок (5к) расположена в сотне метров от объекта, вторая – фоновая (8к) – в 5 км от захоронения. Верхняя часть профиля почв на обеих площадках была нарушена при посадках сосны, имевших место около 50 лет назад. В настоящее время сформировалась маломощная подстилка (до 2 см), в нижней части которой отмечаются отмытые кварцевые зерна песка. Причем за время мониторинга почв на данных площадках (10 лет) частота встречаемости осветления «подшвы» горизонта подстилки возросла. По морфологическим признакам современный профиль нарушенных почв более всего соответствует оподзоленным подбурам (O-BHFe – BHFe-C) [6]. Свойства почв определяли по общепринятым методикам, редкоземельные элементы – методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии и микроэлектроники особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка, Московской области). Результаты анализа представлены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1

Свойства верхних горизонтов почв

Горизонт	Глубина, см	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Орг. в-во, %	Fe _{подв} , мг/100г
O	0–2	5,0	4,3	58,20	1,71
BHFe	2–15	4,9	4,0	1,24	4,24
O	0–1,5	4,6	3,9	65,30	2,06
BHFe	1,5–15	4,7	3,9	1,54	4,99

Таблица 2

Содержание лантаноидов в исследуемых почвах (мг/кг)

Элементы	Площадка 8к (фон)		Площадка 5к	
	O	BHFe	O	BHFe
La	5,6	6,5	5,6	7,5
Ce	10,9	12,8	9,9	13,6
Pr	1,2	1,4	1,1	1,4
Nd	4,5	5,6	4,4	5,5
Sm	0,88	1,0	0,91	1,1
Eu	0,20	0,24	0,19	0,23
Gd	0,78	0,97	0,77	0,93
Tb	0,11	0,15	0,12	0,14
Dy	0,74	0,88	0,71	0,85
Ho	0,13	0,16	0,14	0,16
Er	0,42	0,48	0,42	0,48
Tm	0,062	0,073	0,064	0,074
Yb	0,46	0,53	0,45	0,52
Lu	0,068	0,082	0,065	0,074
Общее содержание лантаноидов	26,05	30,86	24,56	32,56

Почвы характеризуются сильноокислой реакцией среды в верхних горизонтах, закономерно высоким содержанием органического вещества в мало-мощной лесной подстилке, резко снижающимся в минеральном горизонте, выраженным перераспределением подвижного железа (табл. 1). Таким образом, под влиянием факторов почвообразования в течение полувека происходит дифференциация верхней толщи нарушенных почв. Одновременно с накоплением растительных остатков в подстилке происходит нисходящая миграция образовавшихся подвижных соединений, обеспечивающая в нижележащем желтовато-буром песчаном слое сравнительно высокое содержание органического вещества (1,24 и 1,54%) и подвижного железа.

Общее содержание лантаноидов в органогенных горизонтах обеих почв ниже, чем в минеральных (табл. 2, рис. 1). Соотношение концентраций соответствующих элементов в минеральном горизонте к их концентрации в подстилке в образцах почв с фонового участка 8к свидетельствует о небольшом преимущественном накоплении в минеральном слое легких элементов от La до Gd. В почвах на участке 5к в районе захоронения ядохимикатов подобная тенденция не проявляется, можно отметить только более выраженную дифференциацию верхних горизонтов по содержанию Tb.

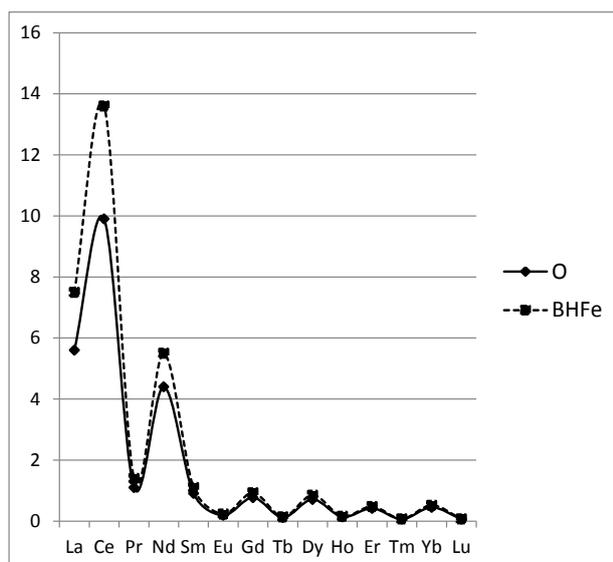


Рис. 1. Содержание лантаноидов в почве на площадке 5к

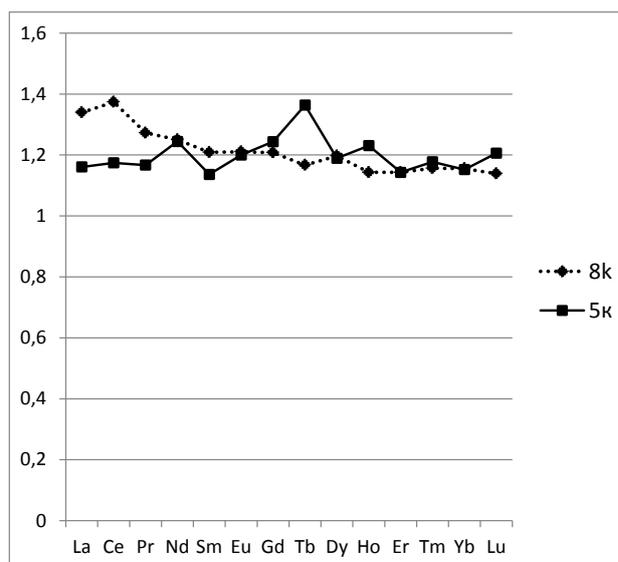


Рис. 2. Соотношение лантаноидов в минеральном и органогенном горизонтах

Таким образом, на основании результатов исследования можно сделать следующие выводы.

В подзоне южной тайги на водноледниковых песках под посадками сосны почвообразовательный процесс идет в направлении формирования дифференцированного профиля альфегумусового типа. При этом на границе маломощного горизонта подстилки и минеральной толщи местами появляется осветленная прослойка.

Почвы отличаются очень низким содержанием лантаноидов (24–32 мг/кг), особенно в подстилке.

В почвах на фоновой площадке проявляется тенденция к преимущественному накоплению в минеральном горизонте по сравнению с подстилкой легких лантаноидов, что соответствует литературным данным и, возможно, связано как с относительным накоплением в этом горизонте подвижного железа, так и гумуса.

Выполнено в рамках госзадания Института биологии Коми НЦ УрО РАН № 0414-2018-0003.

Литература

1. Водяницкий Ю. Н., Рогова О. Б. Биогеохимия лантанидов в почвах // Бюллетень Почвенного института им. В. В. Докучаева. 2016. Вып. 84. С. 101–118.
2. Переломов Л. В., Асаинова Ж. С., Йошида С., Иванов И. В. Содержание редкоземельных элементов в почвах Приокско-Террасного биосферного заповедника // Почвоведение. 2012. № 10. С. 1115–1126.
3. Водяницкий Ю. Н., Горячкин С. В., Савичев А. Т. Распределение редкоземельных (Y, La, Ce) и других тяжелых металлов в профиле почв подзолистого ряда // Почвоведение. 2011. № 5. С. 546–555.
4. Водяницкий Ю. Н. Геохимическое фракционирование лантаноидов в почвах и горных породах (обзор литературы) // Почвоведение. 2012. №1. С. 69–81.
5. Дабах Е. В. Редкоземельные элементы в почвах на техногенных отложениях // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров: ВятГУ, 2017. С. 137–140.
6. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

СОСТОЯНИЕ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ СУГЛИНИСТЫХ ПОЧВ ПОД ДЕСЯТИЛЕТНЕЙ ЗАЛЕЖЬЮ И ТРАВСТОЯМИ ЛЯДВЕНЦА РОГАТОГО БЕЗ УДОБРЕНИЯ И ПРИ УДОБРЕНИИ НАВОЗОМ

В. В. Маташкова¹, А. П. Кислицына^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
viktoriya.matashkova@yandex.ru*

² *Федеральный аграрный научный центр
Северо-Востока имени Н. В. Рудницкого, niish-s@mail.ru*

По данным федерального статистического управления по состоянию на 1 января 2016 г. площади неиспользуемых земель в Приволжском федеральном округе составляют 9,98 млн. га. В Кировской области сокращение площади пахотных земель превысило 1млн. га [1]. Для предотвращения зарастания неиспользуемых земель сорной и древесно-кустарниковой растительностью во многих хозяйствах региона необрабатываемую пашню засевают многолетними травами. Одной из таких культур является лядвенец рогатый.

Лядвенец рогатый – отличная сенокосно-пастбищная культура с высокими кормовыми достоинствами, пригодная для скармливания всем видам

сельскохозяйственных животных, держится в травостое до 6-10 лет и больше, является прекрасным компонентом в бобово-злаковых травосмесях. Основные его достоинства – продуктивное долголетие, способность произрастать и фиксировать азот воздуха на малопродуктивных почвах с повышенной кислотностью, зимостойкость, высокая засухоустойчивость, устойчивость к болезням [2, 3]. По эффективности симбиоза на кислых почвах лядвенец превосходит клевер луговой и люцерну [4].

Задача нашей работы – оценить плодородие почв под 10-ти летней залежью и под смешанными посевами лядвенца рогатого с тимофеевкой луговой 8-го года жизни (г. ж.), возделываемых без удобрений и при удобрении навозом.

После распада СПК «Хмелевский» Зуевского района в 2010 г. одна часть земельных угодий была передана фермерским хозяйствам, а другая часть не используется, находится в залежном состоянии (бурьянистая стадия) и зарастает сорной и мелкокустарниковой растительностью. Осенью 2017 г. нами были отобраны образцы почв с двух расположенных рядом участков. Один участок находится под 10-летней залежью, на другом, переданном фермерскому хозяйству, с 2011 г. возделывается травосмесь лядвенца рогатого с тимофеевкой луговой. На ближнюю к ферме часть поля площадью около 20 га периодически – раз в два года – вносится навоз по 20 т/га, другая – дальняя часть поля – не удобряется. Скашивание травостоя проводится 2–3 раза за сезон. Урожайность зеленой массы в среднем за 7 лет составляла на удобряемой части поля около 150 ц/га, а без подкормки навозом гораздо меньше – около 100 ц/га.

В отобранных образцах почв было проведено определение общего содержания гумуса по методу И. В. Тюрина, обменной кислотности потенциометрическим методом, гидролитической кислотности по Каппену, суммы поглощённых оснований трилометрическим методом, содержания подвижного фосфора и обменного калия методом Кирсанова [5].

Для выявления динамики определяемых показателей во времени полученные результаты сравнивали с материалами последнего агрохимического обследования в хозяйстве.

Таблица 1

Агрохимические показатели дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы под 10-ти летней залежью

Варианты	рН _{KCl}	Нг, мэкв/100 г	Гумус, %	P ₂ O ₅	K ₂ O	Sum (Ca+Mg), мэкв/100 г	V, %
				мг/кг			
Обследование, 1998 г.	5,10	2,40	1,72	123,0	240,0	18,90	88,7
Залежь	5,03	2,83	2,26	123,0	239,5	17,34	91,6

Агрохимические показатели дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почвы под травостоями лядвенца рогатого 8 г. ж.

Варианты	рН _{KCl}	Нг, мэкв/100 г	Гумус, %	P ₂ O ₅	K ₂ O	Sum (Ca+Mg), мэкв/100 г	V, %
				мг/кг			
Обследование, 1998 г.	5,00	2,30	1,73	171,0	240,0	19,20	89
Навоз, 20 т/га	4,95	1,75	2,48	160,0	240,5	13,08	88
Без удобрений	4,34	4,38	1,87	126,0	140,0	12,17	77

Учитывая результаты обследования (1998 г.) можно отметить, что к настоящему времени на залежном участке произошло подкисление почвы: рН_{KCl} снизилась на 0,97 ед., гидролитическая кислотность увеличилась – на 0,43 мэкв/100г. Содержания гумуса повысилось на 0,5%, содержание фосфора и калия практически не изменилось (табл. 1).

Аналогичные результаты были получены и во многих других исследованиях. После 8–10-летнего пребывания почвы в залежном состоянии наблюдалось повышение содержания органического вещества в верхней части бывшего пахотного горизонта вследствие значительного увеличения содержания корней, возрастания биологической активности почвы [6, 7].

В почвах под лядвенце-тимофеечной смесью также наблюдается рост содержания гумуса (табл. 2). Однако увеличение содержания гумуса в большей степени отмечается при удобрении травостоев навозом. Интенсивное использование (3-х-кратное скашивание за сезон) без удобрения трав не приводит к значительному росту содержания гумуса.

На неудобряемой части поля произошло значительное подкисление почвы по сравнению с исходным состоянием. Обменная кислотность достигла 4,34 ед. рН, гидролитическая кислотность увеличилась до 4,38 мэкв/100 г почвы. При подкормке травостоев навозом подкисление почвы проявилось в меньшей мере.

По сравнению с последним туром агрохимического обследования произошло снижение содержания кальция и магния в почве и, соответственно, степени насыщенности основаниями, что обусловлено как высоким выносом кальция и магния с урожаями зелёной массы, богатой этими элементами, в течение 8 лет использования травостоев, так и вымыванием оснований [8].

Содержание подвижных форм фосфора в почве под лядвенце-тимофеечными травостоями также снизилось, причём без подкормки удобрением обеднение почвы этими элементами проявилось в большей мере. При поверхностном внесении навоза содержание обменного калия в почве осталось на прежнем уровне, без применения - привело к резкому обеднению пахотного горизонта калием.

Таким образом, возделывание лядвенца рогатого с тимофеевкой луговой в течение 8 лет без удобрений повысило содержание органического вещества в пахотном слое почвы, но привело к росту кислотности и обеднению

почвы обменными основаниями и подвижными элементами питания. Поверхностное удобрение травостоев лядвенца рогатого даже небольшими дозами навоза способствовало поддержанию плодородия почвы.

Пребывание почвы в залежном состоянии в течение 10 лет увеличило гумусированность бывшего пахотного горизонта, но привело к росту кислотности почвы и зарастанию поля сорной и мелкой древесно-кустарниковой растительностью.

Литература

1. <http://www.dsx-kirov.ru/> Официальный сайт департамента сельского хозяйства и продовольствия Кировской области
2. Андреев Н. Г. Луговое и полевое кормопроизводство: учебное пособие. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Агропромиздат, 1989. 540 с.
3. Энциклопедии, словари, справочники [Электронный ресурс] // Луговые травянистые растения. URL: <http://www.cnsnb.ru/AKDIL/0047/base/k0150014.shtm> (дата обращения 17.02.2018).
4. Методические рекомендации по возделыванию многолетних трав на корм в полевых и кормовых севооборотах краткосрочного использования / В. А. Фигурин, М. И. Тумасова, А. П. Кислицына, М. Н. Грипась, Т. К. Шешегова, Н. П. Сунцова. ЗНИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого, Киров, 2009. 44 с.
5. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 655 с.
6. Кузнецова И. В., Тихонравова И. И., Бондарев А. Г. Изменение свойств залежных серых лесных почв // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1142–1150.
7. Тюлькин А. В., Копысов И. Я. Изменение свойств светло-серых лесных почв при прекращении антропогенного воздействия // Актуальные вопросы аграрной науки: теория и практика. ФГБОУ ВПО Вятская ГСХА. г. Киров, 2014. С. 198–199.
8. Кислицына А. П. Влияние длительного содержания трав на агрохимические свойства почвы // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Киров, 2014. С. 14–16.

О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЗЕМЕЛЬ, ВЫВЕДЕННЫХ ИЗ ОБОРОТА ПО РАДИАЦИОННОМУ ФАКТОРУ

*А. Г. Подоляк, А. Ф. Карпенко, С. А. Тагай
Институт радиологии, Гомель, Республика Беларусь, kaf51@list.ru*

После аварии на ЧАЭС в период с 1986 по 1991 гг. из состава сельскохозяйственных были выведены земли, загрязненные ^{137}Cs более 40 Ки/км² и вошедшие в состав зон отчуждения и отселения. Площадь таких земель составила 216,3 тыс. га в Гомельской и 47,0 тыс. га в Могилевской областях [1, 2]. За время, прошедшее после аварии, благодаря естественному распаду радионуклидов снизилась плотность загрязнения всех сельскохозяйственных угодий, в том числе и выведенных из оборота. На этом основании за постчернобыльский период около 17,5 тыс. га уже возвращено в хозяйственное использование [3].

При введении в оборот залежных земель предусматривается, прежде всего, проведение комплекса агрохимических и агротехнических защитных

мер (известкование, внесение фосфорных и калийных удобрений, подбор культур с низкими параметрами накопления радионуклидов). Данный комплекс мер позволяет обеспечивать не только гарантированное получение нормативно чистой растениеводческой продукции, но и предотвращать деградацию земель и повышать эффективность их использования. В этой связи перед работниками агропромышленного производства возникают вопросы о правильном вовлечении и наиболее эффективном использовании в сельскохозяйственном производстве земель, ранее выведенных из хозяйственного оборота, в первую очередь тех, которые обладают высоким почвенным плодородием.

Цель работы оценить особенности перехода радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные растения при введении в оборот загрязненных радионуклидами и длительно не используемых земель, и выяснить возможности снижения поступления радионуклидов в растения.

Исследования проводили на экспериментальном участке, ранее выведенном из оборота по радиационному фактору. На данном участке изучались параметры перехода радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr) в сельскохозяйственные культуры в зависимости от биологических особенностей и системы применения удобрений. Почва участка – дерново-подзолистая супесчаная с высокой плотностью загрязнения радионуклидами: ^{137}Cs – 993 кБк/м² (26,8 Ки/км²), ^{90}Sr – 91,2 кБк/м² (2,5 Ки/км²). Средние показатели агрохимических характеристик почвы: рН_{KCl} – 5,5; P₂O₅ – 143 мг/кг; K₂O – 217 мг/кг; CaO – 1008 мг/кг; MgO – 96 мг/кг почвы; гумус – 3,1%, сумма поглощенных оснований – 7,9 ммоль/100 г почвы.

Исследования проводились в двух севооборотах (зернотравяном и плодосменном) с различными сельскохозяйственными культурами согласно схеме чередования культур по годам на двух фонах применения известковых удобрений (основная доза доломитовой муки 5 т/га (доза 1) и повышенная 7,5 т/га (доза 2), а также двух фонах калийных удобрений (основная доза K₁₂₀ и повышенная – K₁₈₀).

Значения коэффициентов перехода (Кп) ^{137}Cs и ^{90}Sr в звене миграции почва-сельскохозяйственные культуры плодосменного севооборота зависят как от системы применения удобрений, так и от биологических особенностей самих возделываемых культур. Диапазон значений Кп ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственные культуры плодосменного севооборота может существенным образом различаться (табл. 1).

Установлено, что применение защитных мероприятий на дерново-подзолистых супесчаных почвах при их вводе в оборот (совместное внесение известковых и минеральных удобрений) способствует снижению поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в возделываемые сельскохозяйственные культуры плодосменного севооборота. Минимальные коэффициенты перехода Кп радионуклидов в урожай сельскохозяйственных культур плодосменного севооборота наблюдаются при внесении минеральных удобрений в дозе N₉₀P₉₀K₁₈₀ на фоне доломитовой муки (доза 2). По сравнению с контрольным вариантом

происходит снижение Кп: для зеленой массы озимых тритикале и рапса ^{137}Cs – до 4 раз, ^{90}Sr – до 2,5 раз; для зерна (озимое тритикале, яровая пшеница), семян озимого рапса ^{137}Cs – до 3 раз.

Таблица 1

**Диапазон значений Кп ^{137}Cs и ^{90}Sr (Бк/кг:кБк/м²)
в сельскохозяйственные культуры в плодосменном севообороте
(обменный калий 141–200 мг/кг почвы, рН 5,1–5,5)**

Сельскохозяйственная культура	^{137}Cs	^{90}Sr
Зеленая масса озимого тритикале	0,03–0,13	2,8–4,6
Зерно озимого тритикале	0,01–0,03	0,25–0,55
Зеленая масса озимого рапса	0,08–0,16	1,7–4,2
Семена озимого рапса	0,01–0,03	1,9–3,3
Зерно яровой пшеницы	0,01–0,03	0,7–1,4

Ежегодное внесение калийных удобрений в течение четырех лет под возделываемые культуры в системе севооборота на дерново-подзолистой супесчаной почве позволило не только снизить переход цезия в урожай возделываемых культур, но и обеспечить поддержание калия в почве на стабильном уровне. В то время как в варианте без внесения удобрений содержание калия в почве за этот период снизилось на 20-30%.

При возделывании многолетних трав в зернотравяном севообороте использовалась следующая бобово-злаковая травосмесь (табл. 2).

Таблица 2

Состав и норма высева многолетней бобово-злаковой травосмеси

Тип травостоя	Состав травосмеси	Норма высева, кг/га
Бобово-злаковые среднеспелые	Тимофеевка луговая (<i>Phleum pratense</i> L.)	6,0
	Овсяница луговая (<i>Festuca pratensis</i> Huds.)	6,0
	Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i> L.)	6,0
	Клевер гибридный (<i>Trifolium hybridum</i> L.)	4,0
	Клевер луговой (<i>Trifolium pratense</i> L.)	4,0
	Всего	26,0

В первый год пользования накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr бобово-злаковыми травосмесями происходит интенсивнее, чем в последующие годы. Обеспечение питания бобово-злаковой травосмеси за счет ежегодного внесения минеральных удобрений в дозе $\text{N}_{30}\text{P}_{90}\text{K}_{180}$ позволило снизить величину параметров перехода ^{137}Cs во второй год жизни трав до 1,3 раз. Для травостоя второго года жизни снижение параметров перехода ^{90}Sr более выражено – в 1,5 раза ниже по сравнению с первым годом жизни. Значения Кп ^{137}Cs в звене дерново-подзолистая супесчаная почва – сено многолетних бобово-злаковых травосмесей были ниже в три и более раз по сравнению с аналогичными данными для группы почв с содержанием обменного калия в диапазоне 141–200 мг/кг почвы [4]. Ежегодное внесение калия, как основного антагониста цезия, за 4 года возделывания севооборота позволило обеспечить его поддержание в почве на стабильном уровне по сравнению с контролем, где со-

держание калия за этот период снизилось до 30%. В данном севообороте Кп ^{90}Sr в сено многолетних бобово-злаковых травосмесей не превысил аналогичные данные, приведенные для группы почв с pH 5,1–5,5 [4], за исключением первого года возделывания в контроле без внесения удобрений.

У многолетних трав накопление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr зависит от укоса. Установлено, что параметры перехода в травостой второго укоса до 2,5 раз выше, чем для первого укоса. В связи с интенсивным ростом бобовых трав во второй год жизни параметры перехода ^{90}Sr в варианте без внесения удобрений достигают максимальных значений. Это подтверждает выводы о том, что бобовые травы накапливают ^{90}Sr больше, чем злаковые травы. На третий год жизни травостоя частичное выпадение бобовой компоненты влияет, в свою очередь, на снижение параметров перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в урожай многолетних трав.

На супесчаных и песчаных малоплодородных почвах, распространенных в загрязненных радионуклидами районах Полесья, приходится возделывать хозяйственно и экономически необходимые культуры и на малоплодородных землях [5]. Поэтому в севообороты, наряду с озимой рожью, овсом и люпином, могут включаться такие важнейшие кормовые культуры, как клевер и ячмень (табл. 3).

При возврате земель в хозяйственное пользование основными показателями, характеризующими экономическую эффективность применения минеральных удобрений под многолетние бобово-злаковые травосмеси, являются: выход дополнительной продукции с 1 га (прибавка урожая, ц/га); окупаемость применения удобрений дополнительной продукцией; стоимость дополнительной продукции; прибыль от внесения удобрений и уровень рентабельности. Анализ данных показателей на примере получения сена из многолетних бобово-злаковых травосмесей, в основе которого лежал перевод продукции в кормовые единицы и стоимость 1 кг овса показал, что его производство имеет довольно высокие уровни рентабельности. Это обусловлено тем, что земли обладают высоким естественным плодородием [6, 7]. Вместе с тем, во избежание истощения почв и снижения уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции радионуклидами, следует под планируемый урожай применять минеральные удобрения.

При возделывании многолетних трав на высокоплодородных залежных землях, возвращаемых в оборот, наиболее рентабельными являются варианты с дозами удобрений $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{120}$. Такие сельскохозяйственные культуры, как озимое тритикале и озимый рапс имеют наибольшую рентабельность при внесении удобрений в дозах $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{180}$.

