



XVI Всероссийская научно-практическая конференция  
с международным участием

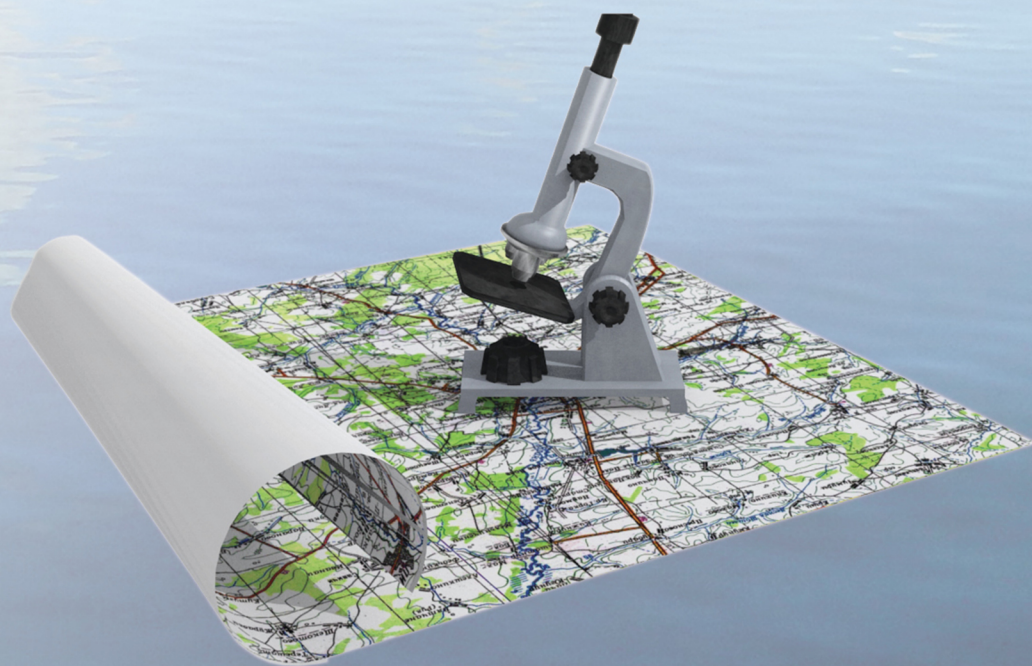


ИБ Коми НЦ  
УрО РАН

# БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

03–05 декабря 2018 г.

Книга 1



Киров, 2018

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

Институт биологии Коми научного центра  
Уральского отделения Российской академии наук

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

Материалы

XVI Всероссийской научно-практической конференции

с международным участием

3–5 декабря 2018 г.

Книга 1

Киров 2018

УДК 501.1(082)  
Б 632

XVI Всероссийская научно-практическая конференция с международным участием  
«Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем»  
проводится в рамках Программы развития  
ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет»

Печатается по рекомендации Научного совета ВятГУ

**Ответственный редактор:**

**Т. Я. Ашихмина**, д-р техн. наук, профессор, зав. НИЛ биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного университета

**Редакционная коллегия:**

**С. В. Дёгтева**, д-р биол. наук, **С. Г. Литвинец**, доцент, канд. с.-х. наук, **Т. Я. Ашихмина**, профессор, д-р техн. наук, **Л. И. Домрачева**, профессор, д-р биол. наук, **Л. В. Кондакова**, профессор, д-р биол. наук, **И. Г. Широких**, ст. науч. сотр., д-р биол. наук, **Е. В. Дабах**, доцент, канд. биол. наук, **Е. А. Домнина**, доцент, канд. биол. наук, **Г. Я. Кантор**, канд. техн. наук, **Т. И. Кутявина**, канд. биол. наук, **С. В. Пестов**, канд. биол. наук, **С. Г. Скугорева**, канд. биол. наук, **А. И. Фокина**, канд. биол. наук, **С. В. Шабалкина**, канд. биол. наук, **Е. Г. Шушканова**, доцент, канд. биол. наук.

Б 632 Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем : материалы XVI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Книга 1. (г. Киров, 3–5 декабря 2018 г.) / отв. ред. Т. Я. Ашихмина. – Киров : ВятГУ, 2018. – 324 с.

ISBN 978-5-98228-183-8

В сборник материалов XVI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем» вошли материалы, которые посвящены изучению экологического состояния окружающей природной среды в регионах РФ. Особое внимание уделено методам оценки природных сред и объектов.

Значительное место в сборнике занимают материалы по устойчивости и адаптации растений, животных и микроорганизмов к действию неблагоприятных факторов среды. Представлены материалы по химии и экологии почв, а также освещены отдельные аспекты в области здоровья человека.

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

Благодарим руководство Филиала «КЧХК» АО «ОКХ «УРАЛХИМ» в г. Кирово-Чепецке за партнерство и сотрудничество.

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

УДК 501.1(082)

ISBN 978-5-98228-183-8

© Вятский государственный университет  
(ВятГУ), 2018

# СОДЕРЖАНИЕ

## СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

<i>Бурков Н. А.</i> 30 лет: некоторые итоги развития системы управления природопользованием .....	9
<i>Дворников М. Г.</i> Мониторинг урбанизированных систем и оценка их состояния .....	12
<i>Фардеева М. Б., Котова Н. А.</i> Биоиндикация оползневых склонов коренного берега р. Волги на основе сукцессионной динамики лесных фитоценозов .....	17
<i>Махрова Т. Г.</i> Методики мониторинга древесных растений в Дендросаду Мытищинского филиала МГТУ им. Н. Э. Баумана.....	22
<i>Шушпанникова Г. С., Гусева А. С.</i> Биологический мониторинг растительности на территории г. Ухты .....	27
<i>Шайда В. Г., Руднева И. И.</i> Мониторинг экологического состояния крымского соленого озера Конрад.....	31
<i>Шайда В. Г., Руднева И. И.</i> Загрязнение пластиковыми материалами некоторых соленых озер Крыма.....	35
<i>Власова Н. В., Манжос М. В., Хабибулина Л. Р., Мазоха К. С., Кавеленова Л. М.</i> Этапы становления аэропалинологического мониторинга в г. Самаре: пятилетние итоги и проблемы.....	38
<i>Тукманова З. Г., Сафина А. Р.</i> Формирование экологического каркаса г. Казани на примере Приволжского района.....	42
<i>Маслова А. Ю., Сибирцев В. С., Щемелинина Т. Н., Анчугова Е. М., Башарова К. С.</i> Новая микробиотестовая система оценки экологической безопасности окружающей среды.....	46
<i>Мусихина Т. А., Креницын Е. А., Гарюгин Ю. А.</i> Изучение влияния автотранспорта на качество атмосферного воздуха г. Кирова .....	49
<i>Рутман В. В., Адамович Т. А., Савиных В. П.</i> Опыт применения вегетационного индекса NDVI на территории заповедника «Нургуш» по данным Sentinel 2.....	52
<i>Клековкина Е. А.</i> Климатические базы данных для биологических исследований.....	55
<i>Алексеев В. А., Усольцев В. П., Юран С. И., Шульмин Д. Н.</i> Классификация методов определения загрязнения антибиотиками сточных вод.....	57
<i>Великоредчанина Е. О., Чикишева Е. С., Киреева А. В.</i> Видовое разнообразие организмов активного ила, характеризующих работу сооружений биологической очистки сточных вод ООО «Коммунальщик» ....	59



<b>Ашихмина Т. Я., Таляр А. С., Маркова А. В., Камнева А. А., Кручинина Н. В., Петухова Е. С., Кутявина Т. И., Сырчина Н. В.</b> Изучение воздействия соединений свинца(II), кадмия, меди(II), цинка и хрома(III) в присутствии нитрата аммония на биометрические показатели проростков ячменя.....	66
<b>Ашихмина Т. Я., Колобова В. Д., Бердникова Е. А., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Сырчина Н. В., Кутявина Т. И.</b> Изучение воздействия соединений меди, кадмия, свинца, цинка, азота на накопление биомассы растений ячменя сорта «Новичок» .....	70
<b>Лиханова Н. В.</b> Запасы и потоки углерода в системе почва–фитоценоз на вырубке ельников средней тайги Республики Коми .....	77
<b>Михайлов О. А., Загирова С. В.</b> Вертикальные потоки диоксида углерода в экосистемах болот бореальной зоны .....	81
<b>Мигловец М. Н., Гончарова Н. Н.</b> Биологическая продуктивность аапа болота бассейна р. Печоры.....	84
<b>Никитин О. В., Гребенщикова Д. Д., Белов А. О., Насырова Э. И., Латыпова В. З.</b> Система биоэлектронной регистрации качества воды на основе поведенческих характеристик рыб.....	87
<b>Иванова Е. С., Копылов Д. С.</b> Содержание ртути в тканях и органах рыб разных водоемов Вологодской области .....	92
<b>Герасимов Ю. Л.</b> Оценка токсичности воды пригородного пруда г. Самары с использованием дафний.....	97
<b>Никитин О. В., Насырова Э. И., Нуриахметова В. Р., Латыпова В. З.</b> Использование алгоритмов компьютерного зрения для анализа поведенческой активности дафний .....	99
<b>Кутявина Т. И., Ашихмина Т. Я., Поникаровская А. Ю.</b> Изучение качества воды в приплотинном участке Омутнинского водохранилища после проведения дноуглубительных работ .....	104
<b>Хмельёва Е. А., Даровских Л. В.</b> Использование цифровой лаборатории в образовательной и исследовательской деятельности учащихся по химии .....	106

СЕКЦИЯ  
МЕТОДЫ БИОДИАГНОСТИКИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА  
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

<b>Андрянова Ю. М., Сергеева И. В., Мохонько Ю. М., Гришина А. А., Носкова Ю. С.</b> Биологический контроль качества окружающей среды Саратовской области .....	109
<b>Ложкина Р. А., Томилина И. И., Шевченко Н. С., Сойма Е. М., Большакова К. В.</b> Токсическое действие нано-, микро- и макрочастиц диоксида церия на растительные тест-системы .....	114

<b>Медведицина О. С., Шатров А. В.</b> Система моделей для оценки воздействия биоаэрозольных растительных компонентов на окружающую среду .....	117
<b>Елькина Н. А., Сидорова Т. А.</b> Возможность применения показателей качества пыльцы <i>Dactylis glomerata</i> L. для оценки экологического состояния урбанизированных территорий .....	123
<b>Петухова Е. С., Русских А. Э., Солодянкина И. С.</b> Влияние ионов свинца(II), нитратного и аммонийного азота на ростовые показатели проростков ячменя.....	126
<b>Скугорева С. Г., Кантор Г. Я., Жукова А. В.</b> Удаление ионов меди(II) из водных растворов листьями различных видов высших растений .....	131
<b>Пилип Л. В., Черных Г. И., Мелентьева И. А., Фокина А. И.</b> Исследование токсичности субстратов, загрязненных ацетатом свинца .....	135
<b>Григорьев Ю. С., Шашкова Т. Л., Стравинскене Е. С., Субботин М. А., Перлановская М. Д., Подольская А. Ю.</b> Оперативные методы биотестирования токсичности воды, почвы, грунтов и отходов .....	138
<b>Малахова К. В., Марамохин Э. В., Зонтиков Д. Н.</b> Культивирование лишенизированных грибов в условиях лаборатории для целей биоиндикации.....	140
<b>Курпе С. Р., Суховская И. В., Кочнева А. А.</b> Изменения некоторых показателей антиоксидантной системы пресноводного моллюска <i>Anodonta cygnea</i> L. под действием различных концентраций никеля .....	144
<b>Плотникова О. М., Кириллов Н. С.</b> Изменение биохимических показателей крови лабораторных мышей при хроническом влиянии хлорида марганца(II) .....	148
<b>Руднева И. И.</b> Оценка токсичности нефтепродуктов с помощью биомаркеров икры морских рыб .....	151
<b>Дабах Е. В., Кантор Г. Я., Кутявина Т. И., Скугорева С. Г.</b> Особенности определения нитратного и аммонийного азота в загрязненных природных водах.....	155
<b>Фокина А. И., Оботурова М. Н., Абдухалилов О. М., Ратканова Н. В.</b> Исследование способности бумажного фильтра, модифицированного гуминовыми веществами торфа, снижать концентрацию загрязнителей в воде.....	159
<b>Фокина А. И., Веселова Е. В., Ашихмина Т. Я.</b> Влияние рН на аналитический сигнал, получаемый тетраэдрично-топографическим методом при определении токсичности растворов.....	162
<b>Адамович Т. А., Долинина Е. С.</b> Аэрокосмические методы в оценке загрязнения снегового покрова .....	165
<b>Скугорева С. Г., Абдухалилов О. М.</b> Оценка содержания бенз[а]пирена в почве вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова .....	168
<b>Жуйкова И. А.</b> Оценка туристско-рекреационной привлекательности ООПТ Ярского и Юкаменского районов Удмуртской Республики.....	172

СЕКЦИЯ  
ЭКОЛОГИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ И ИХ ЗНАЧЕНИЕ  
В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

<b>Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Скугорева С. Г., Кутявина Т. И., Вахмянина С. А.</b> «Цветение» почвы пригородных экотопов .....	177
<b>Безденежных К. А., Тимонов А. С., Домнина Е. А., Кондакова Л. В.</b> Динамика численности почвенных водорослей и цианобактерий в районе объекта «Марадыковский» после прекращения его функционирования .....	182
<b>Кондакова Л. В., Дабах Е. В.</b> Особенности развития биоты на техногенных грунтах .....	186
<b>Коваль Е. В., Рычкова Н. С., Огородникова С. Ю.</b> Эффекты воздействия карбофоса на цианобактерии .....	188
<b>Фокина А. И., Вахмянина С. А., Домрачева Л. И., Трушников П. А., Трефилова Л. В., Ашихмина Т. Я., Гнусова И. В.</b> Исследование состава и свойств веществ культуральной жидкости почвенной цианобактерии <i>Nostoc paludosum</i> .....	193
<b>Крылов А. В., Сибирцев В. С., Маслова А. Ю., Игнатьева Е. Ю., Радин М. В., Прохорова В. А.</b> Исследование динамики жизнедеятельности <i>Chlorella vulgaris</i> в присутствии различных нефтепродуктов .....	197
<b>Гогонин А. В., Щемелинина Т. Н., Володин В. В.</b> Сравнительная оценка эффективности очистки сточных вод при внесении монокультур и консорциумов микроводорослей .....	200
<b>Кондакова Л. В., Безденежных К. А., Таланцева Н. Е., Красноёрова Д. М., Шильникова А. А.</b> Почвенные водоросли и цианобактерии г. Кирово-Чепецка .....	203
<b>Кувичкина Т. Н., Капаруллина Е. Н., Доронина Н. В., Решетилов А. Н.</b> Метилотрофы – основа биорецепторов амперометрических биосенсоров для определения метиламина .....	207
<b>Домрачева Л. И., Скугорева С. Г., Кутявина Т. И., Симакова В. С., Люкина А. Л.</b> Микроорганизмы в биоиндикации городских почв .....	211
<b>Широких И. Г.</b> Социальное и экологическое значение мониторинга антибиотической резистентности у почвенных бактерий .....	215
<b>Широких А. А., Бакулина А. В.</b> Филогенетическое положение бактерий, ассоциированных с миксомицетами .....	218
<b>Бакулина А. В., Назарова Я. И., Широких И. Г.</b> Изучение колонизирующей способности двух штаммов стрептомицетов .....	221
<b>Козылбаева Д. В., Домрачева Л. И., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Изотова В. А., Малинина А. И., Товстик Е. В., Грипась М. Н.</b> Последствие предпосевной микробной инокуляции семян лядвенца рогатого на численность аборигенной микрофлоры почвы .....	226
<b>Ковина А. Л., Домрачева Л. И., Малинина А. И.</b> 120-летняя сохранность ризосферной микрофлоры гербарных образцов растений семейства Ranunculaceae (Лютиковые) .....	230

<b>Ковина А. Л., Домрачева Л. И., Малинина А. И.</b> Эпибионты листоватых лишайников .....	233
<b>Мартынов В. В., Шергина Н. Н.</b> Оптимизация питательной среды на основе молочной сыворотки для культивирования нефтеокисляющих микроорганизмов .....	236
<b>Нуколова А. Ю., Савушкин А. И.</b> Фенотопические формы изменчивости бактерий рода <i>Azotobacter</i> , выделенных из почв разных по климатическим условиям регионов .....	240
<b>Свистова И. Д., Юрьева Л. В., Пушкарская А. В.</b> Показатели биологической активности разных категорий урбопочв г. Воронежа .....	242
<b>Гордиенко А. П., Ерохин В. Е.</b> Эколого-физиологические характеристики бактериопланктона в связи с особенностями динамики вод .....	246
<b>Локтева А. В., Сидорова Н. А.</b> Экология <i>Beggiatoa</i> и ее роль в биогеохимическом цикле серы в зонах техногенного риска .....	251
<b>Кульбакина Е. В., Свистова И. Д.</b> Почвенные грибы рода <i>Trichoderma</i> в природных и антропогенных экосистемах .....	253
<b>Мешкело М. С., Шаранова И. Э.</b> Отбор ксилотрофных базидиомицетов для биоконверсии лигно-целлюлозосодержащих материалов .....	256
<b>Миндубаев А. З., Бабынин Э. В., Бадеева Е. К., Минзанова С. Т., Миронова Л. Г.</b> Влияние двухвалентной меди на рост <i>Aspergillus niger</i> в присутствии белого фосфора .....	258

## СЕКЦИЯ ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

<b>Напрасникова Е. В., Белозерцева И. А., Лопатина Д. Н.</b> Комплексное изучение почв Верхнего Приангарья в условиях Восточной Сибири .....	262
<b>Соболева Е. С., Прокашев А. М., Мокрушин С. Л.</b> Серые почвы с полигенетическим профилем – перспективные объекты охраны на территории Вятского Прикамья .....	265
<b>Филимонова А. В., Шихова Л. Н.</b> Применение палеопалинологического метода в реконструкции растительного покрова и климата голоцена на территории Кировской области .....	271
<b>Кызьюрова Е. В., Ванчикова Е. В., Шамрикова Е. В., Грищенко Н. В.</b> Использование модельных систем для оценки правильности определения обменной кислотности ультракислых почв .....	276
<b>Беднягина Т. Е., Старцев В. В., Дымов А. А.</b> Амфифильность органического вещества почв Приполярного Урала .....	280
<b>Дымов А. А.</b> Изменения среднетаежных почв Республики Коми под воздействием преобладающих антропогенных и естественных факторов .....	285



<b>Балашова М. Ю.</b> Влияние свалок отходов производства и потребления на почву (на примере Костромской области) .....	289
<b>Карпенко А. Ф.</b> Радиоэкологическое состояние сельскохозяйственных земель Гомельщины .....	292
<b>Любова С. В., Блынская Т. А.</b> Агроэкологическая оценка плодородия почвы сельскохозяйственных угодий Архангельской области .....	297
<b>Кислицына А. П.</b> Опыт поверхностного известкования карбонатом кальция химического синтеза старовозрастных посевов бобово-злаковых травостоев .....	301
<b>Езимов В. А., Платунов А. А.</b> Влияние бобовых и бобово-злаковых трав на физико-химические свойства супесчаной, дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы в условиях Кировской области .....	303
<b>Симонова О. А., Чеглакова О. А.</b> Динамика подвижных соединений цинка в дерново-подзолистой почве под влиянием удобрений .....	307
<b>Сырчина Н. В., Молодкин В. Н., Ашихмина Т. Я., Богатырева Н. Н., Кожевникова А. С.</b> Сера в агроземах Кировской области .....	311
<b>Злобина Ю. А., Васильевых Н. В., Адамович Т. А.</b> Изучение содержания подвижного фосфора в почвах государственного природного заказника «Пижемский» .....	315
<b>Соловьев А. Н.</b> Шаровые конкреции в урочище «Жуковляне» .....	317

# СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

## 30 ЛЕТ: НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ РАЗВИТИЯ СИСТЕМЫ УПРАВЛЕНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕМ

*Н. А. Бурков*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
Общественная палата Кировской области, ipo@vgsha.info*

Нынче исполнилось 30 лет со дня создания федеральной экологической службы России. С принятием ЦК КПСС и Правительством СССР Постановления «О коренной перестройке дела охраны природы в стране» (январь 1988 г.) и созданием Государственного комитета СССР по охране природы был начат процесс формирования полноценной системы управления в области природопользования и охраны окружающей среды. В Кировской области комитет по охране природы создан в 1988 г.

Как правило, такого рода события служат отправной точкой для анализа, достигнутого посредством разбора достижений и неудач, оценки сделанного и того, что не удалось воплотить.

Система управления охраной окружающей среды (система экологического управления) является подсистемой по отношению к системе управления природопользованием. Последняя же сложилась задолго до рассматриваемого периода, но под влиянием наиболее активной подсистемы экологического управления сама претерпела серьезные изменения, подверглась решительной экологизации. Система экологического управления, как и любая другая система социального управления, предполагает деятельность по достижению поставленной цели путем взаимодействия объекта и субъекта управления с помощью обратной связи. В качестве объекта управления выступают общественные отношения по поводу решения задачи формирования целевого (высокого или приемлемого) качества окружающей природной среды. Субъектом управления является совокупность органов государственного и муниципального управления и экологический менеджмент предприятий. За 30 прошедших лет все составляющие управления претерпели довольно серьезные изменения.

Объект управления, являясь центральным звеном в системе управления, изменился коренным образом в связи с переходом России на другую (капиталистическую) модель развития. Основными следствиями этого перехода являются:

– признание различных видов собственности на природные ресурсы. Так на начало 2018 г. в собственности публичных образований было 83,8%, в частной собственности находилось 16,2% земельного фонда Кировской области [1];

– вовлечение природных ресурсов в экономический оборот и последовавшей вследствие этого их экономической оценкой;

– переход на преимущественно конкурсный порядок предоставления находящихся в государственной собственности природных ресурсов в собственность и пользование юридических и физических лиц;

– усиление гражданско-правовых и экономических механизмов защиты прав собственности и владения природными ресурсами с соответствующим ослаблением государственного надзора над их охраной и использованием.

Субъект управления как совокупность государственных и муниципальных органов публичной власти, регулирующих сферу природопользования, в силу закона соотносительности управляющей и управляемой систем, не мог не претерпеть соответствующих изменений.

После многочисленных преобразований постперестроечного времени [2] и некоторой стабилизации последнего десятилетия можно отметить следующие особенности субъекта управления.

1. Управляющая подсистема представлена разветвленной совокупностью органов государственной власти, разделенных по принципу принадлежности природных объектов на праве собственности публичных образований. Наиболее полно соответствуют объекту управления федеральный и субфедеральный уровни субъекта управления. При этом часть полномочий РФ по управлению природными ресурсами передана субъектам РФ.

2. С ликвидацией в 2000 г. Государственного комитета по охране окружающей среды РФ основные полномочия в сфере управления природопользованием переданы Министерству природных ресурсов РФ (в настоящее время – Министерство природных ресурсов и экологии РФ), которое, наряду с экологическими полномочиями, осуществляет прямое руководство рядом природоресурсных органов и через них оказывает регулирующее воздействие на обеспечение экономики России природными ресурсами. В деятельности Минприроды РФ очевидно проявление эколого-экономического противоречия в управлении природопользованием [3].

3. Субъект государственного управления природопользованием федерального уровня организован по территориальному принципу (по федеральным округам и субъектам РФ), за исключением управления водными ресурсами, где сохранился и бассейновый принцип управления.

Субфедеральный субъект управления природопользованием включает, как правило, орган экологического управления (например, министерство охраны окружающей среды Кировской области), наделенное также частью полномочий в сфере управления отдельными видами природных ресурсов, и отдельные природоресурсные органы управления (например, министерство лесного хозяйства Кировской области). Часть ранее существовавших само-

стоятельных органов управления биотическими ресурсами (управление охотничьего хозяйства) стали частью этого экологического органа.

При этом преимущественно поресурсный подход к управлению сохранился как на федеральном, так и на субфедеральном уровнях, усилившись экологическими приоритетами и ограничениями в деятельности органов субъекта управления.

4. Трехзвенная система органов государственной власти в сфере управления природопользованием включает федеральные министерства, службы и агентства. Правом государственного контроля (надзора) располагают федеральные службы и уполномоченные органы субъектов РФ. В целом функция государственного контроля распределена по объектам контроля федерального и субфедерального уровней, ограничена законодательством РФ, в частности, федеральным законом [4] и зарегулирована ведомственными нормативными актами, что снижает ее эффективность. Это вызвало активизацию гражданско-правовых способов защиты экологических прав граждан [2].

Обратная связь в системе управления представлена главным образом подсистемами федерального уровня информационных ресурсов (мониторинга ОС, кадастров и реестров ПР, государственных учетов и отчетности), функционирующих в основном по отраслевому принципу и мало связанных между собой и идеей экологоориентированного развития территорий. Региональные информационные базы и банки данных, самостоятельное значение из которых имеют ведущиеся на системной основе баланс общераспространенных полезных ископаемых и кадастр твердых отходов, не связаны в единую систему как между собой, так и с федеральными информационными ресурсами, что затрудняет обеспечение органов власти и населения полноценной экологической информацией. Информация о ПР и ООС разобщена по ведомствам, имеет различный режим сбора, обработки, предоставления и публичного пользования. Положительную роль играют годовые доклады о состоянии ОС, отдельных видов ПР и отчетов государственных органов, доступные для публичного пользования в сети Интернет.

Основными используемыми в практике природопользования методами государственного регулирования являются традиционные административные методы и ряд экономических механизмов, дополнившихся в начале 1990-х гг. платой за негативные воздействия на ОС. В целом спектр методов государственного регулирования природопользования является довольно ограниченным и не в полной мере обеспечивает решение стоящих перед экологическим управлением задач. Традиционные административные механизмы регулирования (нормирование, разрешительная деятельность, государственный контроль, целевые программы) являются основными, но не могут действовать эффективно без полноценного подкрепления экономическими методами регулирования. Роль экологической экспертизы практически сведена к нулю. В связи с либерализацией экологического законодательства государственный контроль, особенно в сфере пользования биологическими видами природных ресурсов, серьезно ослаблен, что сказывается на их состоянии и воспроизвод-



стве. Новые положительно зарекомендовавшие себя за рубежом методы регулирования, такие как экологическое страхование, система «налог-залог», экологическая сертификация, и тем более рыночные механизмы торговли правами на выбросы (сбросы) ЗВ не получили пока законодательного закрепления и применения.

В последние годы механизмы государственного регулирования природопользования претерпели значительные изменения. В целом они существенно ослабли. Административные регуляторы либо отменены, как в случае резкого сокращения объектов государственной экологической экспертизы в 2006 г., оставившей ей роль экологической ширмы, либо существенно ослаблены, как в случае государственного контроля за соблюдением экологического законодательства. Государственный контроль ослаблен не только за счет усложнения процедуры проверок, но и за счет его ориентации на внешние характеристики эффективности: количество проверок, установленных правонарушений, штрафов и т. п. При этом часто утрачивается главная цель таких проверок, которая, впрочем, совпадает с целью управления охраной окружающей среды – обеспечение высокого ее качества.

#### Литература

1. Региональный доклад о состоянии и использовании земель в Кировской области в 2017 г. [Электронный ресурс]. Управление федеральной службы государственной регистрации, кадастра и картографии по Кировской области. Режим доступа: <https://www.kirovreg.ru/econom/ecology/doklad.php>
2. Бурков Н. А. Федеральная экологическая служба в Кировской области: пути эволюции // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2018. С. 8–13.
3. Современные подходы к управлению региональным природопользованием (Кировская область). Киров: Изд-во ООО «ВЕСИ», 2015. 460 с.
4. О защите прав юридических лиц и индивидуальных предпринимателей при осуществлении государственного контроля (надзора) и муниципального контроля [Электронный ресурс]: федер. закон от 26.12.2008 №294–ФЗ). Режим доступа: СПС КонсультантПлюс.

## МОНИТОРИНГ УРБАНИЗИРОВАННЫХ СИСТЕМ И ОЦЕНКА ИХ СОСТОЯНИЯ

*М. Г. Дворников*

*ВНИИ охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова,  
dvornikov50@mail.ru*

На рубеже XX и XXI веков значительно возрос объем научных исследований в области экологии надорганизованных систем, качества окружающей среды и природопользования. На основе этого неразрывного триединства базируются принципы устойчивого развития, знания и опыт сохранения объектов биоты, функционирования зональных и провинциальных экосистем, качества биоресурсов и высокоэффективного природопользования в «здоровой»

и безопасной окружающей среде, параметры которых известны на основе экологических фундаментальных и экспериментальных исследований. Далее природопользователи в своей деятельности используют разработанные для них и контролирующими организациями допустимые нормативы воздействия антропогенных факторов на состояние природных комплексов, природных объектов и качества среды. В этом случае, с одной стороны не происходит разрушение биоты, ухудшение качества биоресурсов и природной среды, с другой – достигается наивысший хозяйственный эффект. Данная неразрывная цепь со строго ориентированным вектором к практическому применению и с прогнозом развития осознается мировым сообществом, как единственный способ безопасного выживания человечества в современных условиях [1, 2]. Однако в большом объеме исследовательских работ, проводимых в нестабильных геополитических условиях постсоветского пространства, неоднократно растворялись естественнонаучные – фундаментальные основы упомянутого выше триединства, что вызывало озабоченность у специалистов-естественников, обосновывающих первоочередную роль комплексных экологических исследований. Исходя из отмеченного и придерживаясь основных принципов первоочередности фундаментальной экологической науки, мы выделили один из главных факторов, определяющий основу поддержания динамики устойчивого равновесия биосферных процессов, в одно и то же время подверженный влиянию практически всех видов и форм хозяйственной деятельности человека, а также являющийся интегральным показателем положительного и отрицательного хозяйствования и природопользования в Вятско-Камском междуречье (по природному районированию – Вятско-Камская провинция). Этот фактор – биологическая продуктивность (в конкретных природных, природно-антропогенных и антропогенных комплексах, входящих в провинции), при которой динамичное возобновление и безопасное состояние ресурсов и качества среды обеспечиваются в результате функционирования биоты и неживых компонентов как единого целого в параметрах вещественного круговорота и потока энергии в пределах пространственно-территориальных границ естественных экологических систем, деятельность которых можно прогнозировать. Эти положения и понятия известны экологам и закреплены законодательно в Федеральном законе от 10 января 2002 года № 7-ФЗ. Однако переход к устойчивому развитию, базирующийся на системной научной платформе, выявил не только игнорирование законодательства разработчиками проектов (схем) для природопользования, но и «экологические пробелы» в интеграции подсистем локального и регионального мониторинга в единую государственную систему, в частности и урбанизированных территорий. Наряду с этим, научные и практические подходы выделения урбанизированных подсистем и оценок их функционирования практически отсутствуют.

Целью настоящего сообщения было рассмотреть многолетние параметры структуры фито- и зоомассы, биологической продуктивности, круговоротов химических элементов и потока энергии в среднетаежных и южнотаеж-

ных биогеоценозах (БГЦ), как основных индикаторах экологического состояния и развития биогеоценологических (биосферных) процессов в Вятско-Камском междуречье, показать их колебания и изменения под воздействием различных факторов среды и перспективы приложения результатов данного научного поиска в выделении урбанизированных БГЦ. Стационарные исследования проводились нами в 1989–2018 гг. на эколого-топографических профилях (от пойм рек к водоразделам) в БГЦ, находящихся в разных режимах природопользования и охраны, в частности в Северо-Восточном (Тулашор), Верхне-Вятско-Камском, Камско-Унжемском, Пойменном (ГПЗ Нургуш) и Центральном лесорастительных районах. В последнем случае – в зеленой зоне г. Кирова (ныне ООПТ). Объектами исследований были меченые объекты: особи, популяции и группы БГЦ. На стационарах проводили описание растительности, таксацию древостоев, определялся радиальный прирост и запасы фитомассы на моделях, листовой опад и отпад; многократно прослеживалась продуктивность травяно-кустарничкового яруса, учитывалась зоомасса наземных позвоночных и почвенных беспозвоночных животных; осуществлялся отбор проб осадков и воды из водотоков, живой зоомассы и фитомассы, ветоши, опада, подстилки и почвы для химических анализов [1–3]. Пользуясь случаем, выражаю благодарность обучающимся (биологам-охотоведам и биоэкологам) ФГБОУ ВО «Вятская ГСХА».

Прежде всего, отметим, что устойчивость биосферы и БГЦ – ее составных элементарных (неделимых) рабочих единиц, обеспечивается способностью поддерживать свое функционирование и восстанавливаться после негативных воздействий. Это достигается благодаря биологическому разнообразию, которое в течение длительного эволюционного времени сформировало компенсаторные, восстановительные и регуляторные механизмы, гарантирующие в определенных параметрах гомеостаз «биота–планета». Нами прослежена динамика экосистем на северо-востоке Волжского бассейна в голоцене [4, 5]. Логично, что элементарной структурно-функциональной единицей эволюции биосферы всегда были живые экологические сообщества, а главным фактором ее функционирования – трофические связи, определявшие характер и совершенствование параметров круговорота химических элементов. Причем, чем выше биоразнообразие, тем стабильнее экосистемы и биосфера в целом [1, 6]. Так, самовоспроизведение живого вещества и воспроизводство качества окружающей среды и ее компонентов определялись, и определяются динамично-циклическими режимами движения вещества и потока энергии в элементарных БГЦ (крупные их составляющие – лесорастительные районы). Выявлено, что экосистемы бассейна реки Вятки обладают системной эффективностью или эмерджентностью. Признаки этих систем – целостность и наличие у элементов общей главной цели – поддержание биогеоценологических и водорегулирующих процессов, следовательно, и перспектив повышения эффективности природопользования. В пространстве (в том числе в иерархическом ряду) этот режим волновой, а в системе, где поддерживается устойчивость – автоволновой. Поэтому анализ системы и ее элементов стро-

ился на синергетических представлениях. Это позволило нам рассматривать различные природные комплексы в виде упорядоченных единств, выраженных через структуру, взаимосвязи и целостность; территориально дифференцировать практические мероприятия природопользователей в конкретных БГЦ [3]. Было установлено, что ведущая роль в поддержании биологического разнообразия лесных и луговых БГЦ принадлежит циклическим сукцессиям, которые в биогеоценотическом покрове организуются деятельностью не зарегулированных речных бассейнов р. Вятки и ее притоков, популяционной жизнедеятельностью растений эдификаторов и доминирующих сообществ животных, а также хозяйственной деятельностью человека [2]. В данном случае выяснены природные механизмы поддержания биологического разнообразия в малонарушенных формациях, функционирование которых являлось эталоном в основе оценок состояния и эффективности природопользования в конкретном лесорастительном районе. Климаксовые, малонарушенные БГЦ ООПТ отличаются высоким биоразнообразием и являются идеальными объектами для проведения локального экологического мониторинга, что возложено законом на заповедники (Федеральный закон от 14.03.1995 года № 33-ФЗ). Особо важно, что сопряженно с ООПТ расположены хозяйственно освоенные участки с типологически близкими БГЦ конкретных лесорастительных районов ( в свою очередь их совокупности характеризуют уже региональный уровень мониторинга). Эти группы БГЦ развиваются под влиянием природно-антропогенных, и (или) уже, как урбанизированные системы, под воздействием антропогенных факторов. Здесь в сравнительных экологических исследованиях (опыт–контроль) и выявляется информационно-аналитическая роль индикатора – эталона экосистемы. Для выделения БГЦ, при организации комплексных экологических исследований, мы использовали одно из основных функциональных свойств БГЦ – тип обмена веществом и энергией. Это свойство включает состав и иерархию всех звеньев вещественно-энергетического обмена, роль каждого из них, в том числе объем и скорость превращений вещества и энергии, определение направления их преобразования и т. д. Во всех случаях сбалансированность функциональных процессов определяется соотношением между продукцией и деструкцией органического вещества. Поэтому устойчивость функционирования экосистем зависит также от сбалансированных взаимосвязей в пищевой цепи: растительность – травоядные – хищники – редуценты. В то же время особенности биологического круговорота веществ в БГЦ определяют и показатели органической массы и химического состава ее элементов. С этой целью нами выявлена структура биомассы основных компонентов малонарушенных БГЦ. Характеристики лесонасаждений, запасы фитомассы и зоомассы и химический состав приводятся в ранее опубликованных работах [1, 2, 6, 7].

Для характеристики второго уровня, то есть консументов (подвижных объектов: грызунов, копытных, хищных, утиных и т. д. метили), параметры структуры и биомассы (с учетом их динамики численности) позвоночных животных приводятся нами отдельно для долинных, равнинных и водораздель-



ных участков. В малонарушенных БГЦ средняя биомасса позвоночных животных в 1400 раз меньше среднего годового прироста надземной фитомассы, а в урбанизированных в 1600–1800, следовательно, здесь меньше и их функциональная роль. На хозяйственно освоенных территориях (в том числе урбанизированных) в еловых, сосновых и лиственных формациях по биотическим критериям [3], в результате уменьшения запасов органической массы на вырубках и выноса с ней химических элементов, изменяются особенности структуры БГЦ и параметры биогеохимических круговоротов (изменяются запасы углерода, зольных элементов, тяжелых металлов и т. д.), то есть сбалансированность функциональных процессов, что является (при настоящих технологиях) негативным воздействием на природные комплексы и природные объекты и при больших масштабах сказывается на качестве благоприятной окружающей среды [6]. Отмеченное прослеживается и по энергопотоку. В бассейне р. Вятки с фотосинтетической активной радиацией (далее – ФАР) поступает 176–197 кДж/кв.см в год, на средней его части – 188,4 кДж/кв.см в год. От ФАР используется 1%, продуктивность растительного покрова достигает 75–85 ц/га в год, что отмечено нами только в малонарушенных БГЦ, а в урбанизированных 42–51 ц/га. В целом же, в бассейне р. Вятки лесистость немногим более 58% (от былой 97%), от 15–35% на юге Кировской области и урбанизированных территориях, до 80% на севере. За последние 60 лет леса омоложены (спелых 28% от былых 43%) и стали смешанными (42% хвойных от былых 63%), расчетная лесосека перерубалась в 1,4–1,9 раза, в основном по хвойным видам. В итоге индекс отношения фитомассы к первичной продукции в средней и южной тайге составляет 0,015–0,025, а в нашем случае интенсивнее и уже свойственен лиственным и смешанным лесам (0,028–0,033). В свою очередь, к примеру, у консументов, индекс отношения фитомассы (в кормовом ярусе) к биомассе копытных в ООПТ – 0,27, а в освоенных вырубками БГЦ запасов корма вдвое больше, но при сильном действии фактора беспокойства – вдвое меньше биомасса животных [7]. Наряду с отмеченным следует подчеркнуть, что благодаря выявленным нами параметрам структурно-функциональной организации экосистем, стал заметен (в цифровых значениях) тренд преобразований тайги в смешанные и омоложенные леса, что сопровождается увеличением кальция к югу региона, что подтверждает изменения естественного характера таежного типа биогеохимического круговорота, влекущего за собой снижение способности восстанавливать и поддерживать естественное количество воды на водосборе главного бассейна и его агрегаций. В урбанизированных БГЦ на 15–30% меньше накопление (из-за троп) и больше иссушение подстилки и опада, подтверждающие разбалансированность процесса образования продукции и деструкции, вследствие чего увеличивается вероятность разного рода угроз: повышение численности клещей, возникновение лесных пожаров, расселение лесостепных животных в тайгу и в урбанизированные территории. К примеру, обычными стали у свалок бытовых отходов и садов высокие плотности мышевидных грызунов, чак, ворон, уток, лисиц и т. д., обилие синантропных видов. Здесь возникли

биоценозы с очагами болезней, передающихся человеку и домашним животным (бешенство, клещевой энцефалит, туляремия, чума и т. д.). Однако многое из сказанного уже будет управляемо [8].

На основе представленной нами информации разработана схема интеграции разных уровней мониторинга в его общую систему, что позволяет региону прогнозировать, своевременно выявлять и устранять экологические угрозы. К примеру, в первую очередь повысить градации пожарной опасности в урбанизированных и особо охраняемых БГЦ.

### Литература

1. Дворников М. Г. Проблемы экологического мониторинга и нормирования в природно-урбанизированных территориях Вятско-Камского междуречья // Экология урбанизированных территорий. 2007. № 3. С. 90–94.
2. Дворников М. Г. Млекопитающие в экосистемах бассейна реки Вятка (на примере особо охраняем.и освоен.территор.). Киров. 2007. 357 с.
3. Дворников М. Г. Роль млекопитающих в таежных и лесостепных экосистемах освоенных и охраняемых территорий Камского бассейна // Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Тольятти, 2010. 38 с.
4. Дворников М. Г., Чашин П. В. Динамика экосистем северо-востока Волжского бассейна в голоцене // Известия Самарского НЦ РАН. 2010. Т. 12. № 1. С. 21–26.
5. Дворников М. Г. Анализ и перспективы управления рекреационными ресурсами в Вятско-Камском междуречье // Проблемы региональной экологии. 2009. № 2. С. 159–163.
6. Дворников М. Г. Биогеохимический круговорот в таежных комплексах долины реки Вятка с разными режимами природопользования // Бюлл. Использован. и охрана природных ресурсов России. 2009. № 2. С. 61–66.
7. Дворников М. Г., Ширяев В. В., Сафонов В. Г., Глушков В. М. Структурно-функциональная организация лесных биогеоценозов как информационно-аналитический индикатор выявления угроз экологического характера и изменения климата // Известия Самарского НЦ РАН. 2012. Т. 14. № 5. С. 20–25.
8. Урсул А. Д. Концептуальное моделирование устойчивого развития // Экология урбанизированных территорий. 2006. № 2. С. 22–31.

## **БИОИНДИКАЦИЯ ОПОЛЗНЕВЫХ СКЛОНОВ КОРЕННОГО БЕРЕГА р. ВОЛГИ НА ОСНОВЕ СУКЦЕССИОННОЙ ДИНАМИКИ ЛЕСНЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ**

*М. Б. Фардеева, Н. А. Котова*

*Казанский федеральный университет,  
orchis@inbox.ru, kotova.natalia@gmail.com*

Научные подходы и методы, основанные на фитоценологических исследованиях сообществ, посвященных изучению звеньев сукцессионных рядов растительности, развивающихся после завершения экзогенных геологических воздействий, позволяют выявить разнообразие дигрессивно-демутационных процессов, идущих в фитоценозах по элементам оползня в зависимости от разных факторов. На основе сравнительного анализа можно оценить состояние сообществ и степень активности либо условной стабилизации склонов

коренного берега р. Волга, что является крайне актуальной задачей в связи с 8-летней правительственной программой «Сохранения и предотвращения загрязнения р. Волга» и мониторинга опасных экзогенных геологических процессов.

Сукцессионную динамику растительности оползневых склонов можно проследить в сравнении с только что возникшими оползнями и условно-стабильными, где уже начались или заканчиваются процессы восстановления сообществ, возможно, близких по своему составу и структуре к фитоценозам коренного склона.

Сукцессионные серии выделялись на основе сравнения флористических, биоморфологических, эколого-ценотических спектров видов изучаемых фитоценозов, состава и структуры фитоценозов, определения эдификаторов и доминантов, их смен в сообществах, расположенных в последовательном ряду оползневых элементов, а также в выявлении характера воздействий. Теоретические и методические аспекты фитоиндикации основаны на определении сукцессионной преемственности между сообществами и построении эколого-динамических (сукцессионных) рядов растительности [1–3]. Названия сообществ давались по доминантно-детерминантной классификации.

Всего было проанализировано 393 геоботанических описания, выполненных на разных склоновых участках Предволжья (Верхнеуслонский, Камско-Устьинский, Тетюшский районы РТ) в период с 1999 по 2017 гг. Данные систематизировались в таблицу с указанием участка, года проведения описаний и морфологического элемента оползневого тела, к которому можно было отнести описание. Особое внимание уделялось облесенным склонам коренного берега р. Волги, которые существенно способствуют снижению абразионных процессов и поступлению биогенных элементов и грунта в русло р. Волга. При этом выделялись первичные сукцессии, где никогда раньше не было растительности (надоползневые откосы, бугры, осыпи), и вторичные субстраты, где ранее была растительность, которая позднее исчезла или была нарушена в результате какого-либо воздействия среды (в частности, периодически повторяющихся оползнево-осыпных процессов).

Основными лесообразующими породами условно-коренных сообществ Предволжья являются: *Quercus robur*, *Tilia cordata*, *Acer platanoides*, *Ulmus glabra*, *U. laevis*, коренные сообщества по склонам северных экспозиций представлены увлажненными дубравами с липой снытьево-пролесниковые или снытьево-подмаренниковые (с *Galium odorata*), либо умеренно-увлажненные волосистоосоково-снытьевые. По склонам южных экспозиций преобладают более сухие дубняки и дубравы с липой копытнево-подмаренниковые (с *Galium tinctorium*).

На условно стабильных либо пологих элементах оползня (I и II ступень, реже на внутреоползневых откосах) отмечаются фрагменты дубово-липовых, кленово-липовых, березово-липовых лесов, иногда снытьево-разнотравного редколесья. Фитоценозы, которые возникают в результате оползневой сукцессии, отличаются как по составу древесных эдификаторов и формуле дре-

востоя, так и по видовому составу травяно-кустарничкового яруса. Это, как правило, вторичные сукцессии, так как на оползневых ступенях остаются вегетативные зачатки и семена, и частично сохраняется растительность коренного склона, поэтому восстановление лесных фитоценозов идет здесь лучше.

В условиях условно-стабильных склонов северных экспозиций сукцессия идёт в следующем порядке: дубрава заменяется различными длительно-производными липняками – липняк с кленом, липняк с дубом, липняк с березой и кленом. В условиях интенсификации овражной и водной эрозии преобладают липняки или кленовики страусниковые (с *Metteuccia struthiopteris*), либо липняки с кленом или березой снытьево-разнотравные, реже осинники снытьево-разнотравные. На склонах южных экспозиций в условиях их стабилизации (1, 2 ступени, внутреоползневые откосы) чаще преобладают кленовики копытневые или липняки с кленом ладышево-копытневые или копытнево-лазурниковые. Часто восстановление леса приостанавливается на стадии образования светлых лазурниковых дубрав с вишней степной и лесостепным разнотравьем.

Если на оползневом элементе преобладает редколесье из подроста березы, осины, сосны, ивы козьей, можно говорить, что активность оползания участка отмечалась около 15–20 лет. По крутым склонам южных экспозиций иногда отмечаются редколесье липы ландышево-разнотравное, где содоминантами являются *Cypripedium calceolus* и *Aster alpinus*, либо молодые лесостепные дубравы с *Gymhodenia conopsea*. Появление редколесья определяет некоторую стабилизацию оползневого элемента с возможным восстановлением лесной растительности.

Если на оползневых элементах склонов встречается взрослый лес, произошло укрепление склона деревьями более 50–80 лет назад, то можно говорить о временно-стабильном состоянии склоновых участков берегов. Для выяснения состава и структуры популяций деревьев в исследуемых лесных сообществах оползней использовались популяционные характеристики: динамика численности, динамика возрастной структуры и пространственный анализ, которые в целом также можно использовать, как индикаторные характеристики состояния склоновых участков берега р. Волга.

В условиях активизации выхода грунтовых вод, изредка отмечается заболачивание, и образуются влажные разнотравные луговины либо травяно-кустарниковые и травянистые болота с тростником южным, что часто усугубляет процессы дальнейшего разрушения береговых склонов. В условиях периодического сенокосения, пастьбы, интенсивной рекреации зарастание оползневых элементов лесом так и не происходит, в этом случае возникают лугово-степные и лугово-рудеральные сообщества и пустоши с *Tussilago farfara*, *Lactuca tatarica*, *Artemisia absinthium*, *A. austriaca*, *A. vulgaris*.

Существенным недостатком при практическом использовании всех вышеприведенных видов анализов является то, что данные одного географического региона (или экспозиции склона) нельзя проецировать на другой, часто отличающийся от него типом растительности. В связи с этим было бы

неплохо иметь какой-либо «обезличенный» показатель, которым, на наш взгляд, мог бы служить коэффициент общности (КО) Серенсена-Чекановского видового состава сообществ разных элементов оползневых склонов. Значение КО меняется от 0 (когда между двумя конкретными флорами совсем нет общих видов либо, когда в одной из флор виды отсутствуют) до 1, когда флоры идентичны. Для наших задач важно, как будет меняться коэффициент общности между сообществом коренного склона и отдельными фитоценозами элементов оползня, в случае, когда само сообщество коренного склона не подвергается сильным изменениям (т.е. на рассматриваемый отрезок времени условно стабильно). Для этого были проанализированы 10 профилей облесенных склонов Верхнеуслонского района РТ.

На первом этапе нами были подсчитаны значения КО для всех элементов оползней всех профилей. Затем, на основе этих значений, были подсчитаны средние значения для каждого элемента. Результаты подсчетов представлены на графиках (рис. 1 и 2).

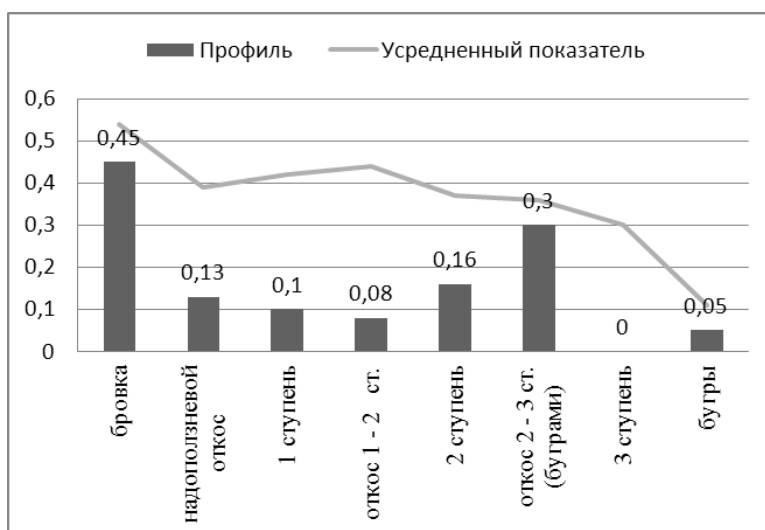


Рис. 1. Динамика значений КО на «активном» оползневом склоне (№ 1)

Для сравнения представлены «активный» и нарушенный оползневый склон (№ 1) и более или менее стабилизировавшийся, покрытый лесом (№ 2). На первом склоне по элементу – надоползневой откос отмечается постоянный выход грунтовых вод, способствующий интенсивной овражной эрозии, восстановление леса практически отсутствует. По некоторым элементам оползневого тела (1, 2 ступени, внутреоползневой откос) отмечается дополнительная постоянная антропогенная нагрузка – сенокошение и рекреация, на 3-ей ступени – расположены дачные участки.

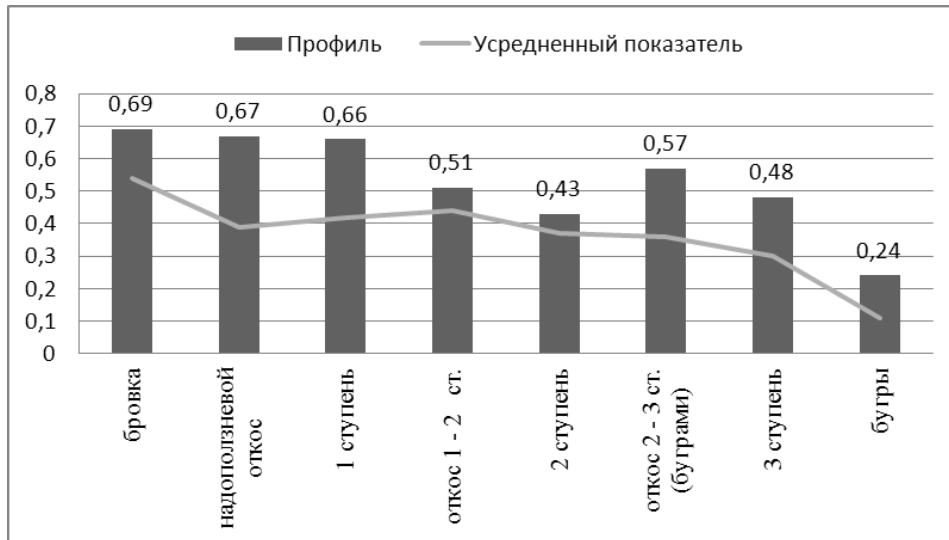


Рис. 2. Динамика значений КО на «условно-стабильном» оползневом склоне (№ 2)

Визуально анализируя полученные графики, можно отметить следующее:

1. Чем ближе друг к другу значения КО для различных элементов в пределах одного профиля, тем более «выположенный» график. Такая ситуация возникает, когда склон уже очень стабильный, либо когда процесс находится в своей начальной стадии. Поэтому важным моментом является положение начальной точки графика. Она находится либо «выше» графика средних значений – тогда это «стабильный» склон, либо ниже – тогда активный.

2. По этим показателям нестабильными являются профили №1, а «стабильным» – №2, где значения КО видовых списков фитоценозов по элементам оползня с коренным сообществом выше, чем значения усредненных показателей КО. Можно предположить, что данный профиль является стабильным и процессы оползания прекратились.