Схемы севооборотов для возделывания сельскохозяйственных культур на дерново-подзолистых почвах при их возвращении в сельскохозяйственный оборот

Дерново-подзолистые суглинистые и супесчаные автоморфные почвы, подстилаемые моренным суглинком			
<i>Зерно-травяной севооборот</i>		<i>Плодосменный севооборот</i>	
1	Озимые (яровые) зерновые + многолетние бобово-злаковые травы	1	Озимые (яровые) зерновые + клевер
2	Многолетние бобово-злаковые травы	2	Клевер
3	Многолетние бобово-злаковые травы	3	Яровой рапс
4	Многолетние бобово-злаковые травы	4	Яровая пшеница (ячмень)+пожнивные
5	Многолетние бобово-злаковые травы	5	Бобово-злаковая смесь (горох+овес; вика+овес)
6	Многолетние бобово-злаковые травы	6	Озимые зерновые + пожнивные
		7	Озимый рапс на семена + одн. травы
		8	Однолетние травы +поукосные
Дерново-подзолистые супесчаные и песчаные автоморфные почвы, подстилаемые песками			
<i>Зерно-травяной севооборот</i>		<i>Плодосменный севооборот</i>	
1	Озимое (яровое) тритикале + многолетние бобово-злаковые травы	1	Озимое (яровое) тритикале, ячмень +однолетние травы
2	Многолетние бобово-злаковые травы	2	Однолетние травы + подсевные или поукосные
3	Многолетние бобово-злаковые травы	3	Бобово-злаковая смесь (горох+овес; вика+овес)
4	Многолетние бобово-злаковые травы	4	Яровой рапс + многолетние злаковые травы
5	Многолетние бобово-злаковые травы	5	Многолетние злаковые травы
		6	Многолетние злаковые травы
		7	Многолетние злаковые травы

Из-за повышенного поступления радионуклидов из почвы в зерно озимого тритикале и озимого рапса их реализация возможна, соответственно, на фураж и технические цели. При компактной земельной территории, отсутствии удаленных массивов и однородности почвенного покрова все необходимые зерновые, кормовые и другие культуры рекомендуется возделывать в севооборотах плодосменного типа. На разбросанной территории и пестроте почв по плодородию, удаленности полей и рабочих участков малотранспортабельные и требовательные к почвенному плодородию культуры (силосные, культуры для сенажа и зеленой подкормки) целесообразно размещать в специализированных кормовых севооборотах вблизи животноводческих комплексов и ферм. На более отдаленных массивах, где отсутствуют животноводческие фермы или имеется небольшое поголовье скота, рекомендуются севообороты, насыщенные зерновыми культурами.

Литература

1. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1487–1498.
2. Карпенко А. Ф. Эколого-экономические проблемы агропроизводства Гомельской области после Чернобыльской катастрофы: монография. Брянск: Дельта, 2012. 258 с.
3. Седукова Г. В., Исаченко С. А. О возможности возвращения в оборот земель, выведенных после катастрофы на Чернобыльской АЭС // УП съезд по радиационным исследованиям: тезисы докладов. М.: РУДН, 2014. С. 329.
4. Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 2012–2016 годы. Минск: Институт радиологии, 2012. 121 с.
5. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате крупных радиационных аварий / Н. Н. Цыбулько и др.; под общ. ред. Н. Н. Цыбулько. Минск: Институт радиологии, 2011. 438 с.
6. Подоляк А. Г. Влияние агрохимических и агротехнических приемов улучшения основных типов лугов Белорусского Полесья на поступление в травостой ^{137}Cs и ^{90}Sr : Автореф. дис. ... канд. с-х. наук 06.01.04. НИРУП «Институт почвоведения и агрохимии». Минск, 2002. 19 с.
7. Подоляк А. Г. Рекомендации по использованию возвращаемых в оборот загрязненных радионуклидами сельскохозяйственных земель. Гомель, 2015. 35 с.

ИЗМЕНЕНИЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА СВЕТЛО-СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВ ПОД ВЛИЯНИЕМ РАЗНОВОЗРАСТНОЙ ЗАЛЕЖИ

И. Я. Копысов, А. В. Тюлькина, А. В. Тюлькин
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
novo78@yandex.ru

Пахотные земли, переведенные в залежь, подвергаются естественному залужению, зарастанию лесом, заболачиванию из-за отсутствия обработки, изменения характера растительного покрова, прекращения антропогенного воздействия, при этом изменяется направленность и интенсивность элементарных процессов почвообразования. В результате этого происходит трансформация строения профиля и морфологических признаков почв, начинают преобладать процессы почвообразования, свойственные естественным почвам. За последние годы резко сократились капитальные вложения в сельское хозяйство и, как следствие этого, началась деградация плодородия. Темпы снижения плодородия за последние годы растут [1].

Изучением трансформации почв при их выводе из сельскохозяйственного использования занимались многие исследователи, однако до сих пор нет единого мнения о направленности изменений морфологических и водно-физических свойств почв постагрогенных ландшафтов.

Когда пахотные почвы перестают обрабатывать, на них формируются зональные типы экосистем по классическим сукцессионным схемам. Сначала они проходят рудеральную стадию (3–5 лет). Смена растительности на бывших пахотных почвах неизбежно отражается на величине и направленности

потоков углерода в системе атмосфера – растения – почва – атмосфера и ее углеродном балансе.

В процессе естественного зарастания пашни травянистый покров залежных земель проходит четыре последовательных этапа. Первый этап продолжается первые 5 лет после полного прекращения сельскохозяйственного использования пашни. Ботанический состав травостоя в этот период определялся видовым разнообразием сорной растительности, произраставшей на пашне до момента ее зарастания. Второй этап продолжается в течение 5–10 лет и отличается постепенным выпадением из травостоя бобовых растений, которые сменяются разнотравьем. Третий этап протекает в течение 10–20 лет зарастания и характеризуется появлением травянистых растений, не требовательных к уровню плодородия почв, и различных древесных пород (сосны, березы, осины). После 20-летнего зарастания залежных земель древесные породы занимают господствующее положение, а луговая травянистая растительность сменяется типичным лесным разнотравьем. Установлено, что максимальная продуктивность растений приходится на 11–12 год зарастания. Дальнейшее зарастание земель приводит к значительному снижению их продуктивности и резкому увеличению затрат на их освоение под сельскохозяйственные угодья [2, 3].

Установлено, что за время вывода полей из севооборота у них значительно ухудшились показатели фитосанитарного состояния. Из однолетних и двулетних видов растений наибольшее распространение на залежах получили: просо куриное (в среднем 44,9%), метлица обыкновенная (в среднем 17,9%), виды пикульника (в среднем 10,6%) ромашка непахучая (в среднем 6,03%), а из многолетних – осот желтый (в среднем 20,5%), пырей ползучий (в среднем 15,1%) и хвощ полевой (в среднем 13,9%) [4].

Так, в растительном покрове светло-серых лесных почв Кировской области 10-летней залежи преобладает злаковый компонент. Через 20 лет после прекращения использования доля злаковых уменьшается, появляются растения ацидофилы. Растительность 50-летней залежи характеризуется отсутствием бобовых и злаковых трав и восстановлением леса. Характер растительности вторичного леса (80 лет без использования) близок к таковому на целинной почве [5].

Цель настоящего исследования – выявить характер изменения растительного покрова светло-серых лесных средне- и тяжелосуглинистых почв, выведенных из сельскохозяйственного оборота 5, 15, 25, 40 и 80 лет назад.

Объектами исследования являются залежные светло-серые лесные почвы СПК «Вотский» Лебяжского района Кировской области.

Почвенное обследование проводилось на 7 площадках. Основными критериями для выбора явились:

а) однотипность геоморфологических условий: все исследуемые почвы сформировались на плоских водораздельных пространствах;

б) однородность почвообразующих пород, представляющих собой покровные бескарбонатные суглинки;

в) однообразии растительности на выбранной площадке.

Были изучены морфологические, физические и агрохимические свойства, а также видовой состав трав (растительности) светло-серых лесных суглинистых почв в следующих агроценозах: залежь 5–7 лет, залежь 12–15 лет, залежь 20–25 лет, залежь 35–40 лет, залежь 80 лет. Для сравнения исследовали целинную (лесную) светло-серую среднесуглинистую почву и ее окультуренный аналог. Возраст прекращения антропогенного воздействия на залежных почвах определили по картографическим материалам, опросам местного населения и личным наблюдениям.

Прекращение антропогенного воздействия по истечении различного времени наложило значительный отпечаток на характер растительности. В растительном покрове залежи 5–7 и 12–15-летнего возраста существенно преобладает злаковый компонент, представленный тимофеевкой луговой (*Phléum*), ежой сборной (*Dáctylis glomeráta*), ромашкой, мятником (*Poa praténsis*), мышиным горошком (*Vícia crácca*), овсяницей полевой (*Festuca praténsis*) с незначительной примесью клевера белого (*Trifolium repens*). Это может быть связано с тем, что на данном массиве возделывалась смесь многолетних трав. Незначительную долю в травянистом покрове занимают сорные растения: сурепка (*Barbaréa vulgáris*), бодяк полевой (*Cirsium arvense*), одуванчик лекарственный (*Taráxacum officinále*), сныть обыкновенная (*Aegopódium podagrária*), пырей ползучий (*Elytrígia répens*). Встречается редкая поросль сосны и ели 3–4-летнего возраста.

После 20–25 летнего нахождения в залежи растительный покров претерпевает следующие изменения: снижается процент покрытия злаковыми травами, место клевера белого занимают мышиный горошек (*Vícia crácca*) и чина луговая (*Láthyrus praténsis*), в наземном покрове появляются мхи (10%). 65% покрытия составляет разнотравье: одуванчик лекарственный (*Taráxacum officinále*), василек луговой (*Centauréa jácea*), полынь обыкновенная (*Artemísia vulgáris*), звездчатка малая (*Stellária holóstea*), черноголовка обыкновенная (*Prunélla vulgáris*), зверобой продырявленный (*Hypéricum perforátum*), хвощ полевой (*Equisétum arvense*), борщевик (*Herácléum*). Из древесных пород преобладает подрост сосны 10–15-летнего возраста высотой 1,5–2 м. Незначительную долю составляют растения ацидофилы: щавель (*Rúmex*), осока пальчатая (*Cárex*), ситник нитевидный (*Júncus*). В последующем, учитывая неустойчивость трав, подкисление и нарастание биомассы древесных пород, происходит полное изменение растительного покрова.

Так, на почвах 35–40-летней залежи начинает формироваться изреженный смешанный березово-сосновый лес с подростом из ели и ивы. Полностью исчезает ранее существовавший травянистый покров, значительную долю занимают мхи (30–40%).

Отсутствие обработки в течение 80 лет приводит к восстановлению типичной для района и данных геоморфологических условий растительности.

Таким образом, отсутствие антропогенного воздействия накладывает значительный отпечаток на характер растительности. В растительном покрове

ве 5–7-летней и 12-15 летней залежи преобладает злаковый компонент, представленный сеянными травами. Через 20–25 лет доля злаковых уменьшается, появляются растения ацидофилы. Растительность 35–40-летней залежи отличается отсутствием бобовых и злаковых трав и постепенным восстановлением леса. Характер растительности 80-летнего вторичного леса близок к такому в целинной почве. Аналогичные данные получены А. В. Дмитриевым и А. В. Ледневым [3].

Литература

1. Тюлькин А. В. Устойчивость свойств дерново-подзолистых почв к антропогенному воздействию // Земледелие. 2010. № 2. С. 20–21.
2. Kopysov I. Ya., Tylkin A. V., Semenov A. V. Physical Status of Soddy-Podzolik Soils on the Chepetsk-Kil'mez Interfluve // Eurasian Soil Science. 2009. № 6. V. 42. P. 645–649.
3. Дмитриев А. В., Леднев А. В. Влияние периода зарастания на ботанический состав и продуктивность залежных земель // Вестник Бурятской государственной сельскохозяйственной академии им. В. Р. Филиппова. № 2(43). 2016. С. 7–12.
4. Куликова Е. Г. Оценка состояния земель сельскохозяйственного назначения выбывших из оборота // Проблемы и мониторинг природных экосистем: Сб. статей III Международ. науч.-практ. конф. Пенза, 2016. С. 93–96.
5. Тюлькина А. В., Копысов И. Я., Тюлькин А. В. Изменение свойств светло-серых лесных почв при прекращении антропогенного воздействия // Актуальные вопросы аграрной науки: теория и практика. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2014. С. 198–199.

ХАРАКТЕРИСТИКА МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОГО КОМПЛЕКСА В ПОДЗОЛИСТОЙ ТЕКСТУРНО-ДИФФЕРЕНЦИРОВАННОЙ ОСТАТОЧНО-КАРБОНАТНОЙ ПОЧВЕ НА СТАДИИ ЗАЛЕЖИ

*Е. М. Перминова¹, Э. А. Генрих², В. А. Ковалева¹,
Ю. А. Виноградова¹, Е. М. Лаптева¹*

¹ *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

² *Сыктывкарский государственный университет им. П. Сорокина,
perminova@ib.komisc.ru*

Кризис 90-х годов прошлого столетия привел к тому, что огромные площади пахотных угодий были заброшены или перешли в категорию кормовых угодий с использованием их в качестве сенокосов и пастбищ [1, 2]. Основные изменения, происходящие в постагрогенных экосистемах, связаны с фитоценозами. Изменение растительного сообщества оказывает влияние на закономерности формирования и функционирования почв [3]. В процессе постагрогенеза изменяется качественный и количественный состав растительного опада, что, в свою очередь, отражается на процессах почвообразования и функционирования почвенного микробного сообщества. Микроорганизмы почвы являются одними из наиболее чувствительных к изменениям окружающей среды компонентов экосистемы. Поэтому изменения качественных и количественных характеристик и функциональной структуры микробоценоза

почвы используют как индикаторы преобразования почвы и экосистемы в целом [4].

Цель исследования – сравнительная характеристика микробиологических показателей почв пахотной залежи и коренного леса.

Исследования проводили в подзоне средней тайги (Республика Коми, Сыктывдинский район). Район исследования характеризуется умеренно-континентальным климатом. Объекты исследования – почвы целинного елового леса и бывшей пашни, выведенной из хозяйственного использования около 20 лет назад. Участок целинного леса – ельник зеленомошный с участием сосны, под пологом которого формируются подзолистые текстурно-дифференцированные почвы. На месте бывшей пашни сформировался разнотравно-злаковый луг, используемый местным населением в качестве сенокоса. Использование данного участка в целях заготовки корма препятствует внедрению древесных пород. Постагrogenная почва данного участка характеризуются сохранившимся до глубины 30 см мощным пахотным горизонтом.

Специфической особенностью рассмотренных почв является их формирование на карбонатных моренных суглинках. Обломки карбонатов в профилях исследуемых почв встречаются начиная с глубины 40–50 см. На глубине 80–90 см и ниже они представлены крупными выветренными обломками.

Образцы почв для микробиологического анализа отбирали с учетом стерильности из генетических горизонтов по всей глубине почвенного профиля. Учет численности микроорганизмов проводили традиционным методом посева различных почвенных разведений на агаризованные питательные среды. Бактерии, мобилизующие органические источники азота, учитывали на мясо-пептонном агаре (МПА); актиномицеты и бактерии, усваивающие минеральные формы азота, определяли на крахмало-аммиачном агаре (КАА); олиготрофные формы – на голодном агаре (ГА); дрожжи – на среде Сабуро; микромицеты – на подкисленной среде Чапека [5]. Измерение всех параметров проводили в пятикратной повторности. Статистическую обработку результатов проводили с использованием программы Statistica.

Функционирование микробиологического комплекса зависит от агрохимических показателей почв. Значения актуальной кислотности верхних горизонтов почв исследуемых участков варьируют в пределах от 3,8 до 4,2. В почвенном профиле коренного ельника значение рН увеличивается и на глубине 140–150 см достигает 8,1. Максимальные содержания общего углерода и общего азота характерны для участка залежи и составляют по 3,5%, в почве коренного ельника эти показатели снижаются до 2%.

Результаты микробиологического анализа показали, что в почвенных сообществах исследуемых почв доминирующее положение занимает бактериальный комплекс. Данные по численности эколого-трофических групп микроорганизмов представлены в таблице.

**Численность эколого-трофических групп микроорганизмов в почвах
коренного ельника и луговой залежи
(млнКОЕ*г⁻¹ а.с.п. с учетом стандартного отклонения)**

Глубина, см	МПА	КАА/бак	КАА/актин	ГА	Сабуро	Чапека
Коренной ельник						
0-5	6797,4± 1140,5	7151,0±3214,2	475,3±50,6	638,4±29,7	15,6±3,0	0,6±0,1
5-8(10)	704,0± 129,9	327,1±93,4	–	304,5±61,6	1,3±0,5	0,7±0,3
10-14	18,4±2,0	19,5±1,2	2,4±0,2	13,1±1,2	0,03±0,01	0,009±0,002
14-24	11,3±1,7	8,5±1,2	0,2±0,1	3,5±0,7	0,01±0,001	0,002±0,0006
24-30	3,5±0,7	0,9±0,1	0	0,3±0,1	0,12±0,01	0,001±0,0006
40-50	0,9±0,3	0,9±0,3	0	0,3±0,1	0,004±0,0006	0
Почвы залежи						
0-5	9,1±2,3	13,5±1,6	3,3±0,4	9,0±1,7	0,18±0,06	0,19±0,19
5-10	7,9±0,87	6,5±2,2	0,4±0,16	45,3±3,9	0,01±0,01	0,03±0,04
10-20	4,5±0,28	5,4±1,3	1,6±0,46	6,0±0,5	0,01±0,02	0,01±0,00
20-30	3,7±0,18	6,1±3,0	2,3±1,14	6,2±1,9	0,02±0,01	0,04±0,04
30-40	0,3±0,06	0,56±0,14	0,08±0,02	0,8±0,3	0,00±0,01	0,00±0,00
40-50	0,4±0,08	0,46±0,05	0,06±0,01	0,7±0,6	0,00±0,01	0,00±0,00

Примечание: «–» – данные отсутствуют

Доля микромицетного комплекса незначительна, его численность варьирует от 1 до 600 тысКОЕ*г⁻¹ а.с.п в почве ельника; от 40 до 190 тысКОЕ*г⁻¹ а.с.п в почве залежи. Наиболее высокий запас микроорганизмов установлен в целинной почве.

Анализ численности основных физиологических групп микроорганизмов показал, что наиболее благоприятные условия для функционирования микроорганизмов складываются в почве коренного ельника, особенно в подстилке. В целинной почве численность всех групп превышает аналогичные показатели в почве залежи на несколько порядков.

С глубиной численность всех эколого-трофических групп микроорганизмов сокращается, при этом в почве ельника резкое сокращение численности микроорганизмов отражает разделение профиля по наличию органического вещества. В почве залежи в пределах бывшего пахотного горизонта при более равномерном распределении питательных веществ снижение численности эколого-трофических групп менее контрастно.

Среди бактерий в почве коренного ельника доминируют микроорганизмы азотного цикла (аммонификаторы на МПА и минерализаторы азота на КАА). Их численность в подстилке в сотни раз выше, чем в органогенных горизонтах почвы залежи. При этом коэффициент минерализации (отношение минерализаторов азота к аммонифицирующим микроорганизмам) в органогенных горизонтах исследуемых почв равен, либо близок к единице, что свидетельствует о замедленных процессах микробиологической минерализации.

Низкая численность олиготрофов, извлекающих мономерные соединения при низкой их концентрации в среде, в почвах ельника и залежи свидетельствует о высокой трофности этих почв.

Следует отметить невысокую численность микроскопических грибов в составе микробных комплексов исследуемых почв. Наибольшая численность микромицетов выявлена в почве леса. Данный факт отражает общую закономерность постагрогенной сукцессии [6, 7].

Характер распределения численности актиномицетов так же связан с распределением доступных питательных веществ. Необходимо отметить, что доля актиномицетов в почве залежи (7,8%) выше их доли в почве коренного ельника (3,2%), что является результатом некоторого увеличения рН в верхних горизонтах залежи и может свидетельствовать о сохранившемся влиянии агорезима на почву.

Работа выполнена при финансовой поддержке Проекта УрО РАН № 18-8-49-17 «Продуктивность сельскохозяйственных культур и ее связь с особенностями трансформации и стабилизации почвенного органического вещества в пахотных угодьях Европейского Северо-Востока (на примере средней тайги Республики Коми)».

Литература

1. Агроэкологическое состояние и перспективы использования земель России, вышедших из активного сельскохозяйственного оборота / Под ред. акад. Г. А. Романенко / А. Л. Иванов, А. А. Завалин, М. С. Кузнецов и др. М.: Росинформагротех, 2008. 64 с.
2. Динамика сельскохозяйственных земель России в XX веке и постагрогенное восстановление растительности и почв / Д. И. Люри, С. В. Горячкин, Н. А. Караваева, Е. А. Денисенко, Т. Г. Нефедова. М.: ГЕОС, 2010. 412 с.
3. Владыченский А. С., Телеснина В. М., Румянцева К. А., Филимонова С. И. Динамика некоторых свойств постагрогенных почв южной тайги в связи с особенностями смены растительности // Вестн. Московского ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2009. № 1. С. 3–11.
4. Добровольская Т. Г., Звягинцев Д. Г., Чернов И. Ю., Головченко А. В., Зенова Г. М., Лысак Л. В., Манучарова Н. А., Марфенина О. Е., Полянская Л. М., Степанов А. Л., Умаров М. М. Роль микроорганизмов в экологических функциях почв // Почвоведение. 2015. № 9. С. 1087–1096.
5. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
6. Кураков А. В., Семенова Т. А. Видовое разнообразие микроскопических грибов в лесных экосистемах южной тайги европейской части России // Микология и фитопатология. 2016. Т. 50. № 6. С. 367–378.
7. Болонева М. В., Корсунов В. М., Макушкин Э. О., Сорокин Н. Д. Микробиологическая характеристика залежной и целиной почвы восточного Прибайкалья // Лесоведение. 2008. № 1. С. 67–70.

КАТАЛАЗНАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ г. УХТА (РЕСПУБЛИКА КОМИ)

*Е. Ю. Кряжева¹, Е. М. Лаптева², Г. Г. Осадчая¹, Ю. И. Боброва²,
Е. М. Перминова²*

¹ *Ухтинский государственный технический университет,
eremina_83@mail.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, lapteva@ib.komisc.ru*

Городская среда – неотъемлемая часть окружающей среды современного человека. Наряду с параметрами естественной физико-географической среды в ней велико значение техногенного фактора, во многом определяющего качество жизни городского населения. Это особенно ярко проявляется в промышленных городах. В настоящее время проблемы оценки экологического состояния городской среды крайне актуальны, при этом важен выбор объекта исследования, где можно наблюдать наиболее яркий суммарный эффект происходящих в среде изменений. Таким объектом являются почвы городских ландшафтов. Почвы городов – это особые образования, по многим параметрам существенно отличающиеся от их природных аналогов, но выполняющие те же функции, что и почвы природных экосистем. В условиях города с его интенсивными потоками вещества и энергии нагрузка на почвы сильно возрастает, поэтому важной задачей изучения урбосреды является оценка выполнения городскими почвами их экологических функций [1].

Самым чувствительным компонентом почвенных систем является ее биологическая составляющая, исследование которой позволяет оценить степень и направленность происходящих в почве изменений. Известно, что почвенные микроорганизмы одними из первых реагируют даже на незначительные изменения в своей среде обитания [2], поэтому использование методов биоиндикации для оценки экологического состояния почв крайне перспективно. При этом высокую эффективность показывают биохимические показатели активности почвенных ферментов, отражающие направленность биохимических процессов в почве [3, 4]. Одним из ферментов, широко используемым в качестве диагностического показателя состояния почв, является каталаза. Каталаза – фермент класса оксидоредуктаз, катализирует реакцию разложения перекиси водорода (образуется в почве в результате биохимического окисления органических веществ) на воду и молекулярный кислород. По каталазной активности судят о скорости окислительных процессов в почве [5–7].

Цель данной работы заключалась в оценке каталазной активности почв города Ухта в зоне активного влияния автотранспорта.

Город Ухта – географический и промышленный центр Республики Коми, второй город по численности населения (около 97 тыс. человек). Градообразующее производство – Ухтинский нефтеперерабатывающий завод – основа экономики и основной загрязнитель окружающей среды, в том числе и городской, поскольку находится в непосредственной близости от города. По

данным [8] город Ухта относится к территориям риска по загрязнению атмосферы, где 84,3% населения находится под негативным воздействием. Существенный вклад в загрязнение городского воздуха вносит также автотранспорт – в среднем около 30% от всех выбросов.

Для оценки каталазной активности почв Ухты в августе 2017 г. проведен отбор почвенных образцов в 9 пунктах (ключевых участках), которые расположены вблизи крупных перекрестков в разных частях города с разной степенью транспортной нагрузки и различной удаленностью от промышленных объектов. Отбор проб почв осуществляли в соответствии с ГОСТ и методическими рекомендациями по работе с городскими почвами [9–12]. Пробы отбирали на газонах вдоль дорог методом конверта из пяти почвенных прикопок с глубины 0–10 и 10–20 см. Всего было отобрано 67 образцов почв. Анализировали смешанные образцы, пробоподготовку которых проводили в соответствии с общепринятыми методами [9–12]. Лабораторные исследования выполняли на базе лаборатории биологии почв и проблем природовосстановления отдела почвоведения Института биологии Коми НЦ УрО РАН.

Каталазную активность почв определяли газометрическим методом [7,10,13,14]. Физико-химические показатели почв исследовали в соответствии с ГОСТ [15–20]. Актуальную (рН водной вытяжки) и обменную (рН солевой вытяжки) кислотность определяли потенциометрически, содержание обменных катионов кальция и магния – вытеснением NH_4Cl с последующим атомно-абсорбционным определением на Shimadzu AA-6300, подвижных форм калия и фосфора – методом Кирсанова в модификации ЦИНАО. Углерод органический определяли методом И.В. Тюрина с фотометрическим окончанием. Статистический анализ полученных данных выполнен в программном пакете Microsoft Excel.

Как показали проведенные исследования, почвы прилегающих к автомагистралям территорий имеют в пределах города Ухта однотипный характер. Они сформированы на насыпных грунтах, подстилаемых щебнисто-гравийным материалом из карьеров Среднего Тимана. Профиль почв мало-мощный, в них отсутствует четкая дифференциация на генетические горизонты. Посев газонных трав обусловил формирование в верхней части почв слабо-развитой дернины, переходящей в слабовыраженный серогумусовый горизонт преимущественно супесчаного или легкосуглинистого гранулометрического состава, в некоторых случаях с присутствием значительного количества органического материала, обусловленного внесением торфа.

Анализ химических свойств почв придорожных газонов г. Ухта (табл. 1) показал, что для них характерны нейтральная или слабощелочная реакция среды. Показатели кислотности почв достаточно стабильны в пределах рассматриваемых участков. К отличительной особенности городских почв Ухты следует отнести очень высокое содержание обменного кальция, в то время как абсолютные значения обменного магния в исследованных почвах соответствуют как среднему уровню его содержания в почвах, так и повышенному, высокому и очень высокому. Коэффициент вариации содержания

обменного кальция составляет 18–19%. Содержание обменных форм магния варьирует в более широких пределах (до 46%). Все проанализированные почвы насыщены основаниями. Разброс в содержании подвижных форм фосфора в почвах примагистральных газонов весьма значителен (коэффициент вариации 99,1%) и соответствует как очень низкому, так и очень высокому уровню. Следует отметить, что в некоторых точках наблюдается увеличение его содержания в нижнем слое по сравнению с верхним. Содержание подвижного калия варьирует в меньшей степени (30–40%) и, в среднем, соответствует повышенному уровню. Доля углерода органического в почвенных образцах сильно варьирует (до 70%), и в среднем, также соответствует повышенному уровню, что обусловлено внесением различного количества оторфованного материала при создании газонов. В некоторых точках наблюдается повышение содержания углерода органического в слое 10–20 см.

Таблица 1

Химические свойства почв города Ухта (верхний слой – 0–10 см)

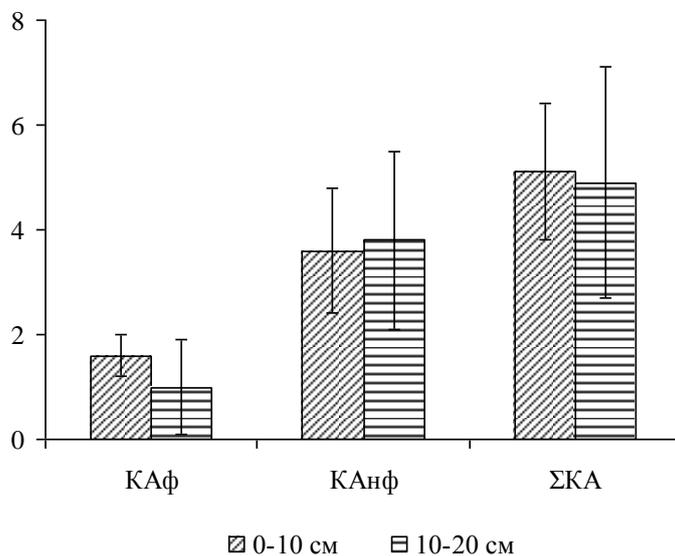
Показатель	Единицы измерения	Верхний слой почв (0–10 см)			Нижний слой почв (10–20 см)		
		$\bar{X} \pm \Delta$	min – max	V, %	$\bar{X} \pm \Delta$	min – max	V, %
pH (H ₂ O)	ед. pH	7,63±0,15	7,29–7,87	2,5	7,57±0,4 2	7,00–7,97	5,3
pH (KCl)	ед. pH	7,24±0,16	6,93–7,54	2,9	6,96±0,4 0	6,54–7,41	5,5
C орг.	%	7±3	2,0–12	59,4	7±5	1,8–12,6	69,7
Ca ²⁺	ммоль/100 г	55±8	35–69	18,9	53±10	43–68	17,9
Mg ²⁺	ммоль/100 г	2,7±0,6	1,5–3,9	28,0	2,2±1,1	1,5–4,2	46,3
Степень насыщенности основаниями	%	91±8	70–96	10,9	88±14	69,8–99,5	14,6
P ₂ O ₅	мг/100 г	28±21	0,01–93	99,1	78±145	1,5–358	177,0
K ₂ O	мг/100 г	16±5	8–29	40,2	13±4	10–20	32,1

Примечание. \bar{X} – среднее арифметическое; $\pm\Delta$ – доверительный интервал для $p=0,95$; min – минимальное значение; max – максимальное значение; V – коэффициент вариации (%).

Каталитическую активность почвенных образцов определяли по количеству выделившегося кислорода при их взаимодействии с 3% раствором пероксида водорода. Использованный метод позволяет оценить как суммарную каталитическую активность, так и выявить вклад ее ферментативной (энзиматической) составляющей, обусловленной активностью фермента каталазы, и неферментативной, связанной с особенностями состава минеральных комплексов почв, способных катализировать соответствующую реакцию. Анализ каталитической активности почв по отношению к пероксиду водорода (рис.) показал, что суммарная каталитическая активность (ΣКА) составляет 3,2–7,3 в слое 0–10 см и 2,8–8,3 см³ O₂·г⁻¹·мин⁻¹ в слое 10–20 см. При этом основной

вклад (в среднем 70–77%) в суммарную каталитическую активность вносит неферментативная составляющая (КАнф), которая варьирует от 1,8 до 5,4 в слое 0–10 см и от 2,3 до 5,7 $\text{см}^3 \text{O}_2 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$ в слое 10–20 см.

Рис. Показатели ($\text{см}^3 \text{O}_2 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$) суммарной ($\Sigma\text{КА}$), ферментативной (КАф)



и неферментативной (КАнф) каталитической активности в почвах примагистральных газонов на глубине 0–10 и 10–20 см. Планками погрешности показаны границы доверительного интервала для $p=0,95$

Каталазная активность (КАф) почв варьирует от 1,0 до 2,2 ($V=31,6\%$) в слое 0–10 см и от 0,5 до 2,7 $\text{см}^3 \text{O}_2 \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$ ($V=82,7\%$) в слое 10–20 см. По шкале Звягинцева [13] почвы придорожных газонов города Ухта характеризуются как очень бедные и бедные каталазой, что свидетельствует о низкой скорости окислительных процессов, происходящих в почве, и, как следствие, о низком потенциале самоочищения.

Следует отметить, что по всем рассмотренным параметрам – $\Sigma\text{КА}$, КАф и КАнф – верхние и нижние слои проанализированных почв примагистральных газонов достоверно не отличаются друг от друга. Однако для верхнего 0–10-сантиметрового слоя, где формируется основная масса корней газонных трав и где сосредоточен основной пул почвенных микроорганизмов, наблюдается тенденция к некоторому возрастанию каталазной активности по сравнению с нижележащим слоем почвы.

Для установления корреляционных связей между каталитической активностью почв и их химическими свойствами рассчитаны коэффициенты корреляции (Таблица 2, 3), согласно которым прослеживается положительная связь между степенью каталазной активности и содержанием обменного кальция ($r=0,67$) в слое 0–10 см и содержанием подвижного калия ($r=0,89$) в слое 10–20 см.

Неферментативная активность в верхнем слое коррелирует с содержанием углерода органического (0,91), подвижных форм калия и фосфора (0,73–

0,79) и со степенью насыщенности почвенного поглощающего комплекса основаниями (-0,83). В нижнем слое наблюдается зависимость от значений всех показателей, при этом самая низкая корреляция – с обменным магнием (0,44) и подвижным фосфором (0,59), а самая высокая – с углеродом органическим (0,99) и обменной кислотностью (-0,94).

Таблица 2

Коэффициенты корреляции разных форм каталитической активности почв с их химическими свойствами (верхний слой – 0-10 см)

Показатели	Каталазная активность почв			Неферментативная активность почв			Полная каталитическая активность почв		
	30 сек	1 мин	2 мин	30 сек	1 мин	2 мин	30 сек	1 мин	2 мин
pH (KCl)	-0,20	0,05	0,16	0,41	0,39	0,37	0,38	0,37	0,37
pH (H ₂ O)	-0,39	-0,31	-0,18	0,20	0,17	0,14	0,11	0,06	0,05
Ca ²⁺	0,48	0,67	0,73	0,41	0,39	0,39	0,53	0,56	0,61
Mg ²⁺	0,20	0,39	0,41	0,49	0,47	0,46	0,55	0,55	0,55
V*	0,59	0,25	0,16	-0,82	-0,81	-0,77	-0,71	-0,66	-0,59
P ₂ O ₅	0,10	0,27	0,19	0,72	0,73	0,74	0,76	0,75	0,69
K ₂ O	0,19	0,40	0,41	0,78	0,79	0,81	0,84	0,84	0,85
C орг.	0,11	0,33	0,33	0,90	0,91	0,92	0,95	0,93	0,90

Примечание. V* – степень насыщенности основаниями, %.

Таблица 3

Коэффициенты корреляции разных форм каталитической активности почв с их химическими свойствами (нижний слой – 10–20 см)

Показатели	Каталазная активность почв			Неферментативная активность почв			Полная каталитическая активность почв		
	30 сек	1 мин	2 мин	30 сек	1 мин	2 мин	30 сек	1 мин	2 мин
pH (KCl)	-0,08	-0,11	-0,07	-0,93	-0,94	-0,94	-0,83	-0,77	-0,73
pH (H ₂ O)	0,01	-0,03	0,02	-0,91	-0,91	-0,90	-0,78	-0,72	-0,66
Ca ²⁺	-0,02	-0,01	-0,09	0,74	0,75	0,75	0,64	0,58	0,52
Mg ²⁺	0,13	0,15	0,07	0,44	0,44	0,46	0,41	0,40	0,38
Степ. н/о	-0,29	-0,32	-0,30	-0,93	-0,92	-0,91	-0,88	-0,84	-0,81
P ₂ O ₅	-0,19	-0,18	-0,17	0,59	0,59	0,56	0,46	0,39	0,34
K ₂ O	0,85	0,89	0,86	0,67	0,66	0,69	0,81	0,86	0,89
C орг.	0,31	0,33	0,30	0,98	0,99	0,98	0,93	0,89	0,86

Таким образом, проведенные исследования позволяют заключить следующее. Отличительной особенностью г. Ухты является относительно благоприятное кислотно-основное состояние почв (они нейтральные или слабо щелочные) и наличие достаточного количества важнейших биогенных элементов в почвах примагистральных газонов. Однако их каталазная активность в зоне активного влияния автотранспорта достаточно низка (почвы относятся по величине активности каталазы к категории очень бедных и бедных), что может быть связано с угнетающим действием на почвенную микробиоту загрязнителей, поступающих от выбросов автотранспорта и промышленных предприятий. Снижение каталазной активности в ответ на воздействие различных загрязнителей подтверждается многими исследованиями [21–24]. От-

меченное нами некоторое повышение активности каталазы в верхнем слое почв может быть обусловлено интенсивным развитием здесь корневой системы газонных трав, что может способствовать активизации функционирования почвенной микробиоты.

Литература

1. Строганова М. Н., Мягкова А. Д., Прокофьева Т. В. Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1. С. 96–101.
2. Вяль Ю. А., Шиленков А. В. Оценка биологической активности почв городских ландшафтов (на примере г. Заречный) // Известия Пензенского государственного педагогического университета им. В. Г. Белинского. Естественные науки. 2009. № 14 (18). С. 7–10.
3. Еремченко О. З., Шестаков И. Е., Каменщикова В. И. Эколого-биологические свойства урбаноземов г. Перми // Вестник Удмуртского Университета. Сер. Биология. Науки о Земле. 2010. Вып. 4. С. 56–63.
4. Звягинцев Д. Г. Биология почв и их диагностика // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. М.: Наука, 1976. С. 53–58.
5. Галстян А. Ш. Ферментативная активность почв Армении. Ереван: Айастан, 1974. 259 с.
6. Муха В. Д. Естественно-антропогенная эволюция почв (общие закономерности и зональные особенности). М.: Колос, 2004. С. 92–101.
7. Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
8. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Коми в 2016 году. Сыктывкар, 2017. 179 с.
9. ГОСТ 17.4.4.02-84 Охрана природы. ПОЧВЫ. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа;
10. Федорец Н. Г., Медведева М. В. Методика исследования почв урбанизированных территорий. Петрозаводск, 2009. 84 с.
11. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации. М., 2003. 48 с.
12. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л. А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
13. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
14. Руководство по определению ферментативной активности торфяных почв и торфов / Сост.: Инишева Л. И., Ивлева С. Н., Щербакова Т. А. Томск: Изд-во Том. ун-та, 2002. 119 с.
15. ГОСТ 26423-85 Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки.
16. ГОСТ 26484-85 Почвы. Метод определения обменной кислотности.
17. ГОСТ 26212-91 Почвы. Определение гидролитической кислотности по методу Каппена в модификации ЦИНАО.
18. ГОСТ 26487-85 Почвы. Определение обменного кальция и обменного (подвижного) магния методами ЦИНАО.
19. ГОСТ Р 54650-2011 Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО.
20. ГОСТ 26213-91 Почвы. Методы определения органического вещества (по методу Тюрина в модификации ЦИНАО с фотометрическим окончанием).
21. Изменение биологических свойств почв Адыгеи при химическом загрязнении / С. И. Колесников, З. Р. Тлехас, К. Ш. Казеев, В. Ф. Вальков // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1499–1505.

22. Девятова Т. А. Биодиагностика техногенного загрязнения почв // Экология и промышленность России. 2006.

23. Капралова О. А. Влияние урбанизации на эколого-биологические свойства почв г. Ростова-на-Дону // Инженерный вестник Дона. 2011. Т. 18. № 4. С. 326–331.

24. Казимов М. А., Али Ф. М. Гигиеническая значимость исследования ферментативной активности почв примагистральных территорий // Сибирский медицинский журнал, 2013. № 1. С. 98–100.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РЕМЕДИАЦИОННОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ ТОРФА И ТОРФОГЕЛЯ В ОТНОШЕНИИ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ БЕНЗИНОМ

В. Р. Бобрецова, А. С. Олькова, Е. И. Лялина, Д. В. Будина
Вятский государственный университет, valeria.b.r@mail.ru

Загрязнение почв нефтью и нефтепродуктами (НП) является серьезной экологической проблемой. В урбоэкосистемах она связана с воздействием автотранспорта и сетью автозаправочных станций. Для г. Кирова показано, что превышения условно фонового содержания НП [1] на удаленных от центра города АЗС варьировало от 13,0 до 99,2 раз, на участках АЗС вблизи оживленных трасс это превышение было в пределах 20–120 раз [2].

Почва обладает огромной самоочищающей способностью, однако она имеет свои границы – самовосстановление почв от нефтяного загрязнения протекает крайне медленно и длится от одного до нескольких десятилетий при уровне загрязнения 5 г/кг почвы [3]. В этой связи актуальной научно-практической задачей является выбор сорбентов эффективных для ремедиации почв, загрязненных нефтепродуктами. В представленной работе эта задача решалась с использованием регионального сырья Кировской области: верхового торфа из пос. Зенгино и торфогеля – продукта кавитационной обработки торфа.

Проводился модельный эксперимент с внесением в культивационные сосуды с дерново-подзолистой почвой 1%, 5%, 10% бензина марки АИ-95 (в расчете на сухую массу). В одну опытную серию добавляли 50% торфа, в другую 5% торфогеля в расчете на сухую массу почвы. Контрольные и опытные образцы почв выдерживались 30 дней при увлажнении 60% от общей влагоёмкости почвы. Далее определяли содержание НП методом инфракрасной спектрофотометрии на приборе «КН-2М» [4], а также острую токсичность образцов по гибели и изменению двигательной активности *Daphnia magna* Straus [5, 6] и по изменению хемотаксиса *Paramecium caudatum* Ehrenberg [7].

Анализ образцов показал парадоксальную на первый взгляд ситуацию: добавка как торфа, так и торфогеля привела к недостоверной тенденции увеличения содержания НП. Высокое содержание НП в торфе объясняет эту картину (рис. 1). Известно, что сам торф содержит вещества, извлекаемые органическими растворителями – битумы. При экстракции НП из почвы четыреххлористым углеродом из образцов торфа наряду с НП частично переходит в экстракт и эта группа соединений. В торфяных битумах содержатся парафи-

новые, терпеновые и ароматические углеводороды, а также кислородсодержащие соединения и спирты, кислоты и эфиры [8]. При анализе такого экстракта методом инфракрасной спектроскопии углеводороды торфяных битумов будут определяться как «нефтепродукты».

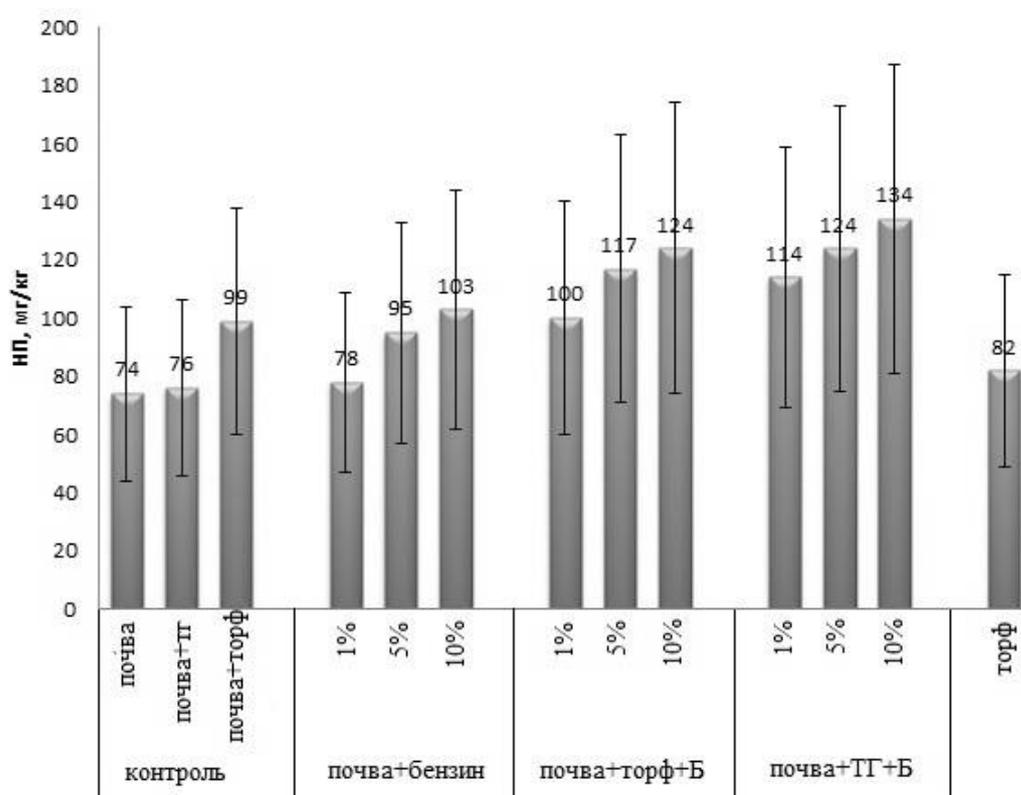


Рис. 1 Показатели содержания НП в исследуемых образцах

Эксперимент по определению токсичности с помощью *P. caudatum* показал, что добавки бензина вызывают закономерное увеличение индекса токсичности (Т). В пробе почвы с 5% бензина индекс Т соответствовал II группы токсичности (умеренная), а в почве с 10% бензина угнетение хемотаксиса привело к отнесению пробы к III группе токсичности (высокая). Добавки торфа и торфогеля достоверно снижали токсичность нефтезагрязненных образцов: все пробы соответствовали допустимому уровню токсичности (рис. 2). Вероятно, основной механизм снижения токсичности нефтезагрязненных образцов сводится к сорбции нефтепродуктов составляющими торфа и торфогеля [9]. Также известно, что гуминовые вещества, содержащиеся в торфе и торфогеле, выполняют протекторную функцию, связывая тяжелые металлы, радионуклиды и органические токсиканты [10].

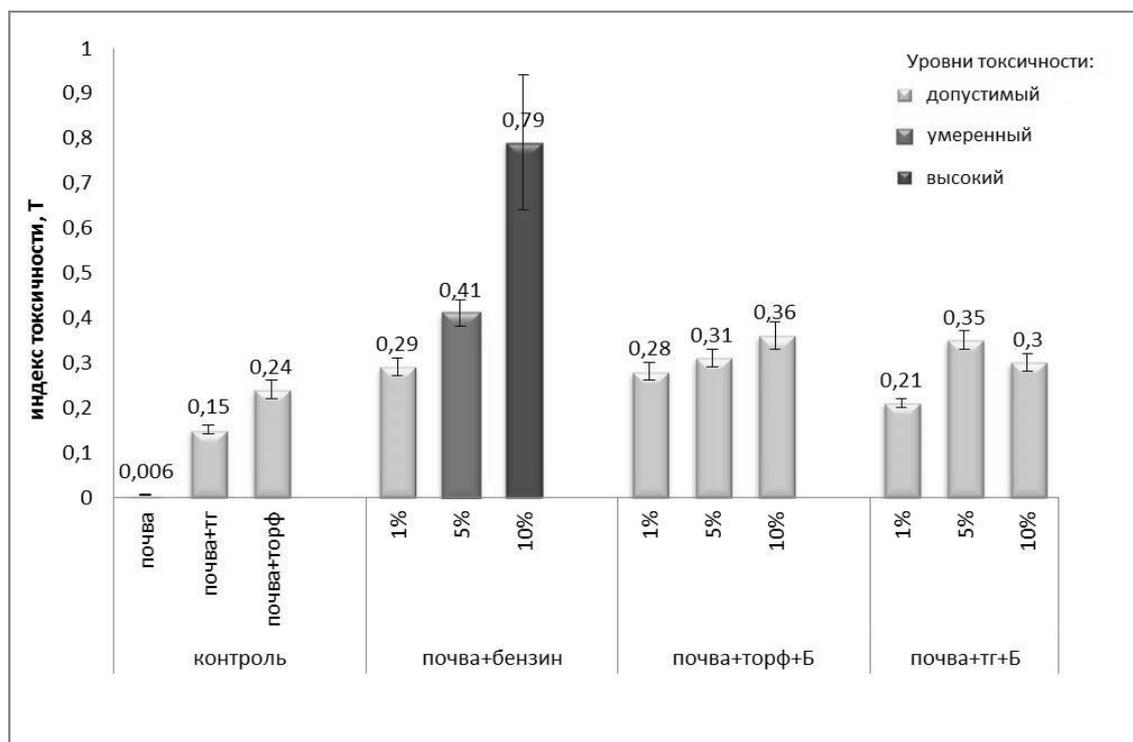


Рис. 2. Уровень токсичности исследуемых проб по *P. caudatum*

В биотестах с помощью *D. magna* оценивали наличие сублетального и летального действия. Гибели дафний свыше 20% не наблюдалось, то есть пробы не оказывали острого летального воздействия. Однако поведенческие реакции рачков изменялись (рис. 3).

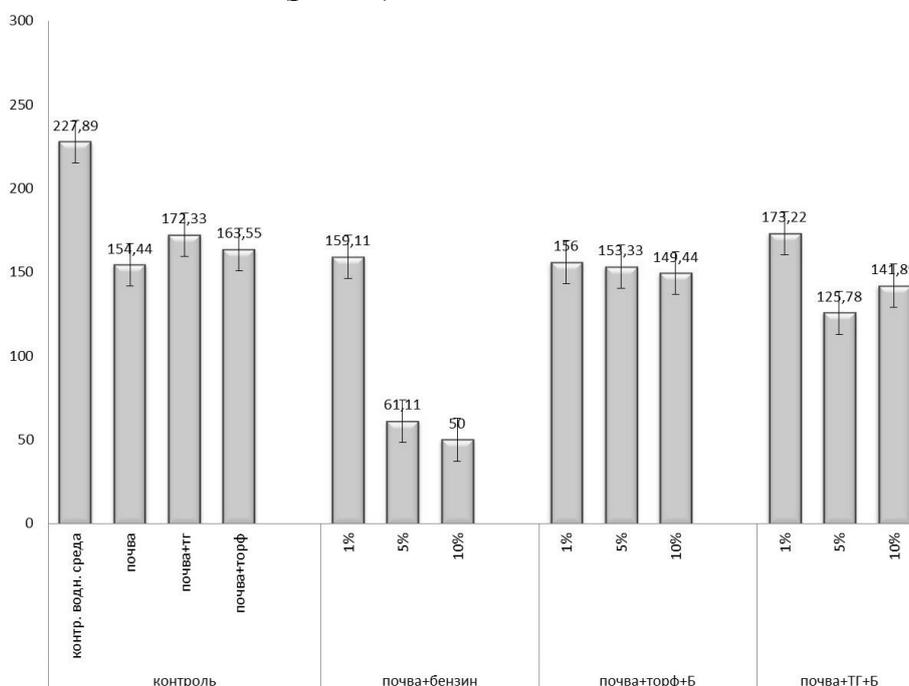


Рис. 3. Двигательная активность *D. magna* в исследуемых пробах (по оси Y – количество пересечений условных линий за 5 минут)

На рисунке 3 показано, что добавки возрастающих доз бензина приводят к достоверному угнетению моторной активности рачков относительно контроля. Добавка как торфа, так и торфогеля снижает этот эффект: рачки начинают двигаться одинаково активно при всех дозах токсиканта.

Исследования показали, что химический анализ нефтепродуктов оказался неинформативным для определения степени ремедиационной эффективности торфа и торфогеля, что связано с природными особенностями торфа. С помощью биотестирования удалось показать эффективность применения торфа и торфогеля для ремедиации почв, загрязненных бензином. Сравнивая, эффективность торфа и торфогеля для целей детоксикации почв, загрязненных нефтепродуктами, стоит рекомендовать торфогель, так как его действующие добавки требуются в гораздо меньшем объеме.