В ходе экзогенной сукцессии изменяются видовой состав, состав доминантов, набор биоморф высших растений, показатели видового разнообразия сообществ и соответственно тип растительной ассоциации. Скорость формирования фитоценоза зависит от условий субстрата, крутизны, экспозиции склонов, возможностей поступления зачатков и наложения дополнительных антропогенных воздействий, что отражается в ходе развития различных фитоценозов. Как правило, наиболее крутые и активно осыпающиеся участки представляют собой надоползневые и внутреоползневые откосы и бугры, где отмечаются процессы дигрессии растительного покрова.

Особенностями развития сукцессионных вариантов фитоценозов в процессе демутации является отсутствие в растительности оползневых элементов настоящих условно-коренных дубрав с липой снытьево-пролесниковых или снытьево-волосистоосоковых. Подобный демутационный процесс можно охарактеризовать как ретардационный субклимакс [4]. В нашем случае сукцессия, вызванная постоянным воздействием реки, активирующей гравитаци-

онную подвижность грунта береговых участков, обуславливает снижение межвидовой конкуренции, недостаточное развитие почвенного покрова, невысокую сомкнутость крон и увеличение освещенности. Это способствует формированию светлых остепенённых лазурниковых дубрав, или липняков с кленом, или кленовников копытневых с низким проективным покрытием трав. В том случае, если оползень молодой, либо продолжаются оползнево-осыпные процессы, часто с выходом грунтовых вод, либо дополнительными антропогенными воздействиями, преобладают процессы дигрессии, с формированием сорно-луговых, кустарниково-разнотравных сообществ либо редко-лесья.

### Литература

1. Турманина В. И. Взаимодействие растительности с оползевыми процессами склонов на примере оползней Москвы и Подмосквья: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 1964. 42 с.
2. Викторов С. В., Ремезова Г. Л. Индикационная геоботаника. М.: Изд-во МГУ, 1988. 234 с.
3. Ермохина К. А. Фитоиндикация экзогенных процессов в тундрах центрального Ямала: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2009. 26 с.
4. Разумовский С. М. Закономерности динамики биоценозов. М.: Наука, 1981. 231 с.

## МЕТОДИКИ МОНИТОРИНГА ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В ДЕНДРОСАДУ МЫТИЩИНСКОГО ФИЛИАЛА МГТУ им. Н. Э. БАУМАНА

*Т. Г. Махрова*

*Мытищинский филиал МГТУ им. Н. Э. Баумана, mathilda2604@mail.ru*

В связи с растущим антропогенным влиянием и ухудшением экологической обстановки актуальным является создание устойчивых насаждений разных типов и обогащение рекреационных зон [1], способных оздоровить среду обитания и длительно сохранять декоративность. Особую роль в расширении ассортимента таких насаждений играют коллекции ботанических садов и дендрариев, являющиеся источником новых видов и сортов, устойчивых в данных климатических условиях.

Коллекция Дендрологического сада МФ МГТУ им Н. Э. Баумана занимает площадь 1,47 га и насчитывает 166 таксонов древесных растений, из которых 114 интродуцированных видов и 23 формы или культивара селекционного происхождения. Она начала создаваться в начале 1960-х годов прошлого века, так что составляющие ее древесные растения длительное время произрастают в условиях высокой антропогенной нагрузки и являются интересным объектом для мониторинга состояния древесных растений в техногенной системе.



Для мониторинга древесных растений коллекции Дендрологического сада МФ МГТУ им. Н. Э. Баумана в настоящее время используются шесть методик.

Санитарное состояние деревьев и кустарников оценивается по двум шкалам, отдельно для хвойных и лиственных растений [2]. Шкала для оценки хвойных – шестибальная, шкала для оценки лиственных содержит семь градаций. По каждой из шкал древесные растения делятся на категории от здоровых до сухостоя прошлых лет. Здоровыми признаются растения без признаков ослабления с густой кроной и нормальным для данных условий местопроизрастания приростом. Ослабленным считается растение, у которого слабожурная крона и меньшие по сравнению со здоровыми деревьями приросты. У лиственных растений эту категорию делят на две по количеству сухих ветвей в кроне: до 25% – умеренно ослабленное, 25...50% – средне ослабленное. Если у древесного растения крона изрежена, приросты сильно уменьшены, листья (хвоя) мельче и светлее обычного, то дерево попадает в категорию сильно ослабленных. Усыхающим признается растение, крона которого сильно изрежена, листья (хвоя) желтее обычных, увядают или преждевременно опадают. К еще двум категориям – сухостой текущего года или прошлого года – относят погибшие растения. Мониторинг проводится ежегодно, даже при отсутствии видимых изменений на растениях. В последние годы санитарное состояние коллекции остается стабильным. Ежегодно наблюдается мучнистая роса на *Quercus robur* L., *Berberis vulgaris* L., *Caragana arborescens* Lam., представителях рода *Acer* L. *Ulmus laevis* Pall. поражен «голландской болезнью язвов», вызываемой грибом *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nann. *Fraxinus pubescens* L., пострадал от вспышки *Agilus planipennis* Fairmaire. Большая же часть растений коллекции может считаться здоровыми.

Цветение и плодоношение (семеношение) оценивается по шкале Каппера [3] от 1 до 5. Балл плодоношения зависит от количества цветков, завязей, шишек и плодов на деревьях и кустарниках: чем обильнее цветение или плодоношение, тем выше балл. При отсутствии цветков, завязей, шишек и плодов на растениях ставится балл 0. Поскольку плодоношение (семеношение) древесных растений является периодичным, оценка проводится осенью каждого года. На основе этих наблюдений могут быть спрогнозированы урожайные годы. По данным 2018 года, большая часть растений коллекции интенсивно плодоносила. Причиной отсутствия на растениях плодов или шишек может быть их возраст, недостаточный для вступления в плодоношение (например, *Pinus sibirica* Rupr.). Однако, выделяется группа растений, которые не образуют плодов и семян в условиях дендросада – *Fagus sylvatica* L., *Taxus baccata* L., *Juglans regia* L. и некоторые другие.

Для эстетической оценки растений была избрана шкала, которая базируется на качественной оценке развития частей растения и его живописности в целом [4]. Таким образом, эстетическая привлекательность растения ставится в зависимость от полноты его развития в данных условиях. При этом растению дается единственная балльная оценка, от отличной до крайне неудов-

летворительной. Если древесное растение соответствует своей видовой характеристике по всем показателям, без видимых повреждений всех частей, то декоративность оценивается наивысшим баллом. Декоративность считается хорошей, если древесное растение характеризуется отклонениями в развитии или повреждениями отдельных частей, наносящими незначительный ущерб художественному облику (живописности) растения. Удовлетворительную оценку получает растение, которое имеет существенные отклонения в развитии и повреждения (асимметричность, флагообразность кроны, сильный наклон ствола, высокоподнятая крона, изреженная крона). Значительные отклонения в развитии растения и повреждении ствола и кроны, существенно разрушающие художественный облик растения, при возможности его восстановления путем направленного вмешательства имеет растение с неудовлетворительной эстетической оценкой, а если декоративность растения невозможно повысить путем направленного вмешательства, то оно получает крайне неудовлетворительную эстетическую оценку. Данный критерий особенно важен для оценки интродуцентов, так как одной из конечных целей интродукции древесных растений является расширение ассортимента городских зеленых насаждений, а эстетическая привлекательность растений играет не последнюю роль при подборе ассортимента для озеленения каждого конкретного объекта. Результаты корректируются по отдельным видам по мере изменения их эстетической привлекательности (появление повреждений, восстановление кроны после направленного вмешательства и т. д.). Причинами снижения категории эстетической оценки могут быть санитарное состояние (например, *Pinus banksiana* Lamb); условия местопроизрастания, не соответствующие экологическим требованиям вида (*Larix olgensis* A. Henry и *L. kamtschatica* (Rupr.) Carr., растущие в затенении), недостаточная устойчивость к воздействию отрицательных температур (*Juglans regia* L. сильно обмерзает, из-за чего нарушается его рост), а также старение растений (*Sambucus racemosa* L.).

Перечисленные выше методики могут быть применены для оценки всех растений, составляющих коллекцию дендросада. Еще три методики используются при описании отдельных категорий растений. Так, система кодов состояния, применяемая при мониторинге древесных растений на урбанизированных территориях [5], позволяющая достаточно полно описать состояние кроны и ствола на момент обследования, а также учесть вид насаждения, в которое входит дерево, оценить тенденции изменения статуса растения в насаждении и его значение в формировании ландшафтной композиции, может быть использована только для деревьев, кустарники по этой методике не оцениваются. Авторы методики разделяют виды насаждений, в состав которых входят исследуемые деревья, на солитеры, живые изгороди, аллеи, группы и массивы. Статус растения в насаждении может быть определен как «визуальный акцент ландшафтной композиции или насаждения», «основная масса композиции или насаждения, выполняющая функции формирования среды объекта», «визуальный фон пейзажа» или «малоценное растение, не имеющее значения для формирования или восприятия ландшафтной композиции или

насаждения». Оценка стабильности статуса состоит из трех градаций – повышается, снижается или стабильный. Уровень развития растений определяется как исключительно хороший, нормальный или низкий. Санитарное состояние оценивается по трехбалльной шкале: растение без признаков ослабления, ослабленное или сильно ослабленное. Качество кроны относится к одной из трех категорий в зависимости от ее развития: характерная для вида, атипичная или сильно изреженная. Категории качества ствола определяются наличием или отсутствием дефектов: ствол нормально развит, имеет незначительные дефекты или повреждения, или ствол с существенными дефектами. Декоративность растения визуально оценивается как высокая или низкая. Результат выражается в виде формулы из кодовых обозначений. Таким образом описывается каждое дерево в коллекции. Результаты также корректируются по мере изменения состояния растения, стабильности его статуса и т. д. Все растения на территории дендросада произрастают в составе групп и весьма разнообразны по остальным кодируемым признакам. В некоторых случаях даже представители одного вида могут иметь разные статусы в насаждении, разный уровень развития, разные качества ствола и кроны и, как следствие, разную декоративность (например, *Picea pungens* Engelm.).

Для интегральной оценки состояния интродуцентов, входящих в состав коллекции, используется методика, разработанная в ГБС РАН [6]. Оценка проводится по семи показателям. Шкала степени вызревания побегов предусматривает пять градаций – от полного вызревания до полного невызревания. Шкала зимостойкости соответствует семибалльной шкале ГБС: наивысший балл получают растения, переносящие зиму без повреждений, наиболее низкий – полностью вымерзающие растения. Сохранение растением жизненной формы оценивается в зависимости от того, насколько его жизненная форма в условиях интродукции соответствует его природной форме. При этом допускается, что растение может повреждаться низкими зимними температурами и восстанавливать надземную часть в течение следующего вегетационного периода. Побегообразовательная способность может оцениваться как высокая, средняя или низкая в зависимости от количества новых побегов, образующихся на одном прошлогоднем. Способность растений к генеративному размножению ставится в зависимость от цветения и вызревания семян. Соответственно, при оценке возможных способов размножения в культуре наивысший балл получают растения, способные размножаться самосевом, наиболее низкий – растения, требующие искусственного вегетативного размножения. Баллы по всем показателям суммируются и в зависимости от результата растение может быть отнесено к одной из шести групп перспективности: вполне перспективные, перспективные, менее перспективные, мало перспективные, неперспективные, абсолютно непригодные. Корректировка результатов мониторинга по данной методике происходит по мере изменений в состоянии растения (появление самосева, повреждение низкими температурами и т. д.). В случае аномальных погодных условий (необычно теплая или необычно холодная зима, необычно холодное или необычно жаркое лето, засуха, увеличе-

ние осадков в летний период, избыточная снеговая нагрузка зимой и т. д.) производится новая оценка всех интродуцентов в коллекции. Растения из коллекции Дендросада могут быть отнесены к четырем категориям из шести возможных: вполне перспективным, перспективным, менее перспективным и мало перспективным. К категории мало перспективных могут быть отнесены такие виды как *Ginkgo biloba* L., *Carpinus caucasica* Grossh., *Picea schrenkiana* Fisch. et C.A.Mey. и некоторые другие; к менее перспективным – *Thuja plicata* Kornik, *Cercidiphyllum japonicum* Siebold et Zucc., *Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb. и др. Причиной снижения категории перспективности могут быть либо недостаточная зимостойкость растений, либо их ограниченные способности к плодоношению. Основную массу коллекции составляют растения категорий перспективных и вполне перспективных.

Другая методика, которая используется только для оценки интродуцентов, – расчет акклиматизационного числа [7]. Акклиматизационное число определяется как интегрированный числовой показатель по формуле:

$$A = P \times B1 + G \times B2 + Z \times B3$$

где P – оценка роста,

G – оценка генеративного развития,

Z – оценка зимостойкости,

B1, B2, B3 – коэффициенты весомости, B1 = 2, B2 = 5, B3 = 13.

Оценка роста дается глазомерно в баллах и зависит от величины прироста растения относительно его размеров. Оценка генеративного развития соответствует шкале Каппера. Оценка зимостойкости связывается с 7-балльной шкалой ГБС РАН, при этом в данной шкале 5 баллов присваивается растению с зимостойкостью 1 балл по шкале ГБС, 4 – 2 балла, 3 – 3 и 4 балла, 2 – 5 баллов, 1 – 6 баллов, 0 – 7 баллов по шкале ГБС. Чем выше акклиматизационное число, тем растение более приспособлено к условиям интродукции. Мониторинг проводится ежегодно: зимостойкость (по обмерзанию побегов) оценивается в начале вегетационного периода, рост и плодоношение – в конце вегетационного периода. Акклиматизационное число, близкое к 100, предсказуемо имеют интродуценты, давно культивирующиеся на территории Московской области, например, *Acer campestre* L., *Lonicera caerulea* L., *Ribes alpinum* L. и т. д. Минимальное акклиматизационное число – 30 – имеет мало-зимостойкое растение, не плодоносящее и дающее маленькие приросты (*Armeniaca vulgaris* Lam.). Показательно, что некоторые теплолюбивые интродуценты, не завязывающие плодов, дают большие ежегодные приросты и за счет этого их акклиматизационное число повышается (например, *Ulmus japonica* (Rehd.) Sarg., *Tilia caucasica* Kupr.)

Таким образом, используемые методики мониторинга позволяют дать развернутую характеристику как коллекции в целом, так и отдельных видов и даже отдельных экземпляров растений.

## Литература

1. Коротков С. А. Теоретические проблемы устойчивости леса // Вестник Московского государственного университета леса – Лесной вестник. № 4. 2015. Т. 19. М.: МГУЛ, 2015. С. 26–32.
2. Агальцова В. А. Основы лесопаркового хозяйства. М.: ГОУ ВПО МГУЛ, 2008. 213 с.
3. Селекция лесных и декоративных древесных растений: учебник / А. П. Царев, С. П. Погиба, Н. В. Лаур / Под ред. А. П. Царева. М.: Изд-во МГУЛ, 2013. 516 с.
4. Фролова В. А. Исследование структуры насаждений на общегородских объектах озеленения (на примере бульваров г. Москвы): Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: специальность 06.03.04. М.: МГУЛ, 2001. 23 с.
5. Рысин С. Л., Плотникова Л. С., Немова Е. Н., Гринаш М. Н. Мониторинг интродуцированных древесных растений на урбанизированных территориях // Мониторинг природного наследия: Сб. статей. М., 2009. С. 132–168
6. Лапин П. И., Сиднева С. В. Оценка перспективности интродукции древесных растений по данным визуальных наблюдений // Опыт интродукции древесных растений. М.: Наука, 1973. С. 7–67.
7. Романова А. Б. Эколого-дендрологические особенности интродуцентов дендрария КГТА. Красноярск: КГТА, 1996. 189 с.

## БИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ РАСТИТЕЛЬНОСТИ НА ТЕРРИТОРИИ г. УХТЫ

*Г. С. Шушпанникова, А. С. Гусева*

*Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина*

Деградация растительных сообществ под влиянием деятельности человека – часть более общего процесса синантропизации растительного покрова Земли [1], который сопровождается нежелательными последствиями – упрощением флористического состава и структуры растительных сообществ, уменьшением их разнообразия, нарушением стабильности, снижением продуктивности [2]. Современная флора и растительность северо-востока европейской части России развивается в условиях активной хозяйственной деятельности человека. Знание закономерностей антропогенной деградации растительных сообществ необходимо для разработки научных основ рационального использования растительного покрова, обеспечивающего поддержание его стабильности на достаточно высоком уровне. В данной работе приведены результаты исследования по изучению флоры и растительности антропогенных местообитаний г. Ухты.

Город Ухта (координаты – 63°34' с. ш. 53°42' в. д.) расположен на границе северной и средней тайги. По ботанико-географическому районированию [3] район исследования отнесен к Евразийской таежной (хвойнолесной) области Североевропейской таежной провинции Кольско-Печорской подпровинции северотаежных лесов, где преобладают кустарничково-зеленомошные и долгомошные еловые и березово-еловые леса.

Город Ухта, образованный в 1929 г., является одним из крупнейших геологических и промышленных центров Республики Коми, который облада-

ет развитым промышленным потенциалом, разнообразной и хорошо изученной сырьевой базой, его экономика отличается преобладанием перерабатывающих отраслей, наличием хорошо развитой производственной, строительной и транспортной инфраструктуры. В связи с интенсивным промышленным освоением территории города, высокими темпами строительства естественные (лесные и луговые) местообитания в пределах городской черты были практически уничтожены. На настоящий момент основным типом растительного покрова города являются участки с различными типами рудеральных (вторичных) местообитаний. В связи с выше сказанным, целью данной работы является изучение синантропной растительности на территории г. Ухты.

В основу работы положены 37 геоботанических описаний, которые выполнены А. С. Гусевой. В большинстве случаев описания выполнялись на площадках размером 10×10 м. Небольшие по площади сообщества описывали в естественных границах. Для каждой из них указаны: местонахождение, дата описания, размеры описываемой площади, общее проективное покрытие и средняя высота травостоя. Для оценки обилия видов на пробной площади использовалась шкала Ж. Браун-Бланке: г – вид встречается единично, + – незначительное участие вида в фитоценозе с проективным покрытием менее 1%, 1 – 1–5%, 2 – 6–25%, 3 – 26–50%, 4 – 51–75%, 5 – 76–100% [4]. В качестве доминантов приняты виды, имеющие высокое обилие и проективное покрытие (более 25%) в травостое. Классификация растительности проведена по методу Браун-Бланке [4, 5]. Названия видов давали по сводке С. К. Черепанова [6].

Протяженность территории города с севера на юг составляет 210 км, с востока на запад – 90 км, общая площадь – 7285 га. Город условно был разделен нами на 6 районов (новостройки, спальный район, центр, гора, промышленная часть города, старый город), различающихся типами нарушений. В этих районах была обследована растительность на газонах, по обочинам дорог, на спортивных пришкольных и дворовых стадионах, возлестроек, на дворовых и промышленных территориях (нефтеперерабатывающего завода, электростанции), изучена синантропная растительность городских парков и скверов.

На территории города преобладают низкотравные луговые сообщества на бедных слабокислых почвах, подвергшиеся интенсивному антропогенному воздействию класса *Molinio-Arrhenetaretea* R. Tx. 1937 порядка *Arrhenatheretalia* R. Tx. 1931 и сообщества сбитых пастбищ и вытаптываемых местообитаний класса *Plantaginetea majoris* R. Tx. et Prsg. in R. Tx. 1950. Повсеместно встречаются рудеральные сообщества с преобладанием многолетних злаков класса *Agropyretea repentis* Oberd., The Muller et Gors in Oberd. et al. 1967, формирующие фитоценозы с доминированием *Elytrigia repens* на газонах и школьных стадионах. Растительность техногенных участков в местахстроек и промышленных объектов представлена сообществами асс. *Chamerio-Festucetum ovinae* класса *Matricario-Poetea arcticae* Ishbirdin 2002. По окраинам города на залежах и пустырях встречаются сообщества асс. *Urtico*

*dioicae–Heracleetum sosnowskyi* Panasenko et al. 2014. Выделенные синтаксоны представлены в продромусе, их распространение – на рисунке.

### Продромус

Класс *Agropyretea repentis* Oberd., Th. Muller et Gors in Oberd. et al. 1967  
Базальное сообщество *Elytrigia repens* [*Agropyretea repentis*]

Класс *Matricario-Poetea arcticae* Ishbirdin 2002

Порядок *Chamerio-Betuletalia nanae* (Khusainov et al. 1989) Ishbirdin 2002

Союз *Chamerio-Matricarion hookeri* (Ishbirdin et al. 1996) Ishbirdin 2001

Асс. *Chamerio-Festucetum ovinae* Khusainov et Ishbirdin 1989

Класс *Plantaginetea majoris* R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950

Порядок *Plantaginetalia majoris* R. Tx. et Preising in R. Tx. 1950

Союз *Polygonion avicularis* Br.-Bl. ex Aichinger 1933

Асс. *Poo pratensis-Plantaginetum majoris* Ishbirdin in Mirkin et al. 1986

Класс *Galio-Urticetea* Passarge ex Kopecký 1969

Порядок *Lamio albi-Chenopodietalia boni henrici* Kopecký 1969

Союз *Aegopodion podagrariae* Tx. 1967

Асс. *Urtico dioicae-Heracleetum sosnowskyi* Panasenko et al. 2014

Класс *Molinio-Arrhenetaretea* R. Tx. 1937

Порядок *Arrhenatheretalia* R. Tx. 1931

Союз *Festucion pratensis* Sipaylova et al. 1985

Асс. *Festuceto pratensis-Dactyletum glomeratae* Dymina 1989 in Korolyuk et Kiprijanova 1998

Союз *Cynosurion* R. Tx. 1947

Асс. *Amorio repens-Poetum pratensis* Shushpannikova, Yamalov, 2014

На антропогенных местообитаниях нами отмечено 95 видов сосудистых растений из 28 семейств, из них 67 апофитов (70,5%) и 28 адвентивных видов (29,5%).

Локальная флора окрестностей г. Ухты включает в себя 478 видов сосудистых растений из 262 родов и 82 семейств [7]. Богатый видовой состав флоры связан как с положением флоры вблизи границы северной и средней тайги, так и с наличием выходов известняков Тимана, на которых произрастают реликтовые растения (*Anemone sylvestris* L., *Astragalus frigidus* (L.) A. Gray). В. А. Мартыненко с соавторами [7] отмечено, что в связи хозяйственной деятельностью человека, значительно повышена роль семейства крестоцветные среди 10 ведущих семейств за счет заносных сорняков.



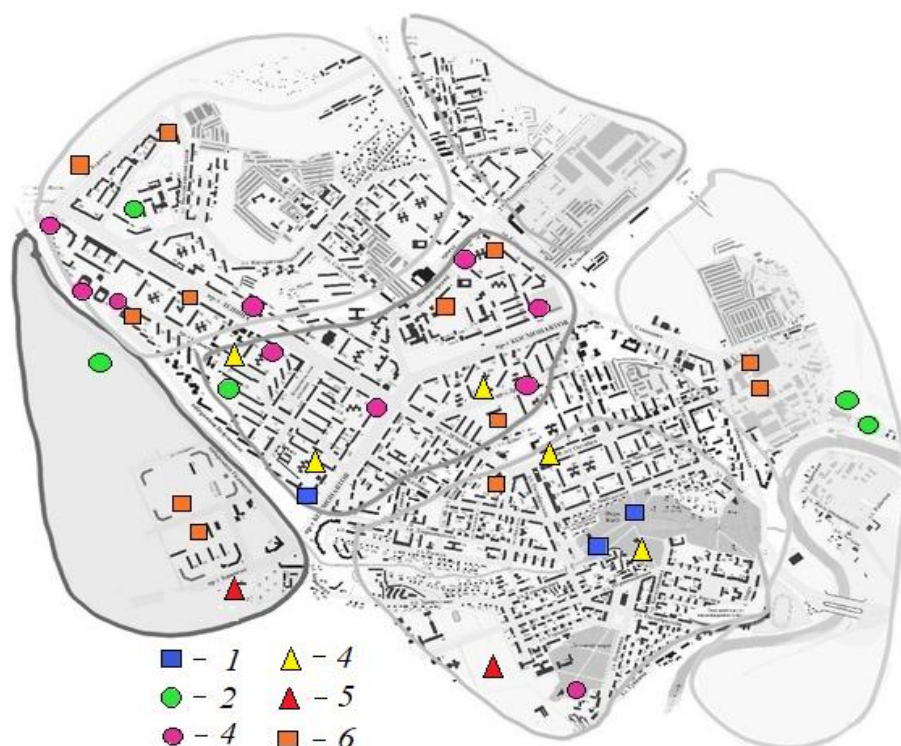


Рис. Распространение сообществ синантропной растительности на территории г. Ухты: 1 – асс. *Amorio repens-Poetum pratensis* Shushpannikova, Yamalov, 2014; 2 – асс. *Chamerio-Festucetum ovinae* Khusainov et Ishbirdin 1989; 3 – асс. *Festuceto pratensis-Dactyletum glomeratae* Dymina 1989 in Korolyuk et Kiprijanova 1998; 4 – асс. *Poo pratensis-Plantaginetum majoris* Ishbirdin in Mirkin et al. 1986; 5 – асс. *Urtico dioicae-Heracleetum sosnowskyi*; 6 – базальное сообщество *Elytrigia repens* [*Agropyreteea repentis*]

Показателем степени антропогенной нагрузки является индекс синантропизации, который составил 19,8%. Главная роль в зарастании нарушенных участков принадлежит местным видам – апофитам (*Poa pratensis* L., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Festuca pratensis* Huds., *Amoria repens* (L.) C. Presl, *Taraxacum officinale* Wigg.). Адвентивные виды не играют заметной ценотической роли: они встречаются единичными экземплярами или рассеянно среди местных видов растений. Лишь некоторые из заносных видов (*Artemisia vulgaris* L., *Lepidotheca suaveolens* (Pursh.) Nutt., *Plantago major* L., *Tripleurospermum perforatum* (Mérat) M. Lainz, *Urtica dioica* L.) доминируют в растительном покрове техногенных участков.

### Литература

1. Горчаковский П. Л. Тенденции антропогенных изменений растительного покрова Земли // Ботан. журн. 1979. Т. 64. № 12. С. 6–13.
2. Горчаковский П. Л., Абрамчук А. В. Пастбищная деградация пойменных лугов и ее оценка по доле участия синантропных видов // Экология. 1983. № 5. С. 3–10.
3. Исаченко Т. И., Лавренко Е. М. Ботанико-географическое районирование // Растительность европейской части СССР. Л.: Наука, 1980. С. 11–86.

4. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. New York, 1964. 3. Aufl. Wien. 865 s.
5. Миркин Б. М. Наука о растительности. Уфа, 1998. 413 с.
6. Черепанов С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб: Мир и семья, 1995. 990 с.
7. Мартыненко В. А., Груздев Б. И., Канев В. А. Локальные флоры таежной зоны Республики Коми. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2008. 76 с.

## **МОНИТОРИНГ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРЫМСКОГО СОЛЕННОГО ОЗЕРА КОНРАД**

***В. Г. Шайда, И. И. Руднева***

*Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского РАН,  
svg-41@mail.ru*

Гиперсоленые озера встречаются на всех континентах и характеризуются экстремальными условиями существования для биоты, так как имеют высокую соленость, которая может существенно изменяться в течение года, что зависит от температуры воздуха и интенсивности испарения. Значения рН, минеральный и видовой состав этих экосистем также различаются. Ресурсы соленых озер активно эксплуатируются человеком: минералы рапы применяются в химической промышленности, грунты используются в лечебных целях в бальнеологии, косметической и фармацевтической индустрии, а основной доминирующий вид жаброногий рачок артемия является ценнейшим стартовым кормом для выращиваемых в искусственных условиях рыб, крабов и креветок [1].

В Крыму находится более 300 озер, среди которых около 45 являются гиперсолеными [2]. Их площадь составляет около 52 000 га, а глубина колеблется в диапазоне 1 м. Соленость изменяется в широких пределах, в том числе в течение года. Гиперсоленые озера Крыма образовались около 6,5–7 тыс. лет назад и по своему происхождению делятся на две группы – приморские и внутренние, которые, как предполагают, в отдаленные геологические эпохи также являлись морскими заливами и эстуариями. По географическому расположению они объединены в 5 групп: Перекопская, Евпаторийская, Тарханкутская, Керченская и Херсонесская. Эти водные объекты в Крыму в основном используются в рекреационных и бальнеологических целях, а также в них добывают сырье для химической промышленности. Биологические ресурсы соленых озер Крыма до сих пор остаются мало изученными, хотя в некоторых водоемах лечебные илы и цисты артемии изымаются браконьерским и бесконтрольным образом. В связи с этим данные водоемы требуют тщательного исследования с целью рационального использования их ресурсов и разработки адекватных природоохранных мероприятий.

Целью настоящей работы явилось исследование сезонных изменений некоторых гидрохимических показателей воды гиперсоленого озера Конрад, относящегося к Евпаторийской группе и расположенного на территории села

Молочное (Крым), и показателей выклева цист артемии, обитающей в этом водоеме, в течение 2016 года.

Озеро расположено у села Молочное (СШ 45°11'10,3'', ВД 33°12'30,6'') его длина – 1,36 км, наибольшая ширина – 0,28 км. Озеро Конрад отделено от Чёрного моря дамбой, по которой проходит дорога без твёрдого покрытия. Озёрная котловина водоёма неправильной округлой удлинённой формы, берега пологие, озеро бессточное. На дне залегают толща донных отложений: илистые чёрные в верхнем слое, затем серые и стально-серые, иногда с голубоватым оттенком. Среднегодовое количество осадков – около 400 мм. Питание осуществляется за счет поверхностных и подземных вод.

Илы озера используются для самолечения местными жителями. По берегам озера илы загрязнены пластиковыми бутылками, коробками и другим бытовым мусором, имеются несанкционированные мусорные свалки твердых бытовых отходов и строительных материалов. Берега озера, которые примыкают к с. Молочному, сильно замусорены. Источниками загрязнения являются склады ГСМ, кемпинг, выпас домашних животных, а также в летний период активная рекреационная деятельность.

Координаты географического расположения озера и мест отбора проб определяли с помощью смартфона GSM A510F/DS (Samsung Electronics. CoLtd, Южная Корея). Для анализа образцы цист отбирали на берегу согласно методу, описанному Van Stappen [3] ежемесячно в течение 2016 г. Температуру воды измеряли непосредственно в воде озера с помощью электронного термометра HANNA Instruments Check Temp-1 (фирма Вольта, Санкт-Петербург, Россия). pH воды, окислительно-восстановительный потенциал (Eh и пересчетный Rh), содержание кислорода определяли с помощью анализатора Expert-001 (Econix-Expert Моеха CoLtd, Москва, Россия) с использованием соответствующих селективных электродов фирмы Вольта (Санкт-Петербург, Россия). Соленость воды анализировали с помощью рефрактометра PAL-06S LTA GO (Япония) и выражали в ‰. Образцы воды, отобранные в озере, перед определением параметров хранили в холодильнике при 4 °С не более 4–6 часов после отбора.

Показатели вылупления цист артемии определяли по стандартной методике [3, 4]. Все определения проводили в трех повторностях. Статистические различия между исследуемыми показателями осуществляли с помощью теста Стьюдента при уровня значимости  $p < 0,05$  [5]. Корреляционный анализ проводили с помощью компьютерной программы CURFVIT (версия 2.10-L).

Сезонные флуктуации физико-химических параметров воды в озере Конрад представлены в таблице. Как можно видеть, температура воды в водоеме существенно возрастала в летний период, достигая величин 32,3–33,4 °С в июне – августе, затем постепенно снижалась в осенне-зимний и весенний периоды. В теплое время года наблюдали увеличение солености, однако ее максимум (280 ‰) был отмечен в октябре. Значения pH колебались в меньшей степени, но при этом наименьший показатель был зафиксирован в январе (6,97). Окислительно-восстановительный потенциал (Eh) также после-

довательно изменялся в весенне-летний период, достигая высоких отрицательных значений с апреля по август. Показатель Rh почти не изменялся в исследуемый период, тогда как наибольшее содержание кислорода было отмечено в июне (22,8 мг/л), после чего этот показатель снижался в осенне-зимний сезон.

Таблица

**Сезонные изменения физико-химических параметров воды озера Конрад**

Месяц	Температура, градусы С	Соленость, ‰	pH	Eh, мВ	Rh, условные единицы	Содержание кислорода, мг/л
Январь	2,4	230	6,97	-27,3	19,8	11,3
Февраль	7,8	210	7,13	-32,3	19,6	10,5
Март	10,7	190	7,29	-44,4	19,8	14,5
Апрель	11,6	170	7,58	-59,8	20,3	12,4
Май	19,4	160	7,37	-45,5	19,9	7,3
Июнь	32,3	200	7,56	-62,3	20,8	22,8
Июль	28,7	240	7,47	-58,9	19,5	10,2
Август	33,4	250	7,34	-51,3	19,6	10,5
Сентябрь	26,4	260	7,14	-36,8	19,6	9,3
Октябрь	19,6	280	7,17	-35,9	19,9	11,5
Ноябрь	15,4	240	7,18	-35,7	19,9	10,8
Декабрь	0,5	200	7,20	-34,5	19,9	13,6

Показатели выклева цист артемии, собранных на берегу озера, также существенно различались и зависели от периода сбора. Яйца рачка, собранные в холодное время года (январь, февраль, март), имели более высокие показатели выклева личинок ( $15,0 \pm 1,7$ ;  $13,3 \pm 1,0$  и  $29,3 \pm 4,1\%$  соответственно) по сравнению с цистами, добытыми в апреле, ноябре и декабре ( $0,77 \pm 0,4$ ;  $9,9 \pm 0,8$  и  $4,2 \pm 0,5$  соответственно). Следует отметить, что из цист, собранных в период с мая по октябрь, выклевались единичные науплии.

Таким образом, результаты проведенных исследований позволили выявить существенные сезонные изменения гидрохимических показателей соленого озера Конрад и продукционных характеристик цист артемии, обитающей в нем, в течение 2016 года. Известно, что соленость и pH существенно колеблются в гиперсоленых водоемах как в течение дня, так и в различные сезоны, что определяется как концентрацией отдельных ионов, так и доминирующими буферными системами, соотношение которых в процессе испарения может меняться, что приводит к сдвигу pH [6–8]. В воде озера Конрад отчетливо прослеживались сезонные колебания солености: минерализация рапы была ниже с марта по май, после чего резко возрастала в июне и достигала максимума в октябре (280‰), затем постепенно снижалась. Повышение солености совпадало с засушливым периодом на фоне резкого повышения температуры воздуха. В этом случае наблюдали частичное пересыхание отдельных участков озера, что характерно и для других водоемов в жаркое время года. Изучение годовой динамики солености в водоемах имеет важное значение, так как при возрастании минерализации вследствие интенсивного испарения

возможно повышение концентрации различных токсикантов, содержащихся в воде, в том числе попадающих туда в результате нерегламентированной хозяйственной деятельности человека [9, 10]. Это может представлять опасность как для биоты, так и для человека, использующего ресурсы водоема в рекреационных целях. Следует отметить, что при изменении климата и дальнейшем повышении температуры процессы инсоляции в озере могут проходить более активно, минерализация нарастать, как и содержание в рапе опасных веществ, что отмечено в ряде публикаций [11].

Учитывая тот факт, что данное гиперсоленое озеро расположено в зоне активной рекреационной деятельности, полученные результаты могут иметь и практическое приложение и быть учтены при разработке мер по оптимальному использованию его ресурсов как минеральных, так и биологических. В летние месяцы при достаточно высоких температурах (свыше +30 °С) и минимальном количестве осадков или их полном отсутствии, оно может служить адекватной моделью для прогнозирования изменений, обусловленных потеплением климата и его последствий для водных экосистем. Обращает на себя внимание динамика изменения процента выклева науплиев из цист артемии, собранных в различные периоды года. В этом случае при использовании цист рачка в аквакультурных целях следует изымать их из водоема в период, соответствующий наибольшим показателям выклева, то есть с января по март. Кроме того, использование общей акватории озера Конрад для искусственного разведения артемии представляется вполне вероятным, но потребует дополнительные гидробиологические исследования, разработки адекватной мониторинговой программы общей оценки современного геоэкологического состояния водной среды, донных отложений и биоты.

*Работа выполнена по теме государственного задания ФГБУН ИМБИ «Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом», номер гос. Регистрации АААА-А18-118021490093-4.*

### Литература

1. Shadkam S., Ludwig F., van Vliet T.H., Pastor A., Kabat P. Preserving the world second largest hypersaline lake under future irrigation and climate change // Science of the Total Environment. 2016. V. 559. P. 317–325.
2. Гулов О. А. Экоцид крымских соляных озер // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Изд-во «Лема», 2007. С. 60–78
3. Van Stappen G. Use of cysts // FAO Fisheries Technical Paper. 1996. No. 36. P. 102–123.
4. El-Magsodi M. O., El-Ghebli H. M., Hamza M., Van Stappen G., Sorgeloos P. Characterization of Liyan Artemia from Abu Kammash Sabkha // Libyan Journal of Marine Science. 2005. V. 10. P. 19–29.
5. Халафян А. А. Статистика 6. Глава 8. Анализ вариаций. Биом. М., 2008. С. 133–152.
6. Golan R., Itta Gavrieli I., Ganor J., Lazarc B. Controls on the pH of hyper-saline lakes – A lesson from the Dead Sea // Earth and Planetary Science Letters. 2016. V. 434. P. 289–297.
7. Li L., Song W., Deng C., Zhang D., Al-Misned F. A., Mortuza M. G., Gadd G. M., Pan X. Effects of pH and salinity on adsorption of hypersaline photosynthetic microbial mat exopo-

lymers to goethite: A study using a quartz crystal microbalance and fluorescence spectroscopy // *Geomicrobiology Journal*. 2016. V. 33. Is. 3–4. P. 332–337.

8. Sirota I., Arnon A., Lensky N. G. Seasonal variations of halite saturation in the Dead Sea // *Water Resources Research*. 2016. V. 52. Is. 9. P. 7151–7162.

9. Guesdon G., Santiago-Martin A., Raymond S., Messaoud H., Michaux A., Roy S., Galvez R. Impacts of salinity on Saint-Augustin Lake, Canada: Water (Remediation measures of watershed scale // *Water (Switzerland)*. 2016. V. 8. Is. 7. Article No. 285.

10. Glavaš N., Šmuc N. R., Dolenc M., Kovač N. The seasonal heavy metal signature and variations in the microbial mat (petola) of the Sečovlje Salina (northern Adriatic) // *Journal of Soils and Sediments*. 2015. V. 15 Is. 12. P. 2359–2368.

11. Schiedeck D., Sundelin B., Readman J. W., Macdonald R. W. Interactions between climate change and contaminants // *Marine Pollution Bulletin* 2007. V. 54. P. 1845–1856.

## **ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПЛАСТИКОВЫМИ МАТЕРИАЛАМИ НЕКОТОРЫХ СОЛЕННЫХ ОЗЕР КРЫМА**

***В. Г. Шайда, И. И. Руднева***

*Институт морских биологических исследований им. А.О.Ковалевского РАН,  
svg-41@mail.ru*

В Крыму насчитывается около 45 соленых озер, которые используются для добычи высококачественной соли, ценных минералов для химической и фармацевтической промышленности, производства СПА-продуктов для косметической индустрии, а также в бальнеологии для лечения широкого спектра заболеваний, благодаря наличию лечебных грунтов [1]. Эти водоемы, образовавшиеся 6500–7000 лет назад, по географическому расположению разделены на 5 групп: Перекопская, Евпаторийская, Тарханкутская, Керченская и Херсонесская (рис.). В настоящее время они становятся все более популярными для рекреационных целей, что создает дополнительный антропогенный прессинг на акватории и прилегающие к ним территории. Особенно это касается озер Евпаторийской группы, которые непосредственно отделены от моря песчаными дамбами и содержат лечебные илы.

Загрязнение пластиковыми материалами является относительно новым видом загрязнения, насчитывающим около 60 лет. Однако, оно получило распространение практически во всех экосистемах, как наземных, так и водных, включая моря, океаны и внутренние водоемы [2]. При этом статистические данные говорят о том, что с ростом народонаселения объем производства пластиковых изделий будет расти. Так например, уже в 2016 году их производство составило 335 млн т [3]. Пластик обнаруживают в воде, донных осадках и биоте морских и озерных экосистем [4]. Пластиковые частицы попадают в организм гидробионтов, аккумулируются в желудочно-кишечном тракте и других тканях. Исследованиями последних лет установлено отрицательное влияние этих компонентов на иммунную систему рыб в результате развития окислительного стресса [5]. Помимо этого, влияние высокой температуры и ультрафиолетового излучения стимулирует развитие фотохимических реак-



ций в пластиковых материалах, в результате которых образуются высокотоксичные продукты [6].



Рис. Соленые озера Крыма

Однако, несмотря на повсеместное распространение пластиковых отходов, их «жизненный цикл» и влияние на природные экосистемы и организмы изучено недостаточно, что может создавать дополнительную угрозу для их нормального существования и функционирования. На этом основании целью настоящей работы явился сравнительный анализ загрязнения пластиковым материалом побережья некоторых крымских соленых озер, относящихся к Евпаторийской группе, в осенний период 2018 года.

Исследовали побережье 9 соленых озер Крыма, относящихся к Евпаторийской группе (рис.): Сасык-Сиваш, Поповское, Ойбургское, два озера Аджи-Байчи, Аирчи, Галгасское, Круглое, Конрад. Все озера подвергаются антропогенному воздействию, их илы используются для самолечения местными жителями, на побережье производится выпас домашних животных, располагаются миниотели и огороды. Берега водоемов загрязнены пластиковым, строительным и другим бытовым мусором, имеются несанкционированные мусорные свалки твердых бытовых отходов и строительных материалов.

Координаты географического расположения озера и мест отбора проб определяли с помощью смартфона GSM A510F/DS (Samsung Electronics. CoLtd, Южная Корея). На побережье каждого тестируемого водоема определяли участок размером 10x100 м и на нем визуально определяли различные пластиковые материалы, которые были объединены в 4 группы: пластиковые бутылки, полиэтиленовые (ПЭТ) мешки, пластиковые фрагменты и свалки пластиковых материалов. Исследования проводили в октябре-ноябре 2018 г.



Результаты исследований позволили установить высокую степень загрязнения пластиковыми материалами тестируемых крымских соленых озер. Однако степень загрязнения была различной (табл.).

Таблица

**Загрязнение пластиком побережья соленых озер Крыма,  
относящихся к Евпаторийской группе**

Озеро	Пластиковые материалы, количество			
	Бутылки	ПЭТ мешки	Фрагменты	Свалки
Сасык-Сиваш	2	78	3	1
Поповское	25	5	1	–
Ойбургское	4	5	–	11
Аджи-Байчи-1	–	4	5	12
Аджи-Байчи-2	1	–	2	2
Аирчинское	14	4	3	–
Галгасское	27	2	5	3
Круглое	1	2	2	1
Конрад	3	–	2	8

Как можно видеть, на побережье всех исследуемых озер присутствует пластиковое загрязнение, которое в наибольшем количестве представлено на озере Сасык-Сиваш, вблизи которого расположены огороды местных жителей. Помимо этого, на побережье приезжают туристы, использующие грунты озера в лечебных целях и собирающие соль, которая вследствие высокой солености рапы (более 300 ‰) концентрируется на берегу. Озеро Поповское также находится в зоне активной рекреационной деятельности, когда в летний период сюда приезжает большое количество людей, использующих грунты водоема в лечебных целях. В то же время расположенное рядом Ойбургское озеро загрязнено в меньшей степени, но в этом случае на побережье (дамбе, отделяющей его от моря) отмечено 11 свалок, в основном содержащих пластиковые отходы. Такая же ситуация характерна для озера Аджи-Байчи-1, тогда как озеро Аджи-Байчи-2 не представляет интереса для туристов, и его берега в основном используются для выпаса домашних животных. На берегах Аирчинского и Галгасского озер находятся кемпинги и пансионат, что и обуславливает значительное загрязнение пластиковым мусором. Озеро Круглое имеет небольшие размеры и летом оно пересыхает, тогда как озеро Конрад пользуется большой популярностью у отдыхающих как на морском побережье, так и непосредственно на берегу водоема, грунты которого используют в качестве лечебных грязей. Особо следует отметить, что на перешейке между озерами Галгасское и Круглое нами обнаружено 30 свалок пластикового мусора, что связано с рекреационной активностью в этом районе, прилегающем к песчаным морским пляжам. Это во многом определяет загрязнение берегов озер, которое зависит от направления ветра, перемещающего пластиковые бутылки и мешки с морского побережья, которое также сильно замусорено.

Данное исследование является пилотным и будет продолжено с целью сезонного мониторинга пластикового загрязнения соленых озер Крыма и его влияния на состояние экосистем данных водных объектов и их биоту.

*Работа выполнена по теме государственного задания ФГБУН ИМБИ «Функциональные, метаболические и токсикологические аспекты существования гидробионтов и их популяций в биотопах с различным физико-химическим режимом», номер гос. Регистрации АААА-А18-118021490093-4.*

### Литература

1. Гулов О. А. Экоцид крымских соляных озер // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. СПб.: Изд-во «Лема», 2007. С. 60–781.
2. Gundogdu S., Cevik C., Karaca S. Foul;ing assemblage of benthic plastic debris collected from Mersin Bay, NE Levantine coast of Turkey // Marine Pollution Bulletin. 2017. V. 124. No. 1. P. 147–154.
3. Rezanian Sh., Park J., Din M. F. M., Taib Sh. M., Talaiekhosani A., Yadav K. K., Kamuyab H. Microplastics pollution in different aquatic environment and biota: a review of recent studies // Marine Pollution Bulletin. 2018. V. 133. P. 191–208.
4. Auta H. S., Emenike C. U., Fauziah S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions // Environmental International. 2017. V. 102. P. 165–176.
5. Espinosa C., Beltran J. M. G., Cuesta A. In vitro effects of virgin microplastics on fish head-kidney leucocytes activities // Environmental Pollution. 2018. V. 235. P. 30–38.
6. Golan R., Itta Gavrieli I., Ganor J., Lazarc B. Controls on the pH of hyper-saline lakes – A lesson from the Dead Sea // Earth and Planetary Science Letters. 2016. V. 434. P. 289–297.

## ЭТАПЫ СТАНОВЛЕНИЯ АЭРОПАЛИНОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В г. САМАРЕ: ПЯТИЛЕТНИЕ ИТОГИ И ПРОБЛЕМЫ

*Н. В. Власова<sup>1</sup>, М. В. Манжос<sup>2</sup>, Л. Р. Хабибулина<sup>2</sup>,  
К. С. Мазоха<sup>2</sup>, Л. М. Кавеленова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Самарский национальный исследовательский университет  
имени академика С. П. Королева, [nwlasova@mail.ru](mailto:nwlasova@mail.ru),

<sup>2</sup> Самарский медицинский институт Реавиз, [kinel@mail.ru](mailto:kinel@mail.ru)

Прикладным ботанико-медицинским направлением экологического мониторинга в городской среде крупных городов является аэропалинологический мониторинг, направленный на установление концентрации и таксономической принадлежности пыльцевых зерен в воздушной среде. С одной стороны, он является эффективным способом изучения репродуктивной фенологии высших ветроопыляемых растений, актуальным в условиях климатических изменений [1]. Продукция и распространение пыльцы подвержены сильному влиянию комплекса абиотических и биотических факторов, а также антропогенному воздействию на естественные и преобразованные экосистемы. С другой стороны, актуальность данного направления определяется ростом в последние века числа пациентов, страдающих поллинозами, среди населения

нашей планеты [2]. По данным Всемирной аллергологической организации (2013 г.), аллергические нарушения составляют существенную часть нарушений общественного здоровья, в частности, до 20% населения Европы страдает от поллинозов [3]. За последние 40 лет, параллельно с глобальным потеплением, сенсбилизация к пыльцевым аллергенам возросла во многих регионах [4, 5]. В различных странах мира, включая Россию [6, 7], осуществлено выявление состава алергофитов [4, 8], составлены календари пыления, отслеживаются сезонные и многолетние тренды изменений [1, 2, 5]. Для г. Самары аэропалинологический мониторинг был начат на инициативной основе в 2013 г. [9], его краткие итоги будут представлены далее.

Аэропалинологические исследования проведены в вегетационный период (с апреля по октябрь) 2013–2017 гг. на двух модельных площадках внутри городской территории (Ленинский и Советский районы). Пыльцу улавливали с помощью ловушки-импактора, через которую прокачивался воздух в течение 25 минут со скоростью 10 л/мин, на предметные стекла, покрытые смесью вазелина и воска. Импактор устанавливался на высоте 10 метров над уровнем земли. В полученных препаратах подсчитывали пыльцевые зерна и определяли их принадлежность к различным систематическим группам. Обработка предметных стекол осуществлялась на кафедре экологии, ботаники и охраны природы Самарского университета. В дальнейшем определялось содержание пыльцевых зерен (п.з.) в 1 м<sup>3</sup> [9]. При составлении календаря пыления сведения о количественном содержании пыльцы усредняли за декаду. Статистическая обработка данных проводилась с использованием общепринятых методов вариационной статистики.

К важнейшим итогам пятилетнего проведения аэропалинологического мониторинга в г. Самаре можно отнести:

1. Определение продолжительности сезона пыления, который характеризуется значительной изменчивостью по годам при средних значениях около  $167 \pm 3,84$  дней.

2. Составление списка таксонов, участвующих в формировании пыльцевого дождя, среди древесных и травянистых таксонов. Для его составления потребовалось объединение данных всех сезонов наблюдений. В список в силу традиций его составления включаются таксоны различного уровня, в ранге семейств (*Chenopodiaceae*, *Poaceae*), родов (*Acer*, *Populus*, *Pinus*, *Salix*, *Ulmus* и др.), для отдельных представителей – видов, которые для краткости упоминаются родовым названием (*Ambrosia trifida*). В результате можно отметить, что в 2013 г. в воздушном бассейне г. Самара был зарегистрирован 21 таксон (12 древесных и 9 травянистых), в 2014 г. отмечено 20 таксонов (13 древесных и 7 травянистых), в 2015 г. – 22 таксона (14 древесных и 8 травянистых), в 2016 г. – 29 таксонов (16 древесных и 13 травянистых), в 2017 г. – 27 таксонов (16 древесных и 11 травянистых). Ежегодно можно выделить 10 доминирующих таксонов, которые формируют в среднем 87% ежегодного объема пыления: пыльца *Ambrosia* (24,3%), *Populus* (12%), *Betula* (11,5%), *Pinus* (7,5%), *Acer* (6,3%), *Ulmus* (6,3%), *Urtica* (5,8%), *Salix* (4,8%), *Poaceae* (4,7%),

*Artemisia* (3,7%). Причем преобладающие таксоны значительно варьируют год от года по удельному весу. Только три таксона присутствовали в спектре ежегодно в количестве более 4% от годовой суммы пыльцевых зерен: *Populus*, *Betula* и *Ambrosia*.

3. Оценка относительного вклада древесных и травянистых растений в формирование пыльцевого дождя. Кратко охарактеризуем итоги построения рядов рейтинга отдельных таксонов за 2013–2017 гг. в формировании пыльцевого дождя. Первое место среди древесных растений в 2013 г. и 2017 г. заняли представители рода *Populus*, в данную категорию попадает пыльца всех видов тополей, используемых в городском озеленении, а также массово произрастающих в зеленой зоне осин. В 2014–2016 гг. отмечено доминирование пыльцы *Ambrosia*. Второе место в 2013–2015 гг. занимала пыльца *Betula*, которая в 2016 г. оказалась только на 7-ой, в 2017 г. – на 5-ой строке в списке. Третье место в зависимости от года занимали *Ambrosia* (2013 г.), представители рода *Salix* (2014 г.), *Ulmus* (2015, 2017 гг.), *Acer* (2016 г.). Четвертое место – *Poaceae* (2013 г.), представители таких родов как *Acer* (2014 г.), *Urtica* (2015 г.), *Populus* (2016 г.), *Pinus* (2017 г.).

Изменчивость ситуации с продолжительностью и интенсивностью пыления в отношении некоторых наиболее заметных продуцентов пыльцы показана нами в форме пузырьковых диаграмм (рис. 1). Изменение положения в координатном поле, отражающее подвижки продолжительности периода пыления (абсцисса) и доли данной пыльцы от суммы (ордината), как и изменения максимального количества продуцируемой пыльцы (размеры пузырьков) прослеживаются для всех взятых в качестве примера таксонов древесных и травянистых растений.

4. Дана характеристика трех выраженных в условиях г. Самары периодов палинации с указанием их участников. Такими периодами являются два основных и один промежуточный. Среди них абсолютного максимума достиг «весенний» (пыление деревьев, в первую очередь таких родов как *Populus* и *Betula*). Сравнительно меньшее количество цветущих анемофильных видов в летний период обеспечили снижение уровня пыльцевого дождя в конце июня – начале июля. Третий пик, сформированный поступлением в воздух пыльцы представителей родов *Artemisia*, *Chenopodiaceae*, *Ambrosia* (конец лета), связан с наличием в городе значительного количества необустроенных участков с рудеральной растительностью (пустыри, придорожные полосы и пр.). Данные особенности пыления растений характерны для многих регионов РФ, однако каждый период пыления отличается доминирующими таксонами и концентрацией пыльцы. Региональную особенность первой волны палинации определили специфика «лесостепной» приуроченности г. Самары и особенности видового состава пригородных лесов.

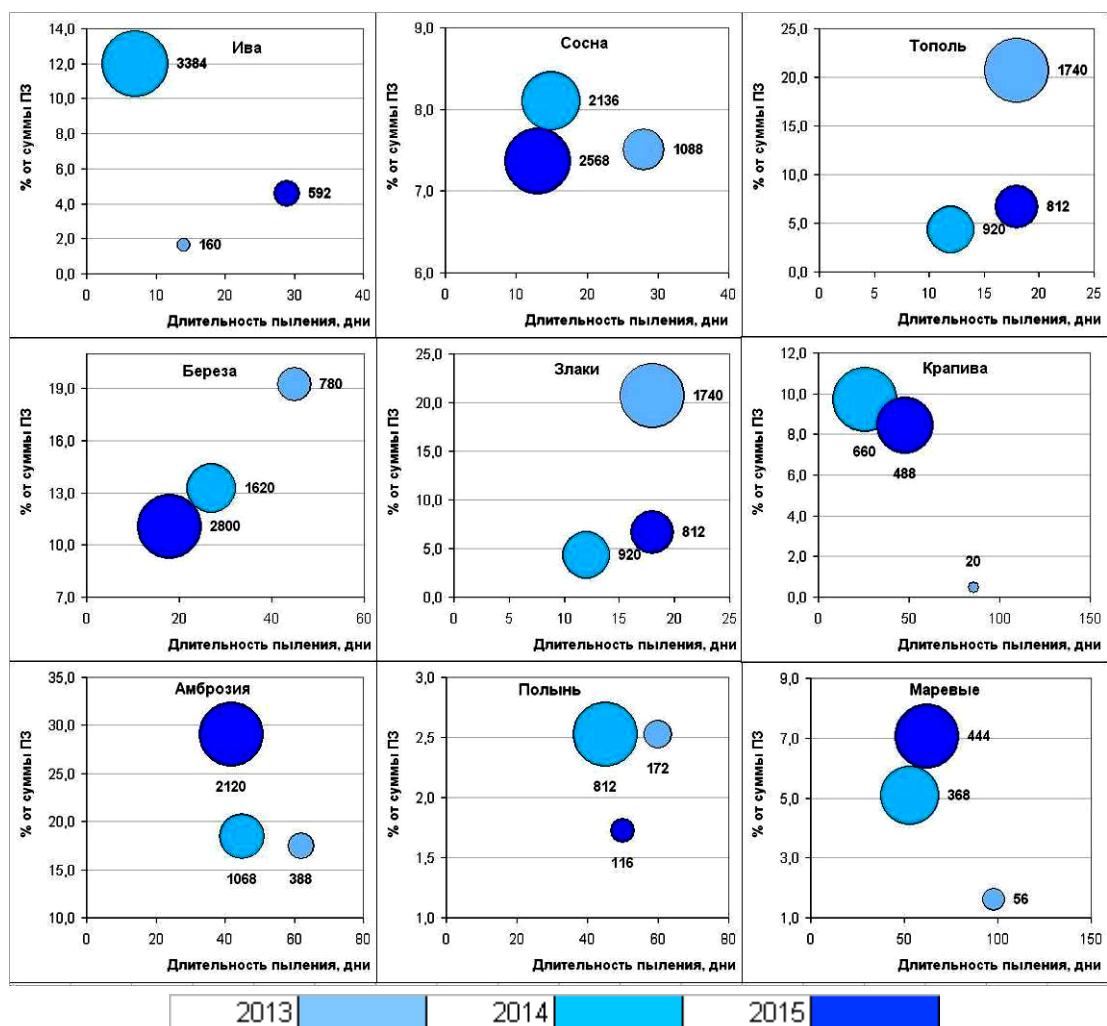


Рис. 1. Изменчивость показателей пыления некоторых анемохорных растений в условиях г. Самары

Примечание. Размер пузырьков соответствует пиковой концентрации пыльцы в конкретном году, число пыльц. зерен / куб.м.

5. В лесостепных условиях, в которых находится г. Самара, прослеживается своеобразная конкуренция между травянистыми и древесными растениями по годам за первые места в рейтинге – в 2014–2016 гг. лидировала *Ambrosia* (первое место в рейтинге), в 2013–2017 гг. – *Populus*. Среди травянистых таксонов стабильное положение в рейтинге занимала *Ambrosia* – 1 место (2014–2016 гг.), представители семейства *Chenopodiaceae* – 6 место (2015, 2016 гг.), представители рода *Artemisia* – 6 место (2017 г.) и 9 место (2013, 2014 гг.).

Не решенной нами до настоящего времени проблемой является организация палинологического мониторинга на «официальной», то есть финансируемой основе. Эта же проблема ограничивает нас в объеме привлекаемой первичной информации, вынуждая сводить число пунктов сбора проб к минимуму, что делает невозможным картирование ситуации даже для г. Самары.

## Литература

1. Ruiz-Valenzuela L., Fatima Aguilera F. Trends in airborne pollen and pollen-season-related features of anemophilous species in Jaen (south Spain): A 23-year perspective // *Atmospheric Environment*. 2018. V. 180. P. 234–243.
2. D'Amato G. Effects of climatic changes and urban air pollution on the rising trends of respiratory allergy and asthma // *Multidisciplinary Respiratory Medicine*. 2011. No. 6. P. 28–37.
3. World Allergy Organization. The WAO white book on allergy / In: Pawankar R., Canonica G. W., Holgate S. T., Lockey R. F., Blaiss M. (Eds.) // World Allergy Organization. Wisconsin, United States of America, 2013. 20 p.
4. Stach A., Garcia-Mozo H., Prieto-Baena J. C., Czarnecka-Operacz M., Jenerowicz D., Silny W., Galan C. Prevalence of *Artemisia* species pollinosis in western Poland: impact of climate change on aerobiological trends, 1995–2004 // *J. Investig. Allergol. Clin. Immunol.* 2007. V. 17. P. 39–47.
5. Reid C. E., Gamble J. L. Aeroallergens, allergic disease and climate change: impacts and adaptation // *EcoHealth*. 2009. No. 6. P. 458–470.
6. Принципы и методы аэропалинологических исследований / Под ред. Н. Р. Мейер-Меликян, Е. Э. Северовой. М.: Медицина, 1999. 48 с.
7. Астафьева Н. Г., Адо В. А., Горячкина Л. А. Растения и аллергия. Саратов, 1986. 336 с.
8. Staffolani L., Hruska K. Urban allergophytes of central Italy // *Aerobiologia*. 2008. V. 24. P. 77–87
9. Власова Н. В., Кавеленова Л. М., Манжос М. В., Блащенко К. В. К первичным результатам палино-экологического мониторинга атмосферного воздуха г. Самары // *Известия Самарского научного центра РАН*. 2013. Т. 15. № 3 (6). С. 1745–1748.

## ФОРМИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КАРКАСА г. КАЗАНИ НА ПРИМЕРЕ ПРИВОЛЖСКОГО РАЙОНА

*З. Г. Тукманова<sup>1</sup>, А. Р. Сафина<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Казанский государственный архитектурно-строительный университет,*  
<sup>2</sup> *Казанский (Приволжский) федеральный университет, Alfiya13S@yandex.ru*

В условиях интенсивного развития урбанизированных территорий все большую актуальность приобретает вопрос, касающийся природного ландшафта как фактора, влияющего на качество городской среды. В сложившейся ситуации важным элементом является экологический каркас. Рост урбанизации приводит к увеличению численности поселков и городских районов, а индустриализация оказывает негативные последствия на окружающую среду городов, приводя к нарушению окружающей среды, которое фиксируется на основе различных индикаторных оценок. Например, показатели чистого воздуха, открытых пространств и водообеспеченности на душу населения стремительно снижаются [1].

Основная задача данной работы – проанализировать существующую ситуацию в г. Казани, основываясь на материалах и данных, полученных при инвентаризации зеленых насаждений и выявить недостатки экологического каркаса.

Рассматривая полученную модель экологического каркаса г. Казани, можно отметить, что целостность в структуре «зеленого» каркаса отсутствует. Количество пространства зеленых насаждений составляет около 16–18% от общей территории города, при норме 40–50% (рис. 1) [2].

При разделении экологического каркаса на две составляющие – водный и зеленый каркасы – были выявлены главные экологические коридоры: р. Казанка и система озер Кабан (Нижний, Средний и Верхний Кабан). Наглядно можно оценить качественно-количественное состояние озеленения, в состав которого входят Особо охраняемые природные территории (ООПТ).

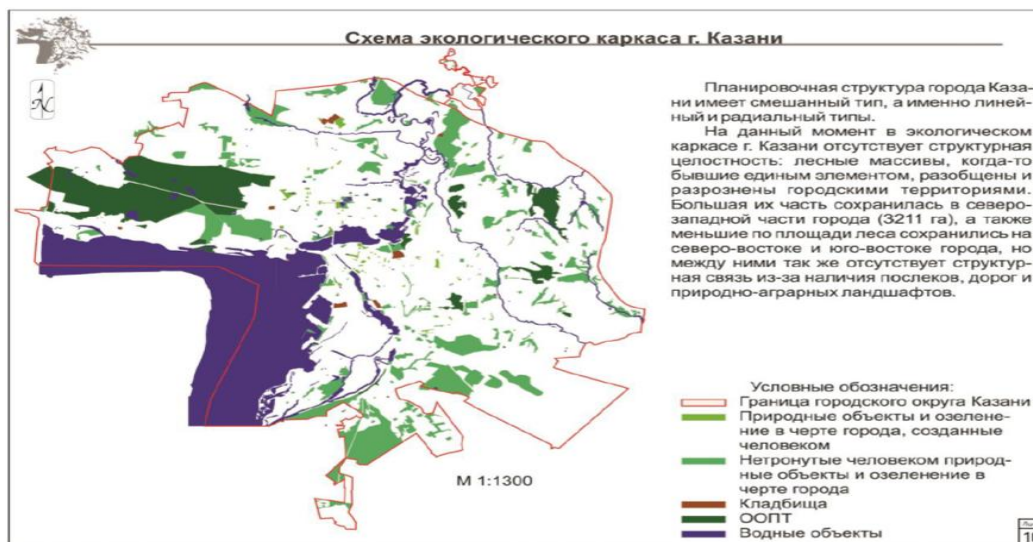


Рис. 1. Схема экологического каркаса г. Казани

В г. Казани всего 10 объектов ООПТ, один из которых находится на административной границе города – Голубые озера (рис. 2) [3].



Рис. 2 Схема зеленого и водного каркаса г. Казани

При анализе структуры экологического каркаса г. Казани следует учитывать такой критерий, как водоохранные зоны водных объектов. При наложении карты зон действия ограничений по условиям охраны водных объектов



(рис. 3) на карту города с выделенными зелеными и водными объектами видно, что на водоохраных территориях ведётся активная жилая застройка, а также отмечено наличие промышленных предприятий, что противоречит водоохранному зонированию [4].

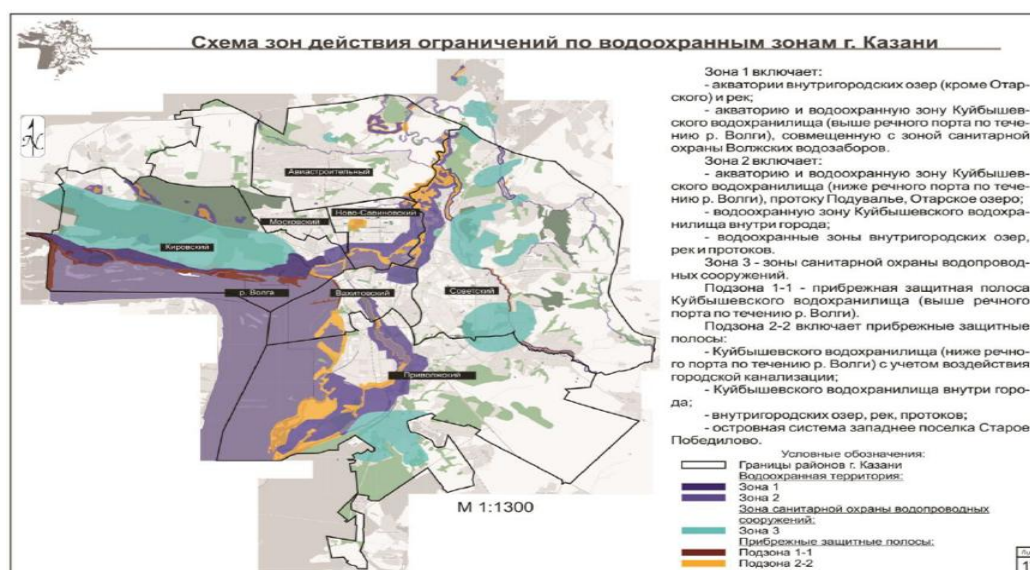


Рис. 3. Схема зон действия ограничений по водоохраным зонам г. Казани

На примере интенсивно застраиваемого Приволжского района г. Казани, при анализе были сделаны следующие выводы: район является промышленным центром, в нем расположена высокая концентрация фабрик, заводов и других промышленных предприятий. При этом коэффициент озеленения принимает наименьшее значение в сравнении с другими районами города, большая часть зеленых насаждений находится на административной границе. Следует отметить, что с каждым годом происходит расширение территорий и их последующее освоение [5].

Территории Приволжского района имеют низкий рекреационный потенциал и плотную жилую застройку возле промышленных предприятий, поэтому наблюдается отсутствие санитарно-защитных зон (рис. 4).

При анализе площади «зеленого» каркаса города было выявлено одно экологическое ядро в виде ООПТ, а именно: Кедровый парк, а также экологический коридор – озеро Кабан (Средний и Верхний Кабан) (рис. 5).

Приволжский район г. Казани расположен вдоль берега реки Волги, соответственно примыкающая территория административного района имеет свои водоохраные зоны, однако район является промышленным и большинство предприятий находится вдоль берега (рис. 6).



Рис. 4. Схема экологического каркаса Приволжского района

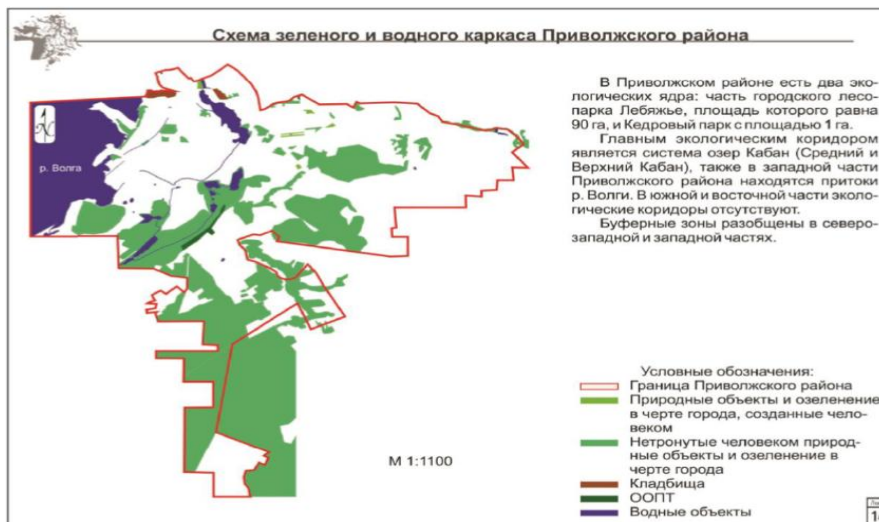


Рис. 5. Схема зеленого и водного каркаса Приволжского района

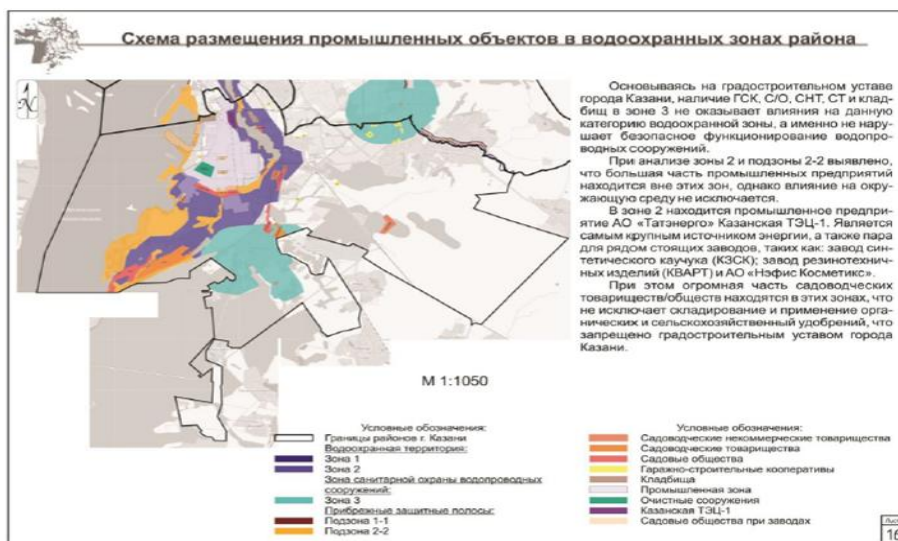


Рис. 6. Схема размещения промышленных объектов в водоохраных зонах района

Внутри рассматриваемого района отсутствует структурная целостность между элементами экологического каркаса, большая часть лесов находится на границе административного района и уходит за пределы города.

Главным недостатком для Приволжского района г. Казани является отсутствие рекреационных и буферных зон у промышленных предприятий.

#### Литература

1. Гамм Т. А., Гривко Е. В., Долгих Е. С. Об экологической оптимизации городской среды (на примере Южного округа г. Оренбурга) // Вестник Оренбургского университета. Оренбург, 2015. С. 78–84.

2. Постановление Комитета Государственного Совета Республики Татарстан по экологии, природопользованию, агропромышленной и продовольственной политике «О мерах, направленных на создание парковых зон в связи с объявлением 2015 года в Республике Татарстан Годом парков и скверов, а также на благоустройство и озеленение территорий».

3. Государственный реестр особо охраняемых природных территорий в Республике Татарстан / Министерство экологии и природных ресурсов Республики Татарстан, Академия наук Республики Татарстан. Изд. 2-е. Казань: Идел-Пресс, 2007. 406 с.

4. Градостроительный устав г. Казани: [утвержден решением Казанского совета 26 июня 1998 г.: по состоянию на 20.05.2018 г.]. С. 67–98.

5. Никитин А. В., Мингазова Н. М., Юпина Г. А. Проблемы формирования эколого-природного каркаса урбанизированных территорий (на примере г. Казани) // Известия КазГАСУ. Казань, 2010. С. 88–96.

### НОВАЯ МИКРОБИОТЕСТОВАЯ СИСТЕМА ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

*А. Ю. Маслова<sup>1</sup>, В. С. Сибирцев<sup>1</sup>, Т. Н. Щемелинина<sup>2</sup>,  
Е. М. Анчугова<sup>2</sup>, К. С. Башарова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Университет ИТМО, Санкт-Петербург, vs1969r@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, tatyana.komi@mail.ru*

В связи с неуклонным ростом производства и потребления человеческим обществом различной продукции, все более развивающимися в настоящее время тенденциями к конгломерации производств и мест обитания и деятельности человеческого общества в целом, а также освоения районов затрудненного жизнеобитания (обладающих вследствие этого повышенной чувствительностью своих экосистем к внешним воздействиям) увеличивается и антропогенная нагрузка на окружающую среду, а также усложняется ее характер и территориальное распределение. Вследствие этого актуальной в настоящее время становится проблема разработки и практической реализации доступных для широкого применения систем, позволяющих экспрессно и достоверно проводить комплексную оценку общей степени экологического неблагополучия различных территорий, водоемов, помещений и т.п. (причем, даже в том случае, когда стандартными методами там не фиксируется превышение установленных норм ни по одному из возможных угнетающих фак-

торов – однако в сочетанном виде они способны оказывать значимое негативное воздействие на людей и другие живые организмы).

Наиболее приемлемым и адекватным в настоящее время признано использование для этих целей различных тестовых биосистем [1–4]. Использование в качестве последних многоклеточных организмов позволяет более адекватно моделировать человеческий организм. В то же время, биотестирование с помощью микроорганизмов делает проведение таких анализов значительно более простым, доступным, дешевым, экспрессным и статистически достоверным в оценке результатов. Однако принятые в настоящее время в качестве стандартных при биотестировании процедуры оценки общей выживаемости микроорганизмов (заключающиеся, в большинстве случаев, в визуальной оценке того, насколько ингибируется или активируется по сравнению с контрольной группой рост тестовых микроорганизмов после инкубации их в питательной среде в течение одних или нескольких суток в стерильных условиях при заданной температуре в присутствии тестируемых объектов) дают, как правило, лишь достаточно субъективную, неполную, и «статичную» информацию о летальных нарушениях жизнедеятельности тестовых организмов. В связи с этим, перспективным представляется использование для целей микробиологического тестирования различных инструментальных технологий, среди которых наиболее универсальными и простыми в исполнении в настоящее время являются различные оптические и электрохимические методы. Исходя из чего, был разработан и апробирован для оценки экологической безопасности территорий в районах нефтедобычи следующий комплексный оптико-электрохимический метод.

Для проведения анализа в лабораторию были доставлены пробы отработанных буровых растворов (ОБР) с 4-х разных нефтедобывающих скважин, содержащие эмульгированную и растворенную в воде нефть, ОП-10 (смесь ароматических углеводородов, применяемая в настоящее время в качестве смачивающей и эмульгирующей неионогенной поверхностно-активной добавки), бентонитовую взвесь, значительные количества NaOH, NaCl, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> и т. п.

Для ОБР с каждой скважины проводилось по три серии измерений. Предварительно для каждой из них готовились два вида тестовых систем (ТС), представлявших собой исходно стерильный водный раствор с pH=7,2, содержащий 10 г/л сахарозы + 1,7 г/л NaNO<sub>3</sub> + 1 г/л KН<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> + 0,5 г/л (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + 0,16 г/л MgSO<sub>4</sub> + 0,02 г/л FeCl<sub>3</sub> + 0,01 г/л CaCl<sub>2</sub> и около 10<sup>6</sup> кл/мл жизнеспособных тестовых микроорганизмов (ТМ), в качестве которых использовались *Escherichia coli* ATCC 25922 и *Rhodotorula glutinis* VKM Y-2998D, относящиеся, соответственно, к достаточно широко распространенным в естественных условиях факультативно анаэробным про- и эукариотическим микроорганизмам (причем последний штамм был выделен из нефтяного шламонакопителя Усинского района Республики Коми и в настоящее время патентуется в качестве активного нефтедеструктора).

Затем упомянутые ТС разливались по пробиркам, в каждую из которых (за исключением 5-и контрольных на каждую ТС) предварительно добавлялся (по 5 пробирок в параллель) ОБР в количестве, необходимом для достижения его конечного 10, 20, 50 или 100-кратного разведения в ТС. Затем все упомянутые пробирки инкубировались в течение 8-и часов при  $25 \pm 0,1^\circ\text{C}$ . При этом непосредственно до и сразу после инкубирования в каждой из пробирок измерялись интенсивность света, упруго рассеиваемого в области длин волн 820–915 нм (Iod), рН, редокс потенциал ( $E$ , мВ) и удельная, линейная, низкочастотная электропроводность ( $X$ , мСм/см). Причем значения Iod и  $A_{uv}$  регистрировались с помощью анализатора «Флюорат-02-М» (в режимах, соответственно, фотофлуорометрии со светофильтрами М1 и М2 в каналах фотовозбуждения и эмиссии и фотометрии со светофильтром «№1» в канале фотовозбуждения). А значения рН и  $E$  регистрировались с помощью иономера «Эксперт-001» с комбинированными электродами «ЭСК-10601/7» и «ЭРП-105» соответственно.

Далее, все полученные значения усреднялись (сначала по 5-и параллельным образцам внутри каждой серии измерений, а затем между сериями), и для каждого из усредненных значений рассчитывался 95% доверительный интервал. После чего общая степень активирования либо ингибирования (+/–) жизнедеятельности каждого из ТМ заданной концентрацией ОБР от каждой из скважин рассчитывалась по формуле

$$\varepsilon_S = \Sigma (\varepsilon_{Iod} + 0,7\varepsilon_{Auv} + 0,7\varepsilon_{pH} + 0,6\varepsilon_E) / 3,$$

где  $\varepsilon_Y = 100 \times (\Delta Y_t - \Delta Y_c) / \Delta Y_c$ , а  $\Delta Y_t$  и  $\Delta Y_c$  – изменения значений Iod,  $A_{uv}$ , рН или  $E$ , произошедшие за время инкубирования ТС в присутствии различных количеств тестируемых образцов ( $\Delta Y_t$ ) и в их отсутствие ( $\Delta Y_c$ ). Затем полученные значения  $\varepsilon_S$  усреднялись по всем скважинам.

Результаты описанного исследования представлены в таблице.

Таблица

**Общие степени активирования или ингибирования (+/–) жизнедеятельности различных тестовых микроорганизмов ( $\varepsilon_S$ , %) отработанными буровыми растворами (ОБР)**

Разведение ОБР	10	20	50	100
<i>Escherichia coli</i> ATCC 25922	–58	–29	–9	+5
<i>Rhodotorula glutinis</i> VKM Y-2998D	–18	–9	+24	+16

Примечание. Относительная ошибка определения  $\varepsilon_S$  для всех указанных в данной таблице значений находилась в диапазоне от 6 до 15 %.

Согласно полученным результатам, исследованные загрязняющие факторы (ЗФ) влияли по разному на активность жизнедеятельности разных видов и штаммов живых организмов. Из этого можно заключить, что в присутствии ОБР (так же, как и иных ЗФ) состав природных биоценозов будет существенно меняться (обедняясь по видовому разнообразию и смещаясь в сторону преобладания тех видов и штаммов живых организмов, которые способны

использовать вещества, загрязняющие исходный биоценоз, для своего питания и роста).

Мы убедились, что значения  $\varepsilon_s$ , получаемые в результате применения предложенного нами метода, достаточно хорошо коррелируют с концентрациями ОБР в ТС (хотя, как уже говорилось, и несколько отличались для разных ТМ).

Таким образом, можно заключить, что предложенный нами метод может быть использован для объективной инструментальной оценки присутствия и общей токсичности различных загрязняющих факторов в районах нефтедобычи, а также в иных потенциально экологически неблагополучных территориях.

### Литература

1. Сибирцев В. С. Флуоресцентные ДНК-зонды: исследование механизмов изменения спектральных свойств и особенностей практического применения // Биохимия. 2007. Т. 72. № 8. С. 1090–1106.

2. Сибирцев В. С., Наумов И. А., Куприна Е. Э., Олехнович Р. О. Применение методики импедансного биотестирования для оценки действия фармацевтических соединений на рост микроорганизмов // Химико-фармацевтический журнал. 2016. Т. 50. № 7. С. 51–55.

3. Сибирцев В. С. Методики биотестирования на основе флуориметрического геномного анализа // Оптический журнал. 2017. Т. 84. № 11. С. 84–89.

4. Sibirtsev V. S., Olekhovich R. O., Samuylova E. O. Assessment of integral toxicity of water resources by instrumental methods of analysis // SGEM Conference Proceedings. 2017. V. 17. No. 61. P. 507–514.

## ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ АВТОТРАНСПОРТА НА КАЧЕСТВО АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА г. КИРОВА

*Т. А. Мусихина, Е. А. Крилицын, Ю. А. Гарюгин*  
*Вятский государственный университет, usr04011@vyatsu.ru*

Как известно, над крупными городами атмосфера содержит в 10 раз больше аэрозолей и в 25 раз больше газов. При этом в последнее время наблюдается тенденция увеличения доли выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от автотранспорта. Согласно статистике, 60–70% газового загрязнения дает автомобильный транспорт [1]. В г. Кирове специалисты оценивают долю автотранспорта от общего выброса более, чем 50%.

В работе по анализу влияния автотранспорта на качество атмосферного воздуха в г. Кирове произведен подсчет количества проезжающих автомобилей на основных перекрестках города, входящих в официальную региональную программу наблюдений в сфере охраны окружающей среды.

Для расчета и анализа выброшенных газов от проезжавших автомобилей использовалась методика, приведенная в ГОСТ Р 56162-2014 «Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу. Метод расчета выбросов от автотранспорта при проведении сводных расчетов для городских населенных пунктов».

Расчеты для перекрестка ул. Производственной и ул. Щорса.



Согласно указанному методу выбран временной промежуток – с 17:00 до 18:00 часов, так как в это время было зафиксировано максимальное количество транспортных средств.

Общее количество машин, проехавших через перекресток увязано со временем и периодичностью работы светофора. Зеленый и красный свет по обоим направлениям и с ул. Производственной, и с ул. Щорса горит по 50 секунд. Следовательно, за 20-ти минутный отрезок времени красный свет загорался 14 раз, общая продолжительность составила 600 секунд.

Далее все автомобили подразделяются по категориям, как показано в ГОСТе [2], и определяется количество машин, находящиеся в очереди на проезд за период 20 минут.

I категория «легковые автомобили», количество – 6052 шт.

II категория «автофургоны и микроавтобусы до 3,5 т», количество – 294 шт.

III категория «грузовые автомобили, от 3,5 до 12 т.», количество – 316 шт.

IV категория «грузовые автомобили, более 12 т.», количество – 132 шт.

V категория «автобусы свыше 3,5 т.», количество – 50 шт.

Масса выбрасываемых веществ автомобилями первой группы, в период времени, пока они стоят на светофоре составила: CO – 5056 г/час.; NO<sub>2</sub> – 151,35 г/час.; углеводороды – 1009 г/час.; сажа – 151,35 г/час.; SO<sub>2</sub> – 50,45 г/час.; формальдегид – 4,04 г/час.; бенз(а)пирен – 0,0015 г/час.

Аналогичным образом рассчитана масса выбросов загрязняющих веществ по всем другим категориям автотранспорта.

Анализ результатов расчета массы выброса на перекрестке ул. Производственной и ул. Щорса показал:

– по веществам CO, NO<sub>2</sub>, HC основная доля выбросов приходится на легковые автомобили, при этом легковые автомобили в среднем выбрасывают в два раза больше этих веществ, чем все остальные категории автотранспорта вместе взятые;

– по массе выброса сажи и формальдегида вклад грузовых автомобилей значительно превосходит вклад легковых. Суммарный выброс этих веществ от грузовиков практически в два раза больше.

2. Расчет выбросов для перекрестка ул. Ленина – ул. Блюхера.

Для расчета выбора временной промежуток с 17:00 до 18:00 часов, поскольку в это время было зафиксировано максимальное количество транспортных средств.

Учтено общее количество машин, проехавших за это время через перекресток, для этого изучен режим работы светофора. Период работы светофора. Зеленый по направлению ул. Ленина горел 60 сек., красный – 20 сек. Соответственно зеленый по направлению ул. Блюхера горел 20 сек., красный – 60 сек. Следовательно, за 20-ти минутный отрезок времени красный свет загорался 14 раз, общая продолжительность – 600 секунд.

Все автомобили разделим на категории, как показано в ГОСТе и подсчитаем количество машин, находящихся в очереди в течение 20 минут:

I категория «Легковые автомобили», всего – 5868 шт., в очереди – 978 шт.

II категория «автофургоны и микроавтобусы до 3,5 т», всего – 154 шт., в очереди – 26 шт.

III категория «грузовые автомобили от 3,5 до 12 т.», всего – 32 шт., находились в очереди – 6 шт.

IV категория «грузовые автомобили, более 12 т.», отсутствовали.

V категория «автобусы свыше 3,5 т.», всего – 106 шт., в очереди – 18 шт.

Далее рассчитана масса выбрасываемых веществ автомобилями каждой категории в период времени, пока они стоят на светофоре.

По I категории «легковые автомобили» масса выброса составила: CO – 4890 г/час; NO<sub>2</sub> – 146,7 г/час; углеводороды – 978 г/час; сажа – 146,7 г/час; SO<sub>2</sub> – 48,9 г/час; формальдегид – 3,91 г/час; бенз(а)пирен – 0,00016 г/час.

Аналогично были проведены расчеты по всем другим категориям автомобилей.

Анализ результатов по расчету массы выбросов на перекрестке улиц Ленина – Блюхера показал, что основная доля выбросов приходится на легковые автомобили (I группа), а в среднем легковые автомобили выбрасывают в два раза больше загрязняющих веществ, чем автомобили всех других категорий вместе взятых.

3. Наблюдения за потоком автомашин в утренний «час-пик» на автодороге, ведущей в жилой микрорайон «Чистые пруды» показал, что за час там проезжает всего 2983 автомобилей, в том числе 62 автобуса и 56 грузовых автомобилей. Эти данные говорят о том, что количество легковых автомобилей на внутренних автодорогах г. Кирова, особенно ведущих в крупные жилые микрорайоны, значительно превышает количество общественного и грузового автотранспорта.

Таким образом, сравнительный анализ ситуации по исследуемым перекресткам показал:

– на перекрестке улиц Ленина – Блюхера (официальная точка наблюдения в программе регионального экологического мониторинга) при отсутствии большегрузного транспорта наблюдаются значительные выбросы загрязняющих веществ, которые, несомненно, необходимо контролировать и вести регулярный мониторинг в пиковые периоды нагрузки для наблюдения за превышением концентраций;

– на перекрестке улиц Производственной – Щорса (официальная точка наблюдения в программе экологического мониторинга) расчетные массы выбрасываемых веществ значительно превышают массы выбросов на перекрестке улиц Ленина – Блюхера;

– согласно проведенным расчетам, в зоне улиц Производственная – Щорса основной вклад в валовый выброс загрязняющих веществ вносит



большегрузный транспорт, который на данном участке производит половину валового объема выбросов;

– согласно выполненным наблюдениям, пиковое количество машин на перекрестках улиц Ленина – Блюхера и Производственная – Щорса составило 6160 шт. и 6844 шт. соответственно, что выше публикуемых официальных данных экологического мониторинга.

#### Литература

1. Атапина И. Г., Аксенцова Г. М. Чистый воздух – основа благоприятной окружающей среды // Санитарный врач. 2007. № 1. С. 27–30.

2. ГОСТ Р 56162-2014 Выбросы загрязняющих веществ в атмосферу. Метод расчета выбросов от автотранспорта при проведении сводных расчетов для городских населенных пунктов.

### ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ ВЕГЕТАЦИОННОГО ИНДЕКСА NDVI НА ТЕРРИТОРИИ ЗАПОВЕДНИКА «НУРГУШ» ПО ДАННЫМ SENTINEL 2

*В. В. Рутман<sup>1</sup>, Т. А. Адамович<sup>1</sup>, В. П. Савиных<sup>1,2</sup>*

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

*<sup>2</sup> Московский государственный университет геодезии и картографии,  
rutman.slavik@yandex.ru*

По данным многочисленных экспериментов установлено, что одним из надежных индикаторов состояния растительности является вегетационный индекс NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) [1]. Используя интенсивность отраженного света в красной и ближней инфракрасной области спектра, NDVI позволяет выделять зеленую вегетирующую растительность на фоне других природных образований, в особенности почвы и сухой растительности [2]. Вегетационный индекс NDVI может принимать значения от –1 до 1. На значения индекса также влияет видовой состав растительности, ее сомкнутость, состояние, экспозиция, угол наклона поверхности, цвет почвы под разреженной растительностью [3].

Для расчета NDVI использовали материалы космической съемки, полученные со спутника Sentinel-2. Данный спутник оснащен оптико-электронным мультиспектральным сенсором для съемок с разрешением от 10 до 60 м в видимой, ближней инфракрасной (VNIR) и коротковолновой инфракрасной (SWIR) зонах спектра, включающих в себя 13 спектральных каналов, что гарантирует отображение различий в состоянии растительности, в том числе и временные изменения, а также сводит к минимуму влияние на качество съемки атмосферы [4].

В работе использовали снимок от 2 августа 2017 г. По снимку была изучена территория Государственного природного заповедника «Нургуш» Кировской области. Обработку космических снимков, расчет вегетационного индекса NDVI проводили в программе QGIS 2.18 с применением технологии

калькулятора растров, позволяющей проводить любые вычисления с каналами снимков.

Процесс роста и созревания разных видов растений имеет свои особенности. Поэтому возможно разделение типов растительности на основе изучения значений вегетационных индексов. В связи с этим, в работе проведена оценка значений NDVI отдельно для сосновых, лиственных лесов и луговых фитоценозов (рис.).

Значение NDVI природных объектов на территории заповедника "Нургуш"

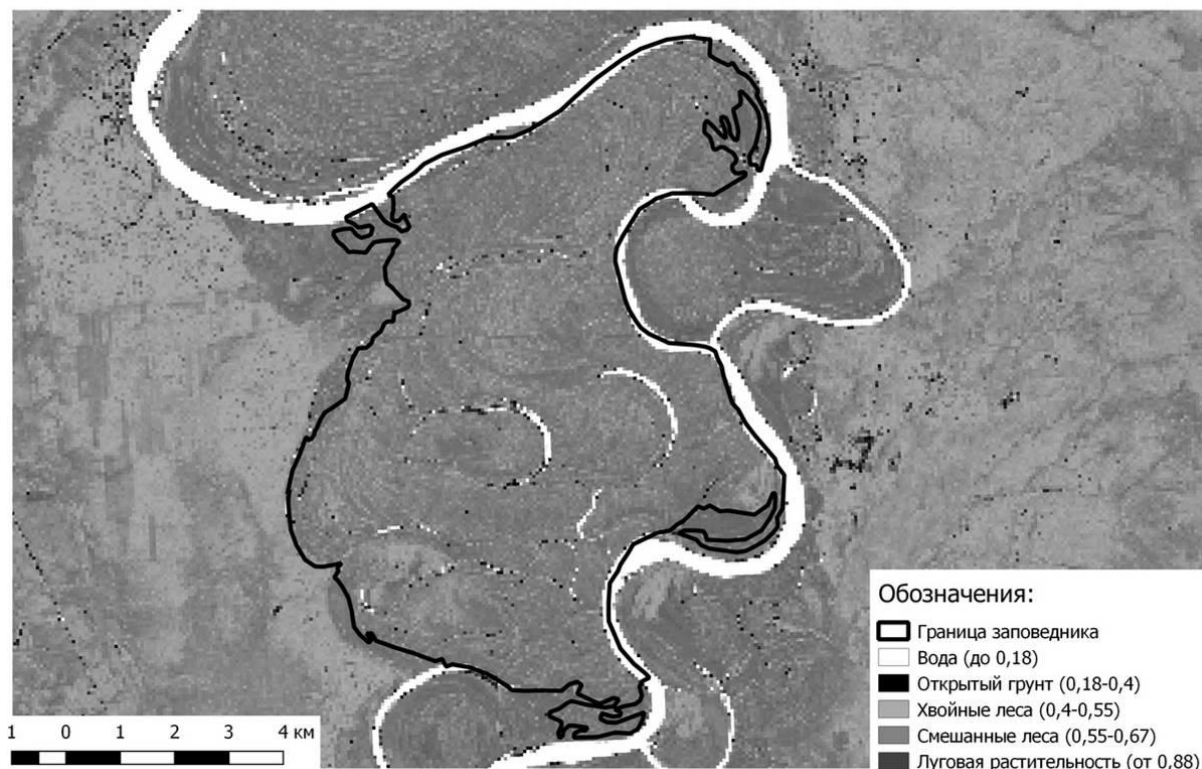


Рис. Значения NDVI природных объектов на территории Государственного природного заповедника «Нургуш»

Участки с отсутствием вегетации представлены у рек и озер – значения NDVI близкие к нулю (до 0,18). Кроме того, сравнительно невысокие значения индекса характерны для открытого грунта (0,18–0,4). Более высокие значения вегетационного индекса характерны для растительности. Индекс NDVI позволил идентифицировать на исследуемой территории хвойные, смешанные леса и луговую растительность. Максимальные значения индекса вегетации характерны для луговой растительности (от 0,88). Чем больше зеленая фитомасса растений в момент измерения, тем значение NDVI ближе к единице.

Значение индексов NDVI для разных объектов отличается, в зависимости от спутника. Было проведено сравнение показателей вегетационного индекса снимков одинакового сезона года со спутников Sentinel 2 и Landsat 8 [5] (табл.).

Из сравнения видно, что значения NDVI для спутника Sentinel 2 выше примерно на 0,19 и не равномерно. Минимальная разница верхних диапазонов (0,12) отмечена для хвойных лесов, а максимальная (0,31) для травянистой растительности. Ширина диапазонов различается незначительно.

Высокие значения NDVI говорят о том, что растительность на территории исследования здоровая, не подвержена антропогенному влиянию.

Таблица

**Значения NDVI природных объектов на территории заповедника «Нургуш» по данным спутников Sentinel 2 и Landsat 8**

Класс объектов	Sentinel 2	Landsat 8
Водные объекты	до 0,18	-0,25–0
Почва	0,18–0,4	0–0,25
Хвойные леса	0,4–0,55	0,25–0,43
Смешанные и лиственные леса	0,55–0,88	0,43–0,57
Травянистая растительность	от 0,88	0,57–0,68

Результаты проведенных исследований показывают, что использование вегетационного индекса позволяет проводить идентификацию и классификацию разных типов растительности по спутниковым изображениям. Кроме того, использование космических снимков предоставляет возможность значительно сократить выполнение наземных экспериментальных работ и оперативно проводить крупномасштабное картографирование особо-охраняемых и других территорий. Космические снимки высокого разрешения позволяют решать задачи исследования водного режима почв, установления источников и границ обводнения, выделения (по косвенным признакам) ареалов распространения различных видов растений.

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

**Литература**

1. Повх В. И., Гарбузов Г. П., Шляхова Л. А. Космический мониторинг сельскохозяйственных угодий Ростовской области // Исследование Земли из космоса. 2006. № 3. С. 89–96.
2. Виноградов Б. В. Аэрокосмический мониторинг экосистем. М.: Наука, 1984. 320 с.
3. Черепанов А. С. Вегетационные индексы: справочные материалы // Геоматика. 2011. № 2. С. 98–102.
4. Адамович Т. А., Савиных В. П. Новая группировка спутников дистанционного зондирования Земли Sentinel // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. 2017. С. 42–45.
5. Адамович Т. А., Кантор Г. Я., Ашихмина Т. Я., Савиных В. П. Анализ сезонной и многолетней динамики вегетационного индекса NDVI на территории государственного природного заповедника «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 1. С. 18–24.

## КЛИМАТИЧЕСКИЕ БАЗЫ ДАННЫХ ДЛЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

*Е. А. Клековкина*

*Вятский государственный университет, jelena\_klekovkina@mail.ru*

В последние десятилетия климатические изменения приобрели достаточно выраженный характер, что в значительной мере отражается на состоянии биоты во всем мире, включая Россию. В свою очередь изменения в растительном покрове, преимущественно в состоянии лесов, оказывают влияние на климатические флуктуации, как на региональном, так и на общемировом уровне.

В настоящее время сложно представить крупные экологические исследования, направленные на установление корреляций между параметрами биоты и климатическими колебаниями, без применения передовых информационных средств и технологий, включающих использование геоинформационных систем и спутниковых снимков растительного покрова. В связи с этим, возрастает актуальность в применении различных баз климатических параметров с их последующей оценкой и картографированием в целях биологических исследований.

Одной из самых крупных бесплатных климатических баз данных является база NOAA от американских национальных центров экологической информации [1]. Климатические данные предоставляются онлайн и на бесплатной основе. Они включают архив глобальных исторических данных погоды и климата и дополнительную информацию об истории метеорологических станций. Предоставляемые данные объединяют ежедневные, ежемесячные, сезонные и ежегодные измерения температуры, осадков, ветра и градусо-дней (условных единиц измерения превышения средней суточной температуры над заданным минимумом) на выбранной территории, а также радиолокационные данные и 30-летние климатические нормы. Помимо этого, сервис дает возможность заказать большинство этих данных в качестве сертифицированных печатных копий для законного использования.

Окно поиска климатических данных для Кировской области представлено на рисунке 1. Сервис предоставляет возможность поиска климатических данных, при их наличии, с 1700-х годов.

Помимо этого, существуют другие крупные онлайн базы данных, в том числе российские, например, Яндекс Погода [2], Расписание Погоды [3], а также американские и европейские – Открытая Карта Погоды [4], Сервер Климатических Изменений [5] и т. д.

Например, сервис Расписание Погоды предоставляет данные по облачности, температуре, давлению, направлению и скорости ветра и ряд других с 2005 года, а на сервисе Яндекс Погода помимо общих климатических данных можно сравнить погодные условия сразу в нескольких городах и отобразить данные на карте в режиме онлайн (рис. 2).

Home > Climate Data Online > Data Tools > Find a Station

[Datasets](#) | [Search Tool](#) | [Mapping Tool](#) | [Data Tools](#) | [Help](#)

Cart (Free Data) 0 items

## Data Tools: Find a Station

Retrieve weather records from observing stations by entering the desired location, data set, data range, and data category. Location can be specified as city, county, state, country, or ZIP code.

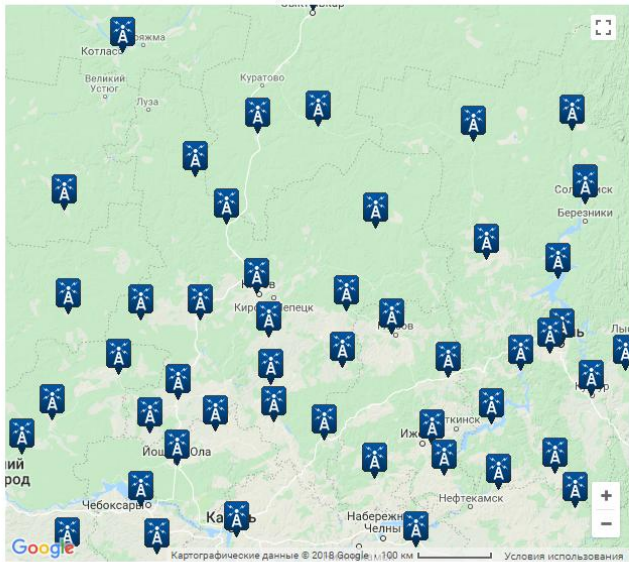
Enter Location  
Kirov Oblast, Russia

Select Dataset  
Daily Summaries

Select Date Range  
1988-01-01 to 2018-10-30

Data Categories

- Air Temperature
- Evaporation
- Land
- Precipitation
- Sky cover & clouds



1 - 50 of 57

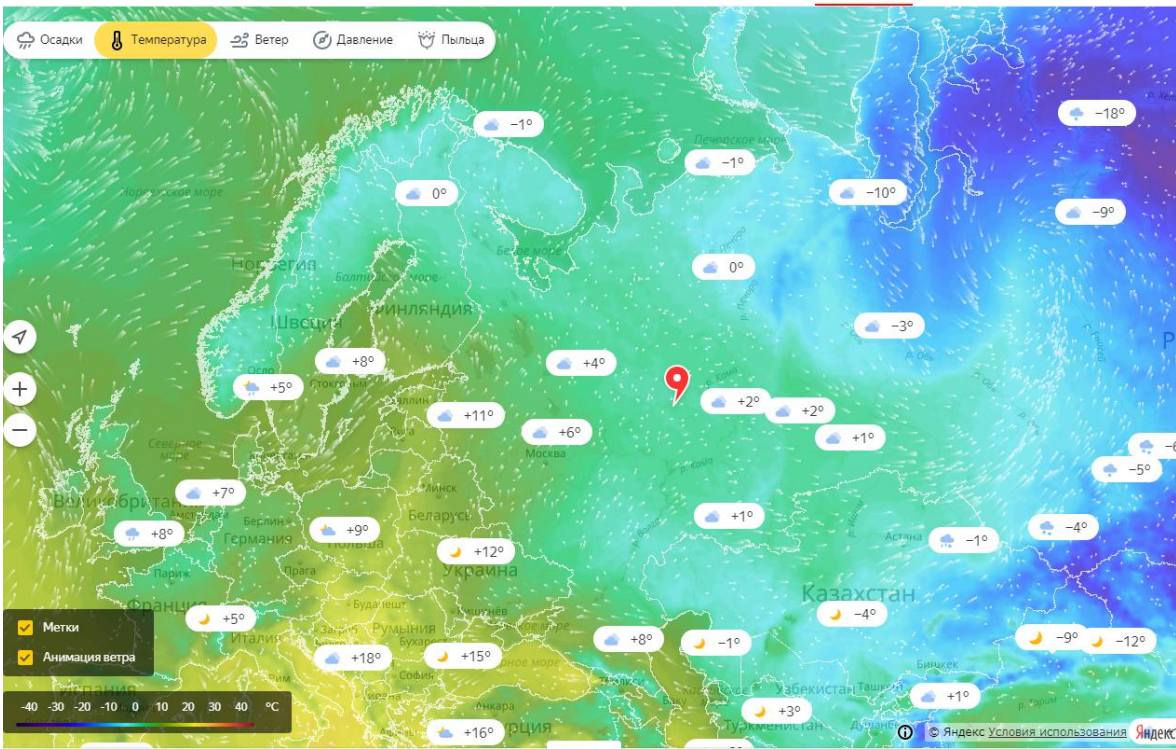
Рис. 1. Поиск климатических данных для территории Кировской области, сервис NOAA

Яндекс Погода

Город или район

[Прогноз на 10 дней](#) | [Прогноз на месяц](#) | [Погода на карте](#) | [Сравнение городов](#) | [Войти](#)

Осадки |  Температура |  Ветер |  Давление |  Пыльца



Метки  
 Анимация ветра

-40 -30 -20 -10 0 10 20 30 40 °C

21:00 | Пт, 2 00:00 | 03:00 | 06:00 | 09:00 | 12:00 | 15:00 | 18:00 | 21:00 | Сб, 3 00:00 | 03:00 | 06:00 | 09:00 | 12:00 | 15:00 | 18:00 | 21:00

Рис. 2. Отображение температурных данных и направления ветра в режиме онлайн, сервис Яндекс Погода

Таким образом, в настоящее время, благодаря различным онлайн сервисам, можно бесплатно найти необходимые климатические данные для биологических и других экологических исследований, тогда как официальные метеорологические службы предоставляют данные частным лицам в основном на коммерческой основе.

#### Литература

1. Электронный ресурс: <https://www.ncdc.noaa.gov>
2. Электронный ресурс: <https://yandex.ru/pogoda>
3. Электронный ресурс: <https://rp5.ru>
4. Электронный ресурс: <https://openweathermap.org>
5. Электронный ресурс: <https://climate.copernicus.eu>

### КЛАССИФИКАЦИЯ МЕТОДОВ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АНТИБИОТИКАМИ СТОЧНЫХ ВОД

*В. А. Алексеев, В. П. Усольцев, С. И. Юран, Д. Н. Шульмин*  
*Ижевский государственный технический университет*  
*имени М. Т. Калашникова, alekseevv@istu.ru*

Широкое применение в мировой практике получили антибиотики. Тысячи фармацевтических фабрик ежегодно выпускают на мировой рынок миллионы тонн лекарственных препаратов. В результате исследований были обнаружены следы химических соединений, входящих в состав противозачаточных таблеток, антидепрессантов, антибиотиков, гормональных препаратов и других лекарств не только в природных водоемах (реки, озера, пруды, грунтовые воды), но также и в водопроводной воде [1]. Лекарственные препараты попадают в воду с отходами фармацевтических производств, предприятий сельского хозяйства, аптек и больниц, а также в результате жизнедеятельности самого человека – вместе с биологическими отходами. Основными из них являются: сточные воды фармацевтических заводов, предприятия сельского хозяйства (из сельскохозяйственных сточных вод, содержащих навоз животных), городские очистные сооружения, больницы (в результате бесконтрольной утилизации лекарств), свалки. Для того, чтобы избежать указанных проблем, необходимо оперативно обнаружить антибиотики в воде, идентифицировать их вид и концентрации [2].

При загрязнении водоемов антибиотиками можно выделить несколько ситуаций.

1. Сбросы антибиотиков в сточных водах ряда предприятий и больниц, происходящие в течение длительного времени.
2. Сбросы антибиотиков в сточных водах сельскохозяйственных предприятий.
3. Аварийные сбросы антибиотиков в сточные воды предприятий в течение определенного короткого времени.



Первые две ситуации позволяют оценивать эти сбросы с использованием проб воды, как в сточных водах, так и в водных бассейнах. Аварийные сбросы могут быть обнаружены только при контроле сточных вод в режиме реального времени, что накладывает ограничения на применение многих известных методов контроля сточных вод.

Цель данной работы – проанализировать существующие методы контроля антибиотиков в воде с учетом временного фактора проведения контроля сред.

Существуют различные методы определения загрязнения воды антибиотиками.

Основной формой обнаружения антибиотиков в воде, идентификации вида и концентраций, является контроль. Контроль включает два элемента: получение информации о фактическом наличии антибиотиков (о их качественных и количественных характеристиках) и сопоставление полученной информации с установленными нормами (требованиями) с целью определения их соответствия, то есть получение вторичной информации. Контроль включает определение качественных (когда достаточно определить наличие (появление) антибиотика в сточных водах) и (или) количественных характеристик, когда требуется определить содержание антибиотика. При этом количество антибиотиков выражают в так называемых единицах действия. В процедуру контроля входят операции измерения, анализа, испытания. Измерительный метод определения численных значений показателей количественных характеристик основан на информации, получаемой при использовании технических средств измерений (измерительных приборов, реактивов и др.).