Литература

1. Мусихина Е. А. Методологический аспект технологии комплексной оценки экологической емкости территорий. М.: Академия естествознания, 2009. 137 с.
2. Олькова А. С., Зимонина Н. М., Лялина Е. И., Бобрецова В. Р. Диагностика локального загрязнения урбанозёмов в районах автозаправочных станций // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 1. С. 56–62.
3. Иваненко Н. В. Экологическая токсикология: учебное пособие. Владивосток: Изд-во ВГУЭС, 2006. 108 с.
4. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектromетрии, 1998.
5. 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.
6. Олькова А. С., Санникова Е. А., Будина Д. В., Кутявина Т. И., Зимонина Н. М. Оценка токсичности природных и техногенных сред по двигательной активности *Daphnia magna* // Современные проблемы науки и образования. 2017. № 3.; URL: <https://www.science-education.ru/ru/article/view?id=26428> (дата обращения: 05.06.2017).
7. ФР.1.39.2015.19243 Методика определения токсичности проб, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер», 2015.
8. Раковский В. Е. Химия пирогенных процессов. Минск, 1959. 208 с.
9. Алексеева Т. П., Бурмистрова Т. И., Терещенко Н. Н. Перспективы использования торфа для очистки нефтезагрязненных почв // Биотехнология. 2000. № 1. С. 58–65.
10. Потапова И. А., Вишняков В. В., Пурыгин П. П., Симакова С. А., Воробьев Д. В., Ушакова В. Н. Выделение гуминовых кислот из бурых углей и их применение для рекультивации нефтезагрязненных земель // Известия Самарского научного центра РАН. Специальный выпуск «XIII конгресс Экология и здоровье человека». 2008. Т. 1. С. 215–218.

ВЛИЯНИЕ СУЛЬФАТА МЕДИ(II) НА КИСЛОТНО-ОСНОВНУЮ БУФЕРНУЮ ЕМКОСТЬ ТОРФА И ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ

*Н. В. Поруна, М. Н. Оботурова, А. И. Фокина
Вятский государственный университет, ae954@lenta.ru*

Для территории Кировской области характерна большая распространенность болотных массивов, но наиболее заболоченными являются северные, центральные и западные районы. Они являются перспективными источниками такого недорогого сырья как торф [1, 2]. Важнейшей областью применения торфа и удобрений на его основе является сельское хозяйство и садоводство. В последние годы торф стали активно применять в экологии и природоохранных технологиях. Из торфа получают торфяные фильтрующие элементы, сорбенты [3]. Характерной особенностью торфа является его высокая буферная емкость по отношению к различным химическим веществам, благодаря которой он нашел широкое применение в решении экологических задач. Способность поддерживать рН – важнейшее свойство, позволяющее сохранять оптимальную для жизнедеятельности реакцию среды даже в условиях техногенного загрязнения.

Целью работы было изучение влияния CuSO_4 на кислотно-основную буферную емкость торфа и выделенных из него гуминовых веществ.

Для работы были использованы образцы торфа, отобранные из месторождения вблизи с. Чистополье Котельничского района Кировской области в мае 2017 года. Из данных образцов торфа впоследствии были выделены гуминовые вещества (ГВ).

В модельном опыте была использована соль меди $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. Эксперимент проведен в трех вариантах: 100 г торфа заливали 1 дм³ дистиллированной водой и растворами сульфата меди(II) с концентрациями ионов меди(II), равными 0,032 г/дм³ и 0,064 г/дм³, соответственно. Контролем служил вариант с песком. Аналогичным образом поступали с ГВ, выделенными из торфа. Брали количества ГВ, эквивалентные их среднему содержанию в исследуемом торфе (25 %). После контакта с растворами сульфата меди(II) изучали кислотно-основную буферную емкость торфа и ГВ по О. Аррениусу [4–7].

Судя по величине площади кривой буферности торфа (без добавления $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) (рис. 1), образцы обладают большей буферной емкостью по отношению к $\text{Ca}(\text{OH})_2$, чем к HCl , так как $S(V_{0,1 \text{ н.р-ра}} \text{HCl}) = 24 \text{ см}^2$, а $S(V_{0,1 \text{ н.р-ра}} \text{Ca}(\text{OH})_2) = 29 \text{ см}^2$. Гуминовые вещества, как и торф, из которого они выделены, обладают большой буферной емкостью, но в отличие от торфа, большей по отношению к HCl , чем к $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Несмотря на отсутствие возможности расчета буферной площади в опыте с ГВ, вывод о высокой буферной емкости ГВ можно сделать по характеру буферной кривой (рис. 1). Водные суспензии ГВ имеют рН в интервале от 2 до 3, на этом уровне и поддерживается кислотность раствора при добавлении HCl и $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

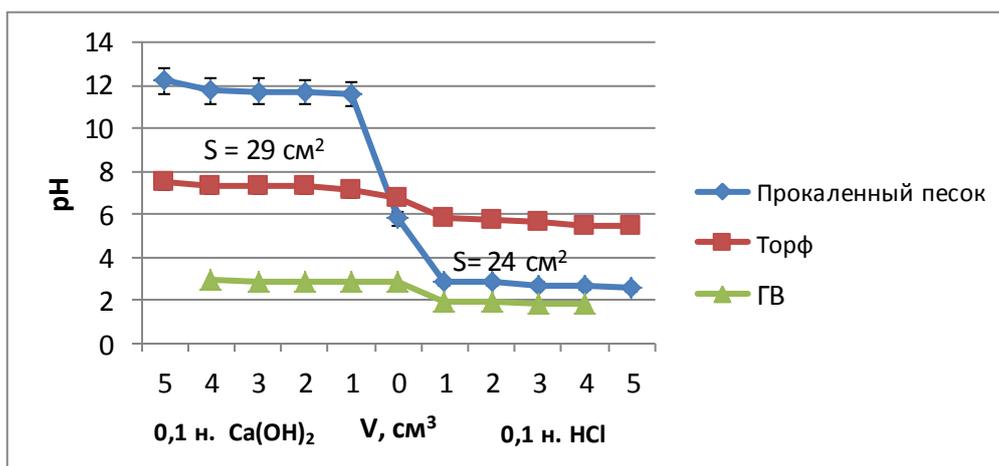


Рис. 1. Кривые буферности торфа, ГВ и песка (не подвергавшихся действию CuSO_4)

После контакта с раствором сульфата меди(II) с концентрацией ионов меди(II), равной $0,032 \text{ мг/дм}^3$, торф сохраняет высокое значение кислотно-основной буферной емкости (рис. 2). Контакт с раствором соли меди практически не повлиял на буферную емкость ГВ.

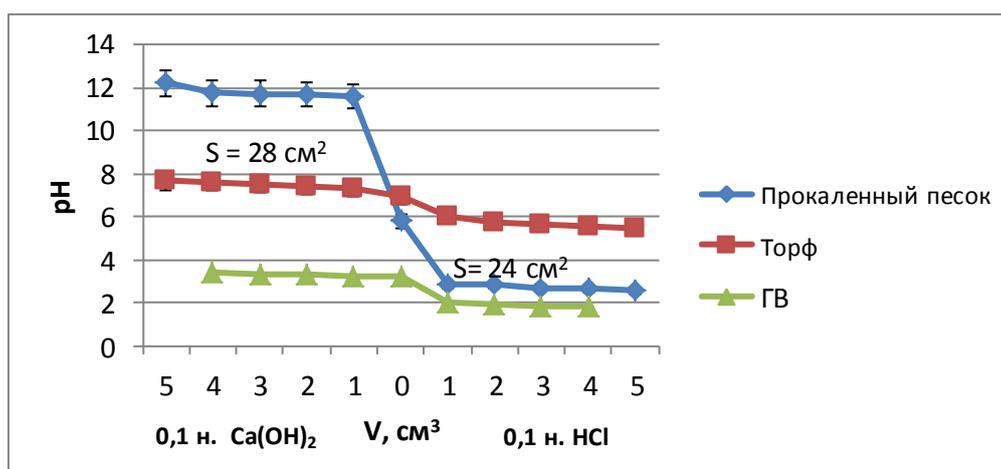


Рис. 2. Кривые буферности торфа, ГВ и песка (после контакта с раствором, содержащем $0,032 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$)

Увеличение концентрации Cu^{2+} в растворе приводит к достоверному снижению (в 1,3 раза) буферной емкости по отношению к кислотам (рис. 3) у торфа. Буферная емкость по отношению к Ca(OH)_2 не снижается ($S(V_{0,1 \text{ н.р-ра HCl}}) = 19 \text{ см}^2$, а $S(V_{0,1 \text{ н.р-ра Ca(OH)}_2}) = 28 \text{ см}^2$). Для ГВ исследования их буферной емкости после контакта с раствором, содержащем $0,064 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$, не проводили.

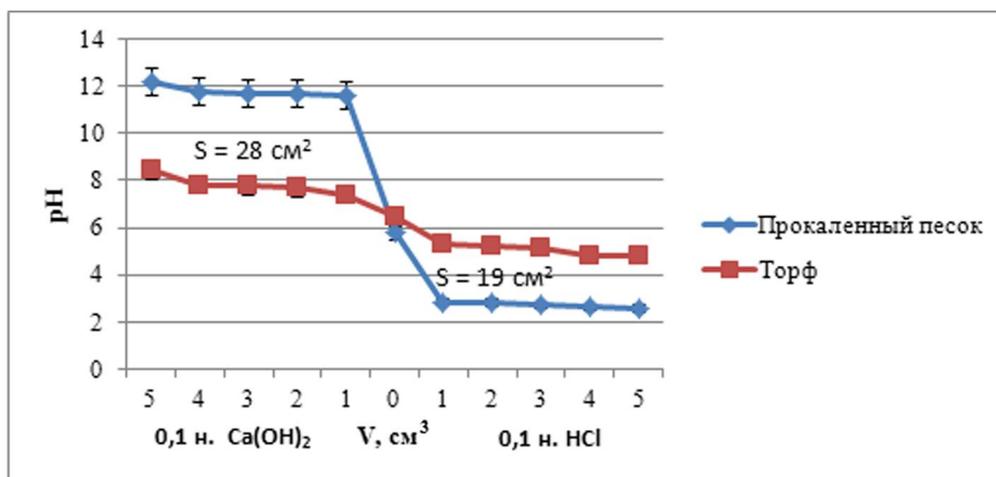


Рис. 3. Кривые буферности торфа и песка (после контакта с раствором, содержащим $0,064 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$)

Таким образом установлено, что образцы торфа обладают высокой буферной емкостью по отношению к щелочам, несколько меньшей – к кислотам. После контакта с раствором сульфата меди(II) практически не снижается основная буферность, кислотная становится ниже в 1,3 раза после контакта с раствором, содержащим $0,064 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$. Гуминовые вещества, выделенные из изучаемого торфа, также обладают ярко выраженной способностью поддерживать pH раствора. Контакт с раствором, содержащим $0,032 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$, не приводит к изменению их буферной емкости. Высокая буферная емкость обоих изучаемых субстратов обусловлена насыщенностью и разнообразием в их составе соединений с различными функциональными группами. Исследование методом ИК-спектроскопии показало, что ГВ исследуемых образцов богаты гидроксо-, amino-, иминогруппами. Буферные свойства ГВ в значительной степени определяются разнообразными донорно-акцепторными свойствами функциональных групп (обратимыми приемом или отдачей электронов, катионов, в том числе ионов водорода, и анионов). Снижение величины кислотной буферной емкости после добавления к торфу раствора, содержащего $0,064 \text{ г Cu}^{2+}/\text{дм}^3$, можно объяснить тем, что ионы меди(II) в большей степени связываются функциональными группами, отвечающими за основность, такими как аминогруппы, замещают атомы металлов (например, щелочных) в карбоксильных группах и т. д.

Полученные результаты исследования указывают на перспективность использования как торфа так и выделенных из него ГВ в качестве реагентов, которые поддерживают кислотность даже в условиях загрязнения сульфатом меди(II).

Литература

1. Соловьев А.Н. Озера // Энциклопедия земли Вятской. Т. VII. Природа / Отв. В. А. Ситников. Киров: ГИПП «Вятка», 1997. С. 200–222.
2. Стрельцов А. А. О перспективах использования торфа в России [Электронный ресурс] // Российский институт стратегических исследований (РИСИ) URL: <https://riss.ru/analytics/2474>

3. Кузнецова И. А., Боголицын К. Г., Ларионов Н. С., Бойцова Т. А., Паламарчук И. А., Бровка О. С. Сорбционные свойства и модификация торфяных гуминовых кислот // Вестник САФУ. Естественные науки. 2013. № 1. С. 37–42.
4. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 487 с.
5. Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высшая школа, 1964. 398 с.
6. Воробьева Л. А. Химический анализ почв. М.: Изд-во МГУ, 1998. 271 с.
7. Руководство по лабораторным методам исследования ионно-солевого состава нейтральных и щелочных минеральных почв. М., 1990. 236 с.

ВЛИЯНИЕ ХЕЛАТОВ ЦИНКА НА ПРОРАСТАНИЕ СЕМЯН

А. С. Фадеева, Н. В. Сырчина

Вятский государственный университет, alla.fadeeva.96@mail.ru

Важнейшей задачей современной агрохимии является повышение эффективности применения удобрений. Вносимые в почву и используемые для внекорневой подкормки удобрения должны максимально полно усваиваться растениями и способствовать повышению их урожайности. На эффективность удобрений большое влияние оказывают формы, в которых применяются соответствующие агрохимикаты. Для обеспечения растений микроэлементами используются микроудобрения, содержащие соответствующие элементы в наиболее доступной для растений форме. Перспективной формой микроудобрений считаются хелатные комплексы. Для получения хелатов применяются такие хелатирующие агенты, как этилендиаминтетрауксусная кислота (ЭДТА) и натриевые соли этой кислоты, оксиэтилидендифосфоновая кислота (ОЭДФК), этилендиаминдиантарная кислота (ЭДДЯК), диэтилентриаминпентауксусная кислота (ДТПА), которые образуют с микроэлементами устойчивые комплексы [1]. В качестве микроэлементов в состав хелатных удобрений обычно включают Zn, Cu, Mn, Fe, Co, Mo. Хелатные микроудобрения в настоящее время широко представлены на рынке удобрений и, несмотря на высокую стоимость, пользуются устойчивым спросом.

В ряде исследований показано, что применение микроэлементов в хелатной форме более эффективно, чем применение растворов соответствующих неорганических солей [2]. Однако в некоторых работах приводятся данные о том, что связывание микроэлементов в высокоустойчивые комплексы может привести к затруднению их усвоения растениями [3]. Вопрос о биодоступности хелатированных микроэлементов до настоящего времени остается открытым. Кроме того, в литературных источниках недостаточно данных, позволяющих сопоставить агрохимическую эффективность различных хелатов одного микроэлемента. Вместе с тем эти аспекты применения хелатных микроудобрений имеют большое практическое значение.

Цель исследования состояла в изучении особенностей влияния хелатов цинка на прорастание семян однодольных и двудольных культур по сравнению с неорганическими формами этого микроэлемента.

Для достижения поставленной цели были решены следующие задачи:

– синтезированы хелатные комплексы цинка с различными хелатирующими агентами, используемыми для производства микроудобрений;

– выполнена сравнительная количественная оценка влияния полученных комплексов на прорастание семян однодольных и двудольных тест-культур методом биотестирования;

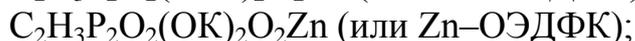
– выявлена наиболее эффективная для предпосевной обработки семян форма цинкового микроудобрения.

В качестве объекта исследований был выбран микроэлемент цинк. Соединения цинка широко используются для предпосевной обработки семян, однако данный элемент может проявлять и выраженные фитотоксичные свойства [4], поэтому выявление фитотоксичных эффектов различных соединений цинка представляет несомненный практический интерес.

Для получения хелатных комплексов цинка использовались ОЭДФК, динатриевая соль этилендиаминтетрауксусной кислоты (Трилон Б) и гуминовые вещества (ГВ). Строение и свойства данных комплексов в настоящее время хорошо изучены. ОЭДФК находит широкое применение для получения широкого спектра устойчивых в диапазоне pH 4–11 хелатов микроэлементов. Особое распространение этот хелатирующий агент получил в нашей стране. Хелаты на основе ОЭДФК можно применять на различных типах почв и использовать для приготовления многокомпонентных питательных растворов. Трилон Б достаточно широко применяется в качестве хелатирующего агента для производства микроудобрений за рубежом (Голландия, Германия, Израиль, Финляндия), что обусловлено его относительно низкой стоимостью, доступностью, нетоксичностью и простотой получения соответствующих комплексов. ЭДТА отличается хорошей стабильностью в субстрате и способствует повышению биодоступности меди и цинка, а также накоплению этих элементов растениями [5]. В качестве источника ГВ (преимущественно в форме фульвокислот) для получения гуматов цинка использовался продукт кавитационной обработки торфа «Торфогель». Данный препарат проявляет выраженную физиологическую активность и широко применяется в сельском хозяйстве для повышения плодородия почв и обеспечения стрессоустойчивости растений. При взаимодействии ГВ с катионами металлов образуются комплексы состава 1 : 1 и 1 : 2. При отношении Me : ГВ = 1 : 2 катион металла может быть полностью координирован функциональными группами ГВ в устойчивый хелатный комплекс [6]. В качестве неорганической формы Zn применялся гептагидрат сульфата цинка.

Для проведения исследований применялись синтезированные в лабораторных условиях хелатные комплексы цинка. Для синтеза всех хелатов использовались реактивы квалификации ХЧ.

Химический состав полученных хелатов может быть выражен формулами:



$C_{10}H_{12}N_2O_4(ONa)_2O_2Zn$ (или Zn–Трилон Б);
Zn–гуминовые вещества (или Zn–ГВ).

Оценка влияния хелатов цинка на прорастание семян тест-культур проводилась по таким показателям, как всхожесть; энергия прорастания; дружность прорастания; скорость прорастания; интенсивность начального роста проростков [7]. В качестве субстрата для проращивания семян использовался промытый речной песок, в который в форме растворов вносились соответствующие добавки. Дозировка добавок составляла 60 мг цинка на 100 г субстрата. В качестве тест-культур использовались семена ячменя (сорт родник Прикамья) и редиса (сорт розово-красный с белым кончиком). Проращивание семян осуществлялось в термостатируемых условиях при температуре $20 \pm 1^\circ C$. Экспериментальные исследования выполнялись в трех повторностях. Полученные результаты подвергались статистической обработке в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Результаты биотестирования различных соединений цинка представлены в таблице.

Таблица

Влияние различных хелатов цинка на прорастание семян тест-культур

Показатели	Тест культуры	Варианты эксперимента				
		ZnSO ₄ + гуматы	C ₂ H ₃ P ₂ O ₂ (OK) ₂ O ₂ Zn	Zn-ЭДТА	C ₂ H ₃ P ₂ O ₂ (ONa) ₂ O ₂ Zn	ZnSO ₄
Всхожесть (5 суток), %	Ячмень	87,8±5,1	92,2±6,9	57,8±10,7	58,9±1,9	77,8±15,0
	Редис	74,4±6,9	68,9±15,7	16,7±3,3	20,0±5,1	85,5±5,0
Дружность прорастания, %	Ячмень	58,8±23,4	71,1±16,7	48,9±13,8	63,3±5,7	73,3±8,8
	Редис	36,6±3,3	42,2±11,7	4,4±1,7	4,4±1,7	51,1±18,3
Энергия прорастания (3 суток), %	Ячмень	70,0±29,0	82,2±5,1	48,9±13,9	68,9±6,9	75,5±11,7
	Редис	58,9±1,9	61,1±15,0	5,6±3,8	6,7±3,3	81,1±7,7
Скорость прорастания семян, дней	Ячмень	2,6±0,4	2,9±0,2	3,0±0,5	2,4±0,1	2,1±0,1
	Редис	3,7±0,1	3,4±0,2	4,3±0,5	3,8±0,4	3,4±0,0
Средняя масса зеленых проростков, г на 30 проращиваемых семян	Ячмень	0,3±0,1	0,5±0,1	0,3±0,0	0,4±0,1	0,5±0,1
	Редис	0,36±0,02	0,28±0,03	0,07±0,05	0,17±0,14	0,43±0,09
Средняя длина корней, см	Ячмень	7,3±1,5	29,6±8,7	14,6±2,1	6,7±0,6	7,0±1,0
Средняя длина зеленых проростков, см	Ячмень	15,0±3,5	24,7±12,0	11,0±1,7	12,7±6,4	25,3±5,7
	Редис	8,0±1,0	16,3±2,3	5,0±1,0	7,0±5,0	8,7±0,6

Приведенные в таблице данные показывают, что наилучшие результаты достигаются при внесении в субстрат сульфата цинка и хелатного комплекса состава $C_2H_3P_2O_2(OK)_2O_2Zn$. Самые низкие показатели биотестирования получены для хелата Zn-ЭДТА. Отличительной особенностью комплекса $C_2H_3P_2O_2(OK)_2O_2Zn$ является наличие в его составе подвижного калия – одно-

го из основных элементов минерального питания растений. Потребность растений в калии особенно велика на ранних этапах развития проростков, этот элемент концентрируется преимущественно в молодых органах и тканях. В отличие от $C_2H_3P_2O_2(OK)_2O_2Zn$ внесение в субстрат хелата $C_2H_3P_2O_2(ONa)_2O_2Zn$ привело к существенному угнетению процессов прорастания семян тест-культур. Исходя из полученных данных, есть основания предположить, что положительное влияние на прорастание семян и развитие проростков оказывает не столько хелатный комплекс цинка, сколько наличие в его составе подвижных ионов калия.

Угнетающее действие $C_2H_3P_2O_2(ONa)_2O_2Zn$ на прорастание семян может быть обусловлено бактерицидными свойствами ОЭДФК. Угнетение полезной почвенной микрофлоры приводит к замедлению ростовых и формообразовательных процессов в прорастающих семенах [8].

Замедление процессов прорастания семян тест-культур при внесении в субстрат комплекса Zn-ЭДТА может быть обусловлено связыванием содержащихся в субстрате катионов магния и других необходимых для развития растений элементов в прочные хелатные комплексы, что вызывает ингибирование биохимических процессов в клетках [9]. Особенно негативно на внесение в субстрат комплексов ЭДТА реагируют семена редиса.

Внесение в субстрат гуминовых комплексов цинка оказывает менее заметное влияние на прорастание семян, чем использование комплексов Zn-ЭДТА и $C_2H_3P_2O_2(ONa)_2O_2Zn$. Однако в присутствии гуминовых комплексов цинка семена тест-культур прорастают хуже, чем в присутствии сульфата цинка. Возможно это связано с более низкой биодоступностью микроэлемента в форме гумата по сравнению с растворимой минеральной формой.

Для проведения экспериментальных исследований были синтезированы 4 различных по составу хелатных комплексов цинка с Трилоном Б, ОЭДФК (два комплекса) и фульвокислотами. Полученные комплексы были устойчивы в интервалах pH, благоприятных для внесения удобрений в почву, предпосевной обработки семян и внекорневой подкормки растений.

С помощью метода биотестирования было установлено, что наиболее благоприятное влияние на прорастание семян тест-культур оказывает внесение в субстрат раствора сульфата цинка. Использование хелатов в области изученных концентраций не имеет преимуществ по сравнению с минеральными формами цинка.

Установлено, что различные хелатные формы цинка оказывают различное влияние на прорастание семян. Наилучшие результаты наблюдаются при использовании сульфата цинка и $C_2H_3P_2O_2(OK)_2O_2Zn$. Положительное влияние $C_2H_3P_2O_2(OK)_2O_2Zn$ на процессы прорастания семян тест-культур, скорее всего, связано с наличием в этом комплексе подвижных ионов калия.

Полученные результаты могут быть использованы в практике современного земледелия при выборе наиболее эффективных форм микроудобрений.

Литература

1. Сентемов В. В., Копысова Е. В. Микроудобрения: эффективность минеральных солей и координационных соединений при повышении урожайности и качества зерновых культур // Вестник Ижевской государственной сельскохозяйственной академии. 2012. № 3 (32). С. 49–50.
2. Гейгер Е. Ю., Варламова Л. Д., Семенов В. В. и др. Микроудобрения на хелатной основе: опыт и перспективы использования // Агрехимический вестник. 2017. Т. 2. № 2. С. 29–32.
3. Занозина О. Д., Шабанова И. В. Способ получения микроудобрения на основе биоактивных кислот // Научный альманах. 2016. № 6–2(19). С. 459–461.
4. Крылова Е. Г. Прорастание семян и развитие проростков прибрежно-водных растений под действием сульфата цинка // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2014. № 2 (26). С. 151–160.
5. Автухович И. Е., Постников Д. А. Влияние ЭДТА на поведение металлов в субстрате и их накопление растениями // Агрехимический вестник. 2014. № 1. С. 23–25.
6. Путилина В. С., Галицкая И. В., Юганова Т. И. Адсорбция тяжелых металлов почвами и горными породами // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. Новосибирск: ГПНТБ СО РАН, 2009. 155 с.
7. Чеснокова С. М. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды. Ч. 2. Методы биотестирования. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2008. 92 с.
8. Халык А. Е., Шырынбек М. К., Жанабай А. Г. и др. Влияние азотфиксирующих микроорганизмов на всхожесть семян озимой пшеницы Красноводопадская 210 при выращивании на суглинисто-сероземных почвах юга Казахстана // Успехи современного естествознания. 2014. № 8. С. 109–110.
9. Плотников В. К. Сортоспецифичность действия трилона б на прорастание семян озимого ячменя // Научный журнал КубГАУ. 2016. №120(06). С. 1–24.

ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА ПОТЕНЦИАЛ САМООЧИЩЕНИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Д. В. Акайкин, А. М. Петров

*Институт проблем экологии и недропользования АН РТ,
akaykin@mail.ru*

Скорость деградации нефтяных углеводородов в одной и той же почве может существенно различается в зависимости от свойств самой почвы и от факторов внешнего воздействия. Уровень влажности почвы на момент ее загрязнения нефтью влияет на интенсивность окислительных процессов, время преодоления негативного воздействия поллютанта [1, 2].

Целью работы являлось исследование динамики токсикологических характеристик дерново-подзолистых почв в условиях различной исходной влажности, начального содержания и длительности воздействия поллютанта.

В исследовательской работе использована дерново-подзолистая почва (ДПП) среднесуглинистого состава. Серии хронических экспериментов были представлены 2 вариантами: в почву с исходной влажностью 60% (вариант 1) и 10% (вариант 2) от полной влагоемкости вносили различное количество сырой нефти. На протяжении эксперимента еженедельно проводилось рыхление

контрольных и опытных образцов почв, влажность поддерживалась на уровне 60% от полной влагоемкости.

В экспериментах были использованы образцы с начальным содержанием поллютанта 4,8%, 7,1%, 9,0%, 13,0%, 16,7% и 20,0%, контролем служила чистая почва. Использовалась сырая сернистая парафиновая нефть смолисто-го типа Ямашинского месторождения Республики Татарстан.

Эксперименты проводились в лабораторных условиях при температуре окружающего воздуха 20–24 °С в контейнерах из пищевого пластика размером 180x140x90 мм, содержащих по 1400 г почвы. Токсикологические характеристики почв определялись в лабораторных условиях согласно [3], в качестве тест-культуры использована пшеница яровая (*Triticum vulgare* L.). Острую токсичность исследуемых образцов определяли на протяжении 365 суток с периодичностью 4–19 дней. Время экспозиции семян в острых опытах составляло 5–7 суток.

Критерием достоверного токсического действия являлось отклонение длины корней пшеницы от контроля более чем на 20 процентов [3, 4, 5].

Анализ экспериментальных данных показал, что влажность дерново-подзолистой почвы в момент ее загрязнения нефтью определяет время, необходимое для устранения фитотоксического действия поллютанта.

Несмотря на то, что на протяжении годового эксперимента различия в изменении всхожести семян в зависимости от исходного увлажнения и концентрации загрязнителя не выявлены, при поступлении нефти в концентрациях 4,8%, 7,1% и 9,0% в дерново-подзолистую среднесуглинистую почву с «низкой» исходной влажностью ее острое фитотоксическое действие устранялось соответственно в 1,9, 1,5 и 1,4 раза быстрее, чем при загрязнении «влажной» почвы (рис. 1, 2).

За анализируемый период устранение острого токсического действия в образцах с 13,0%, 16,7% и 20,0% содержанием нефти исходно «влажного» субстрата, при общей тенденции к снижению фитотоксичности, зарегистрировано не было. Ингибирование роста корней пшеницы в них к концу эксперимента варьировало в интервале 46–67%.

В отличие от почвы с исходной влажностью 60%, в почве с исходной влажностью 10%, устранение токсического действия в ходе эксперимента было зарегистрировано при начальном содержании поллютанта до 16,7%, включительно. При максимальной испытанной концентрации нефти (20,0%) в почве, несмотря на общий тренд снижения действия углеводородов, фитотоксичность сохранялась на протяжении всего эксперимента при варьировании негативного эффекта от 79% в начале, до 36% к концу эксперимента.

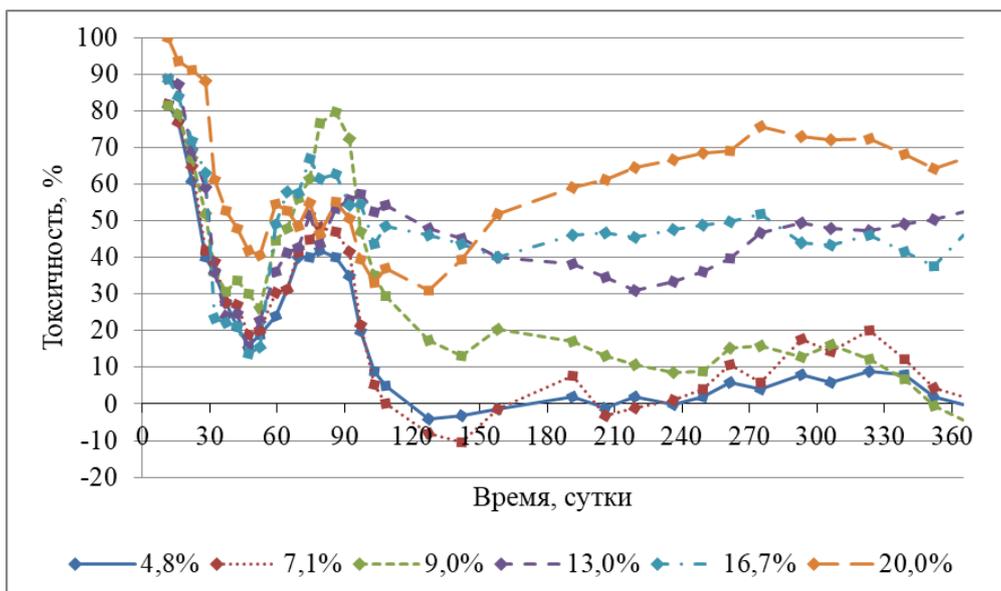


Рис. 1. Динамика фитотоксичности нефтезагрязненной среднесуглинистой ДПП (вариант 1)

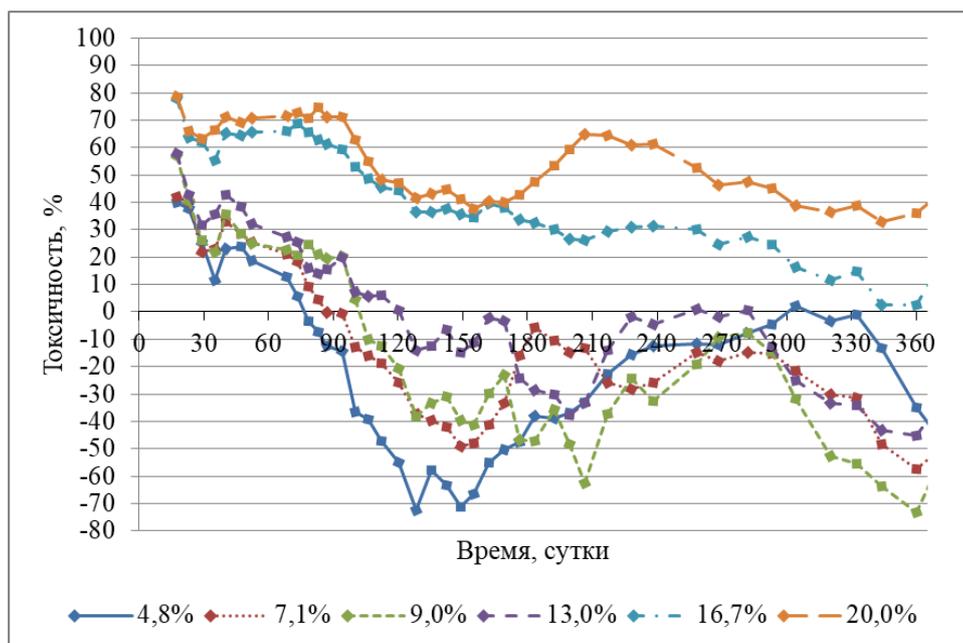


Рис. 2. Динамика фитотоксичности нефтезагрязненной среднесуглинистой ДПП (вариант 2)

Определенные в длительном эксперименте сроки преодоления негативного воздействия разных уровней нефтяного загрязнения дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы позволяют оптимизировать рекультивационные мероприятия с учетом ее влажности на момент загрязнения.

Литература

1. Miertus S., Гречищева Н. Ю., Мещеряков С. В., Рыбальский Н. Г., Барсов А. Р. Технологии восстановления почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами: Справочник. М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2001, 185 с.

2. Акайкин Д. В., Петров А. М. Условия среды и динамика токсикологических характеристик нефтезагрязненных почв // Вестник Казанского технологического университета. 2016. Т. 19. № 8. С. 127–130.

3. ФР.1.39.2006.02264. Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. СПб., 2009. 22 с.

4. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. М.: Стандартинформ, 2010.

5. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве (утв. Минздравом СССР 05.08.1982 № 2609-82).

ИЗМЕНЕНИЕ АНТИОКСИДАНТНОЙ АКТИВНОСТИ ГУМИНОСОДЕРЖАЩЕГО ОРГАНИЧЕСКОГО УДОБРЕНИЯ «РЕФЛЕКС» В ПРОЦЕССЕ ХРАНЕНИЯ

А. А. Каткова¹, Е. Н. Резник¹, Г. П. Шишкин²

¹ *Вятский государственный университет,
katkova1602@mail.ru, reznick@yandex.ru,*

² *Кировский государственный медицинский университет, shgp45@mail.ru*

Избыточное образование свободных радикалов в результате протекания биохимических процессов приводит к окислительному стрессу, вызывающему развитие различных патологий. Одной из важнейших составляющих биологической активности объектов растительного происхождения является их способность связывать окислители, находящиеся в живых организмах и тем самым противостоять вредному воздействию радикалов. Таким образом, сравнительное изучение антиоксидантов и антиоксидантной активности является весьма актуальным.

Гуминовые вещества – это основная органическая составляющая почвы, воды, а также твердых горючих ископаемых. Гуминовые вещества образуются при разложении растительных и животных остатков под действием микроорганизмов и абиотических факторов среды. К началу XX века интерес химиков к гуминовым веществам резко упал, так как было достоверно установлено, что это не индивидуальное соединение, а сложная смесь макромолекул переменного состава и нерегулярного строения, к которой неприменимы законы классической термодинамики и теории строения вещества. Физиологическое действие гуминовых кислот связывают с влиянием на интенсивность фотосинтеза, активизацию кислородного, белкового, углеводного обмена растений. Биологическую активность гуминовых веществ пытаются связать с реакционной способностью по отношению к процессу электровосстановления, со структурными особенностями препарата, например, соотношением в молекуле гуминовых веществ гидрофильных и гидрофобных составляющих. Гуминовые вещества, представляющие собой полисопряженные системы с широким спектром функциональных групп, характеризуются высокой реакционной способностью и восстановительными свойствами [1].

Известно большое количество методов определения антиоксидантной активности: волюмометрические, фотометрические, хемилюминесцентные, флуоресцентные, электрохимические. Большинство из них основано на протекающей по радикальному механизму модельной реакции по влиянию на параметры которой оценивают антиоксидантную активность исследуемого вещества [2].

В нашей работе анализ проводился на модельной реакции Фентона. Реакция Фентона применяется в практике биомедицинских исследований. Основное преимущество метода заключается в оперативности контроля изменения окислительной способности биологических субстратов [3].

В целях измерения антиоксидантной активности был использован высокочувствительный люминометр, разработанный на кафедре физики и медицинской информатики Кировского государственного медицинского университета. Установка «Люминометр» состоит из следующих блоков: 1) Фотоэлектронный умножитель (ФЭУ) способен регистрировать одиночные кванты, излучаемые объектом; 2) Устройство – гнездо для пробирки с испытуемым веществом, сопряженное с ФЭУ. 3) Высоковольтный блок питания для ФЭУ. 4) Электронный блок обработки сигнала с ФЭУ. 5) Компьютер с монитором для наблюдения и записи сигнала во временной развертке. Методика измерений описана в работе [4]. В качестве объектов исследования использовали 2 препарата с разной датой производства: первый – «Рефлекс» (лук, чеснок), произведен 06.2016 г., содержание гуминовых веществ 7,4–10,1 г/л, второй – «Рефлекс» (лук, чеснок), произведен 09.2017 г., содержание гуминовых веществ 7,4–10,1 г/л.

Измерения хемилюминесцентного свечения производили в 5–7 повторностях. Время измерения составляло 10 секунд. Прибор регистрировал амплитуду сигнала (интенсивность излучения I) и вычисляли светосумму (S) за весь период измерения [4].

Состав пробы: 0,1 мл исследуемого субстрата; 0,4 мл дистиллированной воды; 0,4 мл раствора Fe^{2+} . Последним реагентом вводили 0,2 мл перекиси водорода, после чего сразу начинали регистрацию излучения. Состав холостой пробы: 0,5 мл воды; 0,4 мл раствора Fe^{2+} и 0,2 мл перекиси водорода. Кювета имела объем 2 мл и диаметр 1 см. Для реакции Фентона использовали следующие реактивы: раствор $FeSO_4$ (10^{-3} моль/л в кислой среде, $pH=2$), раствор перекиси водорода (10^{-3} и 10^{-1} моль/л). Поскольку в нейтральной среде двухвалентное железо нестабильно, для растворов железа готовили кислую среду путем добавления серной кислоты в дистиллированную воду [5].

Для оценки антиоксидантной активности информативны следующие показатели:

1. I_{max} (имп/с, мВ) – максимальная интенсивность – отражает потенциальную способность биологического объекта к свободнорадикальному окислению;

2. S – светосумма (за 10 с) – отражает содержание радикалов, соответствующих обрыву цепи свободнорадикального окисления;

3. Антиоксидантный потенциал исследуемой пробы коррелирует с показателем $\text{tg } \alpha$ и коэффициентами a и Z .

$$a = \frac{S}{1} * t; \quad Z = \frac{S}{1} \max$$

Измеренные показатели представлены в таблице.

Таблица

**Значения показателей антиоксидантной активности
органического удобрения «Рефлекс»**

Показатель	Холостая проба	«Рефлекс», 2016 г.	«Рефлекс», 2017 г.
I max, имп/с.мВ	2394	8728	7446
S – светосумма	2325	8652	7397
Антиоксидантная активность, %	0	36,07	28,95

За счет антиоксидантной активности препарата 2017 г. хемилюминесцентное свечение уменьшалось на 28,95%, а препарата 2016 г. на 36,07%.

В работе [1] было установлено, что антиоксидантная активность гуминовых кислот, выделенных из торфа, в процессе хранения закономерно увеличивается. Анализируя изменения антиоксидантной активности гуминовых препаратов в процессе хранения, можно предположить, что происходит высвобождение активных центров, которые начинают более активно реагировать с кислородом и его радикалами, это мы замечаем в эксперименте как повышение антиоксидантной активности.

Результаты исследования показали, что со временем происходит увеличение антиоксидантной активности препаратов, содержащих гуминовые кислоты, что необходимо учитывать при выработке научно обоснованных рекомендаций по срокам хранения подобных препаратов.

Литература

1. Маслов С. Г., Кусмауль С. А., Воронова О. А., Короткова Е. И. Изменение антиоксидантной активности гуминовых и фульвокислот в процессе хранения // Химия растительного сырья. 2013. Т. 4. С. 193–199.
2. Наумова Н. Л. Современный взгляд на проблему исследования антиоксидантной активности пищевых продуктов // Вестник ЮУрГУ. 2014. Т. 2. № 1. С. 5–7.
3. Бузмакова Т. И., Резник Е. Н. Сравнительная оценка антиоксидантной активности объектов растительного происхождения // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров: ВятГУ, 2017. С.166–168.
4. Каткова А. А., Калинина Е. С., Резник Е. Н., Шишкин Г. П. Сравнительная оценка антиоксидантной активности пихтового эфирного масла методом люминометрии // Актуальные проблемы потребительского рынка товаров и услуг: Материалы IV междунар. науч.-практ. конф., посвященной 30-летию Кировского ГМУ. Киров, 2017. С. 94–97.
5. Пискарев И. М., Иванова И. П. Оценка окислительной и антиоксидантной способности биологических субстратов по хемилюминесценции, индуцированной реакцией Фентона. 2015. С. 16–26.

СЕКЦИЯ СОЦИАЛЬНАЯ ЭКОЛОГИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ОБРАЗОВАНИЕ

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ФУНКЦИОНАЛЬНОЕ СОСТОЯНИЕ РЕСПИРАТОРНОЙ СИСТЕМЫ СТУДЕНТОВ С РАЗНЫМ УРОВНЕМ ФИЗИЧЕСКОЙ ПОДГОТОВКИ

А. А. Смирнов, И. Г. Патурова

*Кировский государственный медицинский университет,
smirnov.arthur.alexandrovich@gmail.com, paturova_ig@mail.ru*

Высокая распространенность и неуклонный рост числа больных заболеваниями органов дыхания – это характерная черта современного общества. Среди множества причин заболеваний респираторной системы (РС) важная роль принадлежит факторам экологической агрессии: табакокурение, экология жилища, экология производства. Высокое влияние этих факторов ведет к возникновению острых и хронических заболеваний внутренних органов, в том числе и легких. По данным статистики Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) за 2016 г. зарегистрировано 58751 случаев заболеваний органов дыхания, спровоцированных, в том числе и экологическими факторами, а потому знание функционального состояния РС (ФСРС) в значительной степени облегчает выявление патологии на ранних стадиях развития заболевания и благоприятному исходу при дальнейшем лечении [1, 2].

Целью настоящего исследования являлось выявление особенностей ФСРС у студентов с различными качественными физическими характеристиками в зависимости от влияния факторов антропогенного воздействия.

Для достижения поставленной цели решались следующие задачи:

1. Провести необходимые исследования РС студентов с разным уровнем физической подготовки.
2. Провести анкетирование по теме «Определение риска сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний» и проанализировать его результаты.
3. Сделать вывод о ФСРС студентов на основании полученных данных, обосновать влияние антропогенных факторов на величину исследуемых показателей.

В исследовании приняли участие 50 студентов Кировского государственного медицинского университета, из них 25 – студенты специальной физической группы (СФП) – экспериментальная группа, 15 – студенты из группы общей физической подготовки (ОФП) и 10 – из групп с уклоном в спор-

тивную секцию (СС) – контрольные группы. Возрастная категория исследуемых варьировала от 18 до 21 года. Гендерная составляющая неоднородна: 20 юношей и 30 девушек. Эмпирически относительно РС определялись следующие показатели: частота дыхательных движений (ЧДД), минутный объем дыхания (МОД), объем мертвого пространства (МП), общая емкость легких (ОЕЛ), жизненная емкость легких (ЖЕЛ) (в сравнение с должной величиной (ДЖЕЛ)), функциональная остаточная емкость легких (ФОЕ), индекс Тиффно (ИТ), коэффициент вентиляции легких (КВЛ), ритмичность дыхания (по бальной шкале), проба Генча и Штанге. В дополнение к эмпирическим расчетам, обследуемым предлагалось прохождение анкетирования, реализуемого ВОЗ на тему «Определению риска сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний». Полученные данные также были обработаны и включены в исследовательскую часть.

Статистический анализ полученных данных проводился с применением программы Statistica 6.0. Для сравнения с должными величинами были использованы специальные расчетные таблицы. Достоверность показателей двух выборок оценивалась по t-критерию Стьюдента, достоверными считались значения $p < 0,05$.

Исследуемые параметры внешнего дыхания регистрировались прибором для функциональной диагностики органов дыхания «Спиролан».

В соответствии с заранее подготовленным алгоритмом, производилось последовательное изучение характеристик ФСРС у студентов ОФП и СФП.

Результаты проведенного исследования численно показаны в таблице.

Таблица

Функциональное состояние легочной вентиляции у студентов ОФП и СФП ($M \pm m$), где p^* по критерию t-Стьюдента: s – статистически значимые ($p < 0,05$), ns – недостоверные ($p > 0,05$)

№ п/п	Исследуемый параметр	ОФП, n = 25	СФП, n = 25	p^*
1	ЧДД, уд/мин	14,6±1,2	13,4±2,0	ns
2	МОД, л/мин	7,3±0,6	6,7±1,0	s
3	АМП, л	2,2±0,2	2,0±0,3	ns
4	ОЕЛ, л	4,0±0,4	3,4±0,4	s
5	ЖЕЛ, л	3,0±0,4	2,4±0,4	s
6	ДЖЕЛ (по формуле), л	4,5±0,3	4,4±0,2	ns
7	Отклонение ЖЕЛ от ДЖЕЛ, %	32,1±9,3	45,6±10,7	s
8	ФОЕ, л	1,5±0,4	0,9±0,4	s
9	ИТ, %	74,8±11,7	67,8±9,1	s
10	КВЛ, %	0,3±0,1	0,6±0,4	ns
11	Ритмичность дыхания, балл	4,8±0,4	4,6±0,6	ns
12	Проба Генча, %	40,6±3,3	35,8±3,6	ns
13	Проба Штанге, %	46,7±5,7	41,2±3,6	ns

В результате комплексных исследований РС установлено, что количественная характеристика ЖЕЛ у СФП значительно ниже ($2,4 \pm 0,4$), чем у ОФП, включая СС ($3,0 \pm 0,4$). Это обусловлено, скорее всего, разной физической подготовкой студентов, наличием заболеваний РС, в том числе патоло-

гической дисплазии грудной клетки [3]. Вместе с этими показателями сравнивались справочные (должные величины). Исходя из анализа, разность величин также оказалась статистически значимой – ОФП ($32,1 \pm 9,3$) и СФП ($45,6 \pm 10,7$). Таким образом, обе группы не соответствуют критериям нормы, варьирующейся не более 15%, причиной чего, возможно, послужили факторы антропогенного воздействия: аэрогенное загрязнение окружающей среды, табакокурение [3, 4].

Выявлено, что разница ИТ между контрольной и экспериментальной группами также статистически значима: ОФП ($74,8 \pm 11,7$) и СФП ($67,8 \pm 9,1$). В норме ИТ равен 70–75%, а значит, полученные показатели свидетельствуют об отсутствии патологии, влияющей на повышение сопротивляемости дыханию (респираторная обструкция дыхательных путей), на что сказывается ведение студентами здорового образа жизни (ЗОЖ) [4, 5].

Подтверждено, что повышение площади вентиляционной поверхности легких обусловлено значительным физическим развитием грудной клетки и мышц, участвующих в процессе дыхания [5]. Таким образом, значения МОД следующие: ОФП ($7,3 \pm 0,6$), СФП ($6,7 \pm 1,0$). Возможно, данные показатели объясняются разницей ДО у исследуемых.

В норме ФОЕ составляет около 50% от ОЕЛ. Значения, превышающие 60% от ОЕЛ являются патологией и свидетельствуют о снижении эластичности легочной ткани [3, 4, 5]. По результатам исследования обе группы не соответствуют критериям нормы, однако у ОФП показатель значительно выше ($1,5 \pm 0,4 = 37,5\%$), чем у СФП ($0,9 \pm 0,4 = 26,5\%$).

Результаты анкетирования показали, что из 50 исследуемых, только 7 имеют респираторные заболевания преимущественно приобретенного характера (ОФП – 1, СФП – 6), у 3 имеется одышка при небольших нагрузках (ОФП – 1, СФП – 2). Относительно основных критериев ЗОЖ табакокурению подвержены 7 исследуемых (ОФП – 3, СФП – 4), рационально питаются 61,5% опрошенных (ОФП – 53,5%, СФП – 8%), регулярными физическими нагрузками занимаются 33,1% (25% – ОФП, 8,1% – СФП), 70,3% имеют нормальный ИМТ (61,9% – ОФП, 8,4% – СФП).

Таким образом, по результатам исследования можно сделать следующие выводы:

1. В результате исследования РС установлена детерминированность исследуемых показателей в зависимости от качественных физических характеристик экспериментальной и контрольной групп и возможных факторов антропогенного влияния на их ФСРС.

2. По полученным данным ФСРС можно судить, что более близкие к норме значения исследуемых показателей состояния внешнего дыхания оказались у контрольной группы (ОФП). Это обуславливается развитием опорно-двигательного аппарата, отсутствием патологических изменений грудной клетки и вредных привычек (табакокурение), которые способствовали бы ухудшению показателей. Потому подтверждена правильность распределения

студентов относительно подготовки к выполнению физических нагрузок в рамках учебной деятельности.

3. Проведенное анкетирование, реализуемое ВОЗ, показало, что полученные результаты лучше ожидаемых (в норме или в пределах нормы), что говорит о том, что студенты следят за своим образом жизни: около 86% опрошенных студентов не подвержены табакокурению, более 80% ведут адекватно подвижный образ жизни, около 70% не имеют проблем с избыточным весом.

Литература

1. Хавкина Т. Х. Антропогенное изменение окружающей среды и здоровье человека. Саратов: Научная книга, 2010. С. 246–273.
2. Здоровоохранение в России. 2017: Статистический сборник. Росстат. М., 2017. С. 21–30.
3. Частоедова И. А., Еликов А. В. Физиология дыхания. Киров: Кировская государственная медицинская академия, 2012. С. 7–21.
4. Агаджанян Н. А., Барбараш Н. А., Белов А. Ф. и др. Нормальная физиология / Под ред. В. М. Смирнова. М.: Академия, 2010. С. 194–217.
5. Частоедова И. А. Практикум по нормальной физиологии. Ч. II. Киров: Кировская государственная медицинская академия, 2016. С. 6–13, 79–99.

ПЕРЕРАБОТКА ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРИСТОГО ВОДОРОДА И ХЛОРИСТОГО КАЛЬЦИЯ КАК ФАКТОР УЛУЧШЕНИЯ САНИТАРНО-ГИГИЕНИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ И ПОВЫШЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

*Т. А. Мусихина, В. Ю. Филатов, С. А. Ганичев, С. А. Казиевков
Вятский государственный университет, usr04011@vyatsu.ru*

По данным Всемирной организации здравоохранения здоровье населения на 20% зависит от состояния окружающей среды. Качество природных компонентов, в свою очередь, во многом связано с уровнем антропогенного воздействия, в том числе с количеством и классами опасности образующихся и размещенных в окружающей среде отходов. Безотходных технологий в настоящее время практически не существует, поэтому объемы накопленных отходов с каждым годом увеличиваются. Так, в настоящее время в Российской Федерации накоплено 80 млрд. тонн отходов, среди них более 2 млрд. тонн отходов от деятельности теплоэлектростанций, а также шлаков черной и цветной металлургии [1].

В Кировской области объем накопившихся и размещенных на объектах захоронения отходов составляет более 81 млн тонн. Кроме того, на объектах временного и длительного хранения (золошлакоотвалы, шламохранилища, накопители, открытые и закрытые площадки временного хранения) размещено более 41 млн. тонн отходов производства и потребления [2].