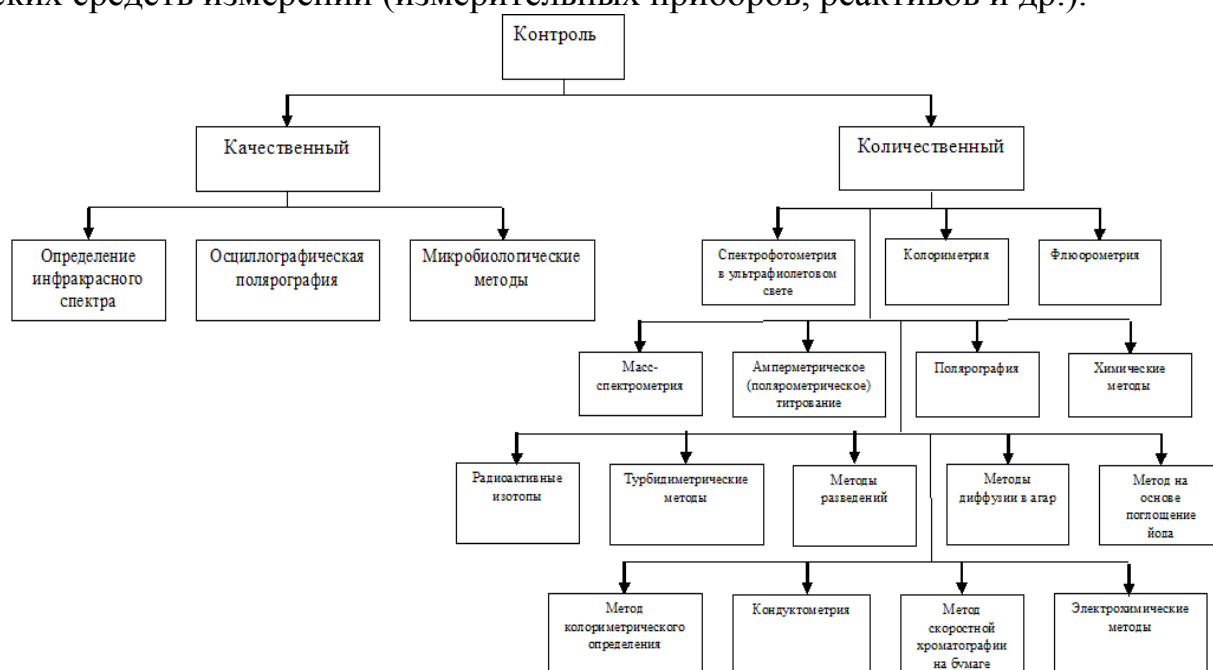


Рис. Классификация методов качественного и количественного контроля антибиотиков в сточных водах

Методы определения антибиотиков в сточных водах можно классифицировать по признакам количественного и качественного контроля (рис.), по

природе измеряемой величины, по времени и способу получения результата контроля.

Предложенная классификация методов определения загрязнения антибиотиками сточных вод с использованием системного подхода к разработке иерархической модели позволяет повысить эффективность применения контроля наличия антибиотиков, обеспечить единство измерений и воспроизводимость результатов.

Для решения задачи контроля содержания антибиотиков в воде в реальном масштабе времени могут быть использованы спектроскопия в ультрафиолетовом и видимом свете, инфракрасная спектроскопия [3–5].

#### Литература

1. Баренбойм Г. М., Чиганова М. А. Загрязнение поверхностных и сточных вод лекарственными препаратами // Вода: Химия и экология. 2012. № 10. С. 40–46.
2. Кулапина Е. Г., Баринаова О. В., Кулапина О. И., Утц И. А., Снесарев С. В. Современные методы определения антибиотиков в биологических и лекарственных средах (обзор) // Антибиотики и химиотерапия. 2009. Т. 54. № 9–10. С. 53–60.
3. Баранова Н. В., Феофанова М. А. Применение метода инфракрасной спектроскопии в анализе лекарственных средств // Вестник Тверского гос. университета. Серия Химия. 2011. Вып. 12. С. 49–56.
4. Власова И. В., Шилова А. В., Фокина Ю. С. Спектрофотометрические методы в анализе лекарственных препаратов (обзор) // Заводская лаборатория. Диагностика материалов. 2011. Т. 77. № 1. С. 21–28.
5. 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.

### **ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ОРГАНИЗМОВ АКТИВНОГО ИЛА, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИХ РАБОТУ СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ООО «КОММУНАЛЬЩИК»**

*Е. О. Великоредчанина<sup>1,2</sup>, Е. С. Чикишева<sup>2</sup>, А. В. Киреева<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия, dli-alga@mail.ru*

<sup>2</sup> *ООО «Коммунальщик», kom\_ooo@rambler.ru*

Биологический метод очистки сточных вод основан на способности специальных микроорганизмов в процессе жизнедеятельности использовать их в качестве источника питания. В итоге, в результате биологической очистки органические загрязнения сточных вод превращаются в безвредные продукты окисления –  $H_2O$ ,  $CO_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  и др. Микроорганизмы при этом получают всё необходимое для их жизни – энергию и материал для конструктивного обмена (восстановления распадающихся веществ их клетки и прирост биомассы). Таким образом, они вносят в неё и свои продукты обмена, выделяемые во внешнюю среду – активный ил [1].

Активный ил – это смесь биомассы микроорганизмов и загрязняющих веществ вместе с поступающими в аэротенк сточными водами.



Активный ил представляет собой темно-коричневые хлопья размером до нескольких сотен микрометров. На 70% он состоит из живых организмов и на 30% из твердых частиц неорганической природы.

Видовой состав активного ила, прежде всего, зависит от состава поступающих в аэротенк стоков, то есть питательной среды для метаболизма микрофлоры ила [2].

В биоценозах активного ила присутствуют представители микрофлоры (гетеротрофные бактерии и цианобактерии, грибы, диатомовые, зеленые и эвгленовые водоросли), а также девяти таксономических групп микрофауны (жгутиконосцы, саркодовые, инфузории, первичнополостные и вторичнополостные черви, брюхооресничные черви, коловратки, тихоходки, паукообразные) [3]. Основные представители таксонов и их функции представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Состав типового населения и видовое разнообразие активного ила сооружений биологической очистки в состоянии нормы и их функции**

Таксон	Представители	Функции
1	2	3
<b>Бактерии (<i>Bacteria</i>)</b>	Род <i>Sulfomonas</i> , Род <i>Thiobacillus</i>	Окисляют различные соединения серы ( $S$ , $H_2S$ , $S_2O_3^{2-}$ ), а также использовать в качестве источников углерода органические соединения
	Род <i>Mycobacterium</i> : <i>M. flavum</i> , <i>M. perrugosum</i> , <i>M. rubrum</i>	Окисляют углеводороды, метан, этан, пропан и бутан
	Род <i>Zoogloea</i> : <i>Z. ramigera</i>	Обладают высокой устойчивостью к нагрузкам по БПК, недостатку кислорода, к сточным водам, дисбалансированным по элементам питания
	Род <i>Bacillus</i>	Образуют споры. Их споры отличаются различной устойчивостью
	Род <i>Corynebacterium</i> Род <i>Arthrobacter</i>	Окисляют карбоновые кислоты и алифатические углеводороды с длинной цепью
	Род <i>Thiobacterium</i>	Восстанавливают нитраты, используя при этом энергию, получаемую при окислении сернистых соединений
<b>Грибы (<i>Fungi</i>)</b>	Род <i>Fusarium</i> Род <i>Aspergillus</i> Род <i>Penicilium</i> Род <i>Mucor</i>	Усваивание многих трудноокисляемых соединений, продуценты различных биологически активных веществ (аминокислот, витаминов, ферментов, антибиотиков)

## Продолжение таблицы 1

1	2	3
<b>Мицелиальные бактерии - Актиномицеты (<i>Actinomyces</i>)</b>		Расщепляют парафиновые и ароматические углеводороды
<b>Водоросли</b> Диатомовые водоросли		Являются жителями глубинных водоемов и населяют нижние слои биофильтра
Эвгленовые	Род <i>Scenedesmus</i>	Выделение кислорода, фитонцидная функция
Зеленые водоросли	Род <i>Chlorella</i>	Населяют верхние слои биологического фильтра, требуя для своего развития достаточного количества света и кислорода
<b>Цианобактерии</b>	Род <i>Anabaena</i> Род <i>Aphanizomenon</i> Род <i>Microcystis</i>	
<b>Простейшие (<i>Protozoa</i>)</b>		Уменьшают количество бактериальных клеток и интенсификацию микробиологических процессов
Жгутиковые ( <i>Flagellata</i> ) Подтип растительные жгутиконосцы ( <i>Phytomastigophorea</i> )  Подтип животные жгутиконосцы ( <i>Zoomastigophorea</i> )	Род <i>Astasia</i> : <i>A. longa</i> , <i>A. quartana</i> Род <i>Euglena</i> : <i>E. oxyuris</i> , <i>E. proxima</i> , <i>E. caudata</i> Род <i>Chlamydomonas</i> : <i>C. globosa</i> Род <i>Polytoma</i> : <i>P. uvella</i> Род <i>Bodo</i> : <i>B. caudatus</i> , <i>B. ovatus</i> Род <i>Trigonomonas</i> : <i>T. compressa</i>	Уменьшение количества бактериальных клеток и интенсификация микробиологических процессов
Инфузории  Подтип Ресничные инфузории ( <i>Ciliata</i> )	Род <i>Litonotus</i> : <i>L. lamella</i> , <i>L. fasciola</i> Род <i>Prorodon</i> : <i>P. ovum</i> Род <i>Chilodonella</i> : <i>C. uncianata</i> Род <i>Tetrahymena</i> : <i>T. pyriformis</i> Род <i>Paramecium</i> : <i>P. caudatum</i> , <i>P. aurelia</i> , <i>P. bursaria</i> Род <i>Vorticella</i> : <i>V. microstoma</i> , <i>V. convallaria</i> , <i>V. nutans</i> , <i>V. Extensa</i> Род <i>Epistylis</i> : <i>E. plicatilis</i> , <i>E. polenisi</i> , <i>E. himarginata</i> , <i>E. urceolata</i>	Преобладание брюхоресничных инфузорий характеризует хорошую работу биологических окислителей.

1	2	3
Подтип Сосущие инфузории ( <i>Suctoria</i> )	Род <i>Aspidisca</i> : <i>A. costata</i> , <i>A. sulcata</i> , <i>A. turrita</i> Род <i>Stentor</i> : <i>S. Polymorphus</i> , <i>S. roeseli</i> Род <i>Podophrya</i> : <i>P. carchesii</i> , <i>P. fixa</i> Род <i>Tokophryamollis</i> : <i>T. quadripartita</i> Род <i>Acineta</i> : <i>A. foetida</i>	Показатели глубокой очистки с нитрификацией.
Подтип Саркодовые ( <i>Sarcodina</i> ) Подкласс Раковинные амёбы или корненожки ( <i>Testacealobosia</i> и класс <i>Filosea</i> )  Подкласс Голые амёбы ( <i>Gymnamoebia</i> )	Род <i>Arcella</i> : <i>A. vulgaris</i> , <i>A. discoides</i> Род <i>Diffugia</i> : <i>D. corona</i> , <i>D. globulosa</i> Род <i>Euglypha</i> : <i>E. ciliata</i> , <i>E. acanthophora</i> Род <i>Centropyxis</i> : <i>C. aculeata</i> , <i>C. aerophyla</i> Род <i>Gromia</i> : <i>G. neglecta</i> , <i>G. fluviatilis</i> Род <i>Amoeba</i> : <i>A. proteus</i> Род <i>Pelomyxa</i> : <i>P. palustris</i>	Характеризуют плохую работу очистных сооружений. Устойчивы к высоким нагрузкам по БПК, недостатку кислорода, обильно развиваются при диспергировании хлопьев.  Крупные амёбы – обычные обитатели нормально работающего ила. Мелкие развиваются при нарушениях процесса очистки.
<b>Многоклеточные беспозвоночные</b> Коловратки	Род <i>Rotaria</i> : <i>R. rotatoria</i> , <i>R. tardigrada</i> Род <i>Philodina</i> : <i>P. roseola</i> Род <i>Cephalodella</i> : <i>C. gibba</i> , <i>C. incila</i> Род <i>Lecane</i> : <i>L. Inermis</i> Род <i>Lepadella</i> : <i>L. ovalis</i> Род <i>Notomata</i>	Присутствие коловраток служит показателем обеспеченности кислородом растворенных илов. Широкая экологическая пластичность, отдельные виды устойчивы к резким колебаниям pH, как правило, чувствительны к недостатку кислорода.
Водные клещи класса паукообразных ( <i>Arachnida</i> )		Развиваются в хорошо минерализованном или голодающем активном иле.
Тихоходки ( <i>Tardigrada</i> )	Род <i>Macrobiotus</i>	Являются показателями высокого качества очистки, нитрифицирующего низко нагружаемого ила.
Брюхоресничные черви	Род <i>Chaetonotus</i>	Показатели высокого качества очистки, нитрифицирующего ила.

Основную роль в процессах окисления органических и некоторых неорганических примесей сточных вод играют бактерии [2]. Преимущественная роль бактерий в процессах биоразложения обусловлена такими свойствами,

как быстрое размножение, употребление в пищу разнообразных органических и минеральных веществ, быстрая адаптированность к условиям среды обитания [4].

К ним относятся бактерии, окисляющие метан (*Methanomonas*), нитриты (*Nitrosomonas*), молекулярный водород (*Hydrogenomonas*), восстановленные соединения серы (*Sulfomonas*, *Thiobacillus*) и др [2].

Кроме них, в илах городских очистных сооружений обнаруживают бактерии родов *Bacillus*, *Achromobacters*, *Zoogloea* и др. Также в активном иле практически всегда присутствуют актиномицеты и цианобактерии [2, 3].

На сооружениях биологической очистки обнаруживаются микроводоросли, относящиеся к четырем отделам: диатомовые, зеленые и эвгленовые [3]. Их функции представлены в таблице 1.

Зеленые водоросли и цианобактерии населяют верхние слои биологического фильтра, требуя для своего развития достаточного количества света и кислорода. Диатомовые водоросли являются жителями глубинных водоемов и населяют нижние слои биофильтра [2].

В активном иле встречаются грибы, поскольку они способны усваивать специфические загрязнения сточных вод: клетчатку, парафин, углеводороды. Основными формами грибов активного ила являются сапрофитные и хищные [3]. Есть указания, что плесени могут лучше бактерий усваивать многие трудноокисляемые соединения (например, тетраэтиленгликоль, диэтикетон), поэтому присутствие их в небольших количествах в активных илах считается полезным [2].

Существенная роль в создании и функционировании активного ила принадлежит простейшим. Функции простейших достаточно многообразны; они сами не принимают непосредственного участия в потреблении органических веществ, но регулируют возрастной и видовой состав микроорганизмов в активном иле, поддерживая его на определенном уровне. Простейшие способствуют осаждению ила, поглощая взвешенные вещества, создают подвижное равновесие экосистемы активного ила, осветляют очищенную сточную воду [2, 3].

В активном иле встречаются следующие типы (подтипы) простейших: саркодовые, жгутиковые, ресничные инфузории, сосущие инфузории, коллатриды, первичнополостные и вторичнополостные черви, водные клещи класса паукообразных, тихоходки и брюхоночные черви (табл. 1) [3].

Подтип саркодовых подразделяется на голых и раковинных амёб. Голые амёбы питаются бактериями, мелкими простейшими и растворенными в воде питательными веществами. Такой разнообразный тип питания позволяет предположить их значительную роль в очистке сточных вод.

Раковинные амёбы в активном иле подразделяются на две экологические группы: парящие (род *Gromia*) и бентосные (рода *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffugia* и др.). Парящие питаются диспергированными бактериями, поэтому их развитие говорит о нарушении процесса очистки и дефлокуляции хлопьев

активного ила. Увеличение же численности бентосных корненожек связано с увеличением удельных нагрузок на активный ил [3].

Среди жгутиковых чаще всего в активном иле встречаются представители родов *Oicomonas*, *Bodo*, *Astasia*, *Eulena* [3]. Также к бесцветным жгутиковым инфузориям относится класс *Mastigophora (Flagellata)* [2]. Низкие энергетические процессы и высокая сапробиологическая валентность позволяют жгутиконосцам развиваться при высоких нагрузках или в пусковой период сооружений, в условиях низкого содержания кислорода в иловой смеси. В стабильных илах эта группа обычно в массе не развивается, а их появление в биоценозах может говорить о неблагополучии в технологическом режиме сооружения [3].

Индикаторное значение ресничных инфузорий определяется их способом питания и ассоциацией с хлопьями активного ила. Многие индивидуальные виды являются индикаторами принципиально различных состояний процесса очистки. Например, присутствие большого числа *Vorticella campanula* указывает на недогрузку ила, в то время как *Vorticella microstoma* характеризует противоположные условия. Наиболее частые представители – инфузории родов *Aspidisca* и *Vorticella*. Присутствие инфузорий рода *Epistylis* свидетельствует о высоком качестве очистки сточных вод [3].

Сосущие инфузории являются специализированными хищниками, чье питание составляют мелкие и крупные простейшие ила. Они являются индикаторами высокого качества очистки, так как развиваются при полном окислении загрязняющих веществ. В активном иле обычно встречаются представители родов *Tokophyra*, *Podophyra* [3].

К многоклеточным беспозвоночным активного ила относятся коловратки, черви, водные клещи и тихоходки [3].

Коловратки питаются бактериями, простейшими, органическим детритом. Присутствие коловраток служит показателем обеспеченности кислородом растворенных илов и хорошей работы очистных сооружений [2]. Обычные обитатели – коловратки родов *Rotaria*, *Philodina* и *Adineta*, а вот появление *Callidina* указывает на ухудшение условий работы [3].

Брюхоресничные черви (род *Chaetonotus*) являются биоиндикатором недогруженных илов, высокой минерализации, глубокой очистки.

Из первичнополостных червей в активном иле встречаются круглые черви нематоды (*Nematoda*). Их заметное количество может указывать на залеживание, плохое перемешивание ила, недостаточную аэрацию.

Если ил хорошо минерализованный или он голодающий, то в нем могут развиваться водные клещи, относящиеся к классу паукообразных (*Arachnida*).

В настоящей работе проведены исследования по выявлению видовой разнообразия организмов активного ила очистных сооружений ООО «Коммунальщик».

Методика исследований заключалась в оценке состояния и структурных особенностей биоценоза активного ила с помощью микроскопирования. Исследования проводились при комнатной температуре вскоре после отбора

проб. Пробы были отобраны из азротенка в течение 21 дня (через семь дней) по стандартной методике [3]. Подсчет проводился в счетной камере Горяева с последующим пересчетом численности каждого вида по формуле:

$$N = \frac{1000 * n}{S * h}; \text{ где } n - \text{ численность организмов, найденных в секторе}$$

сетки камеры, экз.;  $S$  – площадь сектора клетки,  $\text{мм}^2$ ;  $h$  – глубина счетной камеры,  $\text{мм}$ ; 1000 – коэффициент пересчета  $\text{мм}^3$  в  $\text{см}^3$ .

В ходе микробиологического анализа активного ила нами были получены следующие результаты, представленные в таблице 2. Нами было выявлено 25 видов, относящихся к 16 родам. К группе таксонов, которые меняют свою численность, относятся инфузории и амёбы. Все найденные микроорганизмы соответствуют требованиям очистки.

Таблица 2

**Видовое разнообразие организмов активного ила очистных сооружений ООО «Коммунальщик» и их численность**

Таксон	Вид	Численность, экз./ $\text{см}^3$
1. Сапрофитные грибы		+*
2. Актиномицеты		+
3. Инфузории	<i>Aspidisca costata</i>	$\infty$ **
	<i>Aspidisca turita</i>	$\infty$
	<i>Vorticella convalaria</i>	1111
	<i>Vorticella nutans</i>	2222
	<i>Vorticella extensa</i>	1111
	<i>Vorticella microstoma</i>	5555
3. Инфузории	<i>Thuricolla</i> sp.	3333
	<i>Epistylis urceolata</i>	1111
	<i>Paramecium trihium</i>	$\infty$
	<i>Litonotus</i> sp.	2222
	<i>Loxodes rostrum</i>	5555
4. Амёбы	<i>Centropyxis</i> sp.	$\infty$
	<i>Centropyxis aerophyla</i>	$\infty$
	<i>Centropyxis aculeata</i>	4444
	<i>Arcella vulgaris</i>	$\infty$
	<i>Arcella discoides</i>	$\infty$
	<i>Euglypha</i> sp.	8888
	<i>Diffugia</i> sp.	$\infty$
	<i>Diffugia globulosa</i>	6666
5. Коловратки	<i>Cephalodella gibba</i>	4444
	<i>Cephalodella incilla</i>	4444
	<i>Philodina roseola</i>	1111
6. Бактерии	<i>Sphaerotilus natans</i>	+

Примечание: \* – данный таксон присутствует в биоценозе активного ила, \*\* – бессчетное количество.

В качестве организмов биоиндикаторов, по нашему мнению, могут выступать следующие рода микроорганизмов активного ила: *Arcella*, *Centropyxis*, *Aspidisca*, *Vorticella* и *Cephalodella*.

На основании полученных данных можно сделать вывод, что активный ил данного сооружения биологической очистки сточных вод характеризуется нормальной микрофауной. Что, в свою очередь, говорит об удовлетворительной работе аэротенка.

### Литература

1. Григорьева К. И., Сидорова Л. П. Проект аэробной очистки сточных вод для водочистительных станций // Фундаментальные и прикладные исследования в области естественных и технических наук: Материалы Междунар. науч.-практ. конф. Белгород, 2018. С. 60–64.

2. Сидорова Л. П., Снигирева А. Н. Очистка сточных и промышленных вод. Ч. II. : [Электронный ресурс] : Биохимическая очистка. Активный ил. Оборудование. Екатеринбург. 2017. 127 с.

3. Жмур Н. С. Методы санитарно-биологического контроля. Методическое руководство по гидробиологическому и бактериологическому контролю процесса биологической очистки на сооружениях с аэротенками. М.: ООО «АКВАРОС». 1996. 65 с.

4. Ильинский В. В., Крамаренко Е. В., Макаревич Е. В. Оценка функциональной активности активного ила локально-очистного сооружения, действующего в условиях Арктического региона // Вестник МГТУ. 2017. Т. 20. № 1/2. С. 157–164.

## ИЗУЧЕНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЕДИНЕНИЙ СВИНЦА(II), КАДМИЯ, МЕДИ(II), ЦИНКА И ХРОМА(III) В ПРИСУТСТВИИ НИТРАТА АММОНИЯ НА БИОМЕТРИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПРОРОСТКОВ ЯЧМЕНЯ

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, А. С. Таляр<sup>1</sup>, А. В. Маркова<sup>1</sup>, А. А. Камнева<sup>1</sup>,  
Н. В. Кручинина<sup>1</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, Н. В. Сырчина<sup>1</sup>*

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

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

Тяжелые металлы (ТМ) являются опасными загрязнителями окружающей среды. При попадании в нее, они могут оказывать негативное воздействие на живые организмы, в том числе на растения, животных и человека. Несмотря на то, что в малых концентрациях ТМ являются полезными, а некоторые из них даже необходимыми для жизнедеятельности растений, в больших количествах они отрицательно влияют на их развитие.

Основными признаками отрицательного влияния высоких концентраций ТМ является ухудшение развития и роста растений. Это выражается в повреждении корней и прикорневой зоны (Cr, Pb, Cd, Zn), нарушается развитие листовой пластины (хлороз листьев (Cr, Zn, Cu)), она становится чахлой и скручивается (Pb), уменьшается ее площадь (Cd). Снижается поглощение питательных веществ, воды и некоторых элементов (Pb, Cd). Медь и цинк являются необходимыми микроэлементами, они участвуют в процессах фотосинтеза, окислительно-восстановительных реакциях. Удобрения, содержащие цинк, оказывают различное действие на свойства растений, делая их устойчивыми к засухе, холоду, жаре, и также влияя на рост и развитие [1–9].

Соединения азота являются важными элементами питания для растительных организмов. Растения получают азот в двух формах: окисленной ( $\text{NO}_3^-$ ) и восстановленной ( $\text{NH}_4^+$ ) [10]. Однако азотные соединения являются опасными при передозировке. Так при избытке аммонийного азота наблюдается торможение роста и развития растений, повреждаются стебли и листья, разрушается сосудистая ткань [11].

Повышенное содержание нитрат-ионов уменьшает содержание витамина С и незаменимых аминокислот, под их воздействием изменяется состав макро- и микроэлементов, снижаются органолептические свойства [12].

Целью данного исследования является изучение влияния соединений хрома(III), свинца(II), цинка, кадмия и меди(II) в присутствии нитрата аммония на ростовые показатели ячменя *Hordeum vulgare* L. сорта «Новичок» ПР-1.

Растения выращивали в полиэтиленовых контейнерах, в которые насыпали по 650 г сухой почвы. В почвы однократно вносили растворы солей металлов  $\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{PbCl}_2$ ,  $\text{ZnCl}_2$ ,  $\text{CdCl}_2 \cdot 2,5\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  и раствор  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Массы солей ТМ в данном эксперименте были рассчитаны на основании ранее проведенных экспериментальных исследований, в ходе которых изучалось в одинарных системах воздействие ТМ при концентрациях от 5 до 100 ОДК, и при которых были выявлены эффекты ингибирования [13]. Для ионов цинка и меди эти значения составляли 10 ОДК, для свинца и кадмия – 100 ОДК, для хрома – 20 ОДК и нитрат-ионов – 50 ОДК [14]. Концентрации, при которых проводился эксперимент, со значениями ОДК и ПДК подвижных форм ионов металлов, представлены в таблице 1.

Таблица 1

**Значения концентраций тяжелых металлов и нитрат-ионов, при которых проводился эксперимент**

№	Ионы	Значения концентрации ТМ и $\text{NO}_3^-$ в эксперименте	ОДК, мг/кг при $\text{pH}_{\text{КСИ}} < 5,5$	ПДК, мг/кг, подвижная форма (класс опасности)
1	$\text{Zn}^{2+}$	10 ОДК	110	23 (1)
2	$\text{Cu}^{2+}$	10 ОДК	66	3 (2)
3	$\text{Cr}^{3+}$	20 ОДК	100	6 (2)
4	$\text{Pb}^{2+}$	100 ОДК	65	6 (1)
5	$\text{Cd}^{2+}$	100 ОДК	1	1 (1)
6	$\text{NO}_3^-$	50 ПДК	130	-

Контролем служил вариант без внесения солей ТМ и нитрата аммония. В каждый сосуд высевали по 30 семян. Сосуды с семенами помещали в контролируемые условия климатической камеры: фотопериод – 14 ч, освещенность – 1000 Лк, температурный режим выращивания составлял 13 °С (ночь)/21 °С (день). Полив растений осуществлялся по мере необходимости водопроводной водой.

Через 25 суток с момента появления всходов растения извлекали из сосудов, корни отмывали. У растений измеряли длину побегов, листьев и корней. Растительный материал фиксировали при 105 °С, высушивали до постоянной массы при 70 °С, затем определяли сухую массу побегов и корней.



В ходе выполнения модельного эксперимента были получены данные по влиянию солей свинца(II), кадмия, меди(II), цинка и хрома(III) в присутствии нитрата аммония на биометрические показатели растений ячменя (табл. 2).

Таблица 2

**Влияние солей свинца(II), кадмия, меди(II), цинка и хрома(III) в присутствии нитрата аммония на биометрические показатели растений ячменя *Hordeum vulgare* L. сорта «Новичок»**

№	Вариант	Длина, см					
		Корень	Побег	Стебель	1 лист	2 лист	3 лист
1	Контроль	9,1±1,2	33,1±2,7	6,9±0,6	11,8±1,3	26,5±2,1	3,3±0,4
2	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	6,3±1,1	32,2±5,5	7,7±0,7	11,1±1,2	23,6±3,4	у
3	Cr <sup>3+</sup>	5,8±0,5	28,5±2,8	7,7±0,6	7,1±1,2	20,6±3,1	6,0±0,6
4	Cu <sup>2+</sup>	1,7±0,3	18,4±2,7	6,2±0,5	7,6±0,8	12,7±1,7	у
5	Zn <sup>2+</sup>	8,1±1,0	28,9±3,9	6,2±0,6	11,4±1,3	у	у
6	Cd <sup>2+</sup>	11,6±1,7	30,7±3,0	5,8±0,4	10,4±1,1	24,9±2,9	У
7	Pb <sup>2+</sup>	9,8±1,7	29,3±3,1	6,0±0,5	9,9±1,8	22,4±2,4	6,4±1,3
8	Cr <sup>3+</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,1±0,2	11,3±2,3	5,4±1,3	6,5±0,6	4,2±0,7	у
9	Cu <sup>2+</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,4±0,1	9,0±1,1	3,5±0,7	5,2±1,0	5,4±0,8	у
10	Zn <sup>2+</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,8±0,9	30,2±3,8	7,4±1,0	10,7±1,9	20,6±3,6	у
11	Cd <sup>2+</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5,6±0,6	33,1±3,5	7,1±0,5	9,8±1,2	26,0±3,3	у
12	Pb <sup>2+</sup> +NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,1±0,2	14,6±2,8	4,6±0,6	5,0±0,7	6,9±1,5	у

Примечание: у – сильное угнетение, отсутствие появления листа.

Из результатов, приведенных в табл. 2, можно сделать вывод о том, что ионы металлов по-разному повлияли на рост корня. В одинарных системах его длина значительно изменилась в сравнении с контролем только в вариантах с внесением соединений CrCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O и CuCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O. В вариантах, где ко всем металлам был добавлен нитрат аммония, наблюдается значительное уменьшение длины корня, от 2 до 9 раз, а при взаимодействии с компонентами Cu<sup>2+</sup>+NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup> в 22 раза в сравнении с контролем.

На побег воздействие проявилось только при добавлении соединений Cu<sup>2+</sup>. При совместном присутствии нитрат аммония усилил негативное влияние не только ионов меди, но также хрома и свинца. Ионы цинка и кадмия при данных концентрациях не оказали существенного воздействия на побег, как в одинарном, так и при совместном присутствии с нитратом аммония.

На развитие стебля воздействие ионов металлов отмечается только в вариантах при совместном внесении соединений меди и свинца с NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, проявившееся в уменьшении длины стебля.

На рост первого листа наиболее сильное отрицательное влияние в сравнении с контролем проявилось в уменьшении в 2 раза длины первого листа при совместном воздействии Pb<sup>2+</sup>+NH<sub>4</sub><sup>+</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Воздействие ионов хрома и меди как отдельно, так и совместно с нитратом аммония негативно сказывается на росте первого листа. Причем, добавление нитрата аммония усиливает воздействие данных металлов на рост первого листа почти в 1,5 раза.

Наиболее сильное воздействие на рост и развитие второго листа проявилось в варианте с внесением хлорида цинка, что выразилось в полном от-

сутствии роста листа. В остальных вариантах наблюдается подобная тенденция, как и с первым листом (исключение составляет вариант с внесением хлорида хрома).

Во всех вариантах, кроме ионов хрома и свинца, которые способствуют росту и развитию третьего листа, наблюдается полное угнетение в развитии третьего листа.

Таким образом, изучение влияния ионов металлов  $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cr^{3+}$  при одинарном их присутствии, на рост и развитие проростков ячменя сорта «Новичок» без дополнительного внесения нитрата аммония позволило выявить наибольшее, в сравнении с контролем, более чем в 5 раз, уменьшение роста корня и почти в 2 раза уменьшение длины побега, первого, второго листа и полного отсутствия развития третьего листа под воздействием ионов меди.

При одинарном воздействии металлов, наряду с ионами меди, подавление роста третьего листа проявилось во всех других случаях (табл. 2). Внесение в почву совместно с металлами нитрата аммония с одновременным их добавлением приводит практически во всех вариантах к уменьшению длины корня, побега и листьев, а в случае третьего листа полного отсутствия его развития.

Наименьшее влияние на развитие всех органов ячменя сорта «Новичок» оказали при одинарном воздействии ионы свинца, однако добавление к свинцу нитрата аммония приводит к сильному, в 9 раз (в сравнении со свинцом), подавлению роста корня и в 1,5–2 раза уменьшению длины побега, стебля и листьев.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

### Литература

1. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почве и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
2. Мильчакова О. В., Иванов А. И. Тяжелые металлы в сельскохозяйственных растениях // Экология и промышленность России. сентябрь 2000. С. 38–40.
3. Ягодин Б. А. Тяжелые металлы и здоровье человека // Химия в сельском хозяйстве. № 4. 1995.
4. Бессонова В. П., Иванченко О. Є. Накопичення хрому в рослинах та його токсичність // Питання біоіндикації та екології. Запоріжжя: ЗНУ, 2011. Вип. 16. № 2. С. 35–52
5. Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 3. Загрязнение почв. Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. 54 с.
6. Ильин В. Б., Сысо А. И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
7. Анспок П. И. Микроудобрения. Справочная книга. М., 1978. 272 с.
8. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. М.: Мир, 1989. 439 с.

9. 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.

10. Школьник М. Я. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, Ленингр. отд., 1974. 324 с.

11. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Научно-практическое пособие. СПб.: Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.

12. Ковриго В. П., Кауричев И. С., Бурлакова Л. М. Почвоведение с основами геологии. М.: Колос. 2000. 416 с.

13. Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Особенности воздействия соединений тяжелых металлов на проростки ячменя *Hordeum vulgare* L. в присутствии аммонийного и нитратного азота // Химические основы рационального использования возобновляемых природных ресурсов: Интернет-конференции. [http://butlerov.com/natural\\_resources/](http://butlerov.com/natural_resources/)

14. Койка С. А., Скориков В. Т. Нитраты и нитриты в продукции растениеводства // Вестник РУДН. серия Агротомия и животноводство. 2008. № 3. С. 58–63.

## **ИЗУЧЕНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЕДИНЕНИЙ МЕДИ, КАДМИЯ, СВИНЦА, ЦИНКА, АЗОТА НА НАКОПЛЕНИЕ БИОМАССЫ РАСТЕНИЙ ЯЧМЕНЯ СОРТА «НОВИЧОК»**

*Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, В. Д. Колобова<sup>1</sup>, Е. А. Бердникова<sup>1</sup>,  
Ю. А. Тюкалова<sup>1</sup>, Е. С. Петухова<sup>1</sup>, Н. В. Сырчина<sup>1</sup>, Т. И. Кутявина<sup>1</sup>*

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

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

Проблема повышенного содержания тяжелых металлов (ТМ) в окружающей среде (ОС) – это одна из наиболее актуальных тем в области экологических исследований.

Основными источниками загрязнения почв ТМ являются выбросы предприятий черной и цветной металлургии, сжигание ископаемого топлива, обжиг цементного сырья. Вместе с золой на поверхность земли (в почву) поступают миллионы тонн ТМ. Установлено, что от предприятий черной и цветной металлургии более 95% ТМ поступают в почву в виде техногенной пыли, а на поверхность земли ежегодно поступает: меди – не менее 154 тыс. т, цинка – 122 тыс. т, свинца – 90 тыс. т, кобальта – 765 т, ртути – 31 т [1, 2]. Значительная их часть аккумулирована в верхних горизонтах почвы. Заметную роль в формировании почвенного антропогенного фона играют выхлопные газы автомобильных двигателей, работающих на этилированном бензине, выбросы ремонтных предприятий железных дорог в виде пыли, оседающей на почву (в основном оксиды металлов), дымовые выбросы промышленных предприятий. Источниками загрязнения биотозов могут служить орошение водами с повышенным содержанием ТМ, внесение осадков бытовых сточных вод в почвы в качестве удобрения, поступление больших количеств ТМ при постоянном внесении высоких доз органических и минеральных удобрений, а также пестицидов.

Кроме того, на токсичность металлов влияют другие элементы, присутствующие в ОС, наиболее важную роль, среди которых играют макроэлементы, участвующие в минеральном питании растений. Несмотря на активное изучение физиологической роли макроэлементов, и в особенности азота, его влияние на проявление токсического действия ТМ остается мало изученным. Изучению поведения ТМ в присутствии азотсодержащих соединений в системе «почва – растение» посвящены работы [3, 4].

Наиболее информативными тест-объектами при оценке загрязнения ТМ объектов ОС служат растения. Токсическое действие металлов на растения четко видно по ингибированию их роста. Ранее нами исследовано одинарное и сочетанное воздействие солей кадмия, меди, свинца и цинка на рост и развитие биометрических показателей (корень, стебель, листья) ячменя сорта «Новичок», а также воздействие ионов данных металлов на активность каталазы в почвенных образцах [5–9].

В данной работе нами представлены материалы исследования о влиянии соединений кадмия, меди, свинца и цинка в одинарных, двойных и тройных системах при различных концентрациях от 5 до 100 ОДК на ростовые показатели (масса надземной части растения и корней) ячменя сорта «Новичок».

Опыты по выращиванию ячменя проводили на образцах аллювиально-дерновой почвы в пластиковых сосудах в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С, а ночного режима при 10 °С. Образцы почв отбирались сотрудниками лаборатории биомониторинга на фоновом участке (пойменная грива у оз. Бобровое-3) в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса. Для установления равновесия между подвижной и валовой формой, после полива солями меди, кадмия, свинца и цинка, образцы почв выдерживались в течение 25 суток, после этого в каждый пластиковый сосуд было посеяно по 30 семян ячменя.

Ростовые показатели – накопление биомассы растений определяли у 21-дневных растений ячменя. Массу корней и надземной части растений ячменя определяли в сыром и воздушно-сухом состоянии. Для этого корни несколько раз тщательно промывали на сите, отжимали, подсушивали фильтровальной бумагой до воздушно-сухого состояния и взвешивали. Статистическая обработка проводилась при помощи пакета программы Excel. Статистически достоверными считали различия при  $p \leq 0,05$ . Полученные результаты представлены в таблице.

Анализ таблицы свидетельствует о том, что биомасса надземных органов и корня в большинстве вариантов уменьшилась в сравнении с показателями контроля.

Таблица

## Ростовые показатели накопления биомассы растениями ячменя сорта «Новичок»

№	Комбинации	Биомасса надземных органов, г		Накопление биомассы надземных органов (сух), %	Угнетение роста надземных органов (сух), %	Масса корней, г		Накопление массы корней (сух), %	Угнетение роста корней (сух), %
		сырая	сухая			сырая	сухая		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Контроль	7,2622	3,4183	100	0	0,8840	0,4932	100	0
<b>ОДИНАРНЫЕ СИСТЕМЫ</b>									
1	Cd <sup>2+</sup> 5 ОДК	3,4781	2,8736	84,06	15,94	0,3476	0,2768	56,12	43,88
2	Cd <sup>2+</sup> 10 ОДК	4,1963	3,1978	93,5	6,5	0,3341	0,2743	55,6	44,4
3	Cd <sup>2+</sup> 50 ОДК	4,0529	2,5681	75,13	24,87	0,3271	0,2419	49,05	50,95
4	Cd <sup>2+</sup> 100 ОДК	2,9420	1,8862	55,18	44,82	0,4939	0,4433	89,9	10,1
5	Cu <sup>2+</sup> 5 ОДК	4,3751	2,1753	63,6	36,4	0,4228	0,3239	65,7	34,3
6	Cu <sup>2+</sup> 10 ОДК	6,6033	5,1198	149,8	стимуляция	1,4418	1,1558	234,35	стимуляция
7	Cu <sup>2+</sup> 50 ОДК	0,3624	0,1836	5,37	94,63	0,0110	0,0021	0,43	99,57
8	Cu <sup>2+</sup> 100 ОДК	0	0	0	100	0	0	0	100
9	Zn <sup>2+</sup> 5 ОДК	5,6443	3,4693	101,49	стимуляция	1,6114	1,1503	233,23	стимуляция
10	Zn <sup>2+</sup> 10 ОДК	0,5946	0,3793	11,10	88,9	0,1630	0,1270	25,8	74,2
11	Zn <sup>2+</sup> 50 ОДК	0,2234	0,1318	3,9	96,1	0,0040	0,0033	0,7	99,3
12	Zn <sup>2+</sup> 100 ОДК	0	0	0	100	0	0	0	100
13	Pb <sup>2+</sup> 5 ОДК	4,7514	2,8120	82,26	17,74	0,3589	0,2732	55,39	44,61
14	Pb <sup>2+</sup> 10 ОДК	4,8207	3,0162	88,24	11,76	0,2647	0,2212	44,8	55,2
15	Pb <sup>2+</sup> 50 ОДК	5,9508	3,4785	101,8	стимуляция	0,8799	0,3665	74,31	25,69
16	Pb <sup>2+</sup> 100 ОДК	3,3163	1,6819	49,20	50,8	0,6809	0,2612	53,0	47,0

Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ДВОЙНЫЕ СИСТЕМЫ									
17	$\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 5 ОДК	2,3809	1,4820	43,35	56,65	0,9594	0,6522	132,24	стимуляция
18	$\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 10 ОДК	0,4661	0,2935	8,6	91,4	0,0574	0,0513	10,40	89,60
19	$\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 50 ОДК	0,1431	0,0890	2,6	97,4	0	0	0	100
20	$\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 100 ОДК	0	0	0	100	0	0	0	100
21	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 5 ОДК	3,3250	1,4820	43,35	56,65	0,5510	0,4157	84,27	15,73
22	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 10 ОДК	5,1735	2,9227	85,5	14,5	2,3238	1,3051	264,6	стимуляция
23	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 50 ОДК	0,8467	0,6294	18,41	81,59	0,0413	0,0336	6,8	93,2
24	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ 100 ОДК	0,2482	0,1161	3,40	96,6	0	0	0	100,00
25	$\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ 5 ОДК	6,2139	1,3972	40,9	59,1	0,5283	0,3925	79,6	20,4
26	$\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ 10 ОДК	7,7987	2,0809	60,9	39,1	0,6411	0,4961	100,6	стимуляция
27	$\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ 50 ОДК	0,2532	0,1827	5,34	94,66	0	0	0	100,00
28	$\text{Cu}^{2+} + \text{Cd}^{2+}$ 100 ОДК	0,1360	0,0888	2,6	97,4	0,0087	0,0077	1,56	98,44
29	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	5,6404	2,3533	68,8	31,2	5,3685	3,1074	630,05	стимуляция
30	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	5,3434	2,4454	71,5	28,5	3,7686	2,2272	451,6	стимуляция
31	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	2,9110	1,4212	41,6	58,4	0,7435	0,4261	86,39	13,61
32	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	2,1557	1,1169	32,7	67,3	0,5691	0,2476	50,20	49,80
33	$\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	3,4913	1,7420	50,9	49,1	3,0941	1,7214	349,03	стимуляция
34	$\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	3,7962	1,7623	51,6	48,4	1,1787	0,7315	148,32	стимуляция
35	$\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	1,7295	0,8212	24,02	75,98	1,3912	0,6597	133,8	стимуляция
36	$\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	0,0460	0,0307	0,9	99,1	0	0	0	100,00
37	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	3,8531	2,0207	59,11	40,89	1,1211	0,7968	161,6	стимуляция
38	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	1,7630	0,7532	22,03	77,97	0,5328	0,4072	82,6	17,4
39	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	2,1263	1,1945	34,9	65,1	0,9331	0,4573	92,7	7,3
40	$\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	0	0	0	100	0	0	0	100,00
41	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	3,2224	1,5531	45,43	54,57	0,3069	0,2285	46,33	53,67
42	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	5,3298	3,2551	95,23	4,77	0,7689	0,5083	103,06	стимуляция
43	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	3,5544	1,5388	45,02	54,98	0,2808	0,2346	47,6	52,4
44	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	1,1638	0,6090	17,8	82,2	0,0675	0,0510	10,34	89,66

## Продолжение таблицы

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
45	$\text{Cd}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	5,0345	2,0450	59,8	40,2	0,9814	0,4918	99,7	0,3
46	$\text{Cd}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	3,9966	1,9851	58,07	41,93	0,4989	0,3203	64,9	35,1
47	$\text{Cd}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	4,8672	2,1667	63,39	36,61	4,7388	2,7873	565,15	стимуляция
48	$\text{Cd}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	3,7956	1,5344	44,9	55,1	3,1196	1,3123	266,08	стимуляция
49	$\text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	5,0146	2,0280	59,33	40,67	3,1562	1,6093	326,30	стимуляция
50	$\text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	4,1809	2,6946	78,8	21,2	1,1598	0,8668	175,8	стимуляция
51	$\text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	0,7974	0,4751	13,9	86,1	0,0119	0,0106	2,15	97,85
52	$\text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	1,4295	1,0138	29,7	70,3	0,2789	0,0906	18,37	81,63
53	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	4,3828	2,7154	79,44	20,56	1,6645	1,1211	227,31	стимуляция
54	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	5,3898	2,1343	62,44	37,56	2,6202	1,2343	250,26	стимуляция
55	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	4,4638	2,7670	80,9	19,1	1,8939	0,5283	107,12	стимуляция
56	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	1,2932	0,9074	26,5	73,5	0,4051	0,1936	39,25	60,75
57	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	1,7561	1,0907	31,9	68,1	0,5630	0,4928	99,9	0,1
58	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	3,6710	1,3234	38,7	61,3	0,4015	0,2504	50,8	49,2
59	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	3,2981	2,2618	66,17	33,83	1,1856	0,2600	52,7	47,3
60	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	5,1154	3,1405	91,9	8,1	2,1993	0,7592	153,9	стимуляция
61	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	0,7285	0,3536	10,34	89,66	0,3044	0,2330	47,24	52,76
62	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	1,8829	1,1539	33,8	66,2	0,7845	0,6503	131,9	стимуляция
63	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	0,7806	0,6695	19,6	80,4	0,0214	0,0212	4,30	95,70
64	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	0,5092	0,4255	12,45	87,55	0,0870	0,0584	11,8	88,2
<b>ТРОЙНЫЕ СИСТЕМЫ</b>									
65	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 5 ОДК	7,9375	3,8486	112,6	стимуляция	5,9264	3,8800	786,7	стимуляция
66	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 10 ОДК	13,5916	7,4117	216,8	стимуляция	2,7034	1,0342	209,7	стимуляция
67	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	5,6379	2,3307	68,18	31,82	1,4587	0,2398	48,6	51,4
68	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	0,7966	0,3921	11,47	88,53	0,3465	0,0423	8,6	91,4
69	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 5 ОДК	6,7433	2,5253	73,9	26,1	8,1452	4,8045	974,15	стимуляция
70	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 10 ОДК	6,6590	3,4120	99,8	0,2	1,4289	0,9393	190,45	стимуляция

## Окончание таблицы

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
71	$Pb^{2+} + Zn^{2+} + NH_4^+$ 50 ОДК	3,4872	1,5052	44,03	55,97	1,2317	0,5820	118,00	стимуляция
72	$Pb^{2+} + Zn^{2+} + NH_4^+$ 100 ОДК	0,4960	0,2209	6,46	93,54	0,2859	0,0470	9,5	90,5
73	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NO_3^-$ 5 ОДК	7,6641	4,8090	140,7	стимуляция	1,0728	0,6304	127,8	стимуляция
74	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NO_3^-$ 10 ОДК	6,5535	2,8191	82,47	17,53	1,1213	0,7181	145,6	стимуляция
75	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NO_3^-$ 50 ОДК	4,7744	2,1892	64,04	35,96	1,4448	0,7594	154,0	стимуляция
76	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NO_3^-$ 100 ОДК	4,8515	2,5872	75,7	24,3	1,1512	0,3647	73,9	26,1
77	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NH_4^+$ 5 ОДК	5,3757	3,2521	95,14	4,86	1,2639	0,5588	113,30	стимуляция
78	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NH_4^+$ 10 ОДК	7,0286	3,4224	100,12	стимуляция	1,5909	0,4154	84,23	15,77
79	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NH_4^+$ 50 ОДК	2,2973	0,9488	27,8	72,2	0,6545	0,2007	40,7	59,3
80	$Cd^{2+} + Cu^{2+} + NH_4^+$ 100 ОДК	0,6823	0,3287	9,6	90,4	0,0484	0,0089	1,8	98,2

Примечание: цветом выделены комбинации с уменьшением прироста биомассы более 50%.



Исследуемые соединения тяжёлых металлов и нитрата аммония в большей степени влияют на ростовые показатели биомассы корня, чем на надземные органы ячменя. Стимуляция к накоплению биомассы корня проявляется в 18 вариантах (табл.) при концентрации 5 и 10 ОДК, а при концентрациях 5, 10, 50 ОДК в двойных и тройных системах с участием  $\text{Cu}^{+2} + \text{NH}_4^+$ ;  $\text{Zn}^{+2} + \text{NO}_3^-$ ;  $\text{Cu}^{+2} + \text{Cd}^{+2} + \text{NO}_3^-$ ;  $\text{Zn}^{+2} + \text{Pb}^{+2} + \text{NH}_4^+$ . Объяснение данного результата эксперимента заключается в том, что корень – один из основных органов растений, служащий для прикрепления к субстрату и поглощения из него воды и питательных (минеральных и органических) веществ и транспортировки их к другим частям растений. Кроме того, корень является органом первичного превращения ряда поглощаемых минеральных веществ, в том числе соединений тяжёлых металлов и нитрата аммония, а также синтеза органических соединений (аминокислот, алкалоидов и др.), используемых другими частями растений. Корневые системы растений выделяют в окружающую среду (ризосферу) сахар, органические кислоты, соли фосфора, калия и других элементов, в присутствии которых ионы меди, цинка, свинца и кадмия с участием ионов аммония и нитрат-ионов при невысоких их концентрациях активно поглощаются корневой системой, вызывая при этом стимуляцию, проявляющуюся в накоплении биомассы корня.

В то же время значительное уменьшение прироста массы надземных органов выявляется при совместном действии на проростки ячменя следующих пар компонентов  $\text{Cu}^{+2} + \text{Zn}^{+2}$  и  $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$  при всех исследуемых нами концентрациях (5, 10, 50, 100 ОДК).

Кроме того, следует отметить, что в большинстве случаев прослеживается тенденция уменьшения массы надземных органов с повышением концентрации вносимых поллютантов (50, 100 ОДК), в то время как стимуляция роста корня начинается в большинстве случаев при концентрациях 5 и 10 ОДК.

В двойных и тройных системах с участием ионов меди, цинка, кадмия, свинца в присутствии аммония и нитрат-ионов при концентрациях 50 и 100 ОДК развитие надземных органов существенно замедляется, о чём свидетельствует уменьшение их массы в модельном эксперименте.

Наряду с этим следует отметить, что по результатам модельного эксперимента масса корней во всех вариантах на порядок меньше массы надземных органов, т.е. корневая система в 5–10 раз уступает по своей массе надземным частям растений.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Прохорова Н. В., Матвеев Н. М. Тяжелые металлы в почвах и растениях в условиях техногенеза // Вестник СамГУ, 1996. С. 125–148.

2. Минхаеров Р. Р. Контаминированность ксенобиотиками сельскохозяйственных угодий, кормов и молока в техногенной зоне и меры по снижению их поступления в организм животных: Дис. ... канд. биол. наук: 06.02.05. Казань, 2015. 120 с.
3. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. Ростов н/Д: Изд-во «СКНЦ ВШ», 2000. 232 с.
4. Дьяконова О. В. Тяжелые металлы и минеральные формы азота в системе почва – растение: Автореф. дис. ... канд. сельскохоз. наук: 06.01.04 и 03.00.16. Барнаул, 2005. 16 с.
5. Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. К вопросу о сочетанном воздействии солей тяжёлых металлов на биометрические показатели ячменя *Hordeum vulgare* L. // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2017. С. 63–68.
6. Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Изучение воздействия солей тяжёлых металлов на активность каталазы в почвенных образцах // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2017. С. 68–71.
7. Скугорева С. Г., Ашихмина Т. Я., Фокина А. И., Лялина Е. И. Химические основы токсического действия тяжёлых металлов // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 1 С. 4–13.
8. Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Выяснение особенностей рост-ингибирующего действия тяжёлых металлов на фоне различных форм минерального азота // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 2. С. 72–78.
9. Солодянкина И. С., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Особенности воздействия цинка, кадмия и свинца на вегетативные органы ячменя *Hordeum vulgare* L. // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров: ВятГУ, 2017. С. 72–74.

## **ЗАПАСЫ И ПОТОКИ УГЛЕРОДА В СИСТЕМЕ ПОЧВА–ФИТОЦЕНОЗ НА ВЫРУБКЕ ЕЛЬНИКОВ СРЕДНЕЙ ТАЙГИ РЕСПУБЛИКИ КОМИ**

***Н. В. Лиханова***

*ГАУ ДО Республики Коми «Республиканский центр  
дополнительного образования»,*

*Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,  
lihanad@mail.ru*

Исследования ориентированы на получение сведений о запасах углерода в системе почва–фитоценоз на вырубке еловых сообществ, а также об интенсивности процессов, обеспечивающих их современное функционирование в подзоне средней тайги Республики Коми. Количественная оценка современного состояния взаимодействия основных процессов углеродного цикла послужит основой для развития теории биопродукционного процесса и почвообразования в производных биогеоценозах и представляют интерес для объективной оценки экологических последствий хозяйственной деятельности человека.

Исследования выполнены на постоянных пробных площадях ельников черничном влажном и долгомошно-сфагновом [1]. В 2006 г. в этих ельниках в зимний период произведена сплошнолесосечная рубка. Объекты исследова-

ния располагались в подзоне средней тайги на территории Чернамского стационара Института биологии Коми НЦ УрО РАН, (62°01' с.ш., 52°28' в.д.).