Практически любое производство, тем более химическое, связано с образованием промышленных отходов. Отходы производства фтористого водорода и хлористого кальция – это остатки от переработки плавленого шпата и известняка. На химических предприятиях Российской Федерации в год образуется порядка 500 тыс. тонн отходов при годовой выработке 800 тыс. тонн жидкого хлористого кальция и 100 тыс. тонн фтористого водорода. Объемы их производства ввиду повышенного спроса постоянно растут, ежегодный прирост составляет около 4%. При этом растут и объемы накопленных отходов – фторгипса и остатка растворения известняка. Эти отходы складываются, как правило, открытым способом в отвалах, нарушая естественный ландшафт, образуя загрязненный поверхностный смыв атмосферными осадками, инфильтруя химические вещества в грунтовые воды и загрязняя приземный слой атмосферы пылеватыми частицами.

Многолетнее складирование фторгипса и остатка растворения известняка (крупнотоннажных отходов производств фтористого водорода и хлористого кальция) открытым способом в пригороде Кирово-Чепецка и в зоне санитарной охраны кировского водозабора оказывает негативное влияние на окружающую среду путем инфильтрации химических веществ с атмосферными осадками в грунтовые воды, пыления, нарушения земель.

Данные об удельном образовании отходов при производстве фтористого водорода и хлористого кальция приведены в таблице 1.

Таблица 1

Образование отходов производств HF и CaCl₂

Наименование продукции	Вид отходов	Ед. измерения	Образование отходов
Фтористый водород	Фторгипс	т/т	3,8–4,5
Хлористый кальций	Остаток растворения известняка	т/т	0,1–0,14

В отвалах бывшего Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК) находится около 2 млн. тонн отходов фторгипса и остатка растворения известняка, отвалы занимают территорию более 10 га. Структура состава фторгипса и шлама растворения известняка приведена на рисунке 1.

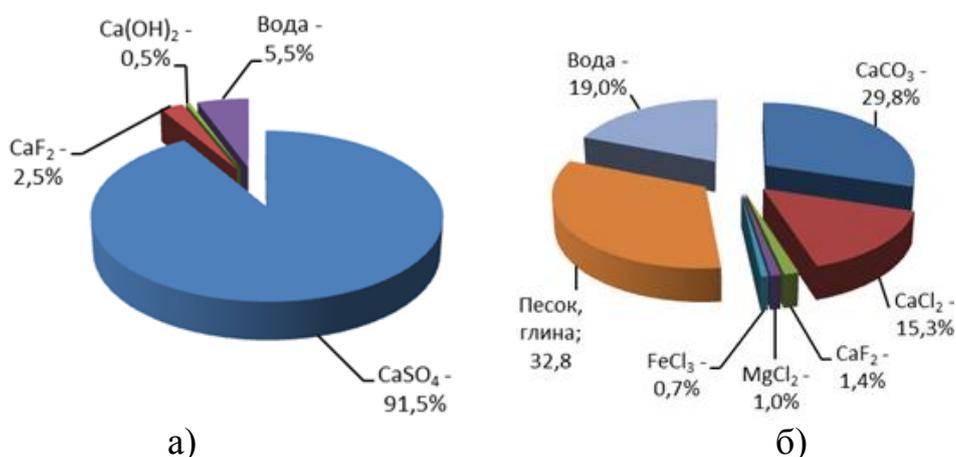


Рис. 1. Химический состав фторгипса (а) и шлама растворения известняка (б)

Складируемые в отвалах отходы неоднородны по свойствам, химическому составу, твердости, дисперсности, водонепроницаемости. Они подвергаются постоянному воздействию климатических факторов, атмосферных осадков и микроорганизмов.

Поскольку отвалы отходов располагаются в зоне санитарной охраны Кировского водозабора, их влияние на состояние водных объектов представляется наиболее опасным. Пробы грунтовых вод в районе влияния отвалов КЧХК содержат следующие приоритетные вещества: хлорид-, фторид- и кальций-ионы. Концентрации этих веществ и доли их предельнодопустимых концентраций для вод хозяйственно-питьевого водоснабжения представлены в таблице 2.

Таблица 2

Содержание загрязняющих веществ в грунтовых водах в районе расположения отвала Кирово-Чепецкого химического комбината

Наименование загрязняющего вещества	ПДКх.п., мг/дм ³ [3]	Содержание загрязняющих веществ, мг/дм ³			Содержание загрязняющих веществ, ед. ПДКх.п.		
		2015	2016	2017	2015	2016	2017
Кальций-ион	200*	160	172	166	0,80	0,86	0,83
Хлорид-ион	350	264	280	275	0,75	0,80	0,78
Фторид-ион	1,5	<0,3	<0,2	<0,2	0,20	0,13	0,13

*– ПДК рыб. хоз [4].

Хотя содержание всех исследуемых веществ находится в пределах нормативов по химическим показателям, однако надо отметить, что они значительно превышают фоновые значения. Поэтому можно предположить, что дальнейшее увеличение объемов отходов однозначно будет ухудшать ситуацию. Кроме того, предварительные исследования водной вытяжки фосфогипса методом биотестирования [5, 6] выявили её острую летальную токсичность. Смертность тест-объектов *Daphnia magna* Straus составила 100% даже при значительном (1000-кратном) разбавлении водной вытяжки, что однозначно определяет необходимость дальнейших исследований в этом направлении.

Несмотря на то, что данный вид отходов относится к 4-му классу опасности, в хозяйственных целях они используются весьма редко, поэтому площади отвалов фторгипса и остатка растворения известняка постоянно увеличиваются. Как показали результаты исследования, фторгипс и известняковый шлам имеют химический и фракционный состав, близкий к составу природных строительных материалов, поэтому вовлечение этих отходов в хозяйственный оборот крайне актуально не только с экологической и санитарно-гигиенической, а также с экономической точек зрения. Переработка отходов КЧХК в строительные материалы позволит расширить в Кировской области ассортимент строительных материалов, обеспечить строительные отрасли качественным, относительно недорогим и доступным сырьем.

Таким образом, актуален поиск технологических решений по переработке ежегодно образующихся 10 тонн отходов производств фтористого во-

дорода и хлористого кальция позволит улучшить санитарно-гигиеническую обстановку и повысить уровень экологической безопасности, а ликвидация накопленных отвалов Кирово-Чепецкого химического комбината позволит провести рекультивацию и возвращение в хозяйственный оборот 10 га земель в пригороде Кирово-Чепецка, где эти отвалы расположены.

Литература

1. Вержанский А. П. Технологическое сырье – важнейший резерв развития // Редкие земли. № 2(7), 2016. С. 103–109.
2. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2016 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. В. Албеговой. Киров, 2017
3. Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 30.04.2003 г. N 78 «О введении в действие ГН 2.1.5.1315-03» (с изменениями и дополнениями).
4. Приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13.12.2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения».
5. Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА, НИА-Природа, 2002. 118 с.
6. ГОСТ 32536-2013 Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Определение острой токсичности для дафний. М.: Стандартинформ, 2014. 10 с.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА МЕДА

А. Д. Цветкова, Е. Е. Помелова, Л. В. Даровских
Вятский государственный университет,
a.czvetkova@mail.ru, pomelova.nat@mail.ru, larisa.darovskich@mail.ru

В настоящее время существенной проблемой является проблема загрязнения продовольственного сырья и пищевых продуктов чужеродными веществами химического и биологического происхождения. Из пищевых продуктов мед является самым фальсифицируемым товаром. В связи с этим исследования качества меда являются актуальными. Мед для анализа брали из трех районов Кировской области (Нолинского, Малмыжского, Уржумского) и одного района Костромской области (Шарьинского).

Целью работы стало определение фальсификата, общей кислотности и массовой доли воды в меде Кировской и Костромской областей.

Мед – древнейший пищевой продукт, вырабатываемый медоносными пчелами из нектара, собранного с цветов или пади. Он является первым сахаристым продуктом, применявшимся для питания. Процессы образования меда связаны с изменением состава и свойств нектара цветов и пади, продуцируемого насекомыми в результате деятельности пчел.

Высокая пищевая и биологическая ценность мёда, а также тот факт, что получение натурального пчелиного мёда связано со значительными матери-

альными затратами, обуславливают высокие цены на натуральный мёд и делают его заманчивым объектом фальсификации [1].

Способы фальсификации меда многочисленны и разнообразны: это и грубые, легко обнаруживаемые подделки (механические примеси муки, мела и других заменителей), и изощренные фальсификации, которые трудно обнаружить (подкормка пчел сахарным сиропом и др.). Определение натуральности пчелиного меда является важной задачей, поскольку ограждает здоровье человека от воздействия различного рода подделок этого продукта. В любом случае фальсификация может рассматриваться как действия, направленные на ухудшение потребительских свойств меда [2].

Для меда наиболее характерны видовая и качественная фальсификации. При качественной фальсификации подделка товара производится с помощью пищевых или непищевых добавок для улучшения органолептических (цвет, вкус, аромат, вязкость) свойств, при сохранении или утрате других потребительских свойств или замене товара высшей градации качества низшей. Конечная цель фальсификаторов – создание потребительских предпочтений на товары пониженного качества путем придания видимости повышенных потребительских свойств [2].

В данной работе проверяли анализируемые образцы на содержание крахмала (муку), желатина, примесей мела, крахмальной и сахарной патоки и падевого меда по ГОСТу 52060-2003. Из-за крахмала мед густеет, и создается видимость кристаллизации, что является признаком «натурального меда». Желатин добавляют для повышения вязкости мёда, при этом ухудшаются вкус и аромат, снижаются диастазная активность и содержание инвертированного сахара. Добавление сахарной патоки ухудшает органолептические показатели меда (запах патоки, высокая вязкость и др.), так же понижает содержание редуцирующих сахаров и диастазную активность. Данные примеси определяются качественными реакциями на вещество или на остаточные вещества, которые используются в процессе фальсификации.

Примесь муки и крахмала обнаруживают по появлению синей окраски при добавлении к раствору меда спиртового раствора йода. Присутствие желатина устанавливают по образованию белых хлопьев при добавлении к раствору меда нескольких капель 5%-ного раствора танина. Добавление к меду свекловичной (сахарной) патоки, которая содержит трисахарид раффинозу и следы хлоридов, вызывает помутнение и осаждение в растворе меда при действии 5%-ного раствора азотнокислого серебра. Фальсификаты крахмальной патокой определяют по реакции с хлористым барием (реагирует с остаточными количествами углекислого кальция, который применяют для нейтрализации серной кислоты, включенной в процесс технологической обработки крахмальной патоки) [3].

Также фальсификацию меда можно определить по повышенному содержанию воды в меде из-за добавления воды или жидкого сахарного сиропа. Влажность меда определяем рефрактометрическим методом, который основан на зависимости показателя преломления меда от содержания в нем воды.

Полученные показатели преломления для данных образцов меда и их пересчет на массовую долю воды в меде делается в соответствии с ГОСТом 19792-2001 [4].

В процессе переработки и хранения меда изменяется и его кислотность. Повышенная кислотность может свидетельствовать о наличии процессов брожения или искусственно инвертированного сахара в присутствии кислоты, т. е. о натуральности продукта. Пониженная кислотность меда может стать результатом фальсификации сахарным сиропом или сахарным медом [1]. Отклонение от требований государственного стандарта по комплексу показателей может свидетельствовать о натуральности меда или его фальсификации. Определение кислотности воды в меде проводили титриметрическим методом. В таблице представлены результаты исследуемых образцов и сравнение их с ГОСТом 19792-2001.

Таблица

Фальсификация меда

Показатели	№ 1 Но-линский	№ 2 Шарьинский	№ 3 Малмыжский	№ 4 Уржумский	Норма
Качественная реакция на муку или крахмал	–	–	–	–	–
Качественная реакция на мел	–	+	–	–	–
Качественная реакция на примесь крахмальной патоки	–	–	–	–	–
Качественная реакция на примесь сахарной патоки	–	–	–	–	–
Качественная реакция на желатин	–	–	+	–	–
Качественная реакция на примесь падевого меда	+	+	+	–	–
Общая кислотность, см ³	3,5	2,2	2,2	2,1	Не более 4
Массовая доля воды, %	15,4	18,6	16,2	17,8	Не более 21

Примечание: «+» – положительная реакция, «–» – отрицательная реакция.

По приведённым в таблице, видно, что образцы № 1, 2, 3 дали качественную реакцию на различные добавочные примеси, из этого следует, что данные виды меда подверглись фальсификации. Кислотность и влажность у всех образцов в пределах нормы (ГОСТу 19792–2001), что свидетельствует о правильном проведении переработки и хранения.

Литература

1. Осинцева Л. А. Технология, показатели качества, безопасности и товароведная оценка меда: учебное пособие. Новосибирск, 2012. С. 6, 70–71.
2. Заикина В. И. Экспертиза меда и способы обнаружения его фальсификации: Учебное пособие. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Издательско-торговая корпорация «Дашков и К°», 2012. 126–127 с.
3. Правила ветеринарно-санитарной экспертизы меда при продаже на рынках (утв. Минсельхозпродом РФ 18.07.1995 N 13-7-2/365) (Зарегистрировано в Минюсте РФ 31.08.1995 N 942). С. 17–20.
4. ГОСТ 19792-2001 Межгосударственный стандарт. Мед натуральный. Технические условия. Введен 2002-07-01. М.: Стандартинформ, 2011. 27 с.

ДИНАМИКА ТРЕНИРОВОЧНОГО ПРОЦЕССА СПОРТИВНЫХ ЛОШАДЕЙ В УСЛОВИЯХ ПРЕССИНГА СТРЕСС-ФАКТОРОВ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ

В. А. Хабарова, В. Г. Семенов

*Чувашская государственная сельскохозяйственная академия,
semenov_v.g@list.ru*

Лошади, находящиеся в ипподромном или спортивном тренинге, содержатся в условиях далёких от естественной природной среды обитания копытных – обычно в черте города, где они помимо высоких физических нагрузок подвержены влиянию вредных экологических факторов среды, таких как повышенный уровень шума, загрязненность воздуха и пр. В данных условиях особенно важно проведение постоянного мониторинга их физиологического состояния для оценки здоровья и уровня адаптации организма животных.

Важным условием успешной работы с любой лошастью является продуманная программа тренинга и подготовки её к соревнованиям. При её разработке требуется постоянно контролировать состояние лошади для выявления динамики тренировочного процесса, избегания перетренированности и сохранения работоспособности. Недостаточные нагрузки не будут давать желаемого эффекта адаптации организма животного к работе, а перетренированность может привести к негативным последствиям для всех функциональных систем организма. Особенно остро данная проблема стоит в работе с быстроаллюрными лошадьми, несущими большие физические нагрузки в период ипподромного тренинга [1, 2, 3].

Для контроля уровня тренированности и состояния здоровья лошади можно использовать множество показателей, в т. ч. визуальную оценку, клинические и биохимические показатели крови, отражающие метаболические изменения, объём лёгочной вентиляции и частоту сердечных сокращений (ЧСС).

Задавшись целью изучения показателей работоспособности, учёные ещё в первой половине XX века стали заниматься исследованием физиологических реакций организма лошади на нагрузки. В 1930-е гг. были

проведены исследования уровня глюкозы и лактата в крови лошадей в покое и после нагрузок, и было установлено, что физическая активность повышает содержание лактата в крови до различных значений у разных животных.

Позже был разработан стандартный тест для оценки работоспособности при максимальных и субмаксимальных нагрузках для рысаков. Эти исследования выявили взаимосвязь между физическими возможностями лошади, изменениями ЧСС и концентрацией лактата в крови.

Также показателем уровня адаптации к нагрузкам могут служить маркёры окислительного стресса и пероксидной резистентности эритроцитов. Грамотный систематический тренинг, как правило, приводит к снижению окислительного стресса у спортивных лошадей и активации антиоксидантных систем организма [4].

Обширные современные исследования по комплексам гематологических показателей проводились на базе КСК, ЦСКА, нескольких конных заводов спортивного направления и КФХ для уточнения нормативов и установления вариабельности некоторых показателей, связанных с мышечной деятельностью и состоянием здоровья спортивных лошадей. Взятие анализов в разных фазах тренировочных циклов сопровождалось также ветеринарным осмотром для определения физиологического состояния животных. Исследование привело к уточнению многих важных показателей, таких как лейкоцитарная формула, СОЭ, а также было рекомендовано определение в крови тренируемых лошадей ряда ферментов, микроэлементов, С-реактивного белка и концентрации фибриногена для обнаружения воспалительных процессов [5].

В условиях ипподромного тренинга проводились исследования гематологических показателей у лошадей арабской чистокровной породы, разделённых по полу и возрасту на 6 групп – кобыл и жеребцов двух, трёх лет и старшего возраста. Двухлетние кобылки показали лучшую приспособленность к тренингу, чем их сверстники по таким показателям как концентрация гемоглобина, средний объём эритроцита, количество эритроцитов и среднее содержание гемоглобина в эритроците. В дальнейшем у трёхлетних лошадей эта разница сглаживается, а к старшему возрасту, наоборот, жеребцы имели более высокие эритроцитарные индексы, чем кобылы. По прочим показателям статистически значимых различий не наблюдалось. У групп двух- и трёхлетних лошадей был существенно повышен уровень тромбоцитов (PLT) и выходил за пределы референтного интервала [6].

Исследование количества тромбоцитов у рысаков 2-летнего и более старшего возраста (от 3 лет) при выполнении работы различной интенсивности показало снижение изучаемого показателя после тротовой нагрузки малой интенсивности. У 2-летних животных это снижение составило 26 % по сравнению с покоем, что может объясняться увеличением объёма крови за счёт усиления периферического кровообращения или эмоциональным стрессом. После выполнения субмаксимальных нагрузок

наблюдалось повышение данного показателя. У лошадей трёх лет и старше такие нагрузки не вызывали резких изменений концентрации тромбоцитов [7].

Основными источниками энергии для мышечных сокращений являются анаэробная и аэробная системы ресинтеза АТФ. В большинстве конных дисциплин гораздо большее значение имеет аэробная система, обеспечивающая длительную работу мышц, поэтому большая часть исследований спортивной работоспособности фокусируется на изучении сердечнососудистой и дыхательной систем, т. к. именно от них зависит обеспечение кислородного обмена в мышцах, но подробное исследование состояния дыхательной системы и газоэнергетического обмена лошади является сложным и трудоёмким процессом, не подходящим для применения в повседневной практике.

Измерение ЧСС представляется на данный момент наиболее доступным и наименее затратным, но достаточно информативным методом контроля функционального состояния лошади, т.к. позволяет получить информацию о тренировочном процессе в режиме реального времени и скорректировать тренировку в соответствии с этими показателями, использовать индивидуальный подход.

Были проведены многочисленные исследования на спортсменах, позволившие разработать систему оценки и интерпретации данных о ЧСС и подтверждающие эффективность использования кардиомониторинга у людей в различных спортивных дисциплинах [8].

Проводились также исследования соотношения показателей скорости и ЧСС у лошадей спортивного направления (выездка) при движении различными аллюрами. Интенсивность нагрузки и порог анаэробного обмена (ПАНО) в данном случае можно вычислить, зная соотношения ЧСС покоя и максимальной рабочей ЧСС.

При дальнейшей обработке графиков соотношения скорости и ЧСС можно проследить временное повышение пульса при переходе в более быстрый аллюр, а затем некоторое его снижение и стабилизацию, объясняемую синхронизацией. При этом смещение кривых роста ЧСС от кривых повышения скорости вправо свидетельствует о повышении функционального состояния организма. Стабильно высокие значения ЧСС на протяжении всей тренировки могут указывать на утомление от предшествовавших силовых нагрузок, полученных накануне, во время предыдущей тренировки. Наиболее благоприятным при увеличении скорости движения является пологий наклон вправо кривой роста ЧСС. Также важным показателем является скорость восстановления исходных значений ЧСС при отшагивании после завершения работы [9].

У каждого животного имеется собственный диапазон исходных значений ЧСС, за который принимается ЧСС при движении шагом до начала основной работы. Восстановление ЧСС до этих значений в течение 5–10 минут указывает на то, что интенсивность работы можно увеличивать. Более длительное восстановление может указывать на чрезмерные нагрузки и

перенапряжение. При выполнении силовых нагрузок скорость восстановления ЧСС и других функциональных показателей протекает с разной скоростью. Также о функциональном состоянии организма лошади и адаптации к различным видам нагрузки можно судить по изменению значений ЧСС при выходе лошади из денника на следующий день, т. е. при переходе от относительного покоя к движению шагом [5].

В то же время показатели ЧСС при выполнении монотонной работы низкой интенсивности, например работы рысаков тротом, могут быть малоинформативны из-за преобладающего влияния на изменение ЧСС внешних факторов – ориентировочной реакции, страха и других раздражителей. При данных условиях не происходит достаточной синхронизации деятельности сердечно-сосудистой системы с ритмами дыхания и движения [10].

Для более полной и объективной оценки новых систем и приёмов тренинга желательно применение комплексного подхода к изучению их влияния на организм животных. Так, для усовершенствования системы заводского тренинга молодняка спортивных пород проводилось исследование её влияния одновременно на физиологические показатели (ЧСС, частота дыхания), биохимические и морфологические показатели крови. Результаты подтвердили хорошую переносимость данных нагрузок, хорошее состояние здоровья животных и нормальную скорость их восстановления после тренировок. При сравнении скакового тренинга и напрыгивания на свободе было установлено, что у лошадей, проходящих скаковой тренинг, наблюдается не столь резкое увеличение показателей ЧСС при выполнении работы [5].

Интенсивный тренинг лошади, на грани её физических возможностей, может стать причиной ряда патологических изменений в организме животного. Первыми признаками того, что адаптация систем организма лошади начинает отставать от предъявляемых требований, являются симптомы так называемой перетренированности. Было замечено, что лошади, получающие чрезмерно интенсивные физические нагрузки и недостаточный отдых, на соревнованиях зачастую показывают очень низкие результаты. Лошади, несущие недостаточные нагрузки, также не прогрессируют в резвости, выносливости или развитии своих двигательных и прыжковых качеств. Разработка оптимальных тренировочных программ, позволяющих избегать таких негативных воздействий, повышающих эффективность работы с лошадью и способствующих наиболее полному раскрытию её генетического потенциала, является важной задачей во всех направлениях конного спорта.

Литература

1. Задорова, Н. Н. История формирования типа рысака Чувашского конного завода / Н. Н. Задорова, В. А. Хабарова // Иппология и ветеринария. М., 2017. № 4(26). С. 6–12.
2. Задорова, Н. Н. Вклад лошадей частного конного завода А. А. Ишмуратова на формирование русской рысистой породы Казанского уезда / Н. Н. Задорова, В. А. Хабарова

ва // Ученые записки Казанской государственной академии ветеринарной медицины им. Н. Э. Баумана. Казань, 2017. Т. 232. № IV. С. 64–69.

3. Хабарова, В. А. К проблеме реализации резвостного и спортивного потенциала лошадей рысистых и верховых пород / В. А. Хабарова, В. Г. Семенов // Молодежь и инновации: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. молодых ученых, аспирантов и студентов. Чебоксары, 2017. С. 113–117.

4. Андрийчук, А. В. Пероксидная резистентность эритроцитов и содержание маркеров окислительного стресса в крови лошадей украинской верховой породы в динамике физических нагрузок / А. В. Андрийчук и др. // Известия КГТУ. 2015. № 36. С. 93–106.

5. Физиологические и биохимические показатели крови лошадей / Г. Ф. Сергиенко, С. С. Сергиенко, О. Н. Пашков, Е. А. Боровая // Коневодство и конный спорт. 2017. № 3. С. 30–31.

6. Хотов, В. Х. Сравнение гематологических показателей кобыл и жеребцов чистокровной арабской породы в период ипподромных испытаний / В. Х. Хотов, Л. В. Петрикеева // Коневодство и конный спорт. 2017. № 2. С. 8–10.

7. Изменение количества тромбоцитов в крови рысистых лошадей в период ипподромного тренинга / С. А. Зиновьева, С. А. Козлов, С. С. Маркин, О. Н. Гусева // Коневодство и конный спорт. 2012. № 2. С. 19–21.

8. Ландырь, А. П. Мониторинг сердечной деятельности в управлении тренировочным процессом в физической культуре и спорте / А. П. Ландырь, Е. Е. Ачкасов. М.: Триада-Х, 2011. 176 с.

9. Пашкова, О. Н. Использование кардиомонитора для регистрации ЧСС и скорости движения спортивных лошадей / О. Н. Пашкова, Г. Ф. Сергиенко // Коневодство и конный спорт. 2016. № 3. С. 20–23.

10. Динамика сердечных сокращений у рысистых лошадей при выполнении тренировочной нагрузки малой интенсивности / В. В. Саватеева, С. А. Козлов, С. А. Зиновьева, С. С. Маркин // Таврический научный обозреватель. 2016. № 5. С. 247–250.

ВОСПРОИЗВОДИТЕЛЬНЫЕ КАЧЕСТВА КОРОВ В УСЛОВИЯХ ЭКОЛОГО-ТЕХНОГЕННОГО ПРЕССИНГА

Е. П. Симурзина, В. Г. Семенов

*Чувашская государственная сельскохозяйственная академия,
semenov_v.g@list.ru*

Организмы животных на протяжении всей жизни находятся в условиях непрерывного воздействия внешних и внутренних факторов среды обитания. В связи с этим каждый организм стремится усовершенствовать характерные для него механизмы приспособления. Но в последнее время в связи с возрастающим повсеместным загрязнением окружающей среды значительно меняется состояние здоровья животных, особенно на территориях, которые в большей мере подвержены антропогенному прессингу. Нарушение экологического состояния среды негативно сказывается на организме животных, особенно актуально это в отношении высокопродуктивных животных, у которых механизмы неспецифической защиты организма оказываются недостаточными.

Эколого-техногенные нагрузки приводят к истощению внутренних резервов организма, животные оказываются неспособными адаптироваться к изменяющимся условиям среды обитания и зачастую заболевают.

В условиях интенсификации животноводства у коров возникают нарушения функционирования иммунной системы, а именно иммунодефициты, иммуносупрессии и аллергии различной этиологии. Этому способствуют несоответствие технологии содержания, нарушение технологии кормления, воздействие токсических веществ разной природы и, конечно же, стресс-факторы техногенной природы. Впоследствии у коров снижается продуктивность, не обеспечивается высокое санитарное качество продукции, что ведет к снижению рентабельности животноводства.

Именно поэтому возникает потребность в полноценной реализации биологического потенциала воспроизводительных и продуктивных качеств сельскохозяйственных животных. Для ее осуществления необходимы разработки и внедрение в практику новых методов оптимизации технологических процессов животноводства с учетом биологических особенностей животных.

В свете вышеизложенного с целью обеспечения здоровья, реализации адаптивного, продуктивного и репродуктивного потенциала животных мы предлагаем комплексные биопрепараты нового поколения. Применение различного рода биологически активных веществ позволяет снизить отрицательные последствия взаимодействия организма и окружающей среды.

Иммуномодулирующей активностью обладает широкий спектр веществ. По происхождению иммуномодуляторы можно разделить на следующие:

- микробные (лизаты бактерий и части клеточных стенок);
- тканевые (пептиды тимуса, плаценты);
- тимические (экстракты тимуса КРС);
- костномозговые препараты (комплексы пептидов);
- цитокины (интерлейкины и интерфероны);
- нуклеиновые кислоты (смесь нуклеиновых кислот дрожжей);
- растительные препараты;
- химически чистые [1].

Основным действием этих веществ является стимуляция фагоцитирующих клеток и, таким образом, повышение их противомикробной активности. Некоторые соединения также способны стимулировать естественные клетки (киллеры), систему комплемента, образование лизоцима, иммуноглобулинов и реакцию организма на присутствие антител.

Установлено, что для повышения активности неспецифических и специфических защитных реакций организма не обязательно вводить в организм целые микробные клетки, а достаточно небольших доз полисахаридных комплексов, являющихся частью большинства микробных клеток [2].

Полисахаридные комплексы *Saccharomyces cerevisiae* характеризуются выраженным корригирующим влиянием на Т- и В-лимфоцитарные звенья иммунной системы организма, обуславливая повышение уровня его сопро-

тивляемости. Значительный интерес представляют полисахариды – β -D-глюканы. Было отмечено, что полисахариды – глюканы дрожжевых клеток являются стимуляторами широкого спектра действия, повышающие резистентность организма к бактериальным, вирусным, грибковым, паразитарным инфекциям, новообразованиям, а также в роли эффективных адъювантов при вакцинации. Глюканы разрушаются до глюкозы и воды, т. е. абсолютно безвредны для организма [3].

Целесообразно назначать животным иммуностимуляторы из натурального сырья, в сочетании с антибактериальными препаратами. При таком применении по возбудителю наносится двойной удар: антибактериальный препарат подавляет функциональную активность возбудителя, повышая его чувствительность к фагоцитозу, а иммуностимулятор активизирует фагоцит, повышая его способность обезвреживать возбудителя.

Именно поэтому для решения проблемы иммуномодуляции сельскохозяйственных животных учеными Чувашской ГСХА были разработаны биостимуляторы на основе полисахаридного комплекса дрожжевых клеток с добавлением производного бензимидазола и полусинтетического бактерицидного аминогликозидного препарата III поколения.

В результате апробации разработанных биоиммуностимуляторов на коровах в условиях производства установлено увеличение количества эритроцитов, лейкоцитов и концентрации гемоглобина в крови, что свидетельствует об улучшении гемопоэза и активизации клеточных защитных факторов организма. Биопрепараты стимулируют продукцию лимфоцитов кроветворными органами, помимо этого активизируется неспецифическая устойчивость организма, о чем свидетельствует увеличение количества эозинофилов и сегментоядерных нейтрофилов в крови [4].

У коров под действием биоиммуностимуляторов повышается фагоцитарная активность лейкоцитов, лизоцимная активность плазмы, бактерицидная активность сыворотки крови и содержание в ней иммуноглобулинов. Биостимуляторы повышают обмен белка, продукцию альбуминов (пластического материала) и γ -глобулинов (гуморального фактора неспецифической резистентности). Установленные физиологический лейкоцитоз, умеренная нейтропения со сдвигом ядра вправо, лимфоцитоз и эозинопения приводят к активизации клеточных факторов неспецифической защиты и стрессоустойчивости организма.

Под влиянием биопрепаратов у коров сокращаются сроки отделения плодных оболочек, предупреждаются послеродовые осложнения и заболевания молочной железы и репродуктивных органов. На фоне иммунопрофилактики организма у коров сокращаются сроки наступления половой охоты, уменьшается индекс осеменения, укорачивается сервис-период и повышается оплодотворяемость в 1 охоту [5].

Таким образом, на фоне применения биопрепаратов при помощи неспецифических адаптационных реакций организм сохраняет необходимое для жизни относительное постоянство внутренней среды – гомеостаз, и активно

противостоит неблагоприятным воздействиям внешней среды, повышая защитные силы. Следовательно, открываются новые возможности для реализации воспроизводительных и продуктивных качеств крупного рогатого скота за счет иммунопрофилактики организма биопрепаратами на основе полисахаридов и антибактериальных средств.

Литература

1. Хаитов, Р. М. Современные иммуномодуляторы. Классификация. Механизм действия. / Р. М. Хаитов, Б. В. Пинегин. М., 2005. 27 с.
2. Петрянкин, Ф. П. Иммуностимуляторы в практике ветеринарной медицины / Ф. П. Петрянкин, В. Г. Семенов, Н. Г. Иванов. Чебоксары: Новое Время, 2015. 272 с.
3. Кириллов, Н. К. Улучшение воспроизводительных и продуктивных качеств черно-пестрого скота биостимуляторами / Н. К. Кириллов, В. Г. Семенов, С. Г. Яковлев // Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. М., 2012. № 2 (8). С. 89–90.
4. Герасимова, Н. И. Воспроизводительные качества коров и продуктивность молодняка при применении биостимуляторов ПС-2 и ПС-8 / Н. И. Герасимова, В. Г. Семенов // Продовольственная безопасность и устойчивое развитие АПК: Материалы междунар. науч.-практ. конф. Чебоксары, 2015. С. 256–260.
5. Семенов, В. Г. Реализация воспроизводительных качеств коров и продуктивного потенциала телят биопрепаратами / В. Г. Семенов, Н. И. Герасимова, Д. А. Никитин, В. А. Васильев // Известия Международной академии аграрного образования. С-Пб., 2017. № 33. С. 172–175.

РЕАЛИЗАЦИЯ ПРОДУКТИВНЫХ КАЧЕСТВ СВИНЕЙ В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННОЙ ТЕХНОЛОГИИ ВЫРАЩИВАНИЯ

В. Г. Семенов, Л. П. Гладких, Д. А. Никитин
Чувашская государственная сельскохозяйственная академия,
semenov_v.g@list.ru

Переход свиноводства на промышленную основу вместе с несомненными достоинствами, способствующими увеличению рентабельности отрасли, спровоцировал обострение и возникновение ряда новых проблем, основной из которых является несоответствие условий среды обитания биологическим потребностям организма свиней. Разработка и внедрение в производственный процесс эффективных технологий содержания, кормления и обслуживания животных, хотя и позволяет увеличить продуктивность и повысить качество получаемой продукции, зачастую нарушает сложившиеся в процессе филогенеза взаимоотношения организма свиней с окружающей средой и традиционными условиями содержания и кормления. Технологические приемы современных крупных свиноводческих комплексов, недостаточность моциона, нерациональное использование антибактериальных препаратов вызывают нарушение метаболизма, снижение резистентности организма свиней, что, в конечном итоге, приводит к высокой заболеваемости и низкой продуктивности свинопоголовья. В свете вышесказанного применение иммуотропных препаратов свиньям, с целью направленного воздействия на процесс форми-

рования защитно-приспособительных механизмов их организма, является перспективным приемом интенсификации отрасли свиноводства.

Научно-исследовательская работа проведена в условиях свиноводческого комплекса закрытого акционерного общества «Прогресс» Чебоксарского района Чувашской Республики. Объектами исследований были поросята-сосуны, отъемыши и молодняк на откорме до убоя на мясо. Были подобраны три группы новорожденных поросят (контрольная, 1-я опытная и 2-я опытная) по принципу пар-аналогов с учетом клинико-физиологического состояния и живой массы по 50 животных в каждой группе.

Для определения характера воздействия на рост, заболеваемость, сохранность и продуктивные качества молодняка свиней, новорожденным поросятам опытных групп внутримышечно вводили иммуностимулирующие препараты PigStim-C и PigStim-M в дозе 0,3 мл на голову, трехкратно на 1-, 4- и 7-е сутки жизни. Животным контрольных групп препараты не вводили.

Параметры микроклимата в цехах для содержания подсосных свиноматок с поросятами, поросят-отъемышей и молодняка свиней на откорме за весь период наблюдения находились в пределах зоогигиенических норм и соответствовали потребностям организма с учетом половозрастных групп.

Кормление свиней на предприятии осуществляется полнорационными комбикормами на основе зерновой смеси собственной выработки с добавлением концентратов кормовых производств компании ООО «ПремиКорм».

В течение опытного периода в разные сроки подсоса, отъема и откорма среди животных всех групп возникали случаи заболеваний.

В периоды новорожденности и подсоса преимущественно регистрировали заболевания, характеризующиеся поносом неинфекционной этиологии. Заболевания протекали без повышения температуры тела, выраженной анорексии и гиподинамии. Терапию при возникавших заболеваниях проводили принятыми в хозяйстве комплексными методами, с применением антибактериальных препаратов широкого спектра действия.

Среди поросят контрольной группы за период новорожденности и подсоса зафиксировано 26 случаев заболеваний, при этом терапия при возникших заболеваниях была успешной лишь в 24 случаях, 2 поросенка пали от истощения и обезвоживания в результате поноса незаразной этиологии. В 1-й опытной группе зафиксировано 11 заболеваний поросят, из которых 10 излечились и 1 пал, а во 2-й опытной группе – 9 случаев заболеваний поросят, все из которых излечились. Средняя продолжительность заболеваний поросят контрольной группы составила 1,96 суток, 1-й опытной – 1,55 суток, а 2-й опытной – 1,67 суток. Заболеваемость поросят 1-й и 2-й опытной групп оказалась ниже контрольного показателя соответственно на 30 и 34%, кроме того достоверно улучшился показатель эффективности терапевтических мероприятий и сохранности поросят.

Среди заболеваний поросят-отъемышей ведущее место занимала отечная болезнь, сопровождающаяся симптомами покраснения и отека век, конъюнктивитами, водянистыми истечениями из глаз, а также ухудшением обще-

го клинического состояния, проявляющегося шаткостью походки, отказом от корма и воды. Терапию при возникших заболеваниях производили незамедлительно при первых клинических признаках, до появления симптомов поражения нервной системы, общепринятыми в ветеринарии схемами лечения. Так же, как и в подсосный период, среди поросят-отъемышей возникали случаи заболеваний с симптомами поноса незаразной этиологии. Кроме того, в отъемный период у поросят фиксировались единичные случаи других заболеваний, например, артритов.

Среди поросят-отъемышей контрольной группы зарегистрировали 14 заболеваний незаразной этиологии, терапия 13 из них была успешной с общей продолжительностью болезней 2,43 суток, один поросёнок-отъёмш пал. В 1-й опытной группе зафиксировано 7 случаев заболеваний, терапия всех из них была успешной, а средняя продолжительность составила 1,86 суток. Во 2-й опытной группе зафиксировано 5 заболеваний поросят, все из которых излечились в среднем через 2-е суток. Таким образом, применение иммуностропных препаратов способствовало снижению количества заболеваний поросят в период отъема в 2,0–2,8 раза, а их продолжительности на 0,43–0,67 суток.

Среди заболеваний молодняка свиней всех трёх групп в период откорма наиболее частыми были бронхиты, проявляющиеся кашлем без повышения температуры тела и ухудшения общего клинического состояния. Также часто встречались заболевания с признаками поражения суставов. Терапию при возникших заболеваниях осуществляли общепринятыми в ветеринарии и в данном хозяйстве приёмами и методами лечения.

В период откорма среди свиней контрольной группы возникло 12 случаев заболеваний, в 1-й опытной – 7, а во 2-й опытной – 8. Средняя продолжительность заболеваний молодняка составила 3,25 суток в контрольной группе, 2,86 суток – в 1-й опытной и 2,88 суток – во 2-й опытной. При этом терапия при всех случаях заболеваний была эффективной и падежа не зафиксировано.

Таким образом, на основе анализа заболеваемости и сохранности свиней в периоды новорожденности, подсоса, отъема и откорма установлено, что внутримышечное введение иммуностропных препаратов PigStim-C и PigStim-M поросятам в раннем периоде постнатального онтогенеза снижает количество заболеваний, сокращает сроки выздоровления и повышает эффективность терапевтических мероприятий, а также повышает сохранность.

За период опыта регулярно в возрасте 30, 60, 90, 120, 150, 180 и 210 суток производили взвешивание свиней всех трех групп. Индивидуальной оценки живой массы особей не проводилось, взвешиванию подвергалась каждая группа свиней с последующим определением среднего веса (табл. 1).

Таблица 1

Динамика роста свиней

Возраст	Группа животных		
	контрольная	1-я опытная	2-я опытная
Живая масса, кг			
1	1,00	1,00	1,00
30	6,59	7,02	7,09
60	15,23	16,23	16,46
90	26,84	28,65	29,02
120	41,81	44,61	45,22
150	59,32	63,42	64,20
180	79,94	85,50	86,58
210	103,79	110,92	112,34
Среднесуточный прирост живой массы, г			
1–30	186	201	203
30–60	288	307	312
60–90	387	414	419
90–120	499	532	540
120–150	584	627	633
150–180	687	736	745
180–210	795	847	859
1–210	489	523	530

Как видно из представленной таблицы живая масса свиней всех трех групп, имея одинаковые значения при рождении, планомерно увеличивалась до конца опытного периода. Так, живая масса свиней контрольной группы в возрасте 210 суток оказалась равной в среднем по группе 103,79 кг. Живая масса свиней 1-й опытной группы к концу периода откорма оказалась равной в среднем по группе 110,92 кг, что на 7,13 кг или 6,87 % больше контрольного показателя. Живая масса свиней 2-й опытной группы, также оказалась больше контрольного показателя на 8,55 кг или 8,24 %, и составила в среднем по группе 112,34 кг.

Среднесуточные приросты живой массы свиней 1-й и 2-й опытных групп оказались выше контрольных показателей. Так, указанный показатель свиней 1-й опытной группы за 1-й, 2-й, 3-й, 4-й, 5-й, 6-й и 7-й месяцы выращивания оказался выше контрольного на 15, 19, 27, 33, 43, 49 и 52 г, а у свиней 2-й опытной группы в те же сроки – на 17 г, 24, 32, 41, 49, 58 и 64 г соответственно. Среднесуточные приросты свиней 1-й и 2-й опытной групп в среднем за все периоды подсоса, отъема и откорма оказались выше контрольного показателя на 34 и 41 г.

Следовательно, применение пороссятам в раннем периоде постнатального онтогенеза иммуностропных препаратов PigStim-C и PigStim-M способствует более интенсивному их росту в периоды подсоса, отъема и откорма.

В возрасте 210 суток был произведен контрольный убой пяти свиней из каждой группы. По результатам контрольного убоя свиней (табл. 2) выявлено, что убойный выход у свиней контрольной группы составил 67,83 %, при

средней массе туши 70,4 кг. Убойная масса свиней 1-й и 2-й опытных групп в среднем имела значения 76,62 и 77,48 кг, что на 6,22 и 7,08 кг больше контрольного показателя. Кроме того, на фоне применения иммуностропных препаратов на 1,14–1,25% увеличился убойный выход.

Таблица 2

Мясная продуктивность свиней

Показатель	Группа животных		
	контрольная	1-я опытная	2-я опытная
Предубойная масса, кг	103,79	110,92	112,34
Абсолютный прирост, кг	102,79	109,92	111,34
Среднесуточный прирост, г/сутки	489	523	530
Убойная масса, кг	70,4±0,28	76,62±0,48	77,48±0,62
Убойный выход, %	67,83	69,08	68,97

После разделения туш на полутуши и охлаждения в холодильной камере при температуре –3 ... –5 °С и скорости движения воздуха 1 ... 3 м/с в течение 10 ... 13 часов свинина на костях, полученная от всех трех групп была направлена на обвалку и жиловку (табл. 3).

Таблица 3

Обвалка и жиловка свиных полутуш

Показатель	Группа животных		
	контрольная	1-я опытная	2-я опытная
Масса охлажденной полутуши, кг	34,74±0,13	37,78±0,24	38,22±0,31
Свинина жилованная, кг	21,65	23,53	23,81
Шпик, кг	4,93	5,36	5,43
Шкурка, кг	2,36	2,57	2,60
Ребра для копчения, кг	3,13	3,40	3,44
Сухожилия, хрящи, кг	0,66	0,72	0,73
Технические зачистки и потери, кг	0,07	0,08	0,08
Кость, кг	1,95	2,12	2,14

Как видно из представленной таблицы, обвалка и жиловка полутуш не выявила достоверного увеличения доли выхода отдельных компонентов, однако существенно увеличилось количество жилованной свинины. Так, масса охлажденных полутуш в шкуре, с вырезкой, без баков и без ножек свиней 1-й и 2-й опытных групп оказалась больше массы контрольных полутуш на 3,04 и 3,48 кг. В этой связи вполне объяснимо то, что количество жилованной свинины, полученной от свиней 1-й и 2-й опытных групп увеличилось на 1,88 и 2,16 кг, количество шпика – на 0,43 и 0,50 кг, а ребер для копчения – на 0,27 и 0,31 кг соответственно. В связи с увеличением живой массы и соответственно массы полутуш свиней опытных групп, также увеличилось количество полученной шкурки, сухожилий и хрящей, кости и технических потерь.

Таким образом, можно заключить, что внутримышечное введение поросятам в раннем периоде постнатального онтогенеза иммуностропных препаратов PigStim-С и PigStim-М способствовало увеличению их мясной продуктивности.

Проведенная научно-исследовательская работа подтверждает целесообразность применения иммуностропных препаратов PigStim-C и PigStim-M пороссятам в раннем периоде постнатального онтогенеза с целью реализации биоресурсного потенциала их продуктивности. На фоне внутримышечного инъекирования иммуностропных препаратов PigStim-C и PigStim-M пороссятам трехкратно, с интервалом трое суток на 1-е, 4-е и 7-е сутки жизни в дозе 0,3 мл на голову наблюдается достоверное увеличение показателей роста, обеспечивается здоровье и сохранность молодняка, увеличивается количество получаемой свинины, при отсутствии негативного воздействия на клинико-физиологическое состояние организма свиней и обеспечении санитарного качества продукции.

Литература

1. Иммунопрофилактика – перспективный прием интенсификации свиноводства / Л. П. Гладких, В. Г. Семенов, В. Г. Софронов, Д. А. Никитин // Ученые записки Казанской государственной академии ветеринарной медицины им. Н. Э. Баумана. Казань, 2017. Т. 231. С. 28–33.
2. Никитин, Д. А. Токсические свойства биостимулирующих препаратов ПС-6 и ПС-7 / Д. А. Никитин, В. Г. Семенов // Ветеринарный врач. Казань, 2012. № 6. С. 29–32.
3. Кузнецов, А. Ф. Влияние скармливания кормовых дрожжей на организм поросят / А. Ф. Кузнецов, Д. В. Батулин // Международный вестник ветеринарии. СПб., 2016. № 3. С. 69–74.
4. Неспецифическая устойчивость организма животных к стресс-факторам / В. Г. Семенов, Д. А. Никитин, А. В. Волков, К. В. Захарова // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2017. С. 233–237.
5. Семенов, В. Г. К проблеме адаптогенеза организма свиней к факторам среды обитания / В. Г. Семенов, Д. А. Никитин, Л. П. Гладких // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2017. С. 237–242.

ОСОБЕННОСТИ ПРЕПОДАВАНИЯ ДИСЦИПЛИНЫ «ТЕОРИЯ ЭВОЛЮЦИИ» У ОБУЧАЮЩИХСЯ ПО НАПРАВЛЕНИЮ «БИОЭКОЛОГИЯ»

Е. А. Лугинина

*Вятский государственный университет,
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
e.luginina@gmail.com*

По известному определению Ю. Ф. Реймерса «Эволюция – необратимое и направленное историческое развитие живой природы. Эволюция сопровождается изменением генетического состава популяций, формированием адаптаций, образованием и вымиранием видов, преобразованием экосистем и биосферы в целом. В ходе эволюции организмы и экосистемы приспосабливаются к постепенно меняющимся условиям среды – биотическим и абиотическим» [1]. Исходя из определения, понимание процессов эволюции требует

значительного объема системных и комплексных биологических и экологических знаний.

Теория эволюции является системообразующей дисциплиной, объединяющей обширный комплекс биологических наук [2]. Поэтому закономерно и целесообразно преподавание дисциплины «Теория эволюции» на 4 курсе программы бакалавриата Вятской ГСХА по направлению Биоэкология. В соответствии с учебным планом на ее освоение выделяется 14 часов лекционных занятий и 30 часов семинарских занятий.

Целью данной дисциплины является изучение общих закономерностей развития живых организмов и жизни на Земле.

Результаты изучения курса сформулированы в виде набора компетенций, то есть комплексов индивидуальных характеристик, необходимых и достаточных для эффективного и гарантированного осуществления профессиональной деятельности.

Перечень компетенций с указанием этапов их формирования в процессе реализации образовательной программы разработан в рамках рабочей программы дисциплины и включает общепрофессиональные, профессиональные и общие компетенции.

Общепрофессиональные компетенции:

– Способность понимать базовые представления о разнообразии биологических объектов, значение биоразнообразия для устойчивости биосферы, способностью использовать методы наблюдения, описания, идентификации, классификации, культивирования биологических объектов (ОПК-3).

– Способность применять базовые представления об основах общей, системной и прикладной экологии, принципы оптимального природопользования и охраны природы, мониторинга, оценки состояния природной среды и охраны живой природы (ОПК-8).

– Способность использовать знание основ и принципов биоэтики в профессиональной и социальной деятельности (ОПК - 12).

Профессиональные компетенции:

– Способность использовать основные технические средства поиска научно-биологической информации, универсальные пакеты прикладных компьютерных программ, создавать базы экспериментальных биологических данных, работать с биологической информацией в глобальных компьютерных сетях (ПК - 8).

Общие компетенции:

– Способность к самоорганизации и самообразованию (ОК - 7).

В ходе освоения учебного материала должны быть выполнены следующие задачи: 1. изучение теоретических основ зарождения и организации жизни; 2. анализ доказательств и закономерностей биологической эволюции; 3. оценка современных проблем эволюционного учения; 4. оценка значимости эволюционного учения как основы научного мировоззрения и методологической основы естествознания.

Курс включает следующие основные темы и разделы: развитие эволюционных идей; анализ исторических и современных концепций; доказательства эволюции; генетические и популяционные факторы эволюции; гипотезы возникновения жизни; этапы развития органического мира; эволюция онтогенеза; видообразование; антропогенез; проблемы и перспективы развития эволюционного учения; теоретическое и практическое значение эволюционного учения.

В процессе обучения студентов основное внимание уделяется современным методам изучения эволюции органического мира, рассматриваются различные доказательства эволюции: палеонтологические, эмбриологические, морфологические, генетические, биохимические [3]. Важным и необходимым является также понимание студентами исторического развития эволюционной теории, закономерности перехода от одной концепции к другой [4], предпосылок и условий появления синтетической теории эволюции, преемственность эволюционных теорий.

Информационно-дидактическая база курса включает электронные презентации по темам лекционных занятий, материалы входного и итогового тестирования обучающихся (в виде тестов), ряд тестовых заданий для контроля усвоения материала, разбираемого в рамках семинарских занятий (за исключением семинарских занятий в форме коллоквиума), а также методические рекомендации по подготовке письменной работы в форме эссе.

Для реализации новых подходов в высшем образовании в соответствии с ФГОС высшего образования по направлению подготовки 06.03.01 - Биология, утвержденным приказом Министерства образования № 944 от 07.08.2014 г., в ходе семинарских занятий широко применяется самостоятельная работа студентов с научными текстами по соответствующей теме. К сожалению, попытка ввести самостоятельную работу с соответствующими текстами дома при подготовке к семинару положительных результатов не показала, поэтому база научных материалов была переработана для использования непосредственно на занятии. В ходе последующего обсуждения прочитанный материал критически осмысливается и, таким образом, закрепляется. В ходе дискуссий студенты учатся вести диалог, аргументировать и ясно формулировать свою позицию. В заключительной части семинарского занятия проводится контрольное тестирование по теме занятия, что также способствует вовлечению студентов в работу на семинаре и позволяет скорректировать методику и выявить вызывающие наибольшее затруднение вопросы. В дальнейшем, эти вопросы дополнительно прорабатываются.

Занятия в такой форме способствуют более полному пониманию изучаемых тем, формированию общего представления о закономерностях развития живых организмов, развитию навыков самостоятельной работы с материалами и анализа полученной информации.

Опыт работы со студентами показал, что уровень заинтересованности и вовлеченности в процесс выше в случае, если материал снабжен примерами, в той или иной степени затрагивающими человека, он также легче и полнее

усваивается. Например, занятие по теме «Мобильные генетические элементы и управляемые мутации», где объектами изучения выступали мухи, бактерии и растения вызывал значительные затруднения у студентов, тема воспринималась как чрезмерно сложная, уровень остаточных знаний по теме был не высок. Замена части иллюстраций на примеры, тем или иным образом связанные с человеком, аналогичные по сложности, легче воспринималась студентами, балл оценки по текущему тесту и уровню остаточных знаний был выше. Данная закономерность восприятия материала отмечалась и другими исследователями [5].