В ельнике черничном влажном количество растущих деревьев, оставленных в недорубе и семенниках, составляет 400, сухостойных – 30 экз. га<sup>-1</sup>. Запасы не срубленных деревьев равны 42, сухостойных – 1,1 м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup>. Валеж 185 и остолоп 65 экз. га<sup>-1</sup>, заключают 18 м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup> древесины. Самосев и подрост 8315 экз га<sup>-1</sup> имеют состав 6ЕЗБ1РбедСОс. На вырубке ельника черничного влажного травяно-кустарничковый ярус (ТКЯ) пасечных участков с общим проективным покрытием (ОПП) 60% образован *Vaccinium myrtillus* L., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Linnaea borealis* L., *Maiáanthemum bifólium* (L.), *Carex globularis* L., *Equisetum sylvaticum* L., *Deschampsia flexuosa* (L.Trin.). Мохово-лишайниковый ярус (МЛЯ) с ОПП 80–90% формируют *Pleurozium schreberi* и *Sphagnum wulfianum*, *S. girgensohnii*, *S. russowi*, пятнами встречаются *Polytrichum commune* и *Hylocomium splendens*, редко *Dicranum polysetum*. ТКЯ волока с ОПП 50–60% сформирован брусникой, линнеей северной, майником, ожикой волосистой, хвощом, луговиком извилистым, кипреем узколистным, иван-чаем. МЛЯ с ОПП 20–30% образуют *Polytrichum commune*, *Sphagnum wulfianum*, *S. girgensohnii*, *S. russowi*, *Pleurozium schreberi* и пятнами *Dicranum polysetum*.

В ельнике долгомошно-сфагновом при рубке оставлены тонкомерные деревья ели, сосны, березы и семенники в количестве 588 экз. га<sup>-1</sup>, в которых заключено 38 м<sup>3</sup> объема древесины. Сухостойные деревья (212 экз. га<sup>-1</sup>) представлены елью и березой, валеж (223 экз. га<sup>-1</sup>) с объемом древесины 5.9 и остолоп 81 экз. га<sup>-1</sup> с объемом древесины 2,1 м<sup>3</sup> га<sup>-1</sup>. Самосев и подрост в количестве 6770 экз. га<sup>-1</sup> удовлетворительного состояния формируют состав 7БЗЕ. Как на вырубке ельника черничного влажного, так и долгомошно-сфагнового имеется сухой подрост, который составляет соответственно 6 и 3% от общего количества подроста. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового на пасечных участках ТКЯ с ОПП 70% произрастают черника, брусника, линнея северная, осока шаровидная, хвощ, луговик извилистый и иван-чай. Моховый ярус почти сплошной, доминирующее положение занимают *Polytrichum commune* и *Sphagnum wulfianum*, *S. girgensohnii*, *S. russowi*, пятнами *Dicranum polysetum*. ТКЯ волока с ОПП около 70% состоит из брусники, линнеи северной, хвоща, луговика извилистого и иван-чая. МЛЯ с ОПП 60% состоит из *Polytrichum commune* в сочетании *Sphagnum angustifolium*, *S. russowi*, *S. girgensohnii* и редко зелеными мхами.

Согласно методологии Межправительственной группы экспертов по изменению климата, оценку бюджета углерода необходимо проводить по 4 пулам: фитомассы, мертвой древесине, почве и подстилке [2]. Пул углерода на 4-летней вырубке ельников составляет 96-106 т га<sup>-1</sup>, большая часть (63–68%) его концентрируется в почве (рис.). Углерод фитомассы на ранних стадиях формирования лесных насаждений образуют растения древостоя (недоруб, семенники), самосева, подроста и напочвенного покрова.

Так, запасы углерода фитомассы древесных растений на вырубке ельника черничного влажного составляют  $16,3 \text{ т га}^{-1}$ , а на вырубке ельника долгомошно-сфагнового –  $22,3 \text{ т га}^{-1}$ . Растения напочвенного покрова на вырубке ельника черничного влажного накапливают  $8,8 \text{ т га}^{-1}$  органической массы, или  $4,1 \text{ тС га}^{-1}$ , а на вырубке ельника долгомошно-сфагнового соответственно  $9,6 \text{ т га}^{-1}$  или  $4,6 \text{ тС га}^{-1}$ .

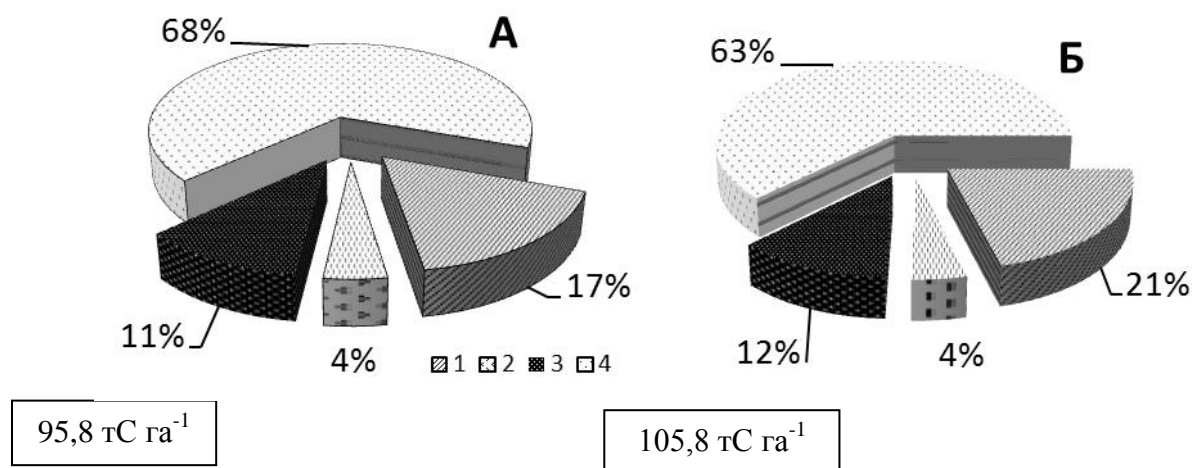


Рис. Запасы углерода органического вещества растений, крупных древесных остатков и почвы на вырубке ельника черничного влажного (А), ельника долгомошно-сфагнового (Б)

Обозначения: 1 – древесные растения, 2 – растения напочвенного покрова, 3 – КДО, 4 – почва. В рамках указаны общие запасы углерода.

Крупные древесные остатки (КДО) включают сухостойные деревья, сухие ветви растущих деревьев, валеж, обломки стволов и вершин срубленных деревьев. Как отмечалось ранее [3], в КДО на вырубке ельника черничного влажного концентрируется  $22,6 \text{ т га}^{-1}$  фитомассы или  $10,8 \text{ тС га}^{-1}$ . Запасы фитомассы КДО на вырубке ельника долгомошно-сфагнового составляют  $29,3 \text{ т га}^{-1}$  или  $12,9 \text{ тС га}^{-1}$ .

На вырубке ельников почва торфянисто-подзолисто-глееватая иллювиально-гумусовая (Gleyic Podzols). В почве данной вырубки аккумулируется  $64,6\text{--}66,0 \text{ тС га}^{-1}$ . В верхней части почвенного профиля четко выражена оторфованная подстилка АО мощностью 9–12 см на вырубке ельника черничного влажного и 9–15 см на вырубке ельника долгомошно-сфагнового. Общее количество углерода в органогенном горизонте вырубки ельника черничного влажного равно  $18,6$ , ельника долгомошно-сфагнового –  $27,8 \text{ т га}^{-1}$ .

В продукции органического вещества ( $3,9 \text{ т га}^{-1}$ ) на вырубке ельника черничного влажного ежегодно накапливается  $1,8 \text{ т га}^{-1}$  углерода. Прирост массы органического углерода хвои и листьев составляет 37,3%, ветвей – 17,2%, древесины стволовой – 25,9%, коры стволовой – 6,2%, корней – 13,4%. На вырубке ельника долгомошно-сфагнового годичный прирост растений составляет  $4,6 \text{ т га}^{-1}$  или  $2,2 \text{ тС га}^{-1}$ . Соотношение отдельных органов, образующих продукцию углерода фитомассы растущих деревьев, следующее: на до-

лю стволовой древесины приходится – 20,2%, ветвей – 14,1%, корней – 32,5%, листьев (хвои) – 46,0%, стволовой коры – 5,2%. На вырубке ельников на переувлажненных почвах в формировании нетто-продукции и годичного входного потока углерода в почву основной вклад вносят растения напочвенного покрова. На вырубке обоих типов ельников основную часть продукции углерода фитомассы нижних ярусов формируют мхи (23–28%) и корни кустарничков (39–44%).

Нами ранее выявлено [4], что масса углерода органического вещества, поступающего в почву с растительным опадом фитоценозов, на вырубке ельника черничного влажного составляет 1,5 т га<sup>-1</sup>, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 1,7 т га<sup>-1</sup>, что соответствует 4,3–4,8% от запасов органического углерода фитоценозов, или 57,7–77,7% от ежегодной его продукции. Ведущая роль (89%) в потоке углерода органического вещества из фитоценоза в почву принадлежит растениям напочвенного покрова – мхам и травянистым растениям. Следует отметить, что на вырубке ельников выявлены одинаковые тенденции во вкладе отдельных компонентов фитоценоза в общую массу опада. Так, на вырубке рассматриваемых типов ельников на опад надземных органов приходится 55–60%.

Интенсивность разложения отдельных компонентов растительных остатков опада за год колеблется от 2,2 до 69,5%. Отношение C/N в растительных остатках органогенного горизонта на вырубке фитоценозов составляет 32,7–35,0. Скорость минерализации растительных остатков опада на вырубке ельников невысокая – убыль в весе органического вещества в течение первого года на вырубке ельника черничного влажного составила 35,6%, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – 36,0%. В течение второго года разложения на вырубке ельника черничного масса органического вещества уменьшилась на 40,4, на вырубке ельника долгомошно-сфагнового – на 39,5 %. Причиной низкой способности разложения растительных остатков лесной подстилки являются как увеличение влажности почвы после рубки древостоя, так и значительное участие в составе органического вещества подстилки кукушкина льна и сфагновых мхов, в которых ослабляется минерализация клетчатки, в следствии содержания в тканях полифенольных комплексов [5]. Переувлажнение и низкие температуры почвы замедляют процессы разложения растительных остатков, что приводит к формированию на вырубке ельников мощной подстилки.

### Литература

1. Коренные еловые леса Севера: биоразнообразие, структура, функции / Отв. ред. К. С. Бобкова, Э. П. Галенко. СПб.: Наука, 2006. 337 с.
2. Руководящие указания по эффективной практике для землепользования, изменений в землепользовании и лесного хозяйства. Программа МГЭИК по национальным кадастрам парниковых газов. МГЭИК, 2003.
3. Бобкова К. С., Лиханова Н. В. Вынос углерода и элементов минерального питания при сплошнолесосечных рубках древостоев ельников средней тайги // Лесоведение. 2012. № 6. С. 44–54.

4. Лиханова Н. В. Роль растительного опада в формировании лесной подстилки на вырубках ельников средней тайги // Известия высших учебных заведений «Лесной журнал». 2014. Вып. 3. С. 52–66.

5. Аристовская Т. В. Микробиология подзолистых почв. М.; Л.: Наука, 1965. 183 с.

## **ВЕРТИКАЛЬНЫЕ ПОТОКИ ДИОКСИДА УГЛЕРОДА В ЭКОСИСТЕМАХ БОЛОТ БОРЕАЛЬНОЙ ЗОНЫ**

*О. А. Михайлов, С. В. Загирова*

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, mikter@mail.ru*

Исследования вертикальных потоков диоксида углерода в болотных экосистемах Северного полушария вызывают интерес в контексте возможной смены их биосферной функции в процессе климатических изменений. Ежегодное связывание углерода в болотах северного полушария оценивается в  $29 \text{ г м}^{-2}$  [1]. Сохранение углеродных запасов обеспечивает устойчивость глобального климата и ограничение поступления парниковых газов в атмосферу. Цель наших исследований состояла в оценке баланса вертикальных потоков  $\text{CO}_2$  в экосистемах болот, расположенных в разных климатических зонах.

Исследования вертикальных потоков диоксида углерода проводили с 1 июня по 10 сентября 2017 г. на крупнобугристом болоте крайнесеверной тайги (урочище Кулицанюр) в Интинском районе и на мезо-олиготрофном болоте Медла-Пэв-Нюр в подзоне средней тайги (Сыктывдинский район) Республики Коми.

Для измерений обмена  $\text{CO}_2$  между экосистемой и атмосферой использовали метод микровихревых пульсаций, который позволяет одновременно определять направление турбулентного потока воздуха и концентрацию исследуемого газа в нем в момент измерения [2]. Измерительная система включала ультразвуковой анемометр (Gill Windmaster, Gill Instruments Ltd., США) и инфракрасный газоанализатор открытого типа (Li-7500A и Li-7200, Li-Cor Inc., США). Эти приборы располагали на высоте 3,23 м от верхней границы открытого торфа на крупнобугристом болоте и 3,93 м от верхней границы мохового покрова на болоте Медла-Пэв-Нюр. Регистрация данных измерений происходила с частотой 10 Гц, математическую и статистическую обработку первичных данных за 30-минутный интервал времени производили в программном обеспечении Eddy Pro (Li-Cor Inc., США).

Качество полученных данных оценивали с учетом соотношения показателя стабильности в пограничном слое атмосферы ( $z/L$ ) и «следа» измерений ( $d_{\text{fetch}70}$ ) с динамической скоростью ветра ( $u^*$ ) в момент измерения, как это принято в исследованиях вертикальных потоков парниковых газов в наземных экосистемах [3, 4]. В результате проведенного анализа, пороговое значение  $u^*$  для отбора данных составило  $0,1 \text{ м с}^{-1}$ , поэтому значения газообмена  $\text{CO}_2$  при значении  $u^* < 0,1 \text{ м с}^{-1}$  в последующем не учитывали. На финальном этапе осуществляли статистический анализ данных с использованием программного обеспечения STATISTICA 10 и удаляли точки выбросов.

Параметры микроклимата (температуру и влажность воздуха, интенсивность фотосинтетически активной радиации (ФАР), падающей и отраженной солнечной радиации, радиационный баланс) регистрировали автоматической метеостанцией с использованием регистратора CR3000 (Campbell Scientific Inc., США). Пробелы в измерениях вертикальных потоков CO<sub>2</sub> заполняли с помощью онлайн программы (<https://www.bgc-jena.mpg.de/bgi/index.php/Services/REddyProcWeb>).

Полученные значения вертикального потока CO<sub>2</sub> (F<sub>CO2</sub>) соответствовали величине нетто-обмена диоксида углерода (*NEE*) между экосистемой и атмосферой. *NEE* со знаком «-» соответствует поглощению CO<sub>2</sub> экосистемой, а со знаком «+» – его эмиссии в атмосферу.

Погодные условия в теплый период 2017 г. заметно различались в районах исследований (табл.). В крайне северной тайге наблюдали прохладную погоду с заметным недобором осадков в июне-июле. В средней тайге май и июнь были прохладнее, чем обычно, а июль-август – теплее. В июле наблюдали существенный недобор осадков, в августе-сентябре – значительное превышение нормы. Как на мезо-олиготрофном, так и на крупнобугристом болоте сезонный ход температуры почвы на глубине 5 см соответствовал изменению температуры воздуха, а на глубине 20 см лаг-период составил один–два дня. Максимальная температура почвы отмечена в середине августа.

Таблица

**Погодные условия в районе исследований в июне – сентябре 2017 г.**

Месяц	Параметры							
	Среднемесячная температура воздуха, °С		Отклонение от нормы, °С		Сумма осадков, мм		% к норме	
	крайне северная тайга	средняя тайга	крайне северная тайга	средняя тайга	крайне северная тайга	средняя тайга	крайне северная тайга	средняя тайга
июнь	10,2	12,0	1,7	-2,0	29	-	56,9	-
июль	18,3	18,3	5,0	1,4	8,4	42	15,6	60,9
август	11,6	15,6	0,6	2,2	68	83	104,6	123,9
сентябрь	4,4	7,1	-2,1	-0,3	54	99	80,6	147,7

Примечание: приведены данные для станций «Усть-Вымь» и «Петрунь» (<http://rp5.ru>).

Сезонная динамика вертикальных потоков диоксида углерода показана на рисунке. В начале периода измерений наблюдали преобладание эмиссии диоксида углерода над его поглощением, среднесуточный нетто-обмен CO<sub>2</sub> в первой половине июня составлял +0,01...+0,03 мг м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup> на крупнобугристом болоте и +0,03...+0,04 мг м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup> на мезо-олиготрофном болоте. Переключение экосистемы с эмиссии на сток CO<sub>2</sub> на мезо-олиготрофном болоте произошло 14 июня, в июне-июле наблюдали постепенное увеличение среднесуточной величины *NEE*, максимальные значения – в середине августа (-0,13...-0,16 мг м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>). Во второй половине августа наблюдали снижение CO<sub>2</sub> – газообмена до -0,02 мг м<sup>-2</sup>с<sup>-1</sup>, а в начале сентября на болоте среднесуточные зна-

чения  $NEE$  достигали  $-0,05 \dots -0,07 \text{ мг м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ . На крупнобугристом болоте переключение экосистемы с эмиссии на сток произошло только 15 июля. Во второй половине июля среднесуточные значения  $NEE$  не превышали  $-0,09 \text{ мг м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ , а в августе достигли значений  $-0,13 \text{ мг м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ . Максимальное значение  $NEE$  наблюдали в конце периода измерений ( $-0,15 \dots -0,17 \text{ мг м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ ).

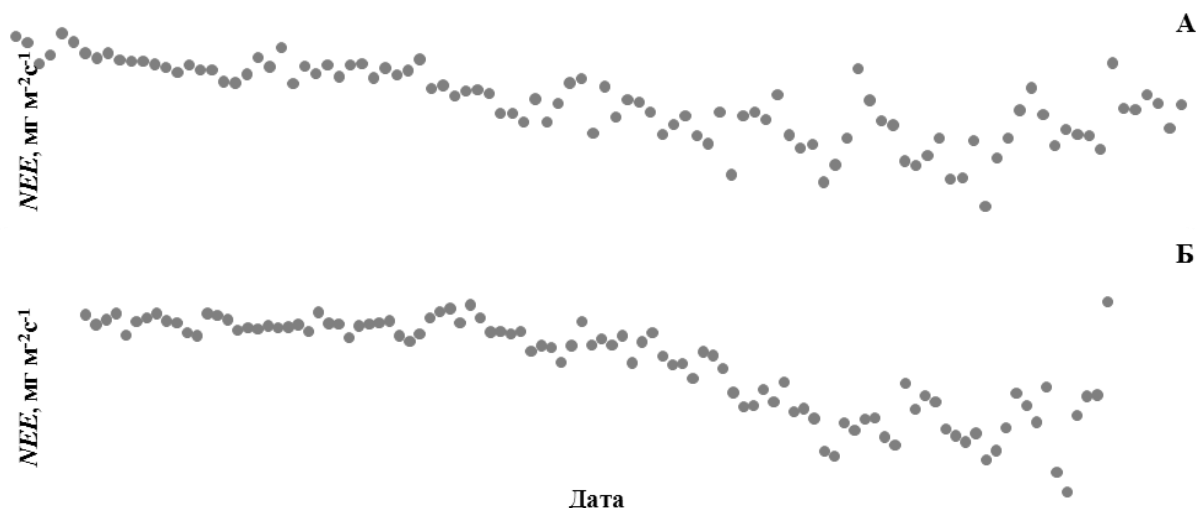


Рис. Сезонная динамика среднесуточной величины  $NEE$  в течение периода измерений. А – мезо-олиготрофное болото, Б – крупнобугристое болото

В целом в течение периода измерений в 2017 г. экосистема крупнобугристого болота аккумулировала  $215 \text{ г м}^{-2}$ , а экосистема мезоолиготрофного болота –  $350 \text{ г м}^{-2}$  диоксида углерода, что соответствует  $58,6$  и  $95,5 \text{ г С м}^{-2}$ . Полученные нами данные сопоставимы с результатами измерений, проведенных на других аналогичных объектах исследований. Так, на крупнобугристом болоте Швеции и в тундровых сообществах Европейского Северо-Востока России в течение вегетационного периода средние значения баланса  $\text{CO}_2$  варьировали в диапазоне  $-30 \dots -75 \text{ г С м}^{-2}$  [5–7], а на мезотрофном болоте Гренландии – в диапазоне  $-84,5 \dots -101,5 \text{ г С м}^{-2}$  [8].

### Литература

1. Gorham E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming // Ecological applications. 1991. Vol. 1. No. 2. P. 182–195.
2. Baldocchi D. D. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future // Global change biology. 2003. No. 9. P. 479–492.
3. Kutzbach L., Wille C., Pfeiffer E.-M. The exchange of carbon dioxide between wet arctic tundra and the atmosphere at the Lena River Delta, Northern Siberia // Biogeosciences. 2007. V. 4. No. 5. P. 869–890.
4. Lund M., Bjerke J. W., Drake B. G., Engelsen O., Hansen G. H., Parmentier F. J. W., Powell T. L., Silvennoinen H., Sottocornola M., Tømmervik H., Weldon S., Rasse D. P. Low impact of dry conditions on the  $\text{CO}_2$  exchange of a Northern-Norwegian blanket bog // Environment research letters. 2015. No. 10. doi:10.1088/1748-9326/10/2/025004.



5. Christensen T. R., Jackowicz-Korczyński M., Aurela M., Crill P., Heliasz M., Maste-panov M., Friborg T. Monitoring the multi-year carbon balance of a subarctic palsa mire with mi-crometeorological techniques // *Ambio*. 2012. Vol. 41. Sup. 3. P. 207–217.

6. Heikkinen J. E. P., Virtanen T., Yattunen J. T., Elsakov V., Martikainen P. J. Carbon balance in East European tundra // *Global biogeochemical cycles*. 2004. Vol. 18. doi:10.1029/2003GB002054.

7. Olefeldt D., Roulet N. T., Bergeron O., Crill P., Bäckstrand K., Christensen T. R. Net carbon accumulation of a high-latitude permafrost palsa mire similar to permafrost-free peatlands // *Geophysical research letters*. 2012. Vol. 39. Is. 3. doi:10.1029/2011GL050355.

8. Nordstroem C., Soegaard H., Christensen T. R., Friborg T., Hansen B. U. Seasonal car-bon dioxide balance and respiration of a high-arctic fen ecosystem in NE-Greenland // *Theoreti-cal and applied climatology*. 2001. V. 70. P. 149–166.

## **БИОЛОГИЧЕСКАЯ ПРОДУКТИВНОСТЬ ААПА БОЛОТА БАССЕЙНА р. ПЕЧОРЫ**

*М. Н. Мигловец, Н. Н. Гончарова*

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

На европейском Севере России сосредоточено 16,5 млрд т углерода, из них 28% аккумулировано в болотных экосистемах, в том числе 3% – в фито-ценозах [1]. Болота играют важную роль в поглощении диоксида углерода из атмосферы, ежегодное связывание углерода в фитомассе варьирует в преде-лах 355–1970 г м<sup>-2</sup> год для болот Западной Сибири [2] и 920–1160 г м<sup>-2</sup> год для естественных болот Среднеамурской низменности [3], в зависимости от типа болотного биогеоценоза. Данные о продуктивности естественных болот в Республике Коми малочисленны и представлены лишь для некоторых болот-ных экосистем средней тайги [4]. Цель данной работы – оценить запасы орга-нического вещества в болотных фитоценозах северной подзоны тайги.

Объектом исследования было выбрано типичное для северной тайги грядово-мочажинное аапа болото, расположенное на севере Восточно-Европейской (Русской) равнины, в северотаежной подзоне тайги, на террито-рии Печорского административного района (в 2,2 км к юго-западу от ж/д ст. Каджером).

Согласно ботанико-географической классификации Т. К. Юрковской [5], исследованный массив относится к типу травяно-сфагново-гипновых, или Онежско-Печорских аапа болот. Болота этого типа широко распространены в районе исследований и характеризуются вогнутой поверхностью, обводнен-ной, часто проточной, мезотрофной центральной частью и олиготрофной ок-райкой. Питание их смешанное, преимущественно атмосферное, сток направ-лен от окраек к центру.

Значительную часть исследованного болота занимает грядово-мочажинный гетеротрофный комплекс. Примерно 50% комплекса занимают повышания, или гряды, остальное пространство – мочажины-римпи, сфагно-вые ковры и подушки. Неоднородность микрорельефа обуславливает и неод-нородность растительного покрова болота. Преобладают невысокие гряды с

ерниково-осоково-сфагновыми и кустарничково-осоково-сфагновыми сообществами. До 20% площади болота занимают высокие гряды с олиготрофными сосново-кустарничково-сфагновыми и сосново-кустарничково-морозково-сфагновыми сообществами. Растительность мочажин-римпи представлена мезотрофными маловидовыми осоковыми, осоково-вахтовыми и травянистыми фитоценозами с разреженным и деградированным моховым покровом. На границе с грядово-мочажинным гетеротрофным комплексом формируется олиготрофный растительный покров с невысоким видовым разнообразием. Окраинная часть болота облесена сосной. На коврах, в топях и мочажинах распространены шейхцерево-сфагновые и осоково(*Carex limosa*)-сфагновые сообщества.

Отбор проб на определение фитомассы осуществлялся в наиболее типичных растительных сообществах. В понижениях микрорельефа образцы отбирали в осоковых мочажинах-римпи и олиготрофных шейцерииво-сфагновых мочажинах окраинной части болота, на повышениях – на кустарничково-морозково-сфагновых кочках и ерниково-осоковых грядах. На каждом участке болота отбирали 3–5 монолита диаметром 0,3 м и высотой 0,25 м. Надземную часть кустарничков и трав отрезали и распределяли по фракциям в соответствии с видовой принадлежностью растений. Отдельную фракцию составляли фотосинтезирующие (зеленые) части мхов. Подземная часть монолита распределялась на моховой очес, корни трав и кустарничков, корни деревьев и торфа разной степени разложения (мортмассу). Образцы высушивали в термостатируемом шкафу при 95 °С и взвешивали для определения сухой массы. Запас органического вещества в каждой фракции рассчитывали на 1 м<sup>2</sup> проекции поверхности болота.

В результате проведенного анализа установлено, что шейхцериевые мочажины окраины болота отличаются от мочажин-римпи очень высокой массой фотосинтезирующей части сфагновых мхов (170 г м<sup>-2</sup>) и незначительным запасом мортмассы. В фитомассе понижений незначительно (до 12 г м<sup>-2</sup>) присутствие кустарничков, в основном *Oxycoccus palustris*. В мочажинах-римпи масса органического вещества стеблей *Carex limosa* на 40% превышала значения, полученные для мочажин с господством *Scheuchzeria palustris* (рис. 1). При этом фитомасса корней трав исследованных понижений различалась незначительно.

Растительные сообщества на повышениях микрорельефа отличались более высокими значениями массы органического вещества надземных органов, по сравнению с понижениями (рис. 2), что обусловлено большим обилием кустарничков (покрытие от 35 до 50%) и высокой плотностью сфагновых мхов. Различия в фитомассе между кустарничково-морозково-сфагновыми и ерниково-осоково-сфагновыми сообществами связаны с доминированием в травяно-кустарничковом ярусе низких гряд растений *Betula nana*, которые по массе значительно превосходят кустарнички олиготрофных кочек (*Empetrum hermaphroditum*, *Chamaedaphne calyculata*, *Ledum palustre*, рис. 2). При всех наблюдаемых различиях между повышениями и понижениями микрорельефа,

масса надземных органов трав на участках низких гряд оказалась приближена к значениям мочажин-римпи (рис. 1–2). Превосходство по массе *Carex lasiocarpa* на гряде над *Carex limosa* в мочажинах-римпи выравнивается за счет большего обилия *Carex limosa* (45%) в понижениях. По этой же причине более плотный моховой покров из *Sphagnum fuscum* на участках олиготрофных гряд характеризуется более высокой массой оцеса, по сравнению со *Sphagnum papillosum* на низких грядах (рис. 2). Учитывая, что среднее содержание углерода в растительном материале составляет около 45% от общей массы [6], в травяно-кустарничковом ярусе кустарничково-морошково-сфагновых олиготрофных кочек и ерниково-осоково-сфагновых гряд содержание углерода составляет 274–295 гС м<sup>-2</sup>. В подземных органах растений и моховом оцесе в этих же сообществах масса углерода достигает 1035–1212 гС м<sup>-2</sup>. В травяно-кустарничковом ярусе олиготрофных мочажин и мочажин-римпи аккумулируется лишь 20–40% от этих запасов. Формирование плотного оцеса в шейхцериево-сфагновых сообществах мочажин окрайки болота обеспечивает аккумуляцию 700 г С м<sup>-2</sup>, что на 400 г больше, чем в осоковом фитоценозе мочажины-римпи.

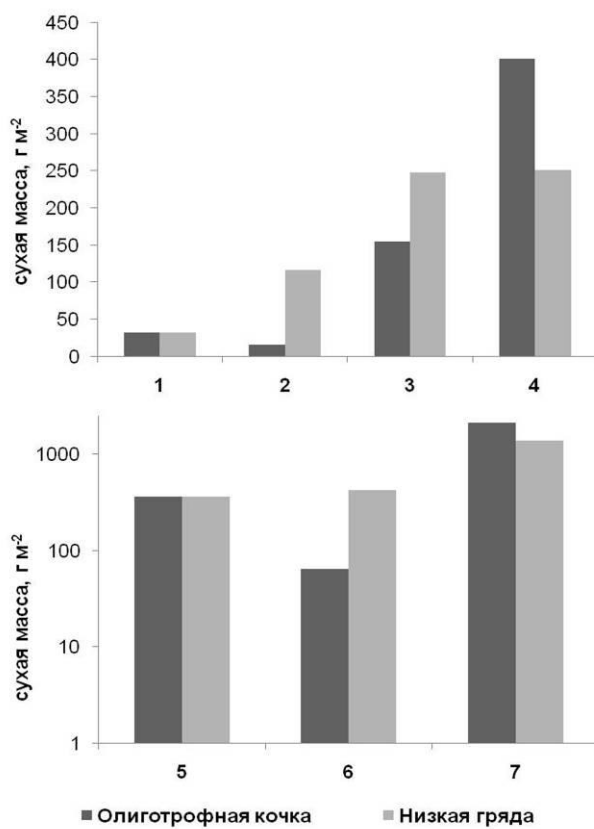
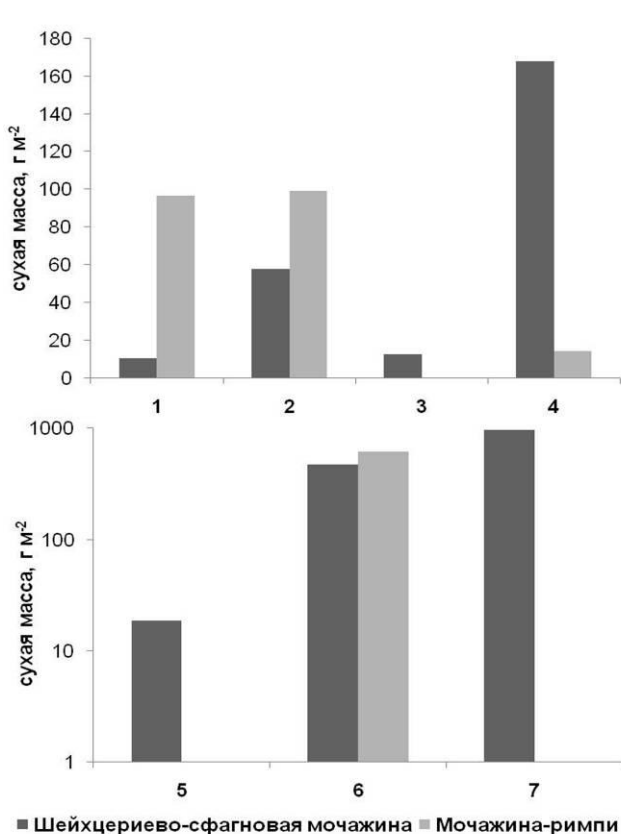


Рис. 1. Запас органического вещества в понижениях аапа болота

Рис. 2. Запас органического вещества на повышениях аапа болота

Обозначения: 1 – мортмасса, 2 – надземные органы травянистой растительности, 3 – надземные органы кустарничковой растительности, 4 – фотосинтезирующая часть мхов, 5 – корни кустарничков, 6 – корни трав, 7 – оцес.

Таким образом, различия в растительном покрове и продуктивности аапа болота обусловлены гетеротрофностью и специфичностью эдафических условий разных его участков. Установлено, что масса органического вещества в понижениях исследованного нами болота в 2 раза ниже, чем в сходных сообществах болот средней тайги, в силу деградациии мохового покрова или его разреженности [4]. Содержание углерода в олиготрофных кустарничково-морошково-сфагновых кочковатых сообществах аапа болота имеет сходные значения с аналогичными участками среднетаежных болотных экосистем. При этом высокое обилие *Carex lasiocarpa* и *Betula nana* на участках низких гряд приводит к двукратному увеличению органического вещества подземной части растений, по сравнению с кочками и грядами болот средней тайги.

*Работа выполнена в рамках темы НИР Института биологии Коми НЦ УрО РАН «Пространственно-временная динамика структуры и продуктивности фитоценозов лесных и болотных экосистем на европейском Северо-Востоке России», № АААА-А17-117122090014-8.*

#### Литература

1. Углерод в экосистемах лесов и болот России / Под ред. В. А. Алексеева, Р. А. Бердси. Красноярск: Ин-т леса СО РАН, 1994. 532 с.
2. Титлянова А. А. Чистая первичная продукция травяных и болотных экосистем // Сиб. экол. Журнал. 2007. № 5. С. 763–770.
3. Купцова В. А., Копотева Т. А. Структура фитомассы и продукция торфяных болот Среднеамурской низменности в разных условиях увлажнения // Торфяники Западной Сибири и цикл углерода: прошлое и настоящее: Материалы IV Междунар. полевого симпозиума. Новосибирск, 2014. С. 194–196.
4. Углерод в лесных и болотных экосистемах ООПТ Республики Коми / Под ред. К. С. Бобковой, С. В. Загировой. Сыктывкар: КомиНЦ УрО РАН, 2014. 202 с.
5. Юрковская Т. К. География и картография растительности болот Европейской России и сопредельных территорий / Под ред. Г. А. Елиной. СПб.: БИН, 1992. 254 с.
6. Титлянова А. А., Кудряшова С. Я., Косых Н. П., Шибарева С. В. Биологический круговорот углерода и его изменение под влиянием деятельности человека на территории Южной Сибири // Почвоведение. 2005. № 10. С. 1240–1250.

### СИСТЕМА БИОЭЛЕКТРОННОЙ РЕГИСТРАЦИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ НА ОСНОВЕ ПОВЕДЕНЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК РЫБ

**О. В. Никитин<sup>1</sup>, Д. Д. Гребенищикова<sup>2</sup>, А. О. Белов<sup>1</sup>,  
Э. И. Насырова<sup>1</sup>, В. З. Латыпова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Казанский (Приволжский) федеральный университет, [olnova@mail.ru](mailto:olnova@mail.ru)

<sup>2</sup> Лицей № 121 имени Героя Советского Союза С. А. Ахтямова

Актуальной проблемой обеспечения экологической безопасности поверхностных вод является поиск и разработка технологий, обеспечивающих возможность создания в акваториях с повышенной нагрузкой «систем раннего биологического предупреждения», предназначенных для оперативного выявления нештатных и чрезвычайных экологических ситуаций, как природно-

го, так и антропогенного характера, представляющих опасность для экосистем и здоровья человека (техногенных аварий, катастроф, разливов нефти, несанкционированных залповых сбросов неочищенных сточных вод, загрязнения цианотоксинами и т.п.) [1]. В разработке систем раннего биологического предупреждения применяется принцип приборного биотестирования, когда тест-организмы (биосенсоры), служат оперативными сигнализаторами возникновения экологически опасного уровня загрязнения воды, а регистрация функциональных показателей организмов осуществляется в автоматическом режиме аппаратной частью системы без участия оператора.

В качестве функциональных показателей наиболее часто регистрируются параметры сердцебиения, движения частей тела, оптической плотности среды. Например, в России, начиная с 2005 года на водозаборных сооружениях Санкт-Петербурга, а с 2010 года также на водозаборных сооружениях МУП «Водоканал» г. Хабаровска, применяются системы производственного биологического мониторинга качества воды «БиоАргус-W» по регистрации сердцебиения ракообразных [2]. Подобный подход позволяет выявлять опасную ситуацию в том случае, когда традиционные методы физико-химического мониторинга могут давать сбои. Это связано с тем, что традиционные подходы ориентированы на определение регламентированного ограниченного перечня показателей. В случае появления в воде ингредиентов, не учитываемых при стандартном контроле, повышается уровень экологических рисков, что может привести к причинению вреда как здоровью человека, так и экосистемам. Подходы биологического мониторинга, основанные на интегральной оценке качества среды, могут зарегистрировать опасность на самых ранних этапах, для самого широкого перечня загрязняющих соединений, обеспечивая таким образом возможность оперативной реакции на сложившуюся ситуацию и как следствие – обеспечивая экологическую безопасность поверхностных вод и понижая уровень экологического риска.

В настоящее время в качестве биоиндикаторов в системах раннего предупреждения преимущественно используют рыб, моллюсков и ракообразных [3]. Так, в коммерчески реализуемой системе «Fish Toximeter» (bbe Moldaenke, Германия) в проточном аквариуме (27 л, водообмен 50–150 л/ч) осуществляется наблюдение за плавательной активностью рыб (6-8 шт., размером 4–6 см), контролируются такие параметры как: средняя скорость, число активных рыб, их размер, положение рыб в аквариуме и некоторые другие [4]. Существенным недостатком является высокая стоимость системы «Fish Toximeter», которая в базовой комплектации составляет около 5 млн руб. Российские аналоги систем, использующих компьютерное зрение, для слежения за рыбами – отсутствуют.

В связи с чем, цель данной работы – разработать систему биоэлектронной регистрации качества вод на основе поведенческих характеристик рыб.

*Материалы и методы. Система биоэлектронной регистрации.* Ранее на кафедре прикладной экологии КФУ была разработана система для слежения за поведенческими характеристиками дафний – «TrackTox», при помощи

которой были получены результаты поведенческого отклика на присутствие различных токсикантов [5–8], однако конструктивные особенности системы не позволяли использовать ее для слежения за рыбами, поэтому первоначальной задачей было выбрать необходимые компоненты системы и подобрать подходящие параметры наблюдения: обеспечить оптимальное размещение системы видеофиксации, выбрать достаточный объем тестовой камеры – аквариума, разместить систему освещения с достаточными характеристиками, обеспечить контрастность фона для корректного детектирования объектов. При этом важным условием было сохранение компактности системы. Дополнительно потребовалось внесение изменений в программное обеспечение, т.к. алгоритмы регистрации дафний не подходили для корректной регистрации рыб.

Поведенческие реакции фиксировались в контрольных условиях и в условиях с добавленным токсикантом, продолжительность съемки составляла 30 минут и 260 минут соответственно (опробовано 12 тест-организмов в контрольных условиях и 6 в условиях токсической нагрузки).

*Тест-объект.* В качестве объекта наблюдения были выбраны рыбы *Danio rerio* (сем. Сурпинidae – Карповые), один из наиболее часто используемых видов рыб в экотоксикологических исследованиях [9]. Так как в случае использования компьютерного зрения важную роль играет контрастность объекта на заднем фоне, для исследования были выбраны не стандартные *Danio rerio*, а генетически модифицированные рыбы GloFish. Отличительной чертой искусственно выведенных генетической модификацией особей от исходной формы является яркая зеленая флуоресцентная окраска. В их ДНК встроены фрагменты ДНК (ген GFP) медузы (*Aequorea victoria*).

*Модельный токсикант.* В качестве модельного токсиканта нами был выбран пестицид эсфенвалерат ( $C_{25}H_{22}ClNO_3$ ), широко применяемый в сельском хозяйстве. Срабатывает против нервной системы насекомых/членистоногих, приводит к поражению нейронов. При поражении организма проявляются симптомы гипервозбуждения, судорог, а позже паралича [10]. Для организации наблюдений в аквариум с рыбами с 4 л культивационной воды добавлялся пестицид для достижения концентрации 0,03 мг/л (10 ПДК).

Статистическая обработка полученных данных производилась при помощи пакета программ STATISTICA 10.0.

*Результаты исследований.* Система биоэлектронной регистрации «TrackTox-Fish». В рамках первой задачи был разработан прототип системы биологического мониторинга «TrackTox-Fish» (рис. 1), предназначенный для непрерывного контроля качества воды по характеристикам поведения организмов-биосенсоров – рыб, как в проточном, так и в статическом режимах. Слежение за организмами осуществляется в режиме on-line при помощи технологии компьютерного зрения.



Рис. 1. Составные компоненты системы биоэлектронной регистрации качества воды «TrackTox-Fish»

Система (рис. 1) состоит из климатической камеры (1), обеспечивающей стабильность температурного и светового режимов, внутри которой помещен аквариум с анализируемой водой (2), контроль параметров осуществляется с внешней станции ЭВМ (3). Анализируемая вода, прошедшая первоначальную аэрацию и фильтрацию (4), подается при помощи насоса (5) в аквариум и оценивается тест-объектами, за которыми проводится непрерывное наблюдение при помощи видеосистемы (6). В качестве организмов-биосенсоров выступают рыбы (7), в нашем случае *Danio rerio*, но возможно использование и других видов, например, гуппи. Поведение тест-организмов оценивается при помощи технологии компьютерного зрения внешней компьютерной станцией. Основная регистрируемая реакция – скорость плавания, дополнительно оценивается распределение рыб в аквариуме (координаты, глубина плавания), а также определяется ориентация тела рыбы в пространстве (2 – рыба находится горизонтально, 1 – рыба находится в вертикальном положении). Поступающая информация автоматически обрабатывается, формируется оценка качества воды и визуализируется на экране (8).

*Параметры плавательной активности Danio rerio в нормальных условиях.* Параметры плавательной активности рыб регистрировались в аквариуме с 4 литрами чистой культивационной воды, полученные данные трактовались как «контрольные» для последующего сравнения. Проведенные наблюдения позволили получить характеристики плавания рыб в нормальных условиях. Всего в контрольных условиях было получено и проанализировано 72495 единичных плавательных отрезков данио.

Медианная скорость плавания рыб находилась в диапазоне 1,83–2,27 см/с, не сильно различаясь между вариантами наблюдений (без статистически значимых различий). Плавание рыб в аквариуме отличалось однородностью и однотипностью движений – рыбы перемещались из одной части аквариума в другую, не отдавая предпочтения какой-либо области, основную часть времени держась в середине аквариума (медиана глубины плавания находилась в пределах 2,73–5,20 см). В контрольных условиях данио преиму-

щественно находились в горизонтальном положении (среднее значение показателя ориентации – 1,83–1,93).

*Параметры плавательной активности Danio rerio в токсических условиях.* Для изучения токсических условий в аквариум добавлялся эсфенвалерат. Поведение рыб при этом начиналось меняться с первых минут наблюдения (рис. 2).

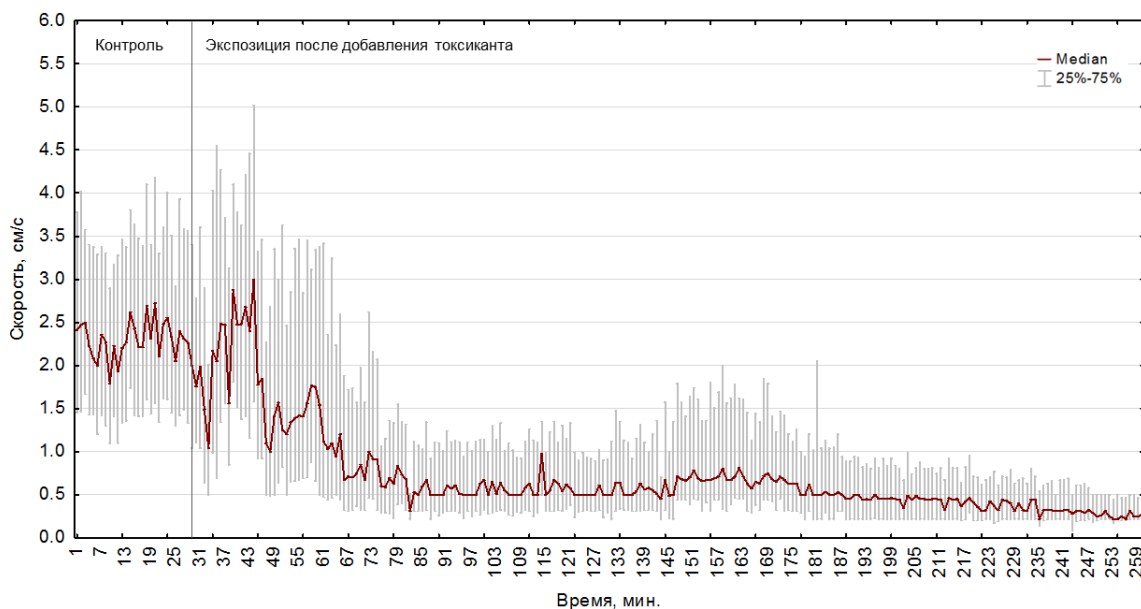


Рис. 2. Медианная скорость плавания *Danio rerio* в условиях эксперимента с эсфенвалератом (1–30 минута – контрольные условия, 31–260 минута – после внесения токсиканта), группировка данных – 1 минута

Появились новые, ранее не характерные особенности плавательной активности: «тонущие» движения, когда рыба начинала однородно погружаться в вертикальном положении, концентрирование у поверхности на протяжении продолжительного времени (что может косвенно отражать воздействие пестицида на дыхательную систему рыб). С 200 минуты рыбы практически всё время находились в пределах дна, лишь изредка совершая плавательные движения. Всего в экспериментальных условиях было получено и проанализировано 159801 единичных плавательных отрезков данио.

Если сравнить данные по скорости плавания данио в контрольных, предшествующих эксперименту, условиях (медиана – 2,27 см/с) с данными эксперимента по индексу токсичности ( $T, \% = 100 \cdot (K - O) / K$ ), то можно заметить превышение границы в 50% токсичности начиная с третьей минуты эксперимента после внесения эсфенвалерата. Стабильно постоянное превышения границы в 50% наблюдается с 31-ой минуты эксперимента. Превышение границы в 70 и 80% – с 51 и с 161 минуты эксперимента соответственно. В то же время, при поминутном сравнении скорости плавания по аналогичной схеме с контрольными условиями дает значение индекса токсичности в пределах -20÷20%.

Таким образом, предложенный подход позволяет регистрировать наличие токсиканта с достаточно высокой вероятностью. Повысить чувствитель-



ность можно при комбинировании «тревожной» информации для различных параметров плавательной активности рыб.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Казанского (Приволжского) федерального университета.*

### Литература

1. Холодкевич С. В., Шаров А. Н., Кузнецова Т. В. Перспективы и проблемы использования биоэлектронных систем в мониторинге состояния экологической безопасности акваторий финского залива // Региональная экология. 2015. № 1 (36). С. 66–76.
2. Системы и технологии раннего биологического оповещения общей токсичности воды / ООО НИЦ «Экоконтур» [Электронный ресурс]. Режим доступа: [http://ecocontour.ru/produkcija\\_2](http://ecocontour.ru/produkcija_2), 2012.
3. Kokkali V., van Delft W. Overview of commercially available bioassays for assessing chemical toxicity in aqueous samples // TrAC Trends in Analytical Chemistry. 2014. Vol. 61. P. 133–155.
4. The Fish Toximeter. Continuous video analysis of fish behaviour for toxicity detection. Schwentinental: bbe Moldaenke, 2017. 2 p.
5. Nikitin O. Aqueous medium toxicity assessment by *Daphnia magna* swimming activity change // Advances in Environmental Biology. 2014. Vol. 8(13). P. 74–78.
6. Nikitin O. V., Petrova V. M., Latypova V. Z. Bioassay of pyrethroid insecticide esfenvalerate using fractal analysis of *Daphnia magna* motion // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. 2015. Vol. 6 (6). P. 1729–1736.
7. Nikitin O. V., Nasyrova E. I., Nuriakhmetova V. R., Stepanova N. Yu., Danilova N. V., Latypova V. Z. Toxicity assessment of polluted sediments using swimming behavior alteration test with *Daphnia magna* // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2018. Vol. 107. Is.1. Art. No. 012068.
8. Никитин О. В., Насырова Э. И. Влияние микроцистинов на поведенческую активность дафний // Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 6: Материалы междунар. конф. Тольятти: Анна, 2018. С. 230–232.
9. Rennekamp A. J., Peterson R. T. 15 years of zebrafish chemical screening // Current Opinion in Chemical Biology. 2015. Vol. 24. P. 58–70.
10. Environmental fate and effects division office of pesticide programs Washington. Risks of esfenvalerate use to federally threatened california red-legged frog. 2008. P. 21–22.

## СОДЕРЖАНИЕ РТУТИ В ТКАНЯХ И ОРГАНАХ РЫБ РАЗНЫХ ВОДОЕМОВ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

*Е. С. Иванова, Д. С. Копылов*

*Череповецкий государственный университет, StepinaElena@yandex.ru*

Ртуть и ее соединения относятся к числу наиболее опасных для живых организмов токсических веществ. Неорганические соединения ртути поступают в естественные водоемы, где трансформируются в более токсичные метилированные соединения, которые интенсивнее, аккумулируются гидробионтами, чем неорганические [1]. Высокие уровни содержания ртути в рыбе (как высшем звене трофической цепи) отмечаются даже в тех водоемах, которые не расположены в зонах повышенного естественного ртутного фона и находятся вдали от локальных источников ртутного загрязнения [2].

Метилртуть – соединение гораздо более токсичное, чем неорганические формы металла. Основным, и в большинстве случаев единственным, источником метилртути для человека является рыба, употребляемая им в пищу, т.к. более 97% от общего содержания ртути в мышцах рыб находится в метилированной форме. При этом велик риск не столько непосредственного отравления метилртутью, сколько риск непредсказуемых последствий от хронического или дозированного контакта с небольшим количеством токсиканта, обладающего высокой способностью к накоплению в организме [3].

Содержание ртути строго лимитируется во всех компонентах окружающей среды, в том числе и продуктах питания. В связи с этим проведение оценки содержания ртути в тканях рыб пресноводных водоемов крайне актуально.

Сбор материала для исследования осуществлялся летом–осенью 2015 г. на территории разных районов Вологодской области. Отлов рыбы проводился с помощью удочки.

Общий объем собранного материала составил 283 пробы различных органов от 122 особей, принадлежащих к 6 видам рыб: ёрш обыкновенный (*Gymnocephalus cernuus*) (n=19), лещ обыкновенный (*Abramis brama*) (n=18), окунь речной (*Perca fluviatilis*) (n= 34), чехонь (*Pelecus cultratus L.*) (n=11), щука обыкновенная (*Esox lucius*) (n=20).

После определения вида, измерения массы и длины тела пробы различных органов и тканей (печень, почки, мышцы) помещали в полиэтиленовые пакеты, замораживали и хранили при температуре -16 °С.

Содержание ртути в органах рыб определяли на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) атомно-абсорбционным методом холодного пара без предварительной пробоподготовки (нижний предел обнаружения ртути в образцах 0,001 мг/кг). Диапазон измерений более трех порядков, верхняя его граница – 5 мг/кг. Для этого анализатора, использующего прямое сжигание, образцы не требовали какой-либо обработки или разложения, пробы биологических объектов массой 4–50 мг помещали на кварцевый дозатор и переносили в ячейку термолитиза для определения общего содержания ртути. Сжигание проб проводилось при температуре 300 °С в течение 1–2 минут.

Обработку полученных данных проводили с помощью пакета программ STATGRAPHICS Plus 2.1 и STATISTICA Release 7. Результаты представляли в виде средних значений и их ошибок ( $\bar{x} \pm m_x$ ). Достоверность различий оценивали, используя метод дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости  $p \leq 0,05$ .

Средние значения количества ртути в мышцах исследованных видов рыб отмечены в пределах от 0,011 до более чем 1,5 мг/кг сырой массы (табл. 1). При этом установлены достоверные различия средних показателей содержания металла между видами с разной трофической специализацией: минимальные значения отмечены у планктоноядных видов ерша и плотвы (до 0,2 мг/кг сырой массы). Максимальные значения, достоверно более высокие,

чем у всех исследованных видов, отмечены у типичного хищника – щуки обыкновенной (более 0,6 мг/кг сырой массы). Промежуточные значения характерны для видов бентосных эврифагов: леща, чехони, и окуня (0,35 мг/кг сырой массы).

Таблица 1

**Содержание ртути в тканях исследуемых рыб, мг/кг**

Вид	n	р. Молога	р. Чагодыща	оз. Ваня
Ёрш	7	$\frac{0,064 \pm 0,025}{0,011-0,133}$		$\frac{0,087 \pm 0,006}{0,076-0,099}$
Лещ	18	$\frac{0,358 \pm 0,042}{0,294-0,48}$	$\frac{0,163 \pm 0,026}{0,101-0,239}$	$\frac{0,365 \pm 0,05}{0,046-0,487}$
Окунь	34	$\frac{0,226 \pm 0,043}{0,06-0,499}$	$\frac{0,372 \pm 0,072}{0,101-0,239}$	$\frac{0,399 \pm 0,03}{0,191-0,727}$
Плотва	16	$\frac{0,115 \pm 0,014}{0,035-0,151}$	$\frac{0,121 \pm 0,039}{0,024-0,345}$	
Синец	17	$\frac{0,301 \pm 0,05}{0,092-0,658}$	$\frac{0,679 \pm 0,042}{0,599-0,745}$	$\frac{0,33 \pm 0,035}{0,294-0,366}$
Чехонь	11	$\frac{0,225 \pm 0,083}{0,072-0,548}$	$\frac{0,293 \pm 0,023}{0,237-0,338}$	$\frac{0,394 \pm 0,275}{0,119-0,67}$
Щука	20	$\frac{0,665 \pm 0,14}{0,141-1,711}$	$\frac{0,601 \pm 0,088}{0,205-1,052}$	$\frac{0,709 \pm 0,029}{0,679-0,739}$

Примечание: Над чертой приведены средние значения и их ошибки ( $x \pm mx$ ); (n); под чертой – минимальные и максимальные значения показателя.

В сравнении с литературными данными, важным фактом является феномен накопления ртути в хищных рыбах по сравнению с мирными. Факт большего накопления Hg у хищных рыб был отмечен Л. М. Сорокиной в Курейском водохранилище, П. В. Коваль в Ангарских водохранилищах [4]. Статистически значимые более высокие концентрации Hg выявлены В. Т. Комовым, в мышцах щуки (в среднем 0,52 мг/кг) по сравнению с окунем (0,33 мг/кг) из водоемов Европейской части России [2]. Достоверных различий между количеством ртути в разных органах исследованных видов рыб не установлено (табл. 2). Абсолютные значения содержания металла в разных органах рыб отличаются незначительно.

Таблица 2

**Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в разных органах рыб**

Вид	Печень	Почки	Мышцы
Лещ	$\frac{0,329 \pm 0,019}{0,138-0,149}$	$\frac{0,388 \pm 0,019}{0,138-0,073}$	$\frac{0,329 \pm 0,018}{0,135-0,046}$
Окунь	$\frac{0,414 \pm 0,032}{0,180-0,209}$	$\frac{0,437 \pm 0,026^b}{0,180-0,229}$	$\frac{0,415 \pm 0,027}{0,166-0,178}$
Щука	$\frac{0,598 \pm 0,222}{0,471-0,137}$	$\frac{0,372 \pm 0,072^a}{0,101-0,239}$	$\frac{0,712 \pm 0,0340}{0,586-0,141}$

Примечание: Над чертой приведены средние значения и их ошибки ( $x \pm mx$ ); (n); под чертой – минимальные и максимальные значения показателя.

Установлено, что средние значения содержания ртути в органах леща и окуня уменьшаются в ряду: почки>мышцы>печень; а у хищной щуки в ряду: мышцы >почки>печень.

Также следует отметить, что у исследованных видов значимых корреляционных зависимостей между содержанием ртути в органах рыб от их массы и длины тела не установлено.

В районе исследования установлены различия содержания ртути в мышцах рыб одного вида выловленных в разных водоемах (табл. 3). Содержание ртути в исследованных видах рыб, отловленных в озере Ваня, выше, чем в соответствующих видах, отловленных в реке Молога. При этом, для видов окунь и синец эти различия статистически достоверны.

Таблица 3

**Содержание ртути (мг/кг сырой массы) в органах рыб  
из разных водоемов Вологодской области**

Вид (n)	р. Молога	оз. Ваня
Ёрш (7)	$0,054 \pm 0,029$ 0,011-0,133	$0,073 \pm 0,037$ 0,011-0,133
Чехонь (18)	$0,225 \pm 0,175$ 0,072-0,548	$0,394 \pm 0,317$ 0,119-0,670
Окунь (34)	$0,272 \pm 0,148$ 0,06-0,499	$0,396 \pm 0,133$ 0,191-0,727
Лещ (16)	$0,358 \pm 0,007$ 0,085-0,294	$0,365 \pm 0,022$ 0,151-0,046
Синец (17)	$0,301 \pm 0,170$ 0,092-0,658	$0,33 \pm 0,041$ 0,294-0,366

Исходя из литературных данных, характер накопления Hg, по всей видимости, связан с особенностями конкретных условий обитания (прежде всего рН воды и донных отложений, количество растворенной органики), экологических особенностей (типа питания).

По санитарно-гигиеническим нормам, действующим в России, концентрация ртути не должна превышать 0,3 мг/кг сырой массы в пресноводной нехищной рыбе и 0,6 мг/кг сырой массы в хищной [2].

При этом у исследованных видов рыб отловленных в р. Молога, установлены в 100% случаев превышения ПДК для видов щука, синец и лещ. Для видов: окунь, плотва и чехонь превышения ПДК не отмечено (табл. 4).

Таблица 4

**Соотношение содержания ртути в мирных и хищных рыбах**

Место отлова	Вид рыбы	Кол-во особей с содержанием Hg < 0,3 мг/кг		Кол-во особей с содержанием Hg 0,3–0,6 мг/кг		Кол-во особей с содержанием Hg > 0,6 мг/кг	
		шт	%	шт	%	шт	%
1	2	3	4	5	6	7	8
Р. Молога	Ерш	10	100				
	Лещ			7	100		
	Окунь	12	100				

Окончание таблицы 4

1	2	3	4	5	6	7	8
	Плотва	8	100				
	Синец			8	100		
	Чехонь	4	100				
	Щука					7	100
Р. Чагодоша	Лещ				100		100
	Окунь			11	100		
	Плотва	8	100				
	Синец					3	100
	Чехонь	4	100				
	Щука			1	14	6	86
	Ерш	9	100				
Оз. Ваня	Лещ			8	100		
	Окунь			11	100		
	Плотва						
	Синец			6	100		
	Чехонь			3	100		
	Щука					6	100

В р. Чагодоша установлены превышения ПДК в 100% случаев для таких видов рыб, как: лещ, окунь, синец и в 86% у щуки.

Для всех мирных видов рыб, отловленных в оз. Ваня, отмечены превышения ПДК. При этом для окуня показатели содержания металла установлены ниже допустимых концентраций.

Таким образом, при соотношении количества ртути в мышцах исследованных видов рыб из водоемов Вологодской области с рекомендуемыми СанПиН концентрациями, отмечено, что содержание металла в мышцах превышает рекомендованные концентрации примерно у 50% исследованных особей.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 18-34-00569.*

#### Литература

1. Arctic Pollution (AMAP). Oslo. 2002. 212 p.
2. Haines T. A., Komov V. T., Jagoe C. H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // Environ. Pollut. 1992. Vol. 78. P. 107–112.
3. WHO (World Health Organization). Environmental Health Criteria 101 Methylmercury. Geneva. 1990.
4. Попов П. А., Андросова В. Н. Содержание тяжелых металлов в мышечной ткани рыб из водоемов бассейна реки Оби // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2014. № 4 (28). С. 108–122.
5. СанПин 2.3.2560-96 Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов. М., 1997.

## ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ ПРИГОРОДНОГО ПРУДА г. САМАРЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАФНИЙ

*Ю. Л. Герасимов*

*Самарский университет, yuger55@list.ru*

Пруд Сухой расположен в Промышленном районе г. Самары примерно в 300 м от ул. 8-я просека среди коттеджной застройки. Пруд появился после сооружения дамбы для дороги в овраге на склоне долины р. Волга. В 2000-е годы на окружающей территории развернулась активная перестройка – старые деревянные дачные домики сносились, а на их месте сооружались кирпичные 2–3 этажные коттеджи. Этот процесс продолжается и в настоящее время.

Форма водоёма овальная, длина до 50 м, ширина до 40 м, глубина воды до 8 м. Питание пруда осуществляется подземными водами и атмосферными осадками.

Берега крутые, возвышаются над уровнем воды от 3 м до 7 м, низкий (до 1 м) берег только на дамбе. Откосы берегов покрыты редкой травой и слоем опавших листьев. Края котловины покрыты густой травой и остатками леса: большими деревьями и их подростом. Грунт берегов суглинистый. На северный и восточный берега пруда выходят дворы коттеджей, их жители оборудовали спуски к воде и сделали мостки для ловли рыбы. По южному и западному берегам проходит дорога с остатками асфальта. Между дорогой и берегом жители соорудили детскую площадку, здесь участок берега длиной 4–5 м засыпан песком и сделаны мостки для катания на лодке. Дно илистое, вязкое, много опавших листьев и веток. Территория вокруг пруда не убирается, но мусора на берегах и мелководьях немного. В конце зимы происходят заморы, во время которых гибнет рыба. Загрязнения поступают в пруд со стоком с окружающей территории и с атмосферными выпадениями. Вода имеет слегка затхлый запах.

В апреле 2018 г., когда около половины акватории было ещё покрыто льдом, жители обратили внимание на розоватую окраску воды и предположили, что это результат сброса в пруд краски от строящихся неподалёку коттеджей. Жители обратились в различные организации с просьбой сделать химический анализ воды, но везде получили отказ. В связи с этим по просьбе жителей мы провели токсикологическую оценку воды при помощи дафний. Целью работы было выяснить, присутствуют ли в пруду токсичные вещества и чем вызвана окраска воды.

В экспериментах применяли стандартную методику Н. С. Строганова [1]. Изучали влияние на дафний *Daphnia magna* Straus из лабораторной культуры кафедры зоологии Самарского университета неразбавленной воды из пруда, а также разбавленной до 75 и 50%. Разбавление проводили отстоянной не менее трех суток водопроводной водой. Для содержания контроля исполь-

зовали отстоянную водопроводную воду. В сосуд объемом 0,75 л сажали по 10 рачков в возрасте до 24 часов из одного поколения.

Эксперименты проводились на протяжении 21 суток в термостате со стеклянной дверкой при температуре 21–22 °С и естественном освещении. Дафний кормили суспензией пекарских дрожжей через 1 сутки. Через каждые 4 дня проводили замену среды на вновь приготовленную.

В ходе эксперимента учитывали следующие показатели: количество погибших и ставшихся в живых дафний, время появления яиц в выводковых камерах, время выхода молоди из выводковых камер, количество молоди. Все эксперименты проводились в трех повторностях. Достоверность различий оценивали по критерию Вилкоксона – Манна – Уитни [2].

Вода из пруда Сухого не вызвала гибели дафний – во всех вариантах эксперимента все рачки дожили, как и в контроле, до конца экспериментов.

Размножение дафний происходило во всех вариантах эксперимента. В воде из пруда, как неразбавленной, так и разбавленной, откладка яиц в выводковые камеры и выход молоди в воду наблюдалась одновременно с контролем. Число выметов молоди в ходе эксперимента было таким же, как и в контроле.

Плодовитость дафний при содержании в прудовой воде мало отличалась от контроля (табл.).

Таблица

**Динамика величин плодовитости (яиц/самку) дафний в процентах от контроля в воде с прибрежного мелководья**

Концентрации прудовой воды	Выметы молоди				
	1-й	2-й	3-й	4-й	5-й
50%	105	97	99	106	105
75%	103	91	98	101	98
100%	98	96	98	93	101

Различия между полученными данными контроля и эксперимента в концентрации 50% и 75% оказались недостоверны (при 50% разведении  $U_{оп.} = 10$ ,  $U_{ст.} = 4$  для  $P = 95\%$ ; при 75% разведении  $U_{оп.} = 15$ ,  $U_{ст.} = 4$  для  $P = 95\%$ ), таким образом, разбавленная прудовая вода не оказала негативного влияния на воспроизводство дафний. Различия между полученными данными контроля и эксперимента с неразбавленной прудовой водой также оказались недостоверны ( $U_{оп.} = 5$ ,  $U_{ст.} = 4$  для  $P = 95\%$ ). Таким образом, неразбавленная прудовая вода не оказала достоверного негативного влияния на плодовитость дафний.

Результаты лабораторного эксперимента показали, что вода в пруду на ул. 8-я просека г. Самары нетоксична. Загрязнения в стекающих в него дождевых и талых водах с прилегающей территории, видимо, перерабатываются в процессах естественного самоочищения. Выпадения из атмосферы не могут быть значительными, поскольку промышленных предприятий в данном районе нет, расстояние до ближайшей улицы с оживлённым автомобильным

движением (ул. Солнечная) более 700 м, а по расположенной в 300 м ул. 8-я просека передвигаются только автомобили местных жителей.

Ранее в подобных экспериментах было показано, что во многих городских прудах вода токсична для дафний [3–6].

Одновременно по нашей просьбе сотрудником кафедры экологии, ботаники и охраны природы Самарского университета Е. С. Корчиковым был изучен фитопланктон в отобранных нами пробах воды. В пробах были обнаружены криптофитовые водоросли *Cryptomonas*, которые размножаются ранней весной во время таяния льда. Скорее всего, именно размножение этих водорослей в изучаемом пруду и придало воде розовый цвет.

Результаты наших исследований показывают, что химическое загрязнение пруда на ул. 8-я просека г. Самара незначительно, а окраска воды пруда появляется ранней весной вследствие естественных причин.

### Литература

1. Строганов Н. С. Методика определения токсичности водной среды // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С. 14–60.

2. Гублер Е. В. Вычислительные методы анализа и распознавания патологических процессов Л.: Медицина, 1978. 294 с.

3. Герасимов Ю. Л., Филиппов Н. А., Вдовин В. Г., Маслов С. К. Исследования качества воды в прудах г. Самара // Материалы XXXI итоговой науч.-практ. конф. военно-медицинского факультета СГМУ. Самара, 1998. С. 18–19.

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.-техн. 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 г. Самаре // Сб. тез. и статей 25 итоговой науч.-практ. конф. науч.-пед. состава СВМИ. Самара, 2002. С. 139–140.

6. Герасимов Ю. Л. Качество воды загрязнённого городского пруда // Проблемы и перспективы изучения естественных и антропогенных экосистем Урала и прилегающих регионов: Сб. материалов Всерос. заочной науч. конф. г. Стерлитамак, 23–25 мая 2013 г. Уфа: РИЦ БашГУ, 2013. С. 14–16.

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АЛГОРИТМОВ КОМПЬЮТЕРНОГО ЗРЕНИЯ ДЛЯ АНАЛИЗА ПОВЕДЕНЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ДАФНИЙ

**О. В. Никитин, Э. И. Насырова, В. Р. Нуриахметова, В. З. Латыпова**  
Казанский (Приволжский) федеральный университет, [olnova@mail.ru](mailto:olnova@mail.ru)

Методы биотестирования на дафниях широко применяются для целей экологического контроля как в России, так и за рубежом. Однако преимущественно в качестве тест-реакции используют смертность рачков, а при установлении хронического токсического воздействия проводят наблюдения за изменением плодовитости и качеством потомства [1, 2], упуская из вида другие важные биологические переменные тест-объекта. Перечень реакций мож-



но существенно расширить, если использовать дополнительные сведения по тест-объекту, основанные на его функциональных показателях, в том числе и поведенческие реакции, способные оперативно обнаруживать сублетальные концентрации загрязняющих веществ [3–5]. Поведенческие реакции наиболее наглядно проявляются на организменном уровне, находящемся между биохимическим и экосистемным уровнями биомониторинга. Однако поведенческие изменения непосредственно основываются на биохимических процессах, отражают приспособленность отдельного организма, а также потенциальное воздействие на популяционном уровне. Поведенческие реакции выгодно отличаются от биохимических реакций с точки зрения чувствительности и эффективности, позволяя оперативно обнаруживать сублетальные концентрации загрязняющих веществ. В дополнение к их интегративной природе и экологической значимости, оценка поведенческих реакций относится к неразрушающим методам, что делает возможным осуществление непрерывного долгосрочного мониторинга [6].

Поведенческая водная токсикология – сравнительно молодая область исследований, не в последнюю очередь это связано со сложностями регистрации особенностей поведения тест-организмов. Со временем многие трудности были сняты и в настоящее время помимо визуальной регистрации, количественное описание поведенческих реакций осуществляют различными методами: оптическими, ультразвуковыми, электрическими, магнитными и др.

На современном этапе развития техники возможно чувствительное определение наличия токсических веществ в воде по поведенческим характеристикам тест-объектов посредством компьютерного анализа их цифровых изображений. Первые работы, связанные с оценкой поведения тест-организмов и токсичности среды подобными методами, появились в конце 80-х – начале 90-х гг. XX в. (например, по речным ракам в 1988 г. [7], по дафниям в 1998 г. [8], по флагеллятам в 1999 г. [9]). В частности, в экспериментах с дафниями предполагалась экспозиция тест-объектов в токсичной среде (около суток) и сравнение полученных данных по скоростям движения с контрольными данными. Из-за низких вычислительных мощностей компьютеров, исследователи ограничивались анализом последовательностей из нескольких десятков изображений.

В некоторых случаях этот подход используется на практике для построения биологических систем раннего оповещения о наличии в среде токсических веществ. В настоящее время в качестве биоиндикаторов в таких системах преимущественно используют рыб, моллюсков и ракообразных. Так, в коммерчески реализуемой системе «Daphnia Toximeter» (bbe Moldaenke, Германия) в непрерывно проточной камере (0,5–2 л/ч) осуществляется наблюдение за плавательной активностью дафний (до 10 шт.), контролируются такие параметры как: средняя скорость, расстояние между дафниями, их размер и некоторые другие. Регистрация ухудшения качества воды осуществляется довольно оперативно [10].

Неугасающий интерес к использованию технологий компьютерного зрения в экотоксикологии показывает перспективность данного метода для оценки токсичности, в том числе при построении систем раннего биологического предупреждения. Это также подтверждается ростом количества публикаций по данной тематике в базах данных Scopus, Web of Science.

На кафедре прикладной экологии Института экологии и природопользования КФУ разработан программно-аппаратный комплекс для обнаружения и регистрации поведенческих реакций дафний – «Анализатор токсичности «TraskTox», реализующий алгоритмы компьютерного зрения (рис. 1): получение видео с тест-объектами, применение фильтров для устранения «шумов», конвертация цветовой модели, определение граничных значений для пороговой обработки видео, получение бинарного видеопотока, его покадровая обработка с целью нахождения контуров объектов и определения центров масс, расчет координат объектов, осуществление трекинга объектов и его визуализация на исходном видео. Для каждого тест-объекта определяются следующие параметры: скорость плавания, высота нахождения тест-объекта в камере, текущее и общее пройденное расстояние, размер тест-объекта и его ориентация в пространстве, сложность траектории движения (фрактальная размерность траектории).

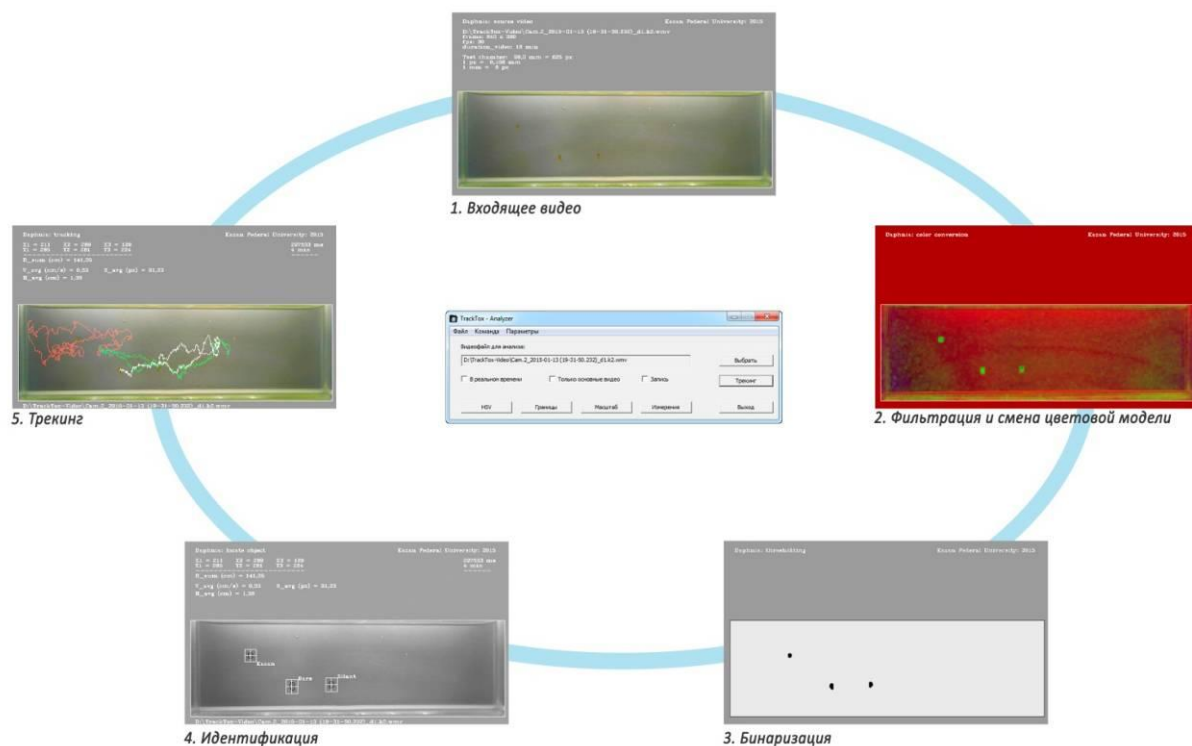


Рис. 1. Алгоритм обработки видео с дафниями

Для экспериментов используется лабораторная монокультура *Daphnia magna*, выращиваемая в климатостате «В-4» по ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06. Общая схема эксперимента следующая: 1) три дафнии переносятся в прозрачный пластиковый контейнер с 25 мл культивационной воды; 2) контейнер переносится в анализатор токсичности; 3) производится измерение скорости

плавания дафний, т.н. «контроль» ( $X_c$ ); 4) для изучения воздействия токсиканта, он помещается в контейнер в количестве, необходимом для достижения требуемой концентрации (возможен перенос дафний в другой контейнер с токсикантом); 5) в течение следующего временного интервала производится повторное измерение скорости плавания дафний, т.н. «опыт» ( $X_o$ ); 6) в ходе эксперимента, данные визуализируются на экране; 7) в конце эксперимента данные по плавательной активности передаются в виде файла для статистического анализа и расчета индекса токсичности (рис. 2).

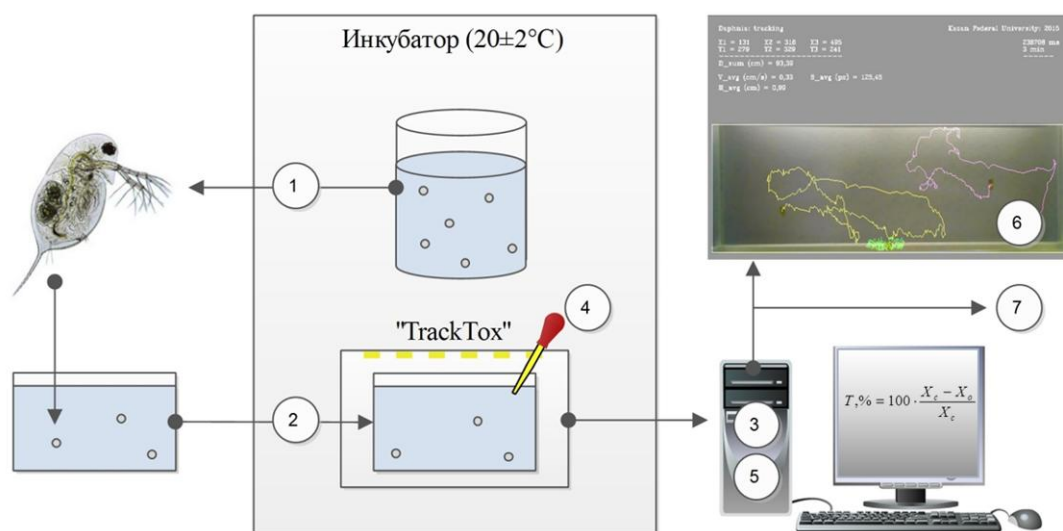


Рис. 2. Схема определения токсичности при помощи анализатора «TrackTox»

По представленной схеме с помощью анализатора токсичности были исследованы характеристики поведенческой активности *D. magna* в нормальных условиях и при добавлении различных токсикантов: бихромата калия [11, 12], сульфата цинка [12], пестицида эсфенвалерата [12–14], цианотоксина микроцистина [12, 13, 15, 16–18]. В случае добавления солей металлов отмечалось статистически значимое снижение, а в случае с пестицидом и цианотоксином увеличение скорости плавания дафний при краткосрочном времени экспозиции в 10–30 минут.

Помимо анализа токсичности водных растворов веществ, интерес представляет оценка токсичности других объектов окружающей среды при помощи технологии компьютерного зрения: отходов, осадков сточных вод, почв, донных отложений. В том числе и из-за методических трудностей, связанных с пробоподготовкой (изменением окраски и повышением мутности анализируемых образцов). В 2017 г. были проведены указанные исследования по оценке токсичности вытяжки донных отложений, искусственно загрязненных солями хрома ( $K_2Cr_2O_7$ ). В качестве контроля выступала вытяжка из чистых донных отложений [19].

Таким образом, проведенные исследования показали возможность использования нового метода биотестирования основанного на компьютерном зрении, для оценки качества как водных растворов опасных веществ, так и загрязненных донных отложений.

Работа выполнена при финансовой поддержке Казанского (Приволжского) федерального университета.

### Литература

1. Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиологический журнал. 2000. Т. 36(5). С. 50–70.
2. Blaise C., Fftrard J.-F. Small-scale freshwater toxicity investigations. Vol. 1. Toxicity test methods. Springer, 2005. P. 1–68.
3. Borcherdig J. Ten years of practical experience with the Dreissena-Monitor, a biological early warning system for continuous water quality monitoring // Hydrobiologia. 2006. Vol. 556. P. 417–426.
4. Олькова А. С., Фокина А. И. *Daphnia magna* Straus в биотестировании природных и техногенных сред // Успехи современной биологии. 2015. Т. 135. № 4. С. 380–389.
5. 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. С. 138.
6. Gerhardt A. Aquatic behavioral ecotoxicology – prospects and limitations // Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. 2007. Vol. 13 (3). P. 481–491.
7. Olivo R. F., Thompson M. C. Monitoring animals' movements using digitized video images // Behavior Research Methods, Instruments, & Computers. 1988. Vol. 20 (5). P. 485–490.
8. Baillieul M., Scheunders P. On-line determination of the velocity of simultaneously moving organisms by image analysis for the detection of sublethal toxicity // Water Research. 1998. Vol. 32 (4). P. 1027–1034.
9. Tahedl H., Hader D.-P. Fast examination of water quality using the automatic biotest ECOTOX based on the movement behavior of a freshwater Flagellate // Water Research. 1999. Vol. 33. P. 426–432.
10. Lechelt M., Blohm W., Kirschneit B. et al. Monitoring of surface water by ultrasensitive *Daphnia* toximeter // Environmental Toxicology. 2000. Vol. 15 (5). P. 390–400.
11. Курбангалеева К. Р., Амирянова Г. Ф., Никитин О. В. Использование поведенческих реакций *Daphnia magna* для оценки токсичности // Окружающая среда и устойчивое развитие регионов. Т. I. Казань: Изд-во «Отечество», 2013. С. 99–102.
12. Nikitin O. Aqueous medium toxicity assessment by *Daphnia magna* swimming activity change // Advances in Environmental Biology. 2014. Vol. 8 (13). P. 74–78.
13. Сафина Д. А., Никитин О. В. Влияние супертоксикантов на плавательную активность *Daphnia magna* // Чистая вода. Казань: Сб. трудов VI Междунар. конгресса. Казань: ООО «Куранты», 2015. С. 162–166.
14. Nikitin O. V., Petrova V. M., Latypova V. Z. Bioassay of pyrethroid insecticide esfenvalerate using fractal analysis of *Daphnia magna* motion // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. 2015. Vol. 6(6). P. 1729–1736.
15. Nikitin O., Latypova V. Behavioral response of *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) to low concentration of microcystin // 14th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education And Legislation, SGEM2014 Conference Proceedings. Albena, Bulgaria. 17–26 June 2014. Vol. 2. Sofia: STEF92 Technology, 2014. P. 85–92.
16. Никитин О. В., Латыпова В. З. Определение токсичности водной среды по поведенческой активности *Daphnia magna* при помощи системы компьютерного зрения «Track-Tox» // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Материалы V Всерос. конф. по водной экотоксикологии. Т. 2. Ярославль: Филигрань, 2014. С. 100–105.
17. Никитин О. В., Насырова Э. И., Сафина Д. А., Латыпова В. З. Обнаружение цианобактериальных токсинов в водных объектах при помощи биотестирования на ракооб-

разных: перспектива использования компьютерного зрения // Чистая вода. Казань: Сб. трудов VII Междунар. Конгресса. Казань: ООО «Новое знание», 2016. С. 134–138.

18. Никитин О. В., Насырова Э. И. Влияние микроцистинов на поведенческую активность дафний // Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 6: Материалы междунар. конф. Тольятти: Анна, 2018. С. 230–232.

19. Nikitin O. V, Nasyrova E. I, Nuriakhmetova V. R. Toxicity assessment of polluted sediments using swimming behavior alteration test with *Daphnia magna* // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2018. Vol. 107. Is.1. Art. No. 012068.

## **ИЗУЧЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ПРИПЛОТИННОМ УЧАСТКЕ ОМУТНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПОСЛЕ ПРОВЕДЕНИЯ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ**

*Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>, А. Ю. Поникаровская<sup>1</sup>*  
<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, kutyavinati@gmail.com*  
<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab2@gmail.com*

Омутнинское водохранилище (пруд) – второй по размерам искусственный водоем в Кировской области, расположен в северо-восточной части региона. Пруд создан в 1773 г. для водоснабжения металлургического завода путем сооружения земляной плотины на реке Омутная, левом притоке реки Вятки. По ландшафтной приуроченности водохранилище является лесным, по генезису котловины – русловым долинным. Длина водоема 10 км, максимальная ширина – 2,3 км, средняя – 1,1 км. Максимальная глубина – 11 м, средняя глубина – 3,4 м, площадь зеркала – 9,5 км<sup>2</sup>. В настоящее время водные ресурсы Омутнинского водохранилища используются для культурно-бытовых нужд жителей г. Омутнинска и производственного водоснабжения металлургического завода [1]. По гребню плотины проходит магистральная транспортно-пешеходная улица районного значения г. Омутнинска. В последние годы на водоеме особо ярко стала проявляться проблема эвтрофикации и, в частности, «цветения» воды. [2] В связи с этим, с 2011 года лабораторией биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГУ проводится комплексный анализ экологического состояния Омутнинского пруда [3]. В 2017 году, с целью очистки дна водохранилища, АО «Омутнинский металлургический завод» провёл работы по углублению дна в приплотинном участке пруда.

Цель работы – сравнить качество воды в приплотинном участке Омутнинского водохранилища до и после проведения дноуглубительных работ.

Пробы воды отбирались в осенний сезон 2016 и 2018 гг. Физико-химический анализ проб проводили по аттестованным методикам измерений в аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУ. Для определения содержания минеральных форм азота и фосфора, химического потребления кислорода (ХПК) использовали фотометрический метод анализа, перманганатной окисляемости – титриметрический, биохимического потребления кислорода (БПК<sub>5</sub>) – амперометрический, удельной элект-

трической проводимости – электрометрический, водородный показатель (рН) измеряли потенциометрическим методом. Результаты гидрохимического анализа представлены в таблице.

Таблица

**Показатели качества воды в приплотинном участке  
Омутнинского водохранилища в 2016 и 2018 гг. (P=0,95)**

Показатель, единицы измерения, методика измерений	2016 г.	2018 г.	ПДК [4]
рН, ед. рН ПНД Ф 14.1:2:3:4.121-97	7,5±0,2	7,7±0,2	6,5-8,5*
Аммонийный азот, мг/дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:3.1-95	0,17±0,06	0,40±0,14	1,5
Нитрит-ион, мг/дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:4.3-95	<0,02	0,047±0,009	3,3
Нитрат-ион, мг/дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:4.4-95	<0,1	1,41±0,25	45
Фосфат-ион, мг/дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:4.248-07	< 0,05	0,079±0,012	3,5
Перманганатная окисляемость, мгО/дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:4.154-99	7,7±0,8	7,3±0,7	-
БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:3:4.123-97	3,9±0,5	2,9±0,4	4*
ХПК, мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> ПНД Ф 14.1:2:4.190-2003	<b>31±9</b>	<b>39±12</b>	30*
Удельная электрическая проводимость, мкСм/см РД 52.24.495-2005	117±12	123±12	-

Примечание: \* – норматив согласно [5]; «-» – отсутствие установленного норматива; жирным шрифтом отмечено превышение норматива.

Согласно полученным результатам, качество воды за 2 года изменилось незначительно. По водородному показателю, вода в приплотинном участке Омутнинского водохранилища в 2016 и 2018 гг. относится к слабощелочным водам. Превышений установленных нормативов в годы исследования не отмечено, за исключением ХПК. Кратность превышения ПДК по этому показателю возросла незначительно, с 1,03 ПДК до 1,3 ПДК. В 2018 г., по сравнению с 2016 г., увеличилось содержание минеральных форм азота и фосфора, что может быть связано с поступлением данных биогенных элементов в водоем с ливневыми сточными водами с водосбора. Содержание органических веществ в воде, о количестве которых можно судить по показателям ХПК, БПК<sub>5</sub>, перманганатной окисляемости, изменилось незначительно, в пределах погрешностей методик измерений.

Таким образом, по результатам физико-химического анализа проб воды, можно сделать вывод о том, что проведение дноуглубительных работ не оказало влияния на качество воды в приплотинном участке Омутнинского водохранилища.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного тех-*

*ногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### **Литература**

1. Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Оценка качества воды Омутнинского водохранилища с использованием физико-химических и биоиндикационных методов // Проблемы региональной экологии. М., 2014. № 1. С. 131–137.
2. Кутявина Т. И., Домнина Е. А. Изучение экологического состояния Омутнинского водохранилища // Формирование и реализация экологической политики на региональном уровне: Материалы V Всерос. науч.-практ. конф. Ч. 1 / науч. ред. А. Г. Гущин. Ярославль. Изд-во ЯГПУ. 2011. С. 92–95.
3. Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я., Савиных В. П. Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности водохранилищ Северо-Востока Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 50–55.
4. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
5. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод.

### **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦИФРОВОЙ ЛАБОРАТОРИИ В ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЙ И ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ УЧАЩИХСЯ ПО ХИМИИ**

*Е. А. Хмелёва, Л. В. Даровских*

*Вятский государственный университет, [jesuisbete0508@gmail.com](mailto:jesuisbete0508@gmail.com)*

Современное общество сложно представить без использования информационных цифровых технологий. В настоящее время происходит глубокое проникновение данных технологий во многие отрасли человеческой деятельности, в том числе и в область образования. В процессе модернизации образовательных учреждений были созданы комплекты цифровых лабораторий, которые могут применяться на предметах естественнонаучного цикла [1]. В данной статье мы рассмотрим актуальность использования цифровых лабораторий в области образовательной и исследовательской деятельности учащихся с целью повышения познавательного интереса школьников к предмету химия в школе.

Цифровые лаборатории (ЦЛ) – это кейсы с программным обеспечением, различными датчиками и щупами, которые можно использовать на уроках химии при сборе данных, их анализе. ЦЛ предлагаются различными производителями. Наши исследования проводились на ЦЛ Relab Point. В кейсе ЦЛ представлен сборник методических рекомендаций, в котором описаны инструкции по технике безопасности с реактивами, лабораторной посудой, а также есть раздел по подготовке датчиков к работе, после которого даны инструкции по выполнению лабораторных, практических, демонстрационных работ. В инструкциях к работам указаны необходимые реактивы, оборудование, описан алгоритм проведения самой работы, теоретические предпосылки, а

также контрольные вопросы для учащихся. Помимо методических указаний в кейсе есть датчики (или мультидатчики), а также щупы и электроды, которые собираются в различные варианты лабораторных установок, в зависимости от вида работы. [2]

Какие же преимущества и недостатки существуют при использовании ЦЛ? К очевидным достоинствам ЦЛ можно отнести наглядность изучаемого материала, а также возможность создания новых способов обучения химии. Благодаря своему устройству, ЦЛ выводит результаты химического эксперимента в виде графиков, таблиц и диаграмм. Отсюда вытекает еще одно преимущество ЦЛ – точность измерений. Например, при измерении рН почвенного раствора или воды из водоема в школьной лаборатории учащихся всего пользуются в основном индикаторной бумажкой, определяя значение рН по цвету шкалы. Если индикаторная бумажка становится синего цвета, то отмечают, что среда раствора щелочная, но при использовании ЦЛ можно определить точное значение рН водных вытяжек, например, 8,25 или 5,25.

Немаловажным плюсом ЦЛ является быстрота измерений и сокращение объема используемых реактивов, что позволяет педагогу существенно экономить драгоценное время на уроке, а также количество расходуемого материала. А также ЦЛ дает возможность для создания нового уровня обучения с заинтересованными школьниками в рамках кружковой исследовательской деятельности по химии или при проектно-исследовательской работе по исследованию состояния природных сред и объектов, что безусловно повысит познавательный интерес обучающихся к химии и к научной деятельности в области предметов естественного цикла.

Перейдем к недостаткам ЦЛ. Если отбросить финансовый вопрос, сложность адаптации комплекта к конкретной учебной программе и техническим возможностям кабинета химии, то можно выделить нижеследующее.

Во-первых, недостаток знаний по возможностям установления и применения ЦЛ у преподавателей, а также огромная учебная нагрузка, которая уменьшает время, отведенное на изучение данного вопроса. [3]

Во-вторых, технический аспект изучаемых лабораторий подразумевает длительную подготовку к занятию и урегулирование возникающих неполадок.

Первый недостаток, а именно, недостаток знаний и умений школьных учителей в обращении с цифровой лабораторией мы начали устранять посредством организации курсов для учителей школ г. Кирова и Кировской области «Школьный химический эксперимент в условиях цифровизации образования», целью которых было формирование профессиональных компетенций педагогов. В рамках курсов мы познакомили учителей с содержанием кейса ЦЛ, разобрались в специальных обозначениях, устройстве каждого мультидатчика, способах подключения щупов к датчикам и установки к компьютеру. Также во время курсов учителя выполняли практическое занятие, обучающее работе с программным обеспечением ЦЛ, интерфейсом программы и ее техническими возможностями. Итогом проводимого занятия стало



обсуждение преимуществ и недостатков ЦЛ, возможностях использования ЦЛ в конкретных школах г. Кирова и области как в образовательном процессе, так и проектной научно-исследовательской деятельности учащихся по химии и экологии в проведении мониторинговых исследований по химии окружающей среды.

Таким образом, проанализировав все преимущества и недостатки ЦЛ, можно сделать вывод об актуальности использования ЦЛ. Бесспорно, при грамотном подходе преподавателя все существенные минусы можно превратить в достоинства. Для начала рекомендуем использовать ЦЛ в качестве инструмента демонстрационных опытов, но только в тех работах, где опыт в ЦЛ будет ярче и нагляднее, чем обычный химический эксперимент. При этом следует обращать особое внимание учащихся на технику безопасности при работе с ЦЛ. После того, как ученики будут более подготовлены, можно разделять класс на группы и давать лабораторные работы по группам, но здесь важно, чтобы каждый ученик принимал участие в ходе работы и усваивал необходимый материал.

Для снижения риска технических сбоев программы необходимо прорабатывать эксперимент непосредственно перед занятием и проверять правильность хода эксперимента, наличие нужных реактивов и т. д.

Цифровая лаборатория – это инструмент, который может стать хорошим помощником для педагога при грамотном обращении с комплектующими лаборатории. Благодаря ЦЛ можно не только повысить познавательный интерес к изучаемой теме, но и развить интерес к химии как к науке, а также к исследовательской деятельности по химии и экологии окружающей среды.

### **Литература**

1. Федорова Ю. В. О применении цифровых лабораторий «Архимед» в школе // Лаборатория знаний. 2010. № 5. С. 81–83.
2. Минаков Д. В. Использование цифровой лаборатории «Архимед» в образовательном процессе школы [Электронный ресурс] // Режим доступа: <http://festival.1september.ru/articles/534732/>.
3. Волкова С. А. Недостатки и преимущества применения цифровой лаборатории «AFS» в обучении химии в средней школе // Международный журнал экспериментального образования. 2013. № 4. С. 70–73.

# СЕКЦИЯ МЕТОДЫ БИОДИАГНОСТИКИ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

## БИОЛОГИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*Ю. М. Андриянова, И. В. Сергеева, Ю. М. Мохонько,  
А. А. Гришина, Ю. С. Носкова*

*Саратовский государственный аграрный университет им. Н.И. Вавилова,  
zay-84-84@mail.ru*

В современных условиях природная среда подвержена комбинированному техногенному загрязнению. Методы биоиндикации и биотестирования все чаще используются для определения токсических свойств окружающих нас сред [1–5].

Цель настоящего исследования состояла в комплексной оценке состояния окружающей среды Саратовской области методами биологического контроля. Для реализации этой цели необходимо было решить следующие задачи:

1) изучить стабильность развития березы повислой (*Betula pendula* Roth.) в условиях различных транспортных нагрузок на основе расчета флуктуирующей асимметрии листьев;

2) определить фитотоксичность почвы на территории Саратовской области;

3) установить корреляционные зависимости между нарушением стабильности развития листьев березы повислой (*Betula pendula* Roth.) и морфометрическими признаками тест-объекта (кресс-салата) (*Lepidium sativum* L.).

Исследования осуществляли на территории г. Саратова, г. Энгельса и поселка городского типа Татищево Саратовской области, а также на территории лесхозов «Энгельский» (Энгельский район), «Вязовский» (Татищевский район) и природного парка «Кумысная поляна» (г. Саратов), которые считались нами «чистыми площадками» и выступали в качестве контроля.

Объектами исследований были атмосферный воздух и почвы, испытывающие на себе различное по интенсивности воздействие авто- и железнодорожного транспорта, а также промышленное воздействие. В качестве предмета исследования выступали: биоиндикатор атмосферного воздуха – береза повислая (*Betula pendula* Roth.) и биоиндикатор загрязнения почв – кресс-салат (*Lepidium sativum* L.).

В период 2016–2018 гг. собрано и проанализировано 90 выборок листьев (9000 листовых пластин березы повислой) с территорий, испытывающих различную транспортную нагрузку (г. Саратов: автодорога Московское шоссе

– ж/д направление Саратов – Аткарск; г. Энгельс: автомагистраль Проспект Строителей – ж/д направление станция Анисовка – станция Покровск; г. Татищево: автодорога на Тамбов Р208 – ж/д направление Саратов-Ртищево). Пробоотбор почвы для биотестирования проводился в аналогичных точках сбора растительного материала.

При исследовании флуктуирующей асимметрии листьев древесных культур применяли систему морфологических признаков, разработанную Центром экологической политики России (методика «Биотест»).

Сбор материала проводили после остановки роста листьев растений (начиная с 10–15 июля). Каждая выборка включала в себя не менее ста листьев. Собранные листья сопровождали этикеткой, отдельной для каждой выборки, с указанием места и даты сбора.

На выбранном для обследования участке с каждого дерева отбирали по 10 листьев (не менее чем с 10 деревьев). Листья собирали с укороченных побегов из нижней части кроны с разных сторон растения. Листья с одного растения хранили отдельно для того, чтобы при дальнейшем можно было проанализировать полученные результаты индивидуально для каждой особи. Измерения проводились в миллиметрах и градусах. Для каждой листовой пластинки брали промеры 5 стандартных метрических билатеральных признаков. Величина флуктуирующей асимметрии рассчитывалась как различие в промерах слева и справа.

Предлагаемый подход может быть использован для оценки качества среды. Так как уровень стабильности развития зависит от условий обитания растения, то соответствующим баллом можно оценивать и состояние окружающей среды.

Для биотестирования почв в определенных пунктах, отбирали объединенные пробы, состоящие из 5 точечных проб с площади 5×5 м, расположенных «конвертом».

Токсичность почв оценивали по всхожести семян кресс-салата, проращиваемых в исследуемых почвах. Семена для каждого варианта закладывали в увлажненную дистиллированной водой свежую почву в торфяных емкостях, по 100 семян в трех повторностях. Ежедневно почву в торфяных емкостях увлажняли одинаковым количеством дистиллированной водой. Всхожесть и энергия прорастания семян определяли по общепринятым методикам.

Для биотестирования почв на проростках кресс-салата усредненные пробы в трехкратной повторности помещали в торфяные емкости до половины, увлажняли. На поверхность почвы в каждую емкость высаживали по 100 семян кресс-салата. Семена присыпали сверху почвой и увлажняли. В течение последующих 10 дней торфяные емкости с исследуемым субстратом поливали равным количеством воды. По прошествию 10 дней проростки осторожно освобождали от почвы, промывали, высушивали фильтровальной бумагой, после чего проводили взвешивание и измерение длины отдельно надземной части и корней растения. Контролем служили проростки, выросшие на почве контрольного пункта.

Оценка качества окружающей среды с помощью методов биоиндикации и биотестирования базируется на комплексном анализе.

Анализ полученных данных при расчете флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой позволяет оценить нестабильность развития организма в условиях антропогенного воздействия.

Проанализировав полученные результаты, можно сказать, что во временном интервале 2016–2018 гг. происходило усиление антропогенного прессинга. Результаты трансформации флуктуирующей асимметрии листьев березы, представленные на рисунке 1, позволяют четко проследить тенденцию перехода качества окружающей среды из состояния «нормы» в состояние «предкритическое».

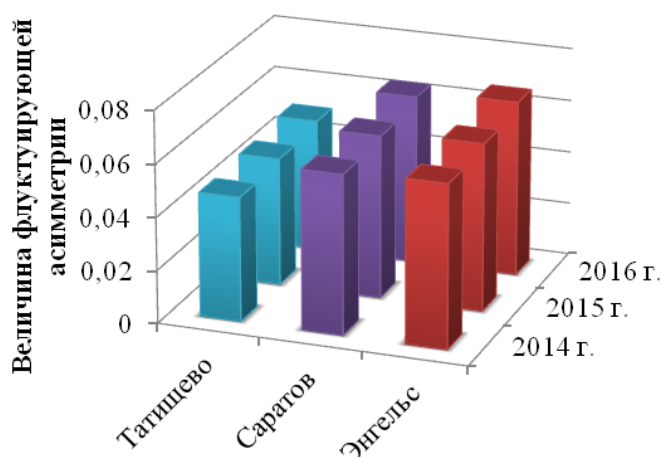


Рис. 1. Значения показателей флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой на территории пгт. Татищево, г. Саратов, г. Энгельс за 2016–2018 гг.

На всех исследуемых точках можно проследить симбатные тенденции в изменении листьев березы (*Betula pendula* Roth.). Анализ полученных результатов позволяет выделить самые загрязненные и самые «чистые» точки на территории г. Саратова, г. Энгельса, пгт. Татищево по сравнению с контролем.

Из рисунка 1 видно, что наибольшие изменения во флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой отмечаются на территории г. Энгельс, наименьшие показатели зафиксированы на территории пгт. Татищево. Тенденция усиления антропогенного прессинга с каждым годом усиливается на всех исследуемых территориях, что скорее говорит об увеличении количества транспортных средств и их интенсификации. В почве накапливаются разнообразные соединения естественного и антропогенного происхождения, обуславливающие ее токсичность. Поэтому представляется интересным исследовать фитотоксическое действие почв тестируемых территорий на всхожесть и энергию прорастания семян кресс-салата, а также определить существуют ли корреляционные связи между фитотоксичностью и всхожестью семян.

На рисунке 2 видно, что высокие показатели энергии прорастания семян кресс-салата зафиксированы в пгт. Татищево, самые низкие – в г. Энгельсе. С каждым годом увеличение антропогенного прессинга приводит к спаду

энергии прорастания, что связано с интенсификацией автотранспорта и влиянием железнодорожного полотна.

На рисунке 3 показаны величины всхожести семян кресс-салата, выращиваемого на образцах почв с площадок, испытывающих антропогенный прессинг различной силы.

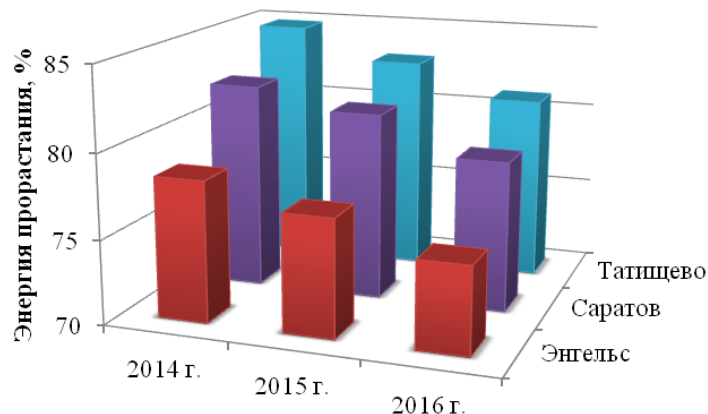


Рис. 2. Средние значения показателей энергии прорастания семян кресс-салата на территории пгт. Татищево, г. Саратов, г. Энгельс за 2016–2018 гг.

Энергия прорастания и всхожесть семян кресс-салата (рис. 2, 3) достоверно ниже таковых в контроле, то есть тестируемая почва является фитотоксичной и ингибирует развитие исследуемого тест-отклика.

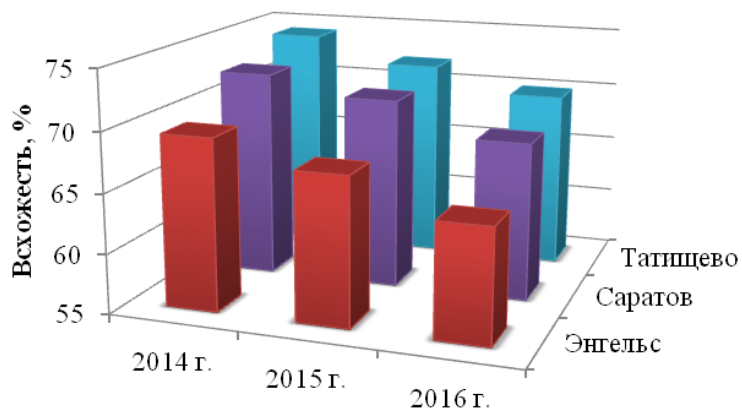


Рис. 3. Средние значения показателей всхожести семян кресс-салата на территории пгт. Татищево, г. Саратов, г. Энгельс за 2016–2018 гг.

Прослеживается одинаковая тенденция снижения показателей всхожести и энергии прорастания, что подтверждает усиливающуюся с каждым годом антропогенную нагрузку на исследуемых территориях г. Саратова, г. Энгельса и пгт. Татищево.

Данные, полученные в ходе исследований флуктуирующей асимметрии березы повислой (*Betula pendula* Roth.) и биотестирования почв исследуемых территорий, коррелируют между собой: чем больше изменения флуктуирующей асимметрии, тем выше фитотоксичность почв. Проанализировав данные, можно сделать вывод о том, что самая загрязненная территория на-

ходится в г. Энгельсе, на которой качество атмосферного воздуха хуже, чем на исследуемой территории г. Саратова, занимающей промежуточное положение, а самая «чистая» территория находится в пгт. Татищево.

С достаточной степенью уверенности можно говорить о том, что загрязнение почв свидетельствует о нарушении биогеохимического круговорота питательных веществ, что должно приводить к ухудшению в развитии древесной культуры и подтверждается высокими значениями флуктуирующей асимметрии. На основе расчета флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой можно прогнозировать фитотоксичность почв в локальных биоценозах.

Таким образом, в ходе исследований нами были обнаружены значительные нарушения стабильности развития березы повислой (*Betula pendula* Roth.) на исследуемых территориях, подверженных сильному антропогенному прессингу. Выявлено, что кресс-салат (*Lepidium sativum* L.) может быть использован для биотестирования почв техногенных зон городских территорий. Фитотоксичное действие почв проявлялось в ингибировании роста и развития. Установлены корреляционные зависимости между нарушением стабильности развития березы повислой (*Betula pendula* Roth.) и проявлением индикаторных признаков почвы.

На основании полученных результатов исследований, для оценки состояния окружающей среды рекомендуется использовать интегральную экспресс-оценку качества среды по флуктуирующей асимметрии листовой пластины березы повислой или методику биотестирования почв, так как эти методы являются наиболее простыми и доступными.

### Литература

1. Андриянова Ю. М., Дружкина Т. А. Состояние атмосферного воздуха в городах Саратовской области // Проблемы экологии и природопользования в Среднем Поволжье: Материалы междунар. науч.-практ. конф., посвященной 140-летию со дня рождения Б. М. Житкова. Саратов, 2013. С. 76–80.
2. Андриянова Ю. М., Сергеева И. В., Мохонько Ю. М., Кувшинова К. А., Салтаева В. А. Земляника – биологический маркер качества окружающей среды // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с международ. участием. Киров: ВятГУ, 2017. С. 173–177.
3. Дружкина Т. А., Лебедь Л. В., Гусакова Н. Н. Проблемы скрининговой оценки урбанизированных территорий на примере г. Саратова // Вестник Саратовского госагроуниверситета им. Н. И. Вавилова. 2007. № 1. С. 6–9.
4. Сергеева И. В., Андриянова Ю. М., Мохонько Ю. М., Кувшинова К. А., Салтаева В. А. Динамика урбозкосистем под воздействием антропогенной нагрузки // Биоразнообразие: глобальные и региональные процессы: Материалы IV Всерос. конф. с междунар. участием молодых ученых. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2016. С. 150–151.
5. Сергеева И. В., Мохонько Ю. М., Андриянова Ю. М. Экология и охрана окружающей среды: учеб. пособие. Саратов: ООО «Амирит», 2016. 202 с.

## ТОКСИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ НАНО-, МИКРО- И МАКРОЧАСТИЦ ДИОКСИДА ЦЕРИЯ НА РАСТИТЕЛЬНЫЕ ТЕСТ-СИСТЕМЫ

Р. А. Ложкина<sup>1</sup>, И. И. Томилина<sup>1</sup>, Н. С. Шевченко<sup>1</sup>,  
Е. М. Сойма<sup>2</sup>, К. В. Большакова<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,

<sup>2</sup> Удмуртский государственный университет,  
Lozhkina.roza@yandex.ru

Интенсивное развитие новых технологий на основе использования редкоземельных элементов (РЗЭ) и все более возрастающая потребность в них привели в последнее время к заметному расширению ассортимента содержащей их продукции, областей её применения и масштабов производства. РЗЭ используются в различных отраслях техники: радиоэлектронике, приборостроении, машиностроении, химической промышленности, металлургии, сельском хозяйстве и др. [1].

Диоксид церия – неорганический материал, нерастворимый в воде и биологических жидкостях. В связи с этим до недавнего времени данному соединению практически не уделяли внимания, сведения о биологической активности диоксида церия фрагментарны [2–4]. Известно, что при переходе в нанокристаллическое состояние диоксид церия значительно изменяет свои физико-химические свойства, в частности увеличивается его удельная площадь [5].

Цель работы – оценить токсическое действие диоксида церия при его переходе в нанокристаллическое состояние на примере растительных тест-систем.

В работе использовали водные суспензии диоксида церия  $\text{CeO}_2$  в макро-, микро- и наносостоянии. Исследуемые концентрации в диапазоне 0,01–100 мг/л получали путем последовательного разведения отстоянной водопроводной водой (рН 7,0–7,5, общая жесткость 4,0–4,5 мМэкв/л). Исходную насыщенную суспензию (200 мг/л) готовили методом диспергирования на ультразвуковом диспергаторе УЗДН-2Т в режиме 0,5 А, 44 кГц непосредственно перед экспериментом.

Объектами исследования являлись широко применяемые в практике биотестирования растительные тест-системы: семена кресс-салата посевного *Lepidium sativum* сорта Весенний фирмы Гавриш и одноклеточная зеленая водоросль *Chlorella vulgaris* Beijer.

Эксперименты с использованием кресс-салата посевного проводили по стандартной методике в чашках Петри (ГОСТ 12038–84) [6]. В первые сутки от начала эксперимента определяли энергию прорастания, через пять – всхожесть семян, длину корня и побега. Биотестирование с использованием *Chlorella vulgaris* проводили согласно методике [7]. Для культивирования микроводорослей использовали питательную среду Тамия. Регистрировали показатель изменения темпа роста (снижение или увеличение численности) клеток водорослей относительно контроля.

Все эксперименты проводили в двух повторностях. Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды –  $24 \pm 2$  °С, растворенный кислород – на уровне насыщения. В качестве контроля использовали отстоянную артезианскую воду.

Результаты обрабатывали статистически, используя метод однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) и процедуру LSD-теста при уровне значимости  $p = 0,05$  [8]. Данные представляли в виде средних значений и их ошибок ( $x \pm SE$ ).

Средняя энергия прорастания и всхожесть семян кресс салата *Lepidium sativum* в экспериментальных средах составила  $59,05 \pm 14,21\%$  и  $89,44 \pm 5,55\%$  соответственно.

Прямой зависимости изменения длины побега от исследуемых концентраций не наблюдали (рис. 1).

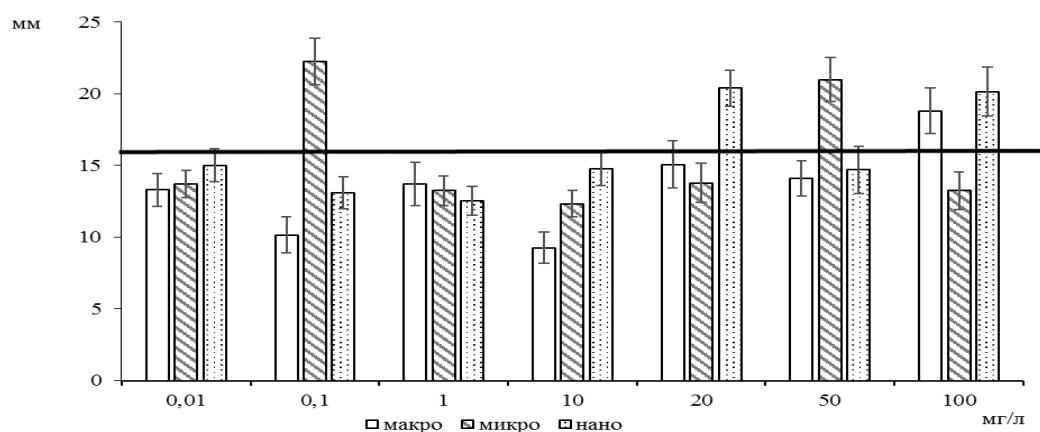


Рис. 1. Влияние разноразмерных частиц  $\text{CeO}_2$  на изменение длины побега *Lepidium sativum*

Примечание: здесь и далее жирной чертой отмечено среднее значение параметра в контроле.

При биотестировании суспензии макрочастиц  $\text{CeO}_2$  наблюдали незначительное увеличение длины побега с возрастанием концентрации, описываемое уравнением  $y = 0,9196x + 9,8043$ . При концентрации 100 мг/л отмечено достоверное увеличение длины побега, а при 10 мг/л – достоверное снижение высоты побега по сравнению с контролем.

Изменение длины побега для микрочастиц диоксида церия носит линейный характер  $y = -0,1207x + 16,124$ . Увеличение длины побега более чем на 30% от контроля зарегистрировано при концентрациях 0,1 и 50 мг/л, снижение – при 10 мг/л.

Для суспензии наночастиц, как и для микрочастиц, наблюдали увеличение длины побега с возрастанием концентрации раствора ( $y = 0,4807x + 28,924$ ). В 0,1 мг/л наблюдали эффект угнетения данного показателя, а при 20 и 100 мг/л – достоверное увеличение.



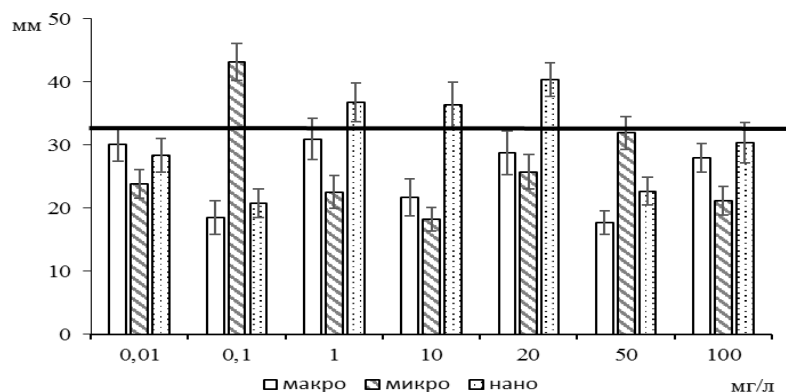


Рис. 2. Действие разноразмерных частиц  $\text{CeO}_2$  на изменение длины корня *Lepidium sativum*

Дозозависимого эффекта изменения длины корня, как и побега, при действии разноразмерных частиц диоксида церия не наблюдали (рис. 2).

Макрочастицы  $\text{CeO}_2$  в растворах с концентрациями 0,1; 10; 20; 50 и 100 мг/л достоверно снижали линейные размеры длины корня, что описывается следующим уравнением  $y = -0,3646x + 26,579$ .

Для микрочастиц также наблюдали эффект снижения длины корня ( $y = -0,9714x + 30,55$ ). Для концентрации 0,1 мг/л наблюдали увеличение длины корня в 1,6 раза по сравнению с контролем, при концентрации 10 мг/л – уменьшение данного показателя в 1,5 раза.

С увеличением концентрации наночастиц диоксида церия, как и для побега зафиксировано увеличение длины корня  $y = 0,4807x + 28,924$ . Стимуляция длины корня в 1,4 раза наблюдалась в вариантах с концентрациями равными 1, 10 и 20 мг/л.

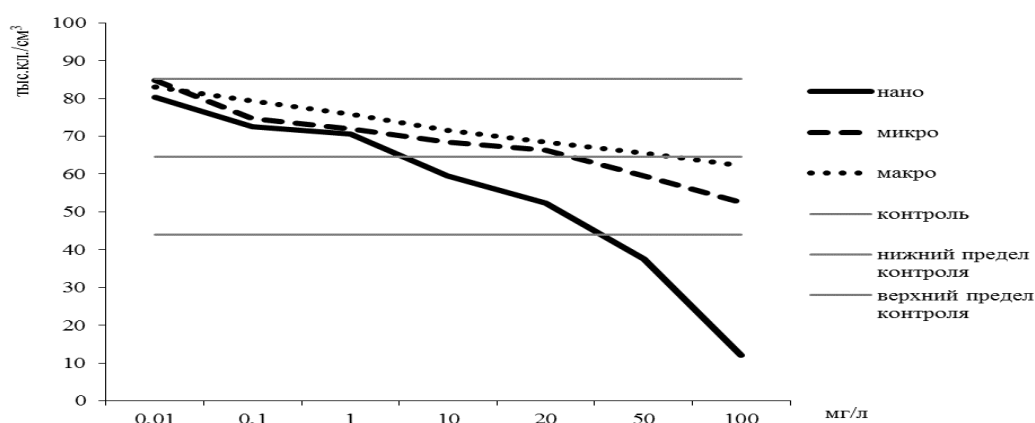


Рис. 3. Изменение численности популяции клеток водоросли *Ch. vulgaris* при воздействии  $\text{CeO}_2$  (экспозиция 72 ч)

Суспензии диоксида церия в макро- и микросостояниях в диапазоне исследуемых концентрации не оказывали токсического эффекта на изменение численности клеток водорослей (рис. 3). При увеличении концентрации этих суспензий наблюдали снижение численности клеток сопоставимое с контрольными значениями. При увеличении концентрации наночастиц диоксида

церия наблюдали достоверное снижение численности клеток *Ch. vulgaris*. Так для концентраций 50 и 100 мг/л оно составило 40 и 80% соответственно.

Биологическое действие наночастиц часто радикально отличается от свойств этого же вещества в форме сплошных фаз или макроскопических дисперсий. Небольшой размер наночастиц позволяет им проходить через биологические мембраны, накапливаться во внутренней среде. Большая удельная поверхность повышает их химический потенциал на межфазных границах и приводит к аномальному увеличению растворимости и реакционной способности.

Таким образом, токсичность диоксида церия неоднозначна, но напрямую связана с его размерами. Так наиболее токсичными для исследуемых растительных тест-систем оказались наночастицы  $\text{CeO}_2$ .

*Работа выполнена в рамках государственного задания Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды № г/р АААА-А18-118012690123-4.*

#### Литература

1. Баренбойм Г. М., Авандеева О. П., Коркина Д. А. Редкоземельные элементы в водных объектах (экологические аспекты) // Вода: химия и экология. № 5. 2014. С. 42–56.
2. Kagan V. E., Bayir H., Shvedova A. A. Nanomedicine and nanotoxicology: two sides of the same coin // Nanomedicine: nanotechnology, biology and medicine. 2005. № 1. P. 313–316.
3. Tsuji Joyce S., Andrew D. Maynard Risk assessment of nanoparticles // Toxicol. Science [КЭ]. 2006. 89. № 1. P. 42–50.
4. Моргалёв Ю. Н. Биотестирование наноматериалов: о возможности транслокации наночастиц в пищевые сети // Российские нанотехнологии. 2010. Т. 5. № 11–12. С. 131–135.
5. Иванок В. К., Щербаков А. Б., Усатенко А. В. Структурно-чувствительные свойства и биомедицинские применения нанодисперсного диоксида церия // Успехи химии. 2009. № 78(9). С. 924–941.
6. Фомин Г. С., Фомин А. Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. Справочник. М: «Протектор», 2001. 304 с.
7. ГОСТ Р 54496-2011 (ИСО 8692:2004). Вода. Определение токсичности с использованием зеленых пресноводных одноклеточных водорослей». Стандартиформ. 2012. 53 с.
8. Sokal R. R., Rohlf F. J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp. 1995. 887 p.

### **СИСТЕМА МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОАЭРОЗОЛЬНЫХ РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

**О. С. Медведевщина, А. В. Шатров**  
*Кировский государственный медицинский университет,  
OSSitnikova@yandex.ru*

Содержащиеся в атмосфере пыльцевые зерна составляют лишь некоторую часть от общего количества частиц биологического происхождения. Однако их способность вызывать аллергические заболевания по всему миру

обуславливают особое значение данного компонента биоаэрозоля. Доминирование в растительном покрове ветроопыляемых растений, их огромная пыльцевая продуктивность обуславливают присутствие в атмосфере заметных количеств пыльцы на протяжении периода вегетации. Пыльца играет важную роль в переносе химических элементов в биоценозах, вызывает аллергические заболевания. Рост числа заболеваний пыльцевой аллергией во второй половине 20-го века обусловил всплеск интереса к атмосферному переносу пыльцы по всему миру. В этот период составляются пыльцевые календари для большинства крупных городов, определяются закономерности содержания в атмосфере пыльцы отдельных видов растений, влияние метеорологических факторов, создается сеть постоянно действующих станций для мониторинга пыльцы [1, 2]. Известный информационно-поисковый браузер Яндекс ежедневно публикует карту распределения выбросов пыльцы различного происхождения в окрестностях крупных городов. Однако эти распределения не имеют подтвержденных числовых параметров и могут рассматриваться как иллюстративный материал возможных появлений компонентов аэрозольной пыльцы.

Постановка задачи переноса загрязняющих веществ (ЗВ) в виде компонентов биоаэрозоля предполагает использование последовательности математических моделей, построенных по принципу Н. Н. Моисеева [3] «от простого к сложному». Эта последовательность определяется выбором масштаба моделирования. Если мы определяем некоторую, достаточно малую окрестность области распространения примесей за конечный отрезок времени, то вполне обосновано применение упрощенных, в том числе стационарных моделей, допускающих точные решения. В случае задач с протяженной геометрией, или с достаточно мощными источниками ЗВ, например, при оценке выбросов от крупных промышленных предприятий, необходимо учитывать сложную динамику поля скоростей и температур, неоднородность поверхности и граничных условий. В данной работе представлена система моделей по оценке воздействия аэрозольных примесей на ОС в микро- и мезомасштабах.

**Постановка упрощенных стационарных задач.** Процесс переноса и диффузии ЗВ удобнее рассмотреть сначала на простейших примерах одномерных задач. Если предположить, что нас интересует распределение ЗВ в некоторой окрестности источника загрязнений за относительно небольшой промежуток времени, то вполне можно использовать одномерное стационарное приближение с учетом диффузии и адвективного переноса. Данный подход рассматривается в [4]. Уравнение переноса концентрации примеси  $\varphi$  имеет вид

$$u \frac{d\varphi}{dx} + \sigma\varphi = \mu\Delta\varphi + Q\delta(x - x_0), \quad (1)$$

с граничными условиями

$$x \rightarrow \pm\infty: \varphi = 0, \quad (2)$$

где  $u$  – скорость ветра в направлении оси  $Ox$  считается заданной и постоянной,  $\sigma$  – коэффициент взаимодействия примеси с воздухом, показывает,

какая часть примеси остается в потоке,  $\mu$  – коэффициент диффузии,  $Q$  – мощность точечного источника загрязнений,  $x_0$  – координата источника,  $\delta(x-x_0)$  – дельта-функция. Уравнение (1) с условиями (2) имеет точное решение, которое можно с учетом принятых допущений считать оценкой «сверху» для распределения примеси в окрестности локального источника. С учетом сингулярности в точке  $x_0$  решение имеет вид

$$\varphi(x) = \begin{cases} \frac{Q}{\sqrt{4\mu\sigma + u^2}} \exp \left[ - \left( \sqrt{\frac{\sigma}{\mu} + \frac{u^2}{4\mu^2}} + \frac{u}{2\mu} \right) (x_0 - x) \right], & x \leq x_0 \\ \frac{Q}{\sqrt{4\mu\sigma + u^2}} \exp \left[ - \left( \sqrt{\frac{\sigma}{\mu} + \frac{u^2}{4\mu^2}} - \frac{u}{2\mu} \right) (x - x_0) \right], & x > x_0 \end{cases} \quad (3)$$

Решение (3) описывает частный случай переноса примеси с постоянными входными данными. Однако набор таких частных решений можно использовать при более сложных реальных ситуациях, которые возникают в различных периодах времени, характерные масштабы которых известны.

Существуют точные решения двумерных стационарных и нестационарных задач при условии постоянства заданного поля скоростей потока [4]. Точные решения могут быть использованы как оценки распределений концентраций ЗВ от локальных источников. При необходимости уточнения этих оценок можно использовать численные модели полных уравнений переноса.

**Мезомасштабная квази-двумерная модель переноса ЗВ в приземном слое.** Модели мезомасштабных атмосферных процессов [5] используются для изучения конвективных процессов переноса примеси в нижнем слое атмосферы. При исследовании нижнего слоя атмосферы отмечено, что над большим населенным пунктом возникает тепловое пятно антропогенного характера. Отмечена важность воздействия термической неоднородности подстилающей поверхности на мезомасштабные атмосферные процессы. В нашей работе предлагается квази-двумерная модель, описывающая трехмерные конвективные процессы в тонком вращающемся слое воздуха при наличии антропогенных источников тепла и примеси [6, 8]. Рассмотрим пограничный слой атмосферы, для которого высота слоя  $D$  и горизонтальный масштаб движения  $L$  удовлетворяют соотношению:

$$\delta = \frac{D}{L} \ll 1. \quad (4)$$

Условие (3) обосновывает применение концепции пограничного слоя в уравнениях переноса. Вывод уравнений соответствует методике, представленной в работах [6–8]. Ограничиваемся рассмотрением мезомасштабных процессов в системе координат  $x, y, z$ , полагая, что  $t \gg t_r$ , где  $t$  – характерное время равновесных состояний, а  $t_r$  – время релаксации воздушных течений к состоянию равновесия при изменении внешних условий. Введем безразмерную переменную  $\zeta = z/D$ , обозначим среднюю поперек слоя величину:

$$\langle g \rangle = \int_0^1 g(t, x, y, \zeta) d\zeta \quad (5)$$

и после осреднения переменных по координате  $\zeta$  рассмотрим асимптотическое приближение полной трехмерной задачи. Для этого воспользуемся точным решением исходной задачи, которое можно найти в случае, когда вертикальная компонента скорости константа, что вполне можно принять, ввиду ее относительной малости. Решение ищем в виде  $u=u(\zeta)$ ,  $v=v(\zeta)$ ,  $w=0$ ,  $\theta = \theta_0 + \theta(\zeta)$ ,  $\varphi = \varphi(\zeta)$  тогда исходная задача становится линейной краевой задачей для обыкновенных дифференциальных уравнений с постоянными коэффициентами, решение которой

$$M(\zeta) = f_1(\zeta) \langle M \rangle - 2f_2(\zeta) U, \quad (6)$$

$$\text{где } f_1 = \frac{1}{1 - th(\lambda)/\lambda} \left[ 1 - \frac{ch\lambda\zeta}{ch\lambda} \right], \quad f_2 = \left[ \frac{th\lambda}{\lambda} + \frac{1 - ch\lambda}{\lambda^2 ch\lambda} - \frac{1}{2} \right] f_1(\zeta) - \frac{ch\lambda\zeta}{ch\lambda} - \frac{sh\lambda(\zeta - 1)}{\lambda ch\lambda} + \zeta,$$

$$\lambda = \frac{1+i}{\sqrt{2Ek}}, \quad Ek = \frac{k_M}{lD^2} - \text{число Экмана}, \quad M(\zeta) = u(\zeta) + iv(\zeta), \quad U = u_x + iu_y,$$

$$u_{x,y} = \mp \beta D \partial_{y,x} \langle \theta \rangle - \text{компоненты «термического ветра»}, \quad \theta \approx \langle \theta \rangle,$$

$$\varphi = \langle \varphi \rangle + \frac{f_s D}{\alpha D ch(S) + S sh(S)} \left[ ch(S(1-\zeta)) - \frac{sh(S)}{S} \right], \quad S^2 = \frac{\sigma D^2}{k_s}.$$

Выполнив над уравнениями движения операцию ротора, и, учитывая уравнение неразрывности, введем функцию вихря  $\omega(t, x, y) = \frac{\partial \langle v \rangle}{\partial x} - \frac{\partial \langle u \rangle}{\partial y}$  и функцию тока  $\psi(t, x, y): \langle u \rangle = -\frac{\partial \psi}{\partial y}$ ,  $\langle v \rangle = -\frac{\partial \psi}{\partial x}$ . Выберем в качестве единиц измерения длины, скорости, времени, температуры и концентрации примеси соответственно  $L$  – длина площадки,  $c_g$ ,  $L/c_g$ ,  $\theta_0$  и  $\varphi_{пдж}$  – предельно допустимая концентрация примеси. Тогда в терминах вихря скорости  $\omega$ , функции тока  $\psi$ , средней поперек слоя потенциальной температуры  $\theta(t, x, y)$ , приведенной к размерности функции тока  $\theta = \frac{\beta D}{2l} \langle \theta \rangle$  и средней поперек слоя концентрации  $\varphi(t, x, y)$  уравнения модели для описания мезомасштабных процессов в нижнем слое атмосферы в безразмерном виде имеют следующий вид:

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} + k_1 \{ \psi, \omega \} + k_3 Rt [ \{ \theta, \omega \} + \{ \psi, \Delta \theta \} ] - k_5 Rt^2 \{ \theta, \Delta \theta \} = \frac{1}{Re} \Delta \omega - \mu (k_7 \omega - k_8 Rt \Delta \theta), \quad (7)$$

$$\Delta \psi = \omega, \quad (8)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \{\psi, \theta\} = \frac{1}{Pe} \Delta \theta - \bar{q}(\theta - \bar{\theta}_s), \quad (9)$$

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} + \{\psi, \varphi\} = \frac{1}{Pe_s} \Delta \varphi - \bar{\sigma} \varphi + A \sum_{i=1}^m \bar{f}_i \delta(x - x_i) \delta(y - y_i), \quad (10)$$

где  $\{\psi, \omega\}$  – оператор конвективной производной,  $\mu = \frac{lc_g}{L}$  – безразмерный коэффициент трения о подстилающую поверхность,  $Re = \frac{c_g L}{A_M}$  – число Рейнольдса,  $Rt = \frac{\beta D \delta \theta}{2lc_g L}$  – аналог термического числа Россби,  $\bar{q} = \frac{qc_g}{L}$  – безразмерный коэффициент выхолаживания,  $Pe = \frac{c_g L}{A_T}$  – число Пекле,  $\bar{\sigma} = \frac{\sigma_1 L}{c_g}$  – безразмерный коэффициент поглощения примеси,  $\bar{f}_i = \frac{f_i}{\varphi_{плж}} \frac{k_s L}{c_g D}$ ,  $Pe_s = \frac{c_g L}{A_s}$  – концентрационное число Пекле,  $q = \frac{\gamma k_T}{D}$ ,  $\sigma_1 = \sigma + \frac{\alpha k_s}{D}$ ,

$$A = \left[ 1 - \frac{\alpha D}{\alpha D ch(S) + S sh(S)} \left( ch(S) - \frac{sh(S)}{S} \right) \right].$$

Значения коэффициентов  $k_1 = \Re \langle f_1^2 \rangle$ ,  $k_3 = \Re \langle f_1 f_2 \rangle$ ,  $k_5 = \Re \langle f_2^2 \rangle$ ,  $k_7 = \Re f_1'(1)$ ,  $k_8 = \Re f_2'(1)$  зависят от величины числа Экмана. Программная реализация модели выполнена для анализа и прогноза состояния загрязнения г. Кирова и его окрестностей на участке  $100 \times 100$  км с разрешением до 200 м. Параллельная версия алгоритма расчета выполнена на языке программирования Intel Fortran 12 в среде Open MP [9]. На рисунках 1 и 2 приведено распределение концентраций примесей при западном ветре.

Расчеты проводились на основе конечно-разностной аппроксимации системы уравнений (7)-(10). Использовалась явная конечно-разностная схема на сетке  $500 \times 500$  узлов. Скорость ветра  $c_g$  варьировалась от 1 до 10 *m/sec*. Учёт взаимодействия аэрозольной примеси с подстилающей поверхностью производился на основании неоднородности распределения температуры и коэффициента поглощения  $\alpha = f(x, y)$  по информации карты землепользования расчётной области. Температура воздуха колебалась от 18 °С вне населенных пунктов до 23 °С в гг. Кирове и Кирово-Чепецке. Коэффициент  $\alpha = 0,0139$  1/*m* вне населенных пунктов и  $\alpha = 0,00139$  1/*m* на территории поселений,  $l = 1,24 \cdot 10^{-4}$  1/*sec*,  $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8}$  1/*sec* и  $\gamma = 0,25 \cdot 10^{-3}$  1/*m*.

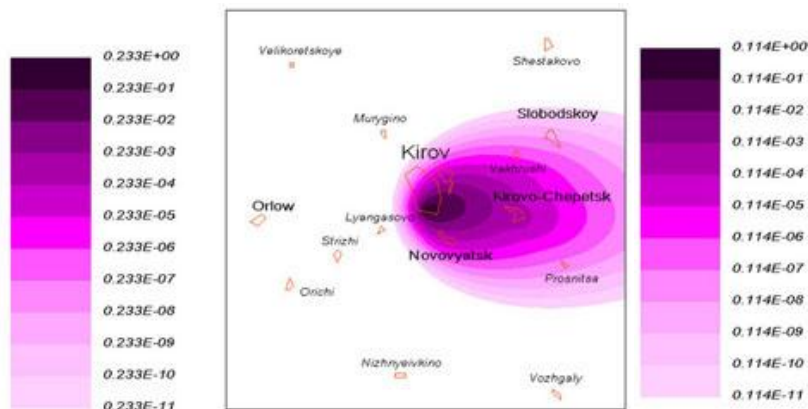


Рис. 1. Распределение концентрации ЗВ при западном ветре. Интенсивность точечного источника:  $f(1) = 0,999 \text{ e-}7$

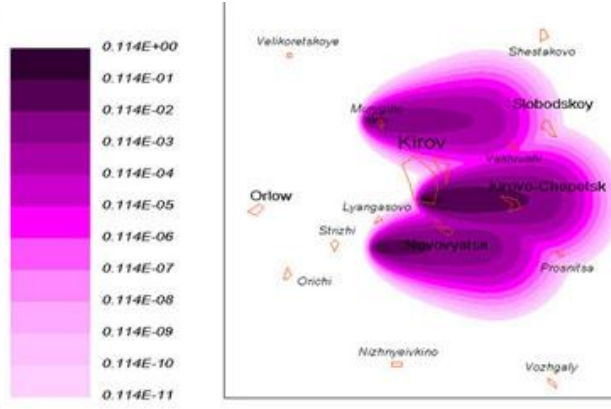


Рис. 2. Распределение концентрации ЗВ от 3-х источников:  $f(1) = 0,999 \text{ e-}7$ ,  $f(2) = 0,3f(1)$ ,  $f(3) = 0,1f(1)$

*Работа выполнена при частичной поддержке гранта РФФИ 16-07-20394.*

### Литература

1. Головки В. В., Куценогий П. К., Киров Е. И., Истомин В. Л., Рыжаков В. А. Пыльцевая компонента атмосферного аэрозоля в окрестностях Новосибирска // Оптика атмосферы и океана. 1998. № 6. С. 645–649.
2. Головки В. В. Экологические аспекты аэропалинологии: аналитический обзор. Новосибирск: Изд-во ГПНТБ СО РАН, 2004. Серия «Экология». Вып. 73. 107 с.
3. Моисеев Н. Н. Избранные труды в 2-х т. Т. 1. Гидродинамика и механика. М: Тайдекс Ко, 2003.
4. Марчук Г. И. Математическое моделирование в проблеме охраны окружающей среды. М: Наука, 1982.
5. Алюян А. Е. Динамика и кинетика газовых примесей и аэрозолей в атмосфере. Курс лекций. М.: ИВМ РАН, 2002.
6. Шатров А. В., Шварц К. Г. Численное моделирование атмосферных мезомасштабных процессов переноса примесей в окрестности г. Кирова // Вычислительная механика сплошных сред. 2010. Т. 3. № 3. С. 117–125.
7. Shatrov A. V., Shvarts K. G. Numerical Modeling of Mesoscale Atmospheric Impurity Transport Processes in the Environs of the City of Kirov // Fluid Dynamics. 2011. Vol. 46. No 2. P. 333–340.
8. Аристов С. Н., Фрик П. Г. Крупномасштабная турбулентность в тонком слое неизотермической вращающейся жидкости // Изв. АН СССР. Механика жидкости и газа. 1988. № 4. С. 48–55.
9. Рычков С. Л., Шатров А. В., Шварц К. Г. Расчет переноса аэрозольной примеси в приземном пограничном слое. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2015662922. Реестр гос. регистрации программ для ЭВМ 07.12.2015.

## ВОЗМОЖНОСТЬ ПРИМЕНЕНИЯ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КАЧЕСТВА ПЫЛЬЦЫ *DACTYLIS GLOMERATA* L. ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

*Н. А. Елькина, Т. А. Сидорова*

*Петрозаводский государственный университет,  
z\_nat2003@mail.ru, super.tanyushk2012@yandex.ru*

Данные о возможном использовании пыльцевых зерен растений в качестве тест-объектов для мониторинга состояния окружающей среды широко представлены в литературе. Установлено, что качество пыльцы растений является надежным показателем уровня загрязненности окружающей среды, особенно городских территорий, а палиноиндикационный метод – простой, эффективный и статистически достоверный [1–3].

Урбанизированные территории – это сложный объект для биотестирования из-за разнообразия и большого количества загрязняющих веществ. Степень антропогенной нагрузки на городские объекты зависит от характера их использования. Наиболее сильное влияние поллютантов испытывают автомагистрали, промышленные зоны, а наиболее низкие – рекреационные территории [4].

Цель работы – оценить возможность использования ежи сборной *Dactylis glomerata* L. в качестве биоиндикатора состояния урбанизированной территории на примере г. Петрозаводска. Проведенные ранее исследования качества пыльцы ежи сборной показали высокую чувствительность пыльцевых зерен к условиям произрастания [5, 6].

Петрозаводск – крупный промышленный центр северо-запада России. Промышленность Петрозаводска представлена машиностроением и металлообработкой, лесной и деревообрабатывающей, строительной, пищевой, легкой и полиграфической отраслями. Через Петрозаводск проходит автомобильная дорога федерального значения, железнодорожная магистраль Санкт-Петербург – Мурманск, в городе находится крупный порт. Атмосферный воздух загрязнен пылью, диоксидом серы, оксидами азота, оксидом углерода, фенолом, формальдегидом, углеводородами, кроме того, специфическими веществами – пятиокисью ванадия, свинцом и его органическими соединениями, шестивалентным хромом [7]. Воды рек загрязнены легкоокисляемой органикой, нефтепродуктами, аммонийным и нитратным азотом, железом, медью. В почвах центральных районов г. Петрозаводска [8] приоритетным загрязнителем является свинец. Источниками загрязнения являются автомобильный транспорт и промышленные предприятия. Основная часть транспортного потока Петрозаводска проходит через центр города, в результате чего эмиссия загрязняющих веществ от автотранспорта приходится на приземный слой атмосферы высотой до 2-х метров [9].



На территории Петрозаводска пробы пыльцы ежи сборной взяты в рекреационных зонах центра города (парки «Сенаторка» и «50-летия Пионерской организации»), жилых районах Кукковка (зеленая зона Курган), Древлянка (парк «Зеленый берег»), Голиковка (парк «Лососинский»), а так же на территориях, подвергающихся интенсивному антропогенному воздействию (Автовокзал, завод «Авангард», ОАО «Петрозаводскмаш», Петрозаводская Теплоэлектростанция (ТЭЦ)). Для контроля пыльца ежи была собрана на удалении 85 км от города (окрестности пос. Чуйнаволоок, оз. Сямозеро).

Качество пыльцы определяли по степени морфологической сформированности пыльцевых зерен ацетокарминовым методом [10]. Из образца пыльцы каждой пробы был сделан микропрепарат и просмотрено не менее 1000 пыльцевых зерен.

Зрелое нормально сформированное (фертильное) пыльцевое зерно ежи сборной, окрашенное ацетокармином, имеет широкояйцевидную форму, в очертании широкоэллиптическое, 35–44 мкм длиной. Пыльца однопоровая. Пора округлая, выступающая, значительно смещена с широкого конца. Скульптура четкая, мелкобугорчатая. Спородерма состоит из экзины, образованной толстым покровом, мелкими слабо заметными короткими столбиками и тонким подстилающим слоем, и тонкой интины. Цитоплазма мелкозернистая, окрашена в темно-розовый цвет, что является признаком морфологической зрелости мужского гаметофита. Стерильные или аномально развитые пыльцевые зерна ежи имеют различную структуру. Они могут быть представлены гигантскими или мелкими пыльцевыми зернами, деформированными, неправильной формы клетками со сгустками разрушенной цитоплазмы, клетками без содержимого. Встречаются пыльцевые зерна вполне сформированные, но ядро или цитоплазма отсутствуют.

Получены первые данные о качестве пыльцы ежи сборной в пробах из различных участков города и в контроле. Больше всего нормально сформированных пыльцевых зерен обнаружено в пробе, собранной в зеленой зоне микрорайона Кукковка – 59,6%, что сопоставимо с контрольным образцом – 65,8%. Наименьшее количество нормальной пыльцы в пробе собранной в непосредственной близости к заводу «Авангард» – 1,8%. Менее 5% нормальной пыльцы обнаружено в пробе, взятой в непосредственной близости с Петрозаводской ТЭЦ. Исследования, проводимые ранее с пылью березы, также показали, значительный процент поврежденной пыльцы в пробах из этих районов [11]. Однако, и в пробах пыльцы из парков, расположенных в центре города, между оживленными транспортными магистралями, уровень нормально развитой пыльцы ежи оказался менее 10%. Количество фертильных пыльцевых зерен в пробах, собранных в рекреационных зонах не промышленных районов города, вдали от самых оживленных автотрасс и крупных предприятий варьирует в пределах 45–59%. Интересный факт – в пробе, собранной у автовокзала, обнаружено 45,5% нормально сформированной пыльцы, хотя этот район города характеризуется значительной антропогенной нагрузкой. В непосредственной близости от места отбора пробы расположены один из са-

мых крупных проспектов Петрозаводска и железная дорога. Возможно, такое количество не дефектной пыльцы в пробе данного района можно объяснить прошедшими земляными работами и заменой грунта.

Во всех пробах пыльцы, включая контрольную, среди аномалий развития пыльцевых зерен наиболее часто встречаются дегенеративные изменения цитоплазмы вегетативной клетки пыльцевого зерна. Наименьшее количество пыльцы с дегенерированной цитоплазмой зафиксировано в контрольной пробе – 25,5%. Наибольшие показатели обнаружены в пробах близ завода «Авангард» и ТЭЦ (79,6–85,5%). Немного меньше (61,8–77,1%) – в пробах из парков центральной части Петрозаводска.

Вторая по частоте встречаемости аномалия развития пыльцы ежи сборной – пыльцевые зерна без содержимого. Меньше всего пустых пыльцевых зерен обнаружено в контрольной пробе и зоне отдыха на Древянке, а также в парке микрорайона Голиковка и зеленой зоне Курган (8,7–10,4%).

Согласно критерию оценки степени дефектности пыльцы [12], показатель выше 11% характеризует высокую степень дефектности. Исходя из этого, степень аномальности пыльцевых зерен в зрелых пыльниках ежи сборной (34,2–98,2%) следует считать высокой. В контрольной пробе так же обнаружен высокий уровень дефектной пыльцы, несмотря на то, что пыльца была собрана на значительном удалении от источников загрязнения. Согласно данным [12, 13], больше всего особей с аномально развитой пылью встречается в годы, резко отличающиеся по своим условиям от обычных, а также в местообитаниях, сильно измененных или загрязненных в результате хозяйственной деятельности человека. Наши данные подтверждают эти выводы: 2018 г. характеризуется очень ранней и жаркой весной, которая сменилась непривычно холодным июнем, а затем наступил затяжной период с жаркими и сухими погодными условиями. Такая резкая смена погоды, отличная от привычных условий местообитания ежи сборной могла привести к развитию большего количества дефектной пыльцы даже в условиях экологического благополучия.

Полученные первые результаты проведенного нами анализа показали, что количество нормально сформированной пыльцы ежи сборной в пробах контроля и районов города, характеризующихся разной антропогенной нагрузкой существенно различается. Тем не менее, для возможности рекомендовать ежу сборную в качестве тест-объекта при оценке состояния урбанизированных территорий необходимы дополнительные исследования.

### Литература

1. Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Кантор Г. Я., Огородникова С. Ю., Тимонюк В. М., Кондаков И. А. Биоиндикация и биотестирование природных сред и объектов в организации экологического мониторинга на территории зоны защитных предприятий объектов уничтожения химического оружия // Федеральные и региональные проблемы уничтожения химического оружия: Информационно-аналитический сборник. 2004. Вып. 6. С. 115–120.
2. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / Под ред. О. П. Мелеховой, Е. И. Егоровой. М.: Академия, 2007. 287 с.

3. Бондарь Л. М., Частоколенко Л. В. Микроспорогенез как один из возможных биоиндикаторов загрязняющего воздействия автотрассы // Биологические науки, 2002. № 5. С. 79–84.
4. Новиков С. Г. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв различных категорий землепользования на территории города Петрозаводска // Труды Карельского научного центра РАН. 2015. № 1. С. 78–85.
5. Мейер-Меликян Н. Р., Кифишина Т. А. Структура оболочки пыльцевых зерен *Dactylis glomerata* L. – надежный объект мониторинга на степень загрязнения окружающей среды // Палинология и проблемы детальной стратиграфии: Тезисы 7 палинол. конф. Саратов, 1993. С. 161–262.
6. Круглова Н. Н., Зайцев Д. Ю. Состояние пыльников ежи сборной при различных экологических условиях // Проблемы экологии и охраны техногенного региона. Донецк, 2005. С. 30–33.
7. О загрязнении атмосферного воздуха в Республике Карелия: аналитическая записка / Федер. служба гос. статистики России, Территор. орган федер. службы гос. статистики по Республике Карелия. Петрозаводск, 2006. 24 с.
8. Федорец Н. Г., Медведева М. В. Эколого-микробиологическая оценка состояния почв города Петрозаводска. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2005. 96 с.
9. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2017 г./ Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. Петрозаводск, 2018. 292 с.
10. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений. М.: Агропромиздат, 1980. 304 с.
11. Елькина Н. А. Состав и динамика пыльцевого спектра воздушной среды г. Петрозаводска. СПб., 2008. С. 11–13.
12. Куприянов П. Г. Соотносительная роль факторов, вызывающих появление дефектных пыльцевых зерен у растений в природе. Саратов, 1983. 133 с.
13. Куприянов П. Г. Диагностика систем семенного размножения в популяциях цветковых растений. Саратов, 1989. 160 с.

## **ВЛИЯНИЕ ИОНОВ СВИНЦА(II), НИТРАТНОГО И АММОНИЙНОГО АЗОТА НА РОСТОВЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПРОРОСТКОВ ЯЧМЕНЯ**

*Е. С. Петухова, А. Э. Русских, И. С. Солодянкина  
Вятский государственный университет*

Соединения тяжелых металлов (ТМ) являются приоритетными загрязнителями всех природных сред и объектов. Загрязнение ТМ негативно отражается не только на жизнедеятельности растений, но и представляет серьезную угрозу для здоровья человека и животных. Особо токсичными считаются соединения свинца, кадмия и ртути.

По геохимическим свойствам  $Pb^{2+}$  близок к группе двухвалентных щелочноземельных элементов, поэтому Pb способен замещать K, Ba, Sr и даже Ca в минералах. Растворимость Pb может быть сильно понижена известкованием. При высоких рН  $Pb^{2+}$  будет осаждаться в почве в виде гидроксида, фосфата, карбоната; эти же условия способствуют образованию Pb-органических комплексов.

При определенных условиях возможно взаимодействие  $Pb^{2+}$  с другими элементами, что не позволяет надежно определить, какие его концентрации токсичны для растений. Некоторые виды растений и их генотипы приспособляются к высоким концентрациям Pb в среде выращивания, что непосредственно отражается в аккумуляции свинца в тканях растений [1].

Известно, что действие ТМ на ростовые процессы растений напрямую зависит от особенностей их тканевого и внутриклеточного распределения в растущем участке корня, а также от эффективности механизмов детоксикации, которые могут по-разному реализоваться у растений разных видов и сортов [2].

Целью работы было изучить влияние ионов свинца(II) в присутствии аммонийного и нитратного азота на ростовые показатели растений ячменя *Hordeum vulgare* L.

Растения ячменя сорта «Новичок» выращивали на аллювиально-дерновой почве, отобранной в мае 2016 г. сотрудниками лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГУ на пойменной гриве у озера Бобровое-3 (точка № 1 на рис.) в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса (Кирово-Чепецкий район Кировской области).

Растения выращивали в пластиковых контейнерах объемом 1000 см<sup>3</sup>, в которые помещали по 500 г сухой почвы. По актуальной и обменной кислотности почва имела слабокислую реакцию ( $pH(H_2O) = 6,8$ ;  $pH(KCl) = 5,2$ ) [3]. Содержание органического вещества в почве было достаточно низким –  $1,77 \pm 0,35\%$ . Содержание нитратного азота составило  $4,4 \pm 0,9$  мг/кг, аммонийного азота –  $1,37 \pm 0,14$  мг/кг. Содержание подвижной ( $3,55 \pm 0,74$  мг/кг) и валовой формы ( $17,3 \pm 3,6$  мг/кг) свинца не превышало ПДК [4].

Опыты по выращиванию ячменя проводили в климатической камере при температуре дневного режима 22 °С и при температуре ночного режима 15 °С. В ходе эксперимента определяли ростовые показатели 25-дневных растений ячменя: длину корня и листьев, высоту стебля. В почву вносили соли  $PbCl_2$ ,  $NH_4Cl$  и  $KNO_3$  в виде растворов однократно перед посевом семян ячменя. Дозы внесения хлорида свинца соответствовали 2,5; 5; 25; 50 ОДК  $Pb^{2+}$  (ОДК( $Pb^{2+}$ ) = 65 мг/кг), дозы внесения нитрата калия – 3,5; 7; 35; 70 ПДК  $NO_3^-$  (ПДК ( $NO_3^-$ ) = 130 мг/кг). Для ионов аммония ПДК не установлена, в почву его вносили в дозах 0,15; 0,30; 1,5; 3 г/кг [4, 5]. Схема опыта представлена в таблице 1. Контролем был вариант без внесения солей. В каждый контейнер высевали по 30 семян ячменя.

Результаты исследования по влиянию ионов свинца в присутствии аммонийного и нитратного азота на ростовые параметры растений ячменя представлены в таблицах 2–4.

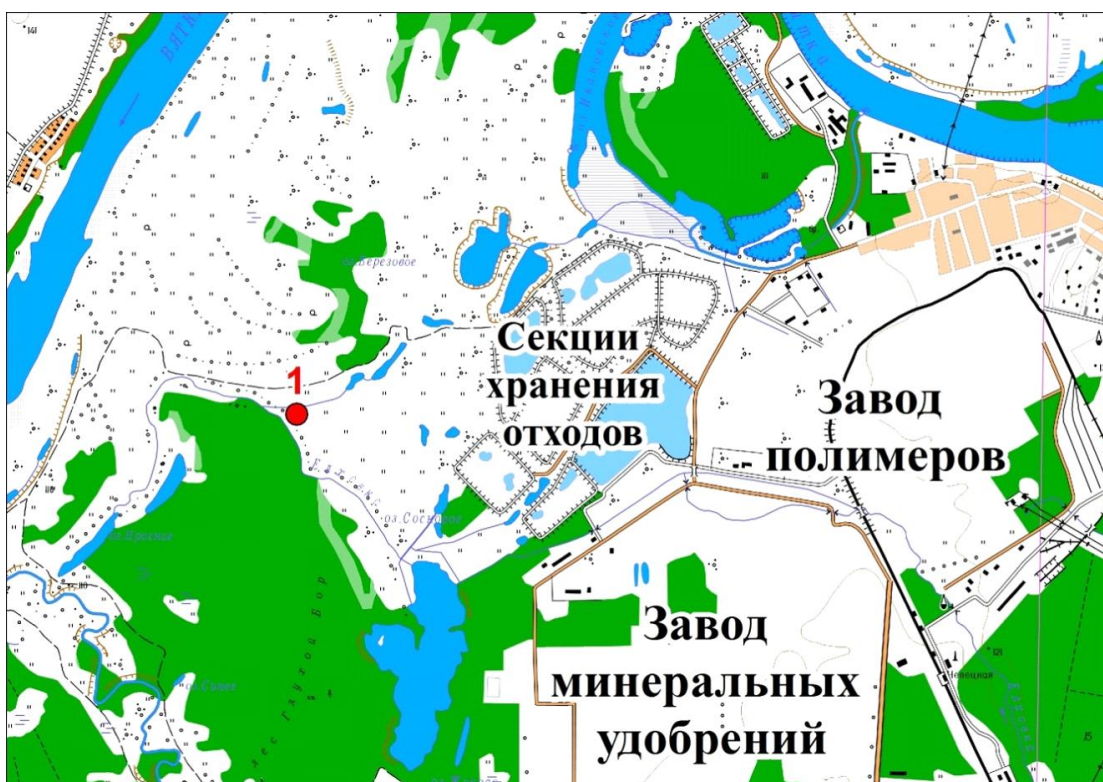


Рис. Карта-схема отбора проб почвы в окрестностях Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Таблица 1

Схема опыта

$Pb^{2+}$ 2,5 ОДК	$Pb^{2+}$ 5 ОДК	$Pb^{2+}$ 25 ОДК	$Pb^{2+}$ 50 ОДК
$NO_3^-$ 3,5 ПДК	$NO_3^-$ 7 ПДК	$NO_3^-$ 35 ПДК	$NO_3^-$ 70 ПДК
$NH_4^+$ 0,15 г/кг	$NH_4^+$ 0,3 г/кг	$NH_4^+$ 1,5 г/кг	$NH_4^+$ 3 г/кг
$Pb^{2+} + NO_3^-$ 2,5 ОДК + 3,5 ПДК	$Pb^{2+} + NO_3^-$ 5 ОДК + 7 ПДК	–	$Pb^{2+} + NO_3^-$ 50 ОДК + 70 ПДК
$Pb^{2+} + NH_4^+$ 2,5 ОДК + 0,15 г/кг	$Pb^{2+} + NH_4^+$ 5 ОДК + 0,3 г/кг	$Pb^{2+} + NH_4^+$ 25 ОДК + 1,5 г/кг	$Pb^{2+} + NH_4^+$ 50 ОДК + 3 г/кг

Ионы  $Pb^{2+}$  в концентрациях 2,5 и 5 ОДК оказывали положительный эффект на длину корня растений ячменя (табл. 2). В данных вариантах отмечали некоторое увеличение длины корня: на 19–21% по сравнению с контролем. При концентрации 50 ОДК ионы свинца оказывали ингибирующее действие на длину корней ячменя: степень ингибирования составила 1,7 раза (различия средних с контролем достоверны).

Ионы  $Pb^{2+}$  во всех концентрациях оказали некоторое угнетающее воздействие на длину стебля, 1 и 2 листа по сравнению с контролем.

Таблица 2

**Влияние ионов  $Pb^{2+}$  на ростовые показатели растений ячменя**

Вариант	Длина, см			
	корень	стебель	2 лист	1 лист
<b>Контроль</b>	<b>13,5±3,8</b>	<b>6,4±1,8</b>	<b>23,2±6,4</b>	<b>17,8±5,3</b>
$Pb^{2+}$ 2,5 ОДК	16,3±3,9	5,5±0,8	21,0±4,2	12,4±2,7
$Pb^{2+}$ 5 ОДК	16,1±4,8	5,3±0,8	20,7±4,7	12,7±2,7
$Pb^{2+}$ 25 ОДК	12,0±3,2	5,6±1,0	23,0±5,7	13,3±2,5
$Pb^{2+}$ 50 ОДК	7,8±1,9*	5,4±1,1	20,0±5,3	11,0±3,3

Примечание: \* – достоверные различия средних с контролем при  $p \leq 0,05$ .

Известно, что при избытке аммонийного азота замедляется рост и развитие растений, повреждаются стебли [6]. По данным таблицы 3 можно отметить, что с повышением концентрации аммонийного и нитратного азота четко проявлялось их ингибирующее воздействие на рост корня, стебля и листьев, при этом аммонийный азот оказывал в большей степени угнетающий эффект на проростки ячменя, чем нитратный азот.

Таблица 3

**Влияние ионов  $NH_4^+$  и  $NO_3^-$  при раздельном внесении в почву на ростовые показатели растений ячменя**

Вариант	Длина, см			
	корень	стебель	2 лист	1 лист
<b>Контроль</b>	<b>13,5±3,8</b>	<b>6,4±1,8</b>	<b>23,2±6,4</b>	<b>17,8±5,3</b>
$NH_4^+$ 0,15 г/кг	9,3±2,7	5,6±1,0	17,7±4,9	11,2±2,8
$NH_4^+$ 0,30 г/кг	9,1±1,9	6,1±1,5	19,6±5,9	11,2±3,0
$NH_4^+$ 1,5 г/кг	7,6±1,8*	3,8±1,1	10,7±2,5	3,5±1,0*
$NH_4^+$ 3,0 г/кг	1,9±0,5*	2,5±0,5*	8,7±0,2	2,5±0,5*
$NO_3^-$ 3,5 ПДК	13,9±3,5	5,4±0,4	20,1±4,0	11,6±1,3
$NO_3^-$ 7 ПДК	11,2±3,1	5,4±0,7	22,0±4,5	12,1±1,5
$NO_3^-$ 35 ПДК	3,1±0,9*	6,4±1,6	19,6±5,9	10,6±2,8
$NO_3^-$ 70 ПДК	0,8±0,2*	5,2±1,4	8,4±1,5*	6,6±1,8*

Примечание: \* – достоверные различия средних с контролем при  $p \leq 0,05$ .

Из данных таблицы 4 видно, что соединения свинца в присутствии нитратного азота в концентрациях 2,5 ОДК и 5 ОДК на рост первого листа оказывают некоторое стимулирующее воздействие (степень стимуляции составила 1,2 раза). Во всех остальных вариантах отмечали угнетение роста растений ячменя. Комбинация ионов  $Pb^{2+}$  50 ОДК +  $NH_4^+$  оказывает наибольшее торможение роста корня и 2 листа: отмечали снижение длины в 3,5 и 5,6 раза соответственно. На рост 2 листа ингибирующие свойства проявляются при воздействии на ячмень ионов свинца 2,5 ОДК в присутствии нитратного азота.

**Влияние ионов  $Pb^{2+}$ ,  $NH_4^+$  и  $NO_3^-$  при совместном внесении в почву  
на ростовые показатели растений ячменя**

Вариант	Длина, см			
	корень	стебель	2 лист	1 лист
<b>Контроль</b>	<b>13,5±3,8</b>	<b>6,4±1,8</b>	<b>23,2±6,4</b>	<b>17,8±5,3</b>
$Pb^{2+}$ (2,5 ОДК) + $NO_3^-$ (3,5 ПДК)	9,6±2,0	5,9±0,9	9,6±1,5*	20,6±4,7
$Pb^{2+}$ (5 ОДК) + $NO_3^-$ (7 ПДК)	11,7±3,0	5,4±1,0	10,7±1,3	20,4±4,5
$Pb^{2+}$ (50 ОДК) + $NO_3^-$ (70 ПДК)	7,6±1,8	6,7±1,3	11,9±3,0	14,4±4,3
$Pb^{2+}$ (2,5 ОДК) + $NH_4^+$ (0,15 г/кг)	9,1±2,7	4,7±1,4	11,7±1,8	11,7±3,3
$Pb^{2+}$ (5 ОДК) + $NH_4^+$ (0,30 г/кг)	7,9±1,9	5,2±1,2	13,1±0,7	15,0±4,3
$Pb^{2+}$ (25 ОДК) + $NH_4^+$ (1,5 г/кг)	6,8±1,8	5,4±1,3	13,3±0,8	10,6±3,2
$Pb^{2+}$ (50 ОДК) + $NH_4^+$ (3,0 г/кг)	3,9±1,1*	5,2±1,5	11,0±3,1	3,2±0,7*

Примечание: \* – достоверные различия средних с контролем при  $p \leq 0,05$ .

Таким образом, по результатам модельного эксперимента можно сделать следующие выводы:

1) Ионы свинца(II) в малых дозах (2,5 и 5 ОДК) на рост корня оказывают стимулирующее действие. При внесении в почву соли свинца в дозе 50 ОДК отмечали снижение длины корней растений в 1,7 раза по сравнению с контролем.

2) По сравнению с ионами свинца ионы аммония и нитрат-ионы оказались более токсичными для растений ячменя. С повышением концентрации аммонийного и нитратного азота отмечали снижение длины листьев, стебля и корней. Аммонийный азот оказывал в большей степени угнетающий эффект на проростки ячменя, чем нитратный.

3) Совместное внесение в почву соли  $Pb^{2+}$  и нитратного/аммонийного азота приводит к уменьшению токсического действия на растения ячменя.

### Литература

1. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
2. Серегин И. В., Кожевников А. Д. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция // Физиология растений. 2008. Т. 55. С. 3–26.
3. Федотов В. Л. Почвоведение с основами растениеводства. Витебск: Изд-во УО ВГУ им. П. М. Машерова, 2003. 114 с.
4. 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.
5. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве Гигиенические нормативы. М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2006. 7 с.
6. Хисматуллин М. М. Изучение накопления нитратов в зеленой массе многолетних трав // Агрехимический вестник. 2010. № 3. С. 28–29.

## УДАЛЕНИЕ ИОНОВ МЕДИ(II) ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ЛИСТЬЯМИ РАЗЛИЧНЫХ ВИДОВ ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ

С. Г. Скугорева<sup>1,2</sup>, Г. Я. Кантор<sup>1,2</sup>, А. В. Жукова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Вятский государственный университет, *esolab2@gmail.com*

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

Известно, что при избыточном содержании тяжелых металлов (ТМ) в среде выращивания высшие растения могут их аккумулировать. Однако, в высоких концентрациях ТМ у растений могут проявляться симптомы токсичности: от торможения роста и развития вплоть до гибели. Весьма перспективным направлением для очистки загрязненных ТМ сточных вод может оказаться использование не живых растений, а сорбентов на основе сухих растительных тканей.

Особое положение среди ТМ занимает медь и ее соединения. Медь относится к биогенным химическим элементам, хотя металлическая медь и ее соединения токсичны. Токсичная доза для человека составляет 250 мг в сутки. Токсичность меди возникает главным образом благодаря ее способности блокировать SH-группы белков, в особенности ферментов, и повышать проницаемость мембран митохондрий. Медь(I) более прочно связывается с серо-содержащими лигандами, а медь(II) – с карбоксильными, фенольными, аминогруппами белков [1].

Согласно гигиеническим нормативам ПДК меди в воде составляет 1 мг/л ( $1,56 \cdot 10^{-5}$  моль/л) [2]. Усредненные критические показатели содержания меди в воде для экологического бедствия составляют более 15 мг/л, для чрезвычайной ситуации – 10–15 мг/л [1].

В процессе извлечения ТМ из сточных вод изучение кинетики изменения концентрации ионов металла в растворе играет ведущую роль, так как она позволяет получить важную информацию о пути и механизме сорбции и/или связывания ТМ. При этом необходимо учитывать значение кислотности растворов и сорбентов, которая может оказывать влияние на скорость процесса.

В экспериментах, проведенных нами ранее, было показано, что наибольшей способностью к связыванию или сорбции ионов свинца(II) и меди(II) обладали растения ячменя *Hordeum vulgare* по сравнению с активированным углем, цеолитом, торфом, высушенной биомассой микромицета *Fusarium culmorum* и цианобактерии *Noctoc paludosum* [3, 4].

Целью данной работы было выявить особенности использования листьев различных видов высших растений для удаления ионов меди(II) из раствора нитрата меди.

Объектами исследования были листья растений винограда культурного *Vitis vinifera* subsp. *sativa*, топинамбура *Helianthus tuberosus* и подсолнечника *Helianthus annuus*. Листья отбирали в начале сентября с 15–20 растений (с каждого растения по 4–5 листьев), подсушивали до постоянной массы при



комнатной температуре, затем их измельчали, растирали в фарфоровой ступке и просеивали через сито с диаметром отверстий 0,25 мм.

Измерение содержания ионов меди(II) и pH в растворе проводили потенциометрическим методом на четырехканальном иономере «Эксперт-001-3(0.4)», подключенном к персональному компьютеру, с ионоселективным электродом ЭЛИС-131Cu и pH-электродом. Опыт проводили с использованием магнитной мешалки (рис. 1).

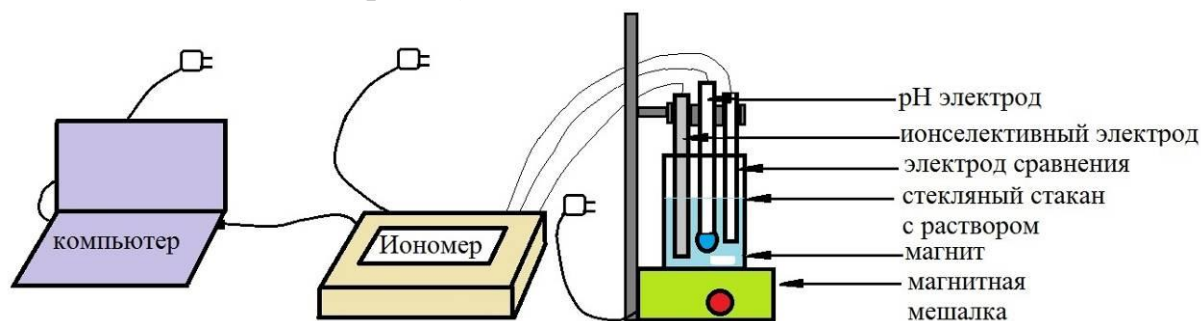


Рис. 1. Схема установки для изучения кинетики связывания/сорбции ионов меди(II)

В стакан наливали 50 мл раствора нитрата меди(II) с концентрацией  $10^{-3}$  М (64 ПДК), погружали в раствор магнит, ионселективный электрод, pH-электрод и электрод сравнения, включали мешалку. Затем запускали программу приема данных с иономера. Пробы листьев взвешивали (масса около 50 мг), затем быстро вносили в стакан с раствором нитрата меди(II) и записывали кривые кинетики изменения концентрации  $\text{Cu}^{2+}$  и pH раствора в режиме реального времени.

На рисунках 2 и 3 показано изменение во времени pH дистиллированной воды и раствора нитрата меди(II) при экспозиции сухих листьев растений. Внесение листьев топинамбура и подсолнечника в дистиллированную воду приводило к увеличению pH на всем протяжении эксперимента на 2,1 ед. (рис. 2).

Внесение листьев топинамбура и подсолнечника в раствор нитрата меди(II) приводило сначала к снижению pH, более заметному для подсолнечника; с течением времени pH постепенно увеличивался (рис. 3). Такой ход кривых изменения pH, вероятно, вызван тем, что листья топинамбура и подсолнечника содержат экстрактивные вещества с преобладанием в молекулах основных групп по сравнению с кислотными.

Ход изменения потенциала медного электрода, зависящего от концентрации ионов меди(II) в растворе, при экспозиции листьев топинамбура и подсолнечника в  $10^{-3}$  М растворе нитрата меди(II) подобен. Листья топинамбура оказались более эффективны в процессе снижения потенциала электрода, чем листья подсолнечника, т. е. они лучше удаляют ионы меди(II) из раствора, хотя первоначально процесс для подсолнечника (до 190 с) идет с большей скоростью (рис. 4).

По сравнению с топинамбуром и подсолнечником, виноград ведет себя совершенно иначе. Как при внесении листьев винограда в воду, так и в раствор нитрата меди(II) рН значительно снижается (на 2 ед.) (рис. 2, 3). Стабильным значение рН становится уже через 100–200 с экспозиции. Причиной такого хода кривых изменения рН может быть преобладание в составе экстрактивных веществ подсолнечника кислотных групп (например, карбоксильных) по сравнению с основными.

Снижение рН сказывается на потенциале медного электрода: происходит большее его снижение, чем при использовании топинамбура и подсолнечника, что позволяет считать листья винограда более эффективными для связывания ионов меди (рис. 4). Для листьев винограда извлечение ионов меди из раствора идет с большей скоростью и связывание более глубокое. Расчет показал, что 75% степень извлечения  $\text{Cu}^{2+}$  достигается: для винограда через 330 с, для подсолнечника и топинамбура – более чем через 1000 с.

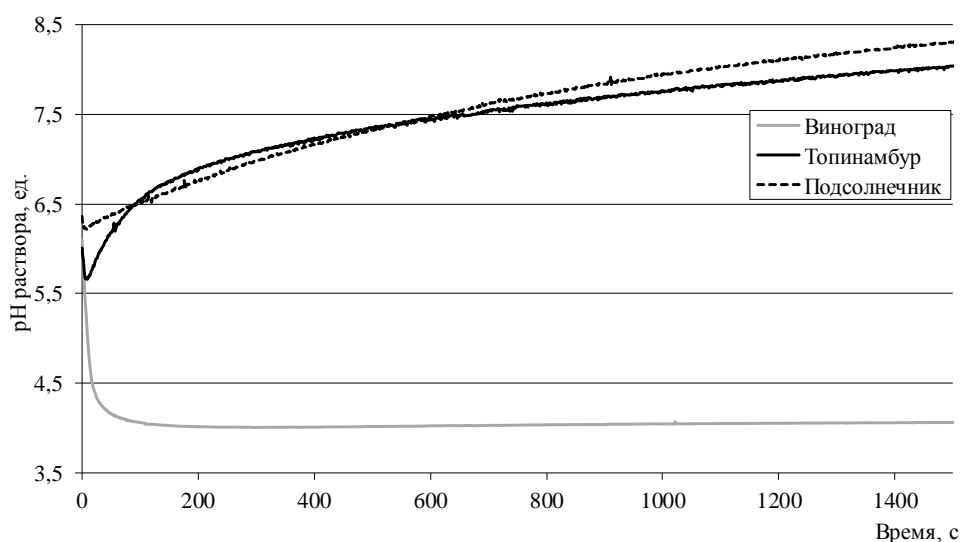


Рис. 2. Кинетика рН дистиллированной воды при внесении листьев растений

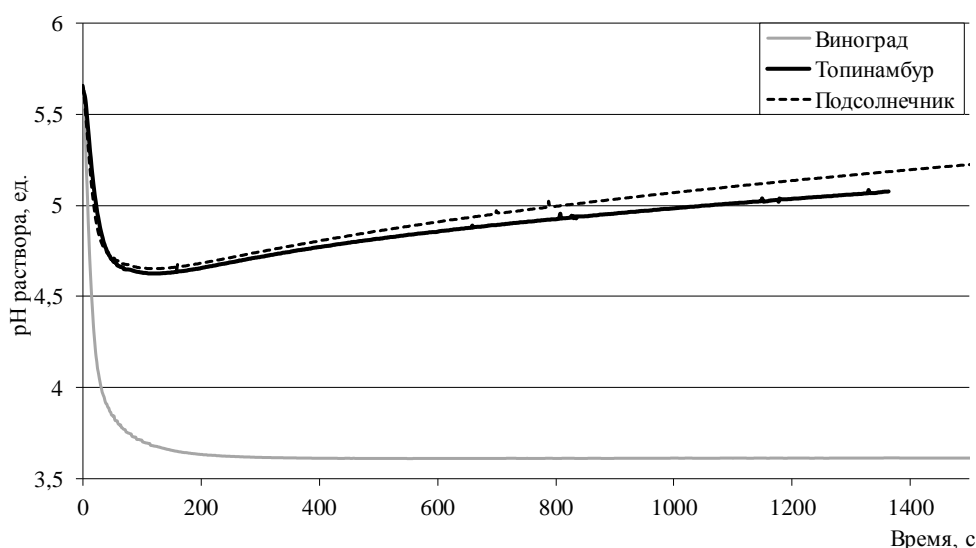


Рис. 3. Кинетика рН раствора нитрата меди(II) при внесении листьев растений

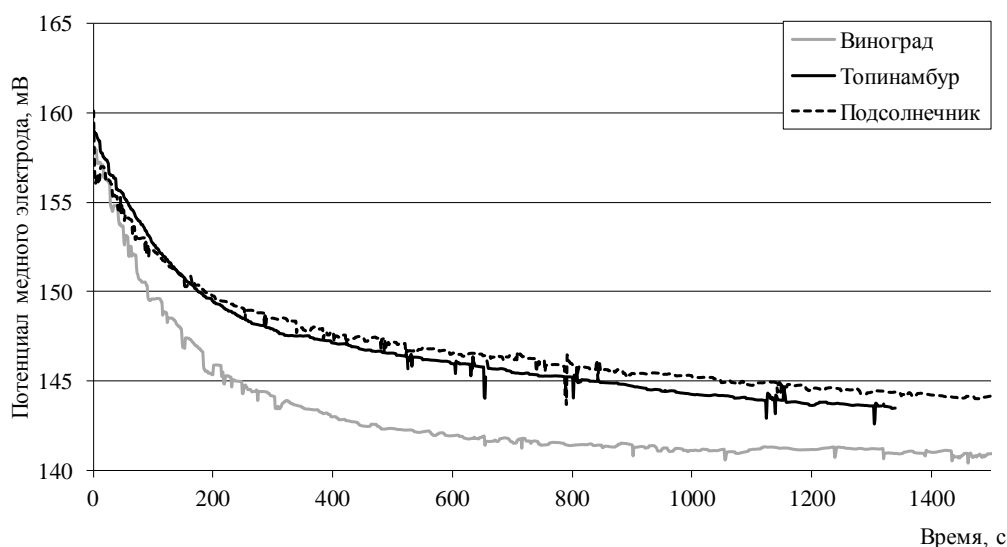


Рис. 4. Зависимость потенциала медного электрода от времени экспозиции листьев растений

Возможной причиной изменения потенциала медного электрода может быть его зависимость от pH раствора. Однако построение графика взаимосвязи pH и  $pCu^{2+}$  для листьев винограда показывает, что прямой зависимости между этими параметрами нет (рис. 5). Если изменение pH и влияет на показания медного электрода, то только опосредованно, вероятно, за счет связывания и/или сорбции ионов меди(II) кислотными/основными группами веществ, содержащихся в листьях растений. Это требует дальнейших исследований с привлечением других инструментальных методов физико-химического анализа.

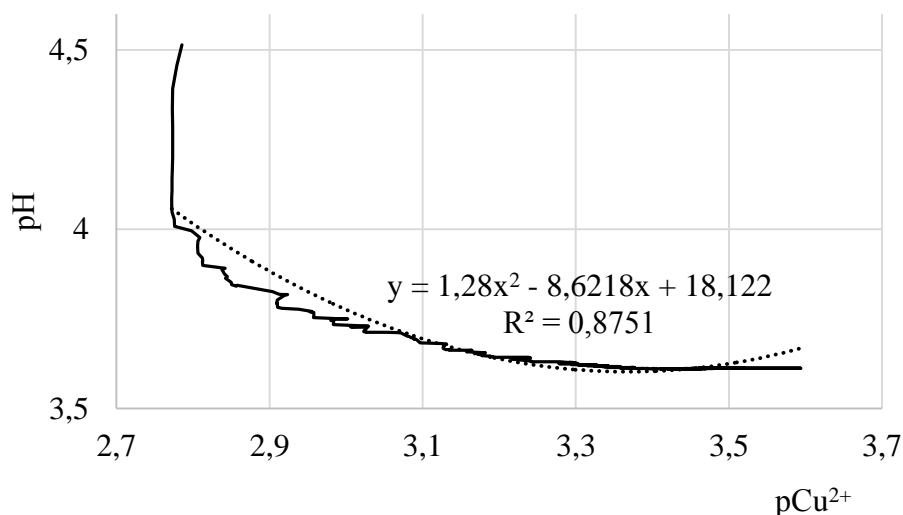


Рис. 5. Зависимость pH от  $pCu^{2+}$  при экспозиции листьев винограда

Таким образом, наиболее эффективными для удаления ионов меди(II) из раствора оказались листья винограда по сравнению с листьями подсолнечника и топинамбура. Возможной причиной может быть содержание различных функциональных групп в веществах, содержащихся в растениях разных

видов, способных по-разному связывать или сорбировать ионы меди(II). Данное предположение требует проведения дальнейших исследований с привлечением, наряду с потенциометрическим методом, и других методов анализа.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Чертко И. К., Таранчук А. В., Чертко Э.Н., Будько Д. А. Биологическая функция химических элементов: Справочное пособие. Минск: Изд-во «Четыре четверти», 2012. 172 с.
2. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003.
3. Кантор Г. Я., Скугорова С. Г., Домрачева Л. И. Сравнительный анализ кинетики сорбции ионов свинца(II) различными сорбентами // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2018. Кн. 2. С. 96–100.
4. Скугорова С. Г., Кантор Г. Я., Домрачева Л. И., Кутявина Т. И. Сравнительный анализ эффективности использования сорбентов различной природы по отношению к ионам меди(II) // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 3. С. 12–18 doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-012-018

### ИССЛЕДОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ СУБСТРАТОВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ АЦЕТАТОМ СВИНЦА

*Л. В. Пилип<sup>1,2</sup>, Г. И. Черных<sup>1</sup>, И. А. Мелентьева<sup>1</sup>, А. И. Фокина<sup>1</sup>*

*<sup>1</sup> Вятский государственный университет, annushka-fokina@mail.ru*

*<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
pilip\_larisa@mail.ru*

По масштабам загрязнения и воздействию на биологические объекты тяжёлые металлы (ТМ) занимают особое место среди загрязняющих веществ (ЗВ) [1, 2]. Многие из ТМ необходимы растениям [3], но в высоких дозах концентрации в почве они становятся токсичными для растений [4]. Основная доля ТМ, загрязняющих природную среду, попадает в почву. Почва является мощным аккумулятором этих элементов и практически не теряет их со временем [2–4]. В почвах токсическое действие ТМ снижается благодаря связыванию поллютантов органо-минеральными коллоидами [5]. Значение имеют не только почвенные условия, но и биологические особенности самих растений. Менее устойчивы к избытку Рb злаки [6]. Целью данного исследования было определение токсичности различных субстратов, загрязнённых ацетатом свинца, при выращивании на них пшеницы сорта Ирень.

В качестве субстратов использованы песок и образцы дерново-подзолистой почвы, отобранные вблизи г. Кирова (5 км от города в юго-

восточном направлении). Химическая характеристика образцов почвы представлена в таблице 1.

Таблица 1

**Агрохимические свойства почвы**

pH <sub>H2O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	Собщ, %	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
			мг/кг			
6,7	5,4	1,5±0,3	9,8±3,4	65±3	9,9±1,0	0,98±0,15

В субстраты вносили Pb<sup>2+</sup> в виде ацетата свинца в количествах равных ПДК (32 мг/кг) и 10 ПДК. Контролем служили песок и почва без внесения ацетата свинца. На поверхность увлажнённых субстратов раскладывали семена пшеницы сорта Ирень. Опыт заложен в чашках Петри в трёхкратной повторности. Через 14 суток определили каталазную активность субстратов [7], морфометрические показатели растений пшеницы и пигментный состав проростков (содержание хлорофилла *a* и *b*, каротиноидов) [8]. Токсичность субстратов исследовали тетразолюно-топографическим методом с использованием почвенных цианобактерии (ЦБ) *Nostoc paludosum* 18.

*Влияние свинца на морфометрические показатели 14-суточных проростков пшеницы сорта Ирень.* Ионы Pb<sup>2+</sup>, внесённые в песок, в количествах равных ПДК и 10 ПДК привели к снижению высоты проростков по сравнению с контролем, при этом длина корней уменьшалась только при 10 ПДК по свинцу (табл. 2). Внесение Pb<sup>2+</sup> в почву в количествах равных ПДК привело к увеличению как длины корня, так и высоты проростков по сравнению с контролем, однако 10-кратное превышение ПДК угнетающе действовало на показатели длины корня и высоты проростка. Таким образом, при выращивании пшеницы почва послужила субстратом, снижающим токсическое действие ионов свинца в количествах равных ПДК, но при увеличении содержания свинца токсическое действие проявлялось более выражено, чем у вариантов с песком.

Таблица 2

**Влияние ацетата свинца на токсичность субстратов**

Показатель	Песок			Почва		
	контроль	ПДК	10 ПДК	контроль	ПДК	10 ПДК
Длина корня, см	14,5±7,1	17,1±5,1	11±6,6	12,3±4,7	16,6±6	7,4±2,8
Высота проростка, см	9,1±3,3	7,8±2,1	7,6±2,1	12,4±3,0	15,1±3,2	5,9±1,6

*Влияние свинца на состав пигментного комплекса 14-суточных проростков пшеницы сорта Ирень.* Одним из основных показателей потенциальной продуктивности растений является содержание пигментов фотосинтеза в их ассимилирующих органах. Количество пигментов фотосинтеза в листьях пшеницы, являясь наследуемым сортовым признаком, зависит не только от их возрастного состояния и фазы развития растения [9], но и токсичности среды. Спектрофотометрическое определение фотосинтетических пигментов хлорофилла *a*, хлорофилла *b* и каротиноидов проводили одновременно с измерением высоты проростков и длины корней.

Внесение ацетата свинца в почву в количествах равных ПДК и 10ПДК вызвало снижение количества хлорофилла *a* у пшеницы до 1,6 мг/г и 1,5 мг/г сырой массы соответственно (контроль – 2,2 мг/г). В растениях, выращенных на песке, происходило незначительное уменьшение концентрации хлорофилла *a* по отношению к контролю (контроль – 1,7 мг/г, ПДК – 1,7 мг/г, ПДК – 1,5 мг/г). Аналогичные изменения установлены в отношении хлорофилла *b*. Внесение ионов свинца в почву приводило к снижению до 1,1 мг/г (ПДК) и 1,0 мг/г (10 ПДК) (контроль – 1,4 мг/г). Содержание каротиноидов в контрольной пробе растений, выращенных на почве, было выше, чем в аналогичной пробе растений, выращенных на песке (0,7 и 0,4 мг/г). Внесение свинца в песок не оказало влияния на содержание каротиноидов, в почву – привело к снижению содержания пигментов в обоих вариантах почти в два раза.

*Влияние ацетата свинца на каталазную активность субстратов и индекс их токсичности.* Чувствительным показателем изменения состояния окружающей среды, отражающим почвенный «метаболизм», является ферментативная активность почвы [5]. Величины каталазной активности проб почвы, отобранных из всех вариантов эксперимента, оказались выше, чем аналогичные показатели проб песка. Внесение ионов свинца в пределах ПДК в песок трёхкратно снижало каталазную активность, однако аналогичное внесение свинца в почву увеличивало данный показатель в 1,5 раза. В случае загрязнения почвы ионами свинца в 10-кратном превышении ПДК привело к снижению каталазной активности до 0,9 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/(г·мин) (контроль – 1,6 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/(г·мин)). В отношении песка по сравнению с контролем отмечена аналогичная тенденция (снижение до 0,5 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/(г·мин) при 0,9 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/(г·мин) в контроле).

Тетразольно-топографический метод определения токсичности субстратов по изменению дегидрогеназной активности почвенных ЦБ используется при загрязнении сред различными поллютантами, в том числе и ТМ [10]. В процессе биотестирования с использованием ЦБ определяли долю клеток с кристаллами формазана методом микроскопии и вычисляли индекс токсичности (ИТ). Установлено, что внесение соли свинца в почву и песок привело к тому, что водные вытяжки из указанных субстратов оказывали токсическое действие на ЦБ. Так внесение свинца в количестве равном ПДК в песок приводит к увеличению токсичности вытяжки на 5%, а 10 ПДК на 21% по сравнению с контролем. Внесение соли свинца в почву приводит к увеличению токсичности в вариантах ПДК и 10 ПДК на 3 и 8% соответственно.

Таким образом, почва является сложным субстратом, обладающим буферностью, более богата микроорганизмами, чем песок, поэтому отклик показателей токсичности для неё более разнообразен. Внесение ионов свинца в количестве, превышающем ПДК в 10 раз, оказывало негативное воздействие на рост наземной и подземной части ростков пшеницы, концентрацию растительных пигментов, каталазную активность и жизнеспособность цианобактерий. При этом следует отметить, что почва является субстратом, снижающим токсическое действие ионов свинца в пределах ПДК, лучшим, чем песок в от-

ношении морфометрических параметров пшеницы и показателя каталазной активности. Однако в отношении индекса токсичности и количества пигментов при внесении ПДК по свинцу песок являлся субстратом практически не реагирующим на данное внесение.

### Литература

1. Алексеев Ю. В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 170 с.
2. Пилип Л. В., Ашихмина Т. Я. Отходы свиноводческих комплексов – проблемы, пути решения // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. научн.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2017. С. 180–183.
3. Динева С. Б., Абрамов В. И., Шевченко В. А. Генетические последствия действия нитрата свинца на семена хронически облучаемых популяций *Arabidopsis thaliana* // Генетика. 1993. Т. 29. № 11. С. 1914–1919.
4. Добровольский В. В. География микроэлементов: Глобальное рассеяние. М., 1983. 201 с.
5. Еремченко О. З. Использование биологических показателей при оценке биогеоценологических функций почв // Современные проблемы науки и образования. 2012. № 6.
6. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989. С. 78.
7. Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
8. Шлык А. А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // Биохимические методы в физиологии растений. М.: Наука, 1971. С. 154–171.
9. Даштоян Ю. В., Степанов С. А., Касаткин М. Ю. Состав и содержание пигментов фотосинтеза в пластинке листьев пшеницы // Бюллетень ботанического сада Саратовского государственного университета. 2012. С. 224–233.
10. Фокина А. И., Домрачева Л. И., Зыкова Ю. Н., Скугорева С. Г., Лялина Е. И., Трефилова Л. В. Совершенствование тетразольно-топографического метода биотестирования с использованием цианобактерий // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 1. С. 31–41.

## ОПЕРАТИВНЫЕ МЕТОДЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ, ПОЧВЫ, ГРУНТОВ И ОТХОДОВ

*Ю. С. Григорьев, Т. Л. Шашкова, Е. С. Стравинскене, М. А. Субботин,  
М. Д. Перлановская, А. Ю. Подольская  
Сибирский федеральный университет, gr2897@gmail.com*

Для биотестирования вод сред и вытяжек из почв, грунтов и отходов существует достаточно широкий набор методик [1]. Вместе с тем, многие из используемых в России и за рубежом методик биотестирования не обеспечены комплексом аппаратуры для создания стандартных условий работы с тест-организмами и автоматизации самого процесса измерения. Без такого оборудования трудно добиться хорошей воспроизводимости результатов токсикологического анализа.

В связи с этим в Сибирском федеральном университете разработаны новые методы и оборудование для биотестирования токсичности различных вод и отходов.

Применение высокопродуктивного штамма водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) позволило существенно сократить продолжительность анализа. Для наращивания тест-культуры водоросли в контролируемых условиях созданы компактные культиваторы. Токсический эффект на водоросль определяется по разнице прироста численности клеток в тестируемых пробах воды по сравнению с контрольной водой. На этой основе разработана методика биотестирования с длительностью анализа токсичности вод и отходов 22 часа.

В качестве рачкового тест-объекта использованы дафнии (*Daphnia magna* Straus). Для работы с ними были созданы климатостаты, которые поддерживают необходимую температуру и световой режим при выращивании культур рачков. Сам процесс биотестирования (48 часов) выполняется в устройствах экспонирования рачков, обеспечивающих активный газообмен с внешней средой.

В целях экспрессного выявления токсичности вод был использован разработанный нами метод регистрации относительного показателя интенсивности замедленной флуоресценции (ОПЗФ) водоросли хлорелла. Данный показатель может быть измерен в течение нескольких секунд, выделяя до 100 градаций состояния тест-организма. Для реализации метода был изготовлен флуориметр Фотон 10, который в автоматическом режиме может анализировать на токсичность до 24 образцов. С учетом пробоподготовки длительность анализа разработанной методики биотестирования токсичности вод и отходов по изменению ОПЗФ водоросли хлорелла не превышает 1,5 часа.

Созданные методики биотестирования вод и установления класса опасности отходов аттестованы для целей государственного экологического контроля в РФ и успешно внедряется в Российской Федерации.

Для определения фитотоксичности почв, например, после обработки посевов пестицидами, нами была разработана оригинальная установка для наблюдения за прорастанием семян растений в присутствии исследуемых проб.

В каждый из 6 стаканов с тестируемой водой помещается в специальном держателе 16 семян овса. В качестве контроля используется дистиллированная вода. Стаканы устанавливаются в кассету нашей установки, которой вращается со скоростью 3–5 об./мин. Семена во время каждого круга вращения на короткое время погружаются в тестируемую воду или почвенную суспензию. В результате они имеют контакт с пробой и одновременно находятся в условиях хорошей аэрации. После 5 суток экспозиции при 25 °С производится замер длины корней и стебля проростков семян овса.

С помощью разработанного устройства исследована устойчивость проростков овса к засолению почвы хлоридами натрия, калия и магния. Показано, что степень воздействия солей при внесении в почву существенно ниже,



чем водных растворов этих солей. Снижение их токсичности обусловлено связыванием этих веществ почвенно-поглощающим комплексом, поэтому зависит от состава почвы.

Определение остаточного содержания гербицидов в сельскохозяйственных почвах необходимо при смене растительных культур в севообороте. Обычно остатки гербицидов в почвах определяют химико-аналитическими методами. Поскольку для многих из современных средств борьбы с сорняками нормы внесения в почвы составляют всего несколько грамм на гектар, то определить их содержание в пахотном слое традиционными методами весьма затруднительно.

Вместе с тем, эту задачу можно решить с помощью фитотестов, которые позволяют выявить присутствие гербицидов в почве по их влиянию на рост чувствительных к ним растений. Проведенные нами эксперименты с образцами почвы, содержащей гербицид Пума, показали, что семена овса значительно сильнее реагируют на гербицид при работе с почвенной суспензией, чем с водной вытяжкой из почвенного образца. При этом чувствительность метода соответствует реальным остаткам этого гербицида в обрабатываемых сельскохозяйственных почвах.

Весьма перспективным тест-организмом для выполнения биотестирования почвы, грунтов и отходов является водное растение ряска. Плавающая на поверхности тестируемых растворов, она не создает трудности в определении токсичности окрашенных и мутных проб. Более того метод также позволяет работать с суспензиями проб, обеспечивая большую доступность загрязнителей для данного тест-организма. При этом длительность разработанного нами фитотеста на ряске малой составляет 48 часов.

#### **Литература**

1. Григорьев Ю. С., Шашкова Т. Л., Стравинскене Е. С. Биотестирование в системе экологического мониторинга качества вод: решаемые задачи и условия, обеспечивающие получение воспроизводимых результатов // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Материалы Всерос. конф. по водной экотоксикологии. Борок, 2014. Т. 1. С. 130–132.

### **КУЛЬТИВИРОВАНИЕ ЛИХЕНИЗИРОВАННЫХ ГРИБОВ В УСЛОВИЯХ ЛАБОРАТОРИИ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ БИОИНДИКАЦИИ**

***К. В. Малахова, Э. В. Марамохин, Д. Н. Зонтиков**  
Костромской государственный университет,  
malakhova.kv1@gmail.com*

В связи со стремительно возрастающей антропогенной нагрузкой на природные экосистемы возрастает актуальность мониторинга состояния окружающей среды. Преимущество в оценке качества и уровня загрязненности природной среды имеют методы биоиндикации, поскольку малейшие изменения параметров окружающей среды находят отражение в состоянии живых

организмов. Одним из самых удобных объектов-биоиндикаторов являются лишенизированные грибы как симбиотические организмы: они обладают высокой чувствительностью к поллютантам [1, 2]. Особое значение при этом имеют эпигейные лишайники ввиду поглощения ими загрязняющих веществ не только из атмосферного воздуха, но также и из подстилающего субстрата и атмосферных осадков [3, 4].

В настоящее время широко используется метод трансплантации талломов лишайников в целях индикации состояния окружающей среды. При этом учитывается уровень полеотолерантности трансплантируемых видов. Данная методика впервые была использована во второй половине прошлого столетия исследователями Германии и США [5, 6]. В качестве модельных объектов ими были использованы преимущественно эпифитные лишайники видов *Flavoparmelia caperata*, *Lecanora leptyroides*, *Cladonia chlorophaea* [5]. Оценку влияния поллютантов проводят по появлению некротических участков на талломах, что фиксируется на фотоснимках. Характерно то, что пересадку лишайников осуществляли не только для целей индикации загрязнения среды, но и для выяснения влияния различных факторов на адаптацию талломов к изменяющимся условиям среды [5].

Таким образом, метод трансплантации позволяет установить наличие или отсутствие загрязнения окружающей среды на конкретном участке исследования. Однако в естественных условиях при трансплантации лишайников сложно судить о воздействии конкретных факторов на состояние талломов: мы замечаем только наличие или отсутствие некротических участков на слоевище и характер некроза. Необходимо также установить конкретные параметры окружающей среды, которые вызвали данную реакцию живого организма. Для данной цели возможно использование результатов культивирования лишенизированных грибов в контролируемых условиях лаборатории.

Целью данного исследования является разработка технологии культивирования лишенизированных грибов в условиях лаборатории для последующего установления воздействия некоторых поллютантов на состояние талломов.

Для лабораторного культивирования в летний период 2018 года на территории Красносельского района Костромской области были отобраны образцы лишенизированных грибов (рис. 1). В качестве модельных объектов нами были выбраны эпигейные виды лишенофлоры (*Cetraria islandica* (L.) Ach. и *Cladonia sylvatica* (L.) Hoffm.) ввиду их наибольшей чувствительности к изменениям не только атмосферного воздуха и осадков, но и подстилающего субстрата. Изъятие образцов производилось со снятием почвенного слоя, содержащего мицелий лишенизированного гриба, толщиной 10–15 см.



Рис. 1. Образцы талломов, изъятые для лабораторного культивирования: *C. sylvatica* (слева) и *C. islandica* (справа)

При этом на месте сбора образцов были заложены геоботанические площадки размером 10 м<sup>2</sup>, было осуществлено описание растительных сообществ и лишенофлоры, с указанием проективного покрытия (по шкале Браун-Бланке) и витальности талломов лишайников (рис. 2). Площадки были выбраны по признаку обилия исследуемых видов и их высокого показателя витальности.

В последствие данные площадки служили положительным контролем в опыте по культивированию объектов в контролируемых условиях лаборатории.



Рис. 2. Геоботаническая площадка с популяциями лишенизированных грибов *C. sylvatica* и *C. islandica*

После изъятия из естественных мест обитания образцы лишенизированных грибов с почвенным слоем были погружены в прозрачную ёмкость и культивировались при различных параметрах увлажнения, аэробности, питания и температуры. При этом мы исходим из того, что наличие доступа света является обязательным фактором вегетации фотобионтного компонента ли-

шайника. Влияние остальных параметров при культивировании было изучено в вариациях, указанных в таблице.

Таблица

**Изменение параметров при культивировании лишенизированных грибов в условиях лаборатории**

№	Экологический фактор	Сила проявления фактора
1	влажность	60–70 / 70–80 / 80–90 %
2	наличие доступа O <sub>2</sub>	наличие / отсутствие
3	температура	15 / 20 / 25 °С
4	питание (KН <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> , MgSO <sub>4</sub> , ZnSO <sub>4</sub> , мальтоза)	наличие / отсутствие

Витальность культивируемых образцов оценивалась с временным интервалом 10 суток по наличию некротических участков на талломах в соответствии со шкалой, предложенной А. В. Пчёлкиным (1 – нормальные, 2 – слегка повреждённые, 3 – средне повреждённые, 4 – сильно повреждённые, 5 – мёртвые) [7].

Наилучшие результаты по культивированию талломов лишенизированных грибов в контролируемых условиях лаборатории были обнаружены при следующих экологических факторах: влажность 70–80%, наличие доступа кислорода, температура 25 °С. Ввиду непродолжительного времени культивирования значимых результатов по фактору трофности не было обнаружено (рис. 3).



Рис. 3. Культивирование лишенизированных грибов в условиях лаборатории

Результаты исследования, описанные в данной работе, являются промежуточными, а объекты ввиду исключительно медленного роста требуют дальнейшего наблюдения в контролируемых условиях. На следующем этапе исследования необходимо выявить влияние конкретных поллютантов на образцы лишенизированных грибов, культивируемых в условиях лаборатории.

### Литература

1. Кузнецова В. Ф. Эпифитные лишайники как индикаторы загрязнения атмосферного воздуха газообразными поллютантами, тяжелыми металлами и радионуклидами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Нижний Новгород, 2004. 28 с.
2. Малахова К. В., Марамохин Э. В. Биоиндикационные особенности некоторых эпифитных лишайников ГПЗ «Кологривский лес» имени М. Г. Синицына // Природа Костромского края: современное состояние и экомониторинг: Материалы I Региональной науч.-практ. конф. Кострома, 2017. С. 113–116.

3. Марамохин Э. В., Малахова К. В. Использование эпигейной лишенофлоры в качестве объекта биоиндикации состояния окружающей среды / Отв. ред. А.В. Лебедев // Материалы Всерос. конф. с междунар. участием 20–21 сентября 2018 г. Кологрив: Государственный заповедник «Кологривский лес», 2018. С. 112–116.

4. Опекунова М. Г., Гизетдинова М. Ю. Использование лишайников в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды // Вестник Санкт-Петербургского университета. 2014. Вып. 1. С. 79–94.

5. Бязров Л. Г. Трансплантация лишайников как метод лишеноиндикации [Электронный ресурс]// Биология. 2002. № 21. Режим доступа <http://bio.1september.ru/article.php?ID=200202107> (30.10.2018).

6. Лобакова Е. С., Смирнов И. А. Экспериментальная лишенология // Журнал общей биологии. 2008. Т. 69. № 5. С. 364–378.

7. Пчёлкин А. В. Использование лишайников и водорослей в экологическом мониторинге и биоиндикационных исследованиях. М.: МГСЮН, 2004. 20 с.

## **ИЗМЕНЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ ПРЭСНОВОДНОГО МОЛЛЮСКА *ANODONTA CUGNEA* L. ПОД ДЕЙСТВИЕМ РАЗЛИЧНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ НИКЕЛЯ**

*С. Р. Курне*<sup>1</sup>, *И. В. Суховская*<sup>2</sup>, *А. А. Кочнева*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Петрозаводский государственный университет, mvteam7@gmail.com*

<sup>2</sup> *ИБ КарНЦ РАН, sukhovskaya@inbox.ru*

Главным богатством Республики Карелия являются её внутренние воды, но несмотря на это, часть населения вынуждена потреблять некачественную по санитарно-химическим и микробиологическим показателям питьевую воду [1]. Среди загрязнителей немалую опасность проявляют тяжелые металлы (ТМ). Токсическое действие ТМ проявляется на разных уровнях, от физиологического до молекулярного. Эти изменения могут носить адаптивный характер, а могут быть результатом патологических процессов [2]. Биохимические методы позволяют выявлять некоторые изменения в организме, наступающие до появления физиологических, морфологических и других отклонений [3].

Широкое использование двустворчатых моллюсков в качестве индикаторов окружающей среды [4] объясняется их способностью накапливать различные соединения, в том числе ТМ [5]. Никель необходимый элемент организма, но в повышенных концентрациях приводит к увеличению образования активных форм кислорода (АФК), оказывая негативное влияние на работу тканей и органов, нарушая гомеостаз, а также повышая риск канцерогенеза [6–7]. Защита от повышенных концентраций АФК осуществляется с помощью антиоксидантной системы (АОС) [8]. Изменения в работе АОС отражают влияние факторов среды, вследствие чего, компоненты этой системы широко используются в качестве биомаркеров [7, 9]. Целью данного исследования стало изучение реакции компонентов АОС в жабрах и гепатопанкреасе пресноводного моллюска *Anodonta cygnea* на действие различных концентраций соли никеля в зависимости от продолжительности эксперимента.



Исследования проведены на оборудовании Центра коллективного пользования Института биологии – обособленного подразделения Федерального государственного бюджетного учреждения науки Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр Российской академии наук».

Материал для исследования отбирали в июле 2017 г. в реке Уссунa (Республика Карелия). Все особи моллюска *Anodonta cygnea* проходили адаптацию в течение 12 дней. После адаптационного периода в аквариумы с животными была добавлена соль Ni в концентрациях 10, 50, 100 и 500 мкг/мл. Измерения проводили на многофункциональном планшетном ридере CLARIOstar BasicUnit (Germany). Активность глутатион S-трансферазы (GST) определяли по скорости связывания восстановленного глутатиона (GSH) с субстратом 1-хлор-2,4-динитробензолом (CDNB) [10]. Активность гваяколзависимой пероксидазы (Px) и каталазы (CAT) определяли спектрофотометрически модифицированными методами [11, 12]. Концентрацию восстановленного глутатиона (GSH) определяли флуориметрическим методом с ортофталевым альдегидом, согласно модифицированным методикам [13, 14]. Все показатели выражали относительно концентрации белка в пробе. Количество белка определяли спектрофотометрически при длине волны 205–215 нм [15]. Статистическую обработку данных проводили с использованием пакета программ Excel, R и Past 3 с помощью непараметрического использованием непараметрического критерия Манна-Уитни. Достоверными различия считались при уровне значимости  $p \leq 0,05$ .

Показано, что никель оказывает различное влияние на работу отдельных компонентов АОС в зависимости от ткани, концентрации и продолжительности действия. Активность GST в пищеварительной железе выше по сравнению с жабрами, что ранее уже было описано в литературе [16]. Обращают внимание изменения этого показателя в тканях моллюска, зарегистрированные при концентрациях  $Ni^{2+}$  10 и 50 мкг/мл.

Уровень активности GST в гепатопанкреасе моллюска при действии 10 мкг/мл  $Ni^{2+}$  снижается по сравнению с контрольными значениями и становится равным активности этого фермента в жабрах при той же концентрации металла в воде на третьи и седьмые сутки от начала эксперимента. Изменения такого рода могут происходить при конъюгации заряженных форм ТМ с GST, что приводит к снижению активности фермента [17]. В то же время, активность GST в жабрах при действии 10 мкг/мл  $Ni^{2+}$  остается стабильной на протяжении всего эксперимента (рис. 1А). Воздействие  $Ni^{2+}$  в концентрации 50 мкг/мл приводит к повышению активности GST в пищеварительной железе по отношению к контролю ( $p = 0,01$ ) лишь на седьмые сутки. Тогда как, в жабрах значимое повышение активности этого фермента ( $p = 0,02$ ) по сравнению с контролем наблюдается уже на 1 сутки эксперимента и снижается ( $p = 0,014$ ) к концу эксперимента (рис. 1А). Повышение активности GST может быть связано с увеличением экспрессии данного фермента в жабрах и гепатопанкреасе. Последующее снижение активности в жабрах может объясняться недостаточной метаболической активностью ткани.

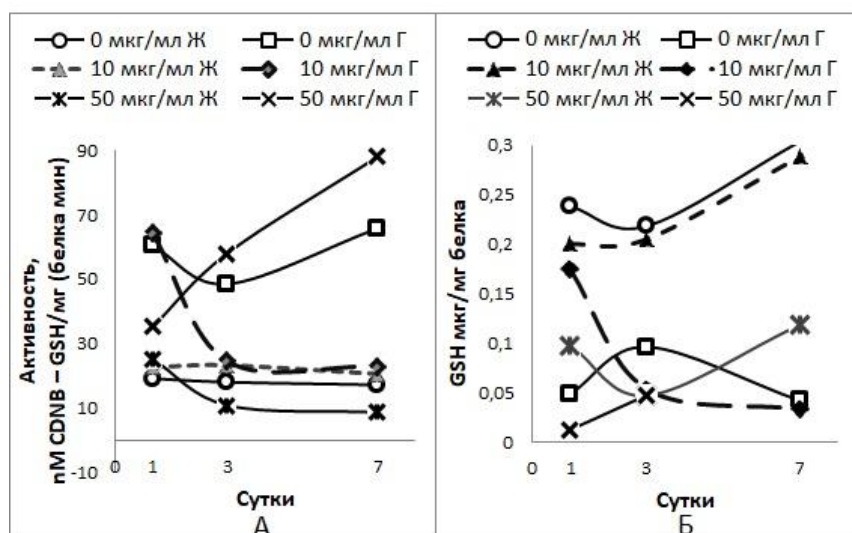


Рис. 1. Динамика GST (А) и GSH (Б) в тканях пресноводного двустворчатого моллюска *A. cygnea* (Ж – жабры, Г – гепатопанкреас)

Наблюдается более высокий уровень восстановленного глутатиона (GSH) в жабрах *A. cygnea* по сравнению с пищеварительной железой. Интересно, что более высокий уровень GSH в жабрах по сравнению с пищеварительной железой ранее был отмечен у морских двустворчатых моллюсков *Mytilus edulis* [18], что указывает на наличие некоторых закономерностей. При концентрации 10 мкг/мл Ni<sup>2+</sup> в воде уровень GSH в гепатопанкреасе через 1 сутки воздействия повышается (рис. 1Б). Такое изменение в системе происходит при первичном воздействии, вследствие чего включается первый этап ответной стресс-реакции организма, основной целью которой – минимизация воздействия стрессирующего фактора. В последующие дни эксперимента концентрация GSH снижается и вновь становится равным контрольным значениям. Этот факт может говорить о том, что организм переходит на следующий этап – «стадию устойчивости», отражающую полную адаптацию к стрессору [19].

В жабрах при действии 10 мкг/мл Ni<sup>2+</sup> не наблюдается достоверных изменений этого показателя по сравнению с контролем на протяжении всего эксперимента. На 3 сутки экспозиции опыта концентрация GSH в жабрах и гепатопанкреасе при действии 50 мкг/мл Ni<sup>2+</sup> статистически не отличаются. Кроме того, такая же концентрация GSH отмечается в гепатопанкреасе при концентрации Ni<sup>2+</sup> 10 мкг/мл (рис. 1Б). Возможно, схождение показателей в одной точке показывает согласованность ответной реакции организма на действие ТМ.

Активность Рх в пищеварительной железе выше, чем в жабрах. Статистически значимые изменения активности по сравнению с контролем наблюдаются в жабрах только на 7 сутки эксперимента при концентрациях 10 и 500 мкг/мл ( $p = 0,03$  и  $p = 0,005$  соответственно). В гепатопанкреасе активность этого фермента не изменяется. Преимущественное влияние Ni<sup>2+</sup> на ак-

тивность Рх в жабрах связано с тем, что жаберный эпителий непосредственно взаимодействует с внешней средой, в том числе с ТМ [20].

Влияние различных концентраций  $\text{Ni}^{2+}$  на активность каталазы не обнаружено. Этот факт заслуживает особого внимания, так как ряд авторов оценивает каталазу как высокочувствительный молекулярный биомаркер [21], что не согласуется с данными по двустворчатым моллюскам *A. cygnea* и *M. edulis* [18].

Полученные данные позволяют определить GSH и GST как более чувствительные молекулярные биомаркеры эффективного биомониторинга функционального состояния двустворчатых моллюсков.

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №17-04-01431\_a (руководитель проекта Н. Н. Фокина), а также в рамках бюджетной темы №0221-2017-0050 (№ г.р. АААА-А17-117031710039-3) «Биохимические механизмы, определяющие сходство и различия в развитии адаптаций у гидробионтов морских и пресноводных экосистем».*

### Литература

1. Водная стратегия Российской Федерации на период до 2020 года: утв. распоряжением Правительства РФ от 27 августа 2009 года №1235 р.
2. Немова Н. Н., Высоцкая Р. У. Биохимическая индикация состояния рыб. М.: Наука, 2004. 216 с.
3. Сидоров В. С., Немова Н. Н. Принципы и методы экологобиохимического тестирования и мониторинга природных сред // Финноугорский мир: состояние природы и региональная стратегия защиты окружающей среды. Сыктывкар: КНЦ УрО РАН, 2000. С. 134–140.
4. Cherkasov A. S. et al. Effects of acclimation temperature and cadmium exposure on cellular energy budgets in the marine mollusk *Crassostrea virginica*: linking cellular and mitochondrial responses // *Journal of Experimental Biology*. 2006. Т. 209. №. 7. С. 1274–1284.
5. Kim E. et al. Toxicity identification in metal plating effluent: Implications in establishing effluent discharge limits using bioassays in Korea // *Marine pollution bulletin*. 2008. Т. 57. № 6–12. С. 637–644.
6. Борвинская Е. В., Смирнов Л. П., Немова Н. Н. Глутатион-S-трансферазы рыб – потенциальные эколого-биохимические индикаторы антропогенного воздействия на водную среду (обзор) // Тр. КарНЦ РАН. 2009. № 3. С. 8–9.
7. Kienle C., Köhler H.-R., Gerhardt A. Behavioural and developmental toxicity of chlorpyrifos and nickel chloride to zebrafish (*Danio rerio*) embryos and larvae // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2009. Vol. 72. P. 1740–1747.
8. Rudneva I. I. Antioxidant system of Black Sea animals in early development // *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*. 1999. Т. 122. № 2. С. 265–271.
9. Zuykov M., Pelletier E., Harper D. A. T. Bivalve mollusks in metal pollution studies: from bioaccumulation to biomonitoring // *Chemosphere*. 2013. Т. 93. №. 2. С. 201–208.
10. Habig W. H., Pabst M. J., Jakoby W. B. Glutathione S-transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation // *Journal of biological Chemistry*. 1974. Т. 249. №. 22. С. 7130–7139.
11. Chance B., Maehly A. C. Assay of catalases and peroxidases. 1955.
12. Beers R. F., Sizer I. W. A spectrophotometric method for measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase // *J Biol chem*. 1952. Т. 195. № 1. С. 133–140.



13. Cohn V. H., Lyle J.A fluorometric assay for glutathione // Analytical biochemistry. 1966. Т. 14. № 3. С. 434–440.

14. Hissin P. J., Hilf R.A fluorometric method for determination of oxidized and reduced glutathione in tissues //Analytical biochemistry. 1976. Т. 74. № 1. С. 214–226.

15. Суховская И. В., Борвинская Е. В., Смирнов Л. П., Немова Н. Н. Сравнительный анализ методов определения концентрации белка спектрофотометрии в диапазоне 200–220 нм и по Бредфорд // Труды КарНЦ РАН. Сер. Экспериментальная биология. 2010. № 2. С. 68–71.

16. Einsporn S., Bressling J., Koehler A. Cellular localization of lead using an antibody-based detection system and enzyme activity changes in the gills and digestive gland of the blue mussel *Mytilus edulis* // Environmental toxicology and chemistry. 2009. Т. 28. № 2. С. 402–408.

17. Кулёва Н. В. Биохимические маркеры в водной экотоксикологии // Вестник Санкт-Петербургского университета. 2010. Сер. 3. № 2. С. 63–67.

18. Суховская И. В., Смирнов Л. П., Бобров С. А., Кочнева А. А., Борвинская Е. В., Бахмет И. Н. Влияние различных концентраций ионов никеля на некоторые компоненты антиоксидантной системы мидий // Изучение, рациональное использование и охрана природных ресурсов белого моря: Материалы XIII Всерос. конф. с междунар. участием. ФАНО РАН КарНЦ. 2017. С. 196–199.

19. Немова Н. Н., Ильмаста Н. В., Иешко Е. П., Мещерякова О. В. Биота северных озер в условиях антропогенного воздействия: Монография. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2012. 230 с.

20. Романова Е. М., Игнаткин Д. С., Шадыева Л. А., Шленкина Т. М. Биологический контроль окружающей среды в зонах повышенной антропогенной нагрузки. Ульяновск: ФГБОУ ВО Ульяновский ГАУ, 2015. 240 с.

21. Шахматова О. А. Отклик гидробионтов на стрессовые факторы морских экосистем // Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2012. № 7. С. 98–113.

## **ИЗМЕНЕНИЕ БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КРОВИ ЛАБОРАТОРНЫХ МЫШЕЙ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ ВЛИЯНИИ ХЛОРИДА МАРГАНЦА(II)**

*О. М. Плотникова, Н. С. Кириллов*

*Курганский государственный университет, plotnikom@yandex.ru*

Согласно ежегодным докладам «Природные ресурсы и охрана окружающей среды Курганской области» поверхностные воды Курганской области в большинстве по комплексному показателю – удельному комбинаторному индексу загрязненности воды (УКИВЗ) – характеризуются как «грязные». Наиболее распространенными загрязняющими веществами в водных объектах области являются соединения меди, марганца, цинка, железа, ионы аммония, нитриты, сульфаты, фосфаты, окисляемые органические вещества, нефтепродукты [1].

Для поверхностных вод Курганской области среди всех загрязняющих веществ особо выделяется марганец (ПДК марганца для воды рыбохозяйственных водоемов составляет 0,1 мг/л). Среднее содержание ионов марганца в реках и озерах колеблется от 5 до 30 ПДК. Для главной водной артерии – реки Тобол – в районе постоянных наблюдений «Арбинка» (1,5 км выше г. Кургана) за последние восемь лет минимальное содержание марганца

было зафиксировано в 2013 г. – 21,4 ПДК, а максимальное – в 2012 г. – 40,9 ПДК. Среднее содержание марганца в этой точке пробоотбора за восемь лет составило 28,8 ПДК. Для ионов марганца на отдельных водных объектах отмечаются разовые экстремально высокие повышения ПДК (ЭВЗ), т. е. выше 50 ПДК, а в 2014 г. в зимнюю межень в р. Чумляк было зафиксировано рекордное превышение ионов марганца – 156 ПДК [2]. Содержание высоких концентраций марганца в воде обусловлено природными факторами: высокое содержание марганца в почвах, залегание марганцевых руд [1]. Среди других загрязнителей выделяется медь; концентрация ионов меди в реке Тобол редко бывает ниже 3 ПДК (в среднем составляет 4 ПДК).

Марганец является важнейшим эссенциальным микроэлементом, участвует в регуляции углеводного и жирового обмена, в метаболизме азота и кислорода, служит кофактором ферментов [3, 4]. Важным свойством марганца является его многовалентность, что способствует его возможности инициировать и обрывать радикальные процессы и участвовать в окислительно-восстановительных реакциях [5]. С другой стороны, соединения марганца проявляют нейротоксичность за счет способности преодолевать гематоэнцефалический барьер и накапливаться в липидных тканях, проявляя кумулятивный эффект [6]. При этом отмечается, что хроническая интоксикация развивается медленно, симптомы неспецифичны, что затрудняет диагностику [4].

В связи с этим нами было проведено исследование по изучению