В ходе обучения осуществляются процедуры текущего, промежуточного и итогового контроля процесса формирования компетенций (тестирование, контрольные работы, комплексные задания). В результате этих процедур выявляется соответствие реально достигнутых студентами уровней отдельных компетенций заранее установленным требованиям.

Таким образом, в ходе изучения курса «Теория эволюции» у студентов формируется представление об историческом развитии эволюционных теорий, признаваемых в настоящее время теориях и концепциях; о доказательной, в том числе экспериментальной, базе теорий; формируются междисциплинарные связи и складывается представление о закономерностях развития органического мира на микро- и макроуровнях. Студенты приобретают необходимые и достаточные компетенции для будущей профессиональной деятельности.

Литература

1. Реймерс Ю. Ф. Основные экологические понятия и термины. М.: Просвещение, 1988. 319с.
2. Китаев К. А. К проблеме преподавания теории эволюции в курсе естествознания для гуманитарных и экономических специальностей // Современная педагогика. 2013. № 4 [Электронный ресурс]. URL: <http://periodica.nauka.ru/2013/04/1773> (дата обращения: 03.04.2018).
3. Марков А. А. Рождение сложности. Эволюционная биология сегодня. Неожиданные открытия и новые вопросы. М.: Изд-во Скрипторий, 2003, 2010. 517 с.
4. Яблоков А.В., Юсуфов А.Г. Эволюционное учение. М., 2006. 310 с.
5. Nettle D. Understanding of Evolution May Be Improved by Thinking about People // *Evolutionary Psychology*. Vol. 8(2). 2010. P. 205–228.

АНКЕТИРОВАНИЕ КАК СПОСОБ ОБОГАЩЕНИЯ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ОБУЧАЮЩИХСЯ

Н. Ю. Егорова

Вятский государственный университет, n_chirkova@mail.ru

Важнейшей задачей, стоящей перед современной школой, является развитие самостоятельности, инициативности, формирование умений интенсивно трудиться, включаться в творческий процесс в различных сферах деятельности. Это возможно через приобщение учащихся к учебно-исследова-

тельской работе, разработке проектов, организация которых при соблюдении ряда дидактических условий позволяет включить детей в продуктивную деятельность, где нет готовых ответов, рафинированных знаний. Учащиеся должны самостоятельно добывать необходимые знания, работая с различными источниками информации, проводить их анализ, сопоставлять, обобщать, подтверждать теоретические материалы опытно-экспериментальными методами [1, 2].

Одним из способов получения информации для исследовательской работы может быть анкетирование. Сущность анкетирования сводится к тому, что исследователь получает информацию из тех ответов респондентов, которые они дают на поставленные вопросы. Метод анкетирования является способом получения необходимой информации с помощью системы вопросов, каждый из которых логически связан с целью исследования. С помощью анкеты исследователь получает значительный эмпирический материал [3, 4].

У анкетирования имеется ряд преимуществ: характеризуется высокой оперативностью получения информации, возможностью организации массовых опросов, сравнительно малой трудоемкостью процедур проведения исследований, обработки их результатов, отсутствием влияния личности и поведения исследователя на работе у респондентов [5].

Метод анкетирования активно применяется в экологических исследованиях, в том числе и среди учащихся. Данная работа обеспечивается деятельностным подходом к выполняемому исследованию, реализацией принципа активности ребенка, использованием проблемного, эвристического и исследовательского методов. В процессе педагогической деятельности складывается целенаправленная работа по приобщению школьников к природе и ее исследованию.

Целью настоящей работы явилось изучение возможности использования анкетирования в исследовательской деятельности обучающихся как средства повышения качества выполняемых исследований.

Между ФГБНУ ВНИИОЗ им. проф. Б. М. Житкова (г. Киров) и МКОУ СОШ с. Шестаково (Слободской район, Кировская область) осуществляется сотрудничество по такому направлению как создание сети фенокорреспондентов среди обучающихся. В рамках сетевого взаимодействия была апробирована анкета «Использование недревесных растительных ресурсов в Вашей семье».

Анкета предусматривала возможность как выбора из готовых вариантов, так и самостоятельного ответа. Так, респондентам предлагалось оценить урожай плодово-ягодных дикорастущих растений, характерных для данной местности, используя приведенную в тексте бальную оценку.

Анкетирование осуществлялось индивидуально, опрашиваемые отвечали на вопросы анкеты в присутствии исследователя.

В данной работе были задействованы обучающиеся 6–9 классов. Каждый фенокорреспондент работал с выборкой, которая включала не менее 10 респондентов.

В процессе выполнения анкетирования школьники углубляли свои знания по видовому составу ресурсных видов растений и грибов, их эколого-биологических особенностях; фитоценотической приуроченности. Проведенное исследование способствовало также расширению представления об использовании в пищу и в народной медицине растений данной группы, их социальной значимости и необходимости бережного и рационального подхода к использованию этой категории недревесных ресурсов леса.

Кроме того, в процессе выполнения работы исследователь приобретал навыки в проведении маркетинговых исследований, включающие изучение степени освоения ягодных и грибных угодий в регионе проживания, заготовительные и рыночные цены на дикорастущие ягоды и грибы, выявление процента семей, ведущих сбор дикорастущих грибов, ягод и лекарственных растений, в конкретном населенном пункте. Данный вид работы способствовал развитию коммуникативных навыков у обучающихся – умение вести диалог со взрослыми, общаться по требуемой проблеме.

Материалы, полученные в процессе анкетирования, далее обрабатывались. В обобщенном виде схема обработки анкет включала следующие основные этапы [3]:

1. Проверка на чистоту и полноту заполнения.
2. Составление таблиц, первично обобщающих полученную информацию.
3. Обработка каждого вопроса в соответствии с целями исследования.
4. Обработка данных. Информация должна быть сгруппирована, обобщена, подвергнута статистическому анализу.
5. Формулирование итоговых выводов и предложений.

При обработке данных анкетирования исследователями использовались также умения, полученные по другим дисциплинам: биологии, математике, информатике, географии и экономике. Обучающиеся в работе использовали компьютерные программы, позволяющие проводить математическую обработку данных, применять графический анализ.

Полученная в процессе обработки анкет информация являлась началом экологического исследования, которое продолжалось обучающимися в дальнейшем. В соответствии с возрастом и интересами детей, педагог предлагал проблематику исследовательских работ, основываясь на полученных в процессе анкетирования данных. В качестве примеров выполненных работ можно привести такие, например, как «Обзор ресурсно-значимых видов растений и грибов» (6 класс), «Оценка использования недревесных ресурсов леса населением» (7–8 класс), «Влияние хозяйственного использования лесов на дикорастущие ягодники» (9 класс) и т. д. Ребята активно включались в такие исследования, принимали участие в районных и областных конкурсах «Подрост» и «Юные исследователи родного края», занимая призовые места и получая дипломы.

Знания, полученные в ходе проведения анкетирования, значительно обогащали учебно-исследовательский опыт учащихся, расширяли кругозор,

мировоззренческие позиции, способствовали раскрытию личностных качеств. Кроме того, в процессе сбора информации наблюдалось объединение взрослых и детей, увлеченных общей идеей сотворчества, практической значимости работы для всех ее участников. Результаты работы в рамках анкетирования способствовали и обогащению выполняемых школьниками исследований.

Таким образом, анкетирование является той формой работы, которая представляет широкий спектр возможностей в изучении природы родного края. Данная работа может быть эффективным средством углубления и расширения приобретенных знаний, умений, навыков, способствующим выведению их на более высокий уровень посредством качественного обогащения выполняемых исследований.

Литература

1. Богоявленская Д. Б. Исследовательская деятельность как путь развития творческих способностей // Исследовательская деятельность учащихся в современном образовательном пространстве / Под общ. ред. А. С. Обухова. М.: НИИ школьных технологий, 2006. 612 с.
2. Громова Л. А. Исследовательский метод обучения биологии и экологии в условиях эксперимента // Профильное обучение: Вопросы теории и практики. М.: Педагогическая академия, 2005. С. 174–178.
3. Грецкая С. А. Методические рекомендации по проведению анкетирования: Методическое пособие. Ноябрьск, 2014. 16 с.
4. Завьялова М. П. Методы научного исследования: Учеб. пособие. Томск: ТПУ, 2007. 159 с.
5. Анцибор А. В. Анкетирование, как метод экспресс-анализа инновационной деятельности // Евразийский Союз Ученых (ЕСУ) Экономические науки. № 11 (20). 2015. С. 62–63.

РАЗРАБОТКА ЛИЦЕИСТАМИ БИОИНДИКАЦИОННЫХ МЕТОДИК ДЛЯ ШКОЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

З. П. Макаренко

КОГОАУ «Лицей естественных наук», Nauka-klen@mail.ru

Существуют различные методы выявления и оценки уровня загрязнения окружающей среды. В последние десятилетия экологами широко применяется эффективный метод мониторинга состояния воздушной среды – биоиндикация [1, 2].

В качестве биоиндикаторов используются растения, которые типичны для данных условий, имеют высокую численность и наиболее чутко реагируют на загрязнение воздушной среды. Чувствительными к загрязнению окружающей среды являются листья ряда древесных растений. Под влиянием различных загрязнителей атмосферы при формировании листовых пластинок происходят морфологические изменения данного органа (появление асиммет-

рии, недоразвитие листа). Воздействие на листовые пластинки агрессивной среды приводит также к появлению хлорозов и некрозов.

В лицее разрабатывается методика определения степени загрязнения окружающей среды по сканам листьев древесных растений.

Желтый пигмент ксантофилл придает желтый цвет соцветию одуванчика лекарственного. Интенсивность окраски одуванчика зависит от степени загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами [3, 4]. Исследования по спиртовым и масляным вытяжкам ксантофилла из цветков одуванчика показали, что интенсивность окраски вытяжек, определяемая на фотоколориметре, меняется в зависимости от загрязнения окружающей среды: более интенсивная на более загрязненных участках. Планируется продолжить работу по определению интенсивности окрашивания соцветий растений другими пигментами.

Для изучения активности микроорганизмов в речном иле используется аппликационный метод, разработанный Е. Н. Мишустинным и И. С. Востровым и модифицированный Л. Ф. Тарариной [5]. В качестве индикатора активности микроорганизмов метод предусматривает использование рентгеновской плёнки, эмульсия которой разрушается микроорганизмами. Основу эмульсии составляет желатин – денатурированный белок. Желатин служит питательной средой для микроорганизмов ферментативно разрушающих белки. При высокой активности микроорганизмов желатиновый слой при контакте с илом может быть полностью уничтожен. Если активность микроорганизмов слаба, процессы разрушения плёнки идут почти незаметно. При рассмотрении рентгеновской пленки на свет полностью разрушенные участки слоя прозрачны, частично разрушенные имеют матовый оттенок, который тем светлее, чем больше толщина разрушенного слоя. В речных илах с высокой активностью микроорганизмов на большей части поверхности плёнки наблюдается значительное разрушение желатинового слоя. При малой активности микроорганизмов поражённые участки видны в виде точек и разрозненных матовых пятен малых размеров. Данная методика была успешно использована для определения микробиологической активности почв.

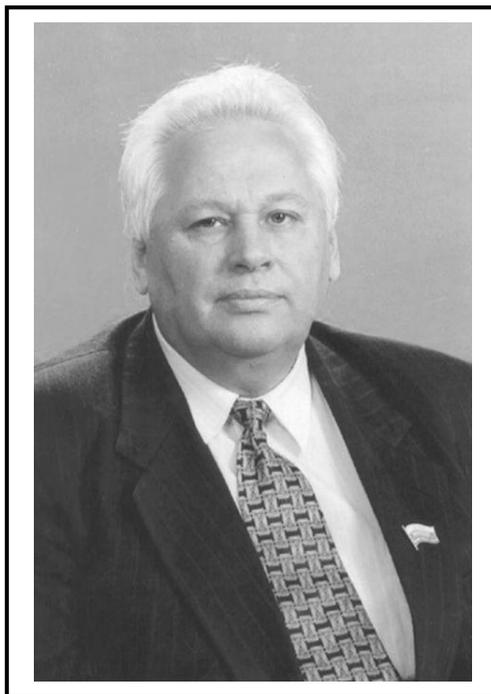
Апробирована методика (ПНД ФЕ 14.1:1:2:3:4.11-04) определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности [6]. Первичные исследования водных вытяжек почв на фотоколориметре показали, что их оптическая плотность меняется по-разному и может служить показателем микробиологической активности.

Таким образом, разрабатываемые в лицее методики оценки степени загрязнения окружающей среды просты в исполнении, наглядны, позволяют в короткие сроки дать оценку экологического состояния территории.

Литература

1. Мониторинг природных сред / Под ред. Т. Я. Ашихмина Т. Я. Киров, 2006. 252 с.
2. Шапиро И. А. Лишайники: удивительные организмы и индикаторы состояния окружающей среды: Пособие для учителей и старшеклассников. СПб.: Кримас+, 2003. 12 с.
3. Одуванчик как биоиндикатор. <http://pandia.ru>
4. Ксантофилл. Материал из научно-технического энциклопедического словаря <https://dic.academic.ru>
5. Ихер Т. П., Шиширина Н. Е., Тарарина Л. Ф. Комплексный анализ пресноводных экосистем: Методическое пособие для педагогов, школьников и студентов / Под ред. Л. Ф. Тарариной. М: НП ХЭО, 2003. 42 с.
6. Методика (ПНД ФЕ 14.1:1:2:3:4.11-04) определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности.

ПАМЯТИ МАРАТА ОШЕРОВИЧА ФРЕНКЕЛЯ



ЭКОЛОГ. УЧЕНЫЙ. ОБЩЕСТВЕННЫЙ ДЕЯТЕЛЬ

Н. А. Бурков¹, Л. В. Волкова²

¹ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

² Кировский ЦГМС – филиал ФГБУ «Верхне-Волжское УГМС»

Первый раз за многие годы, и даже десятилетия, на основной региональной экологической конференции нет Марата Ошеровича Френкеля. Он ушел от нас 8 марта, оставив после себя не только добрую память соратников и коллег, но и научные труды, учеников, а самое главное, какую-то особую ауру доброжелательности к людям и преданности делу своей жизни.

Марат Ошерович Френкель родился 1 апреля 1939 года в г. Добруш под Гомелем Белорусской Республики в семье агронома.

Раннее детство во время Великой Отечественной войны закалило его и во многом способствовало развитию и формированию его личности, неумемной тяге и любви к жизни, неиссякаемой энергии, человеколюбию.

Уже во время учебы в Казанском государственном университете он проявил себя как активный общественник и комсомолец в делах университета, где участвовал в спортивной жизни факультета, в студенческих отрядах на освоении целины.

Марат Ошерович в 1961 г. закончил Казанский государственный университет и начал свою трудовую деятельность инженером-синоптиком, а затем и старшим инженером-синоптиком в аэропорту г. Ижевск. В январе 1973 г. был назначен директором Кировской гидрометеорологической обсерватории и с тех пор бессменно возглавлял гидрометеорологическую службу на территории Кировской области.

Одному из авторов довелось бок о бок трудиться с Маратом Ошеровичем с 1983 года, когда при гидрометобсерватории была создана Кировская областная государственная инспекция по охране атмосферного воздуха, руководителем которой довелось быть до 1988 г., когда она была присоединена к вновь созданному областному государственному комитету по охране природы. При всей многогранности интересов М.О. Френкеля можно с уверенностью утверждать, что основным делом его жизни была охрана природы. Ему он отдавался и на работе и в свободное время. Оглядываясь назад, рельефно представляются несколько направлений деятельности специалиста, ученого и гражданина.

Во-первых, это работа по специальности. Быстрое вхождение в специальность после окончания ВУЗа и личные качества способствовали карьерному росту и уже в 34 года позволили занять должность начальника Кировской областной гидрометобсерватории (в дальнейшем – Центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды – ЦГМС), которую он исполнял до конца жизни. Специфика работы по основной специальности позволяла заниматься научной деятельностью и стимулировала ее. Руководство большим (более 200 человек с множеством гидрометеорологических постов и станций) коллективом давало бесценный опыт работы с людьми и оттачивало организационные навыки. Уже к началу 1980-х годов Кировская гидрометобсерватория была одним из лучших подразделений Верхне-Волжского территориального управления по Гидрометеорологии и контролю природной среды и до сих пор поддерживает этот статус. Это было бы невозможно без усилий руководителя по укреплению ее материально-технической базы и кадрового состава. Только за последние 5 лет на территории Кировской области установлено 20 автоматических метеорологических комплексов и 7 автоматических метеорологических станций на общую сумму около 12 млн. руб., получена передвижная гидрологическая лаборатория на сумму 5 млн. руб., приобретены 2 новых катера (для гидрологических постов в г. Киров, г. Вятские Поляны) общей стоимостью около 8 млн. руб., полностью переоборудована и переоснащена гидрохимическая лаборатория на сумму 8 млн. руб., получены приборы нового поколения для определения расходов воды в реках (профилографы). В 2016 году закончено строительство и введен в строй доплеровский метеорологический радиолокатор стоимостью 90 млн. рублей, дающий возможность получать подробную информацию о метеорологических параметрах (осадки, ветер, грозы) в любой точке Кировской области. В 2017 г. заменен аэрологический радиолокатор на новый (стоимость 14 млн. руб.); на 13 гидрологических постах установлены современные автоматизированные гидрологические комплексы (АГК), позволяющие получать в автоматическом режиме дистанционно (без привлечения наблюдателей) информацию об уровнях воды и снимки с фоторегистрацией ледовых явлений в месте поста. В самом центре внедряются новые приборы и оборудование для гидрометеорологических работ и наблюдений. И хотя большая часть

современных приборов и оборудования с 2011 г. приобреталась за счет бюджетных средств, их содержание, ремонт, приобретение запчастей к ним, иной техники и много другого обеспечивалось за счет внебюджетных источников, а с 1991 по 2011 гг. фактически все приборы и оборудование приобретались за внебюджетные средства. Это дало возможность сохранить в столь сложный для гидрометеорологической службы период весь комплекс наблюдений, а также гидрометеорологическую сеть в целом. На безвозмездной основе получен для гидрологических работ и наблюдений от сторонних организаций комплекс гидрологического оборудования (лодки, катера, снегоходы и др.). Повсеместная модернизация Кировского ЦГМС, в конечном итоге, привела к повышению оправдываемости прогнозов погоды по Кировской области. Так, в 2016 г. оправдываемость прогнозов погоды по Кировской области на сутки составила 98%. Это на 5–8% выше плановых показателей, принятых Росгидрометом, и на 2–3% выше средних показателей Кировского ЦГМС за 2008–2012 гг.

Традиционно исполнявшиеся гидрометобсерваторией функции по наблюдениям за геофизическими характеристиками окружающей среды в 1970-е годы дополнились полномочиями по контролю загрязнения природной среды: атмосферного воздуха, водных объектов, земельных участков. С присущей ему энергией и обстоятельностью, Марат Ошерович формировал систему мониторинга окружающей среды (экологического мониторинга), которая, с учетом некоторых изменений последующего периода, функционирует в настоящее время. На 5 стационарных постах в г. Кирове и одном в г. Кирово-Чепецке регулярно отбираются и анализируются пробы воздуха на содержание твердых взвешенных частиц, оксидов серы, азота, углерода, фенола, формальдегида, 3,4-бенз(а)пирена, а также ряда тяжелых металлов. Аналогичная система создана и действует по контролю загрязнения водных объектов на 23 постах, 30 створах 17 рек. Контролируются 32 показателя: температура, рН, взвешенные вещества, цветность, прозрачность, запах, растворенный кислород, БПК₅ и другие. Все посты включены в общегосударственную систему мониторинга загрязнения окружающей среды [1]. Система дает ценную информацию о состоянии загрязнения природной среды и является опорой для принятия управленческих решений в природоохранной сфере.

С 1983 г. во исполнение Постановления ЦК КПСС и Совета Министров СССР [2] при Верхне-Волжском территориальном управлении по гидрометеорологии и контролю природной среды создается Верхне-Волжская государственная инспекция по охране атмосферного воздуха, подразделение которой – Кировская областная государственная инспекция – функционирует при Кировской гидрометобсерватории. М. О. Френкель принимает деятельное участие как в производственных вопросах, так и в личной судьбе сотрудников. В это период реализуется его мечта о переходе от общественного регулирования природопользования к более деятельному участию государства в его процессах. Осуществляя государственный контроль над воздухоохранной деятельностью на предприятиях, государственная инспекция оказывает все-

мерную помощь в становлении и развитии ведомственных экологических служб и лабораторий. Своей деятельностью она закладывает прочную основу для комплексного государственного управления природопользованием, реализованном в 1990-х гг. после создания Государственного комитета РСФСР по охране природы.

Активная научная деятельность имела итогом множество различных статей, научных работ, 14 монографий по вопросам гидрометеорологии и экологии, в том числе связанных непосредственно с Кировской областью. За последние десять лет наиболее значимыми научными работами Марата Ошеровича, имеющими прикладное значение для экономики Кировской области, стали исследования изменений климата Кировской области за последние десятилетия. В результате этих работ были выпущены в соавторстве с другими видными научными деятелями монографии: «Современные изменения климатических условий и ресурсов Кировской области» (Казанский университет, 2010 г.), и «Климатический мониторинг Кировской области» (Казанский университет, 2012 г.). Данные научные труды были использованы при подготовке монографии «Климат и окружающая среда Приволжского федерального округа» (Казанский университет, 2013 г.), представляющей интерес для развития экономики в Приволжском федеральном округе. С 2013 по 2016 гг. – Маратом Ошеровичем было написано около десятка статей о климатических особенностях Кировской области и истории развития гидрометеослужбы.

Круг научных интересов М. О. Френкеля и широта кругозора позволяли приступить к решению более масштабных задач. Одной из актуальных общероссийских проблем была признана в 1990-х гг. и остается проблема экологического состояния территории Волжского бассейна. Соответствующая программа требовала серьезного научного обоснования, и оно было выполнено под руководством академика В. В. Найденко и при активном участии М. О. Френкеля [3]. Это позволило разработать и включить в государственные планы развития России программу «Возрождение Волги», реализовывавшуюся и на территории Кировской области в 1999–2004 гг. Впервые в России была создана федеральная социально-экономическая программа, в полной мере впитавшая современные достижения мировой науки и практики в области экологического оздоровления крупного региона.

В 1997 г. Марат Ошерович защитил докторскую диссертацию и получил звание доктора географических наук, был избран профессором и академиком РАЕН.

Общественная деятельность была основным механизмом проявления активной гражданской позиции М. О. Френкеля. С самого начала приезда в г. Киров он принимал активное участие в работе областного Совета Всероссийского общества охраны природы, а с 1990 г. возглавил его и руководил практически до конца жизни, являясь одновременно членом Центрального совета Всероссийского общества охраны природы. В тяжелые 1990-е гг. общество не было сметено волнами кризиса и нашло свое место в экологиче-

ской структуре Кировской области [4]. Экологи предприятий, организаций, преподаватели вузов, государственные служащие и просто граждане – экологические активисты находили здесь место для встреч и дискуссий.

На протяжении 30 лет население г. Кирова и области доверяло Марату Ошеровичу как яркому и талантливому организатору, ученому, болеющему всей душой за благосостояние Вятского края и его населения, представлять свои интересы в области охраны окружающей среды в депутатском корпусе, начиная от городского и областного Совета народных депутатов и 4-х созывов Законодательного собрания Кировской области. В Законодательном собрании Марат Ошерович возглавлял комиссию, а затем и комитет по экологии. В этой ипостаси в тесном взаимодействии и государственными природоохранными органами за короткий период было сформировано новейшее природоохранное законодательство Кировской области

В 2009 г. он возглавил комиссию по экологии, охране окружающей среды и природопользованию Общественной палаты Кировской области первого созыва, а во втором созыве избран заместителем Секретаря палаты, активно работал и в третьем созыве в качестве председателя комиссии по вопросам окружающей среды и природопользования. Неоценима роль Марата Ошеровича как одного из самых видных экологов Кировской области и члена Общественной палаты Кировской области в разработке долгосрочных областных программ в сфере природопользования, в решении насущных экологических проблем. Так, в последние пять лет он участвовал в урегулировании ряда конфликтных вопросов в г. Кирове и области (вырубка Калининского бора, сброс загрязненных сточных вод в Омутнинском районе, застройка городских парков, оценка воздействия на окружающую среду и деятельности РосРАО по выводу из эксплуатации объектов в г. Кирово-Чепецке и т. д.).

За годы своей жизни и плодотворной деятельности Марат Ошерович снискал заслуженный авторитет у всех, кто так или иначе общался с ним. Память о большом человеке и ЭКОЛОГЕ сохранится в наших сердцах и делах.

Литература

1. Климатический мониторинг Кировской области / М. О. Френкель, Ю. П. Переведенцев, В. В. Соколов [и др.]; науч. ред. Э. П. Наумов. Казань: Казанский ун-т, 2012. 264 с.
2. 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: СПСКонсультантПлюс.
3. Френкель М. О. Межрегиональный мониторинг Волжского бассейна. Киров, 1997. 180 с.
4. Бурков Н. А. Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область). Киров: Изд-во ООО «ВЕСИ», 2015. 462 с.

Научное издание

ЭКОЛОГИЯ РОДНОГО КРАЯ:
ПРОБЛЕМЫ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Материалы XIII Всероссийской научно-практической
конференции с международным участием

23–24 апреля 2018 г.

Книга 1

Компьютерная верстка: Е. М. Кардакова, Т. П. Клабукова

Дизайн обложки: А. С. Тимонов

Подписано в печать 17.04.2018 г. Формат 60×84/16.

Бумага офсетная. Усл. печ. л. 14,72.

Тираж 50 экз. Заказ № 5168.

Отпечатано с готового оригинал-макета в центре полиграфических услуг

Вятского государственного университета,

610000, г. Киров, ул. Московская, 36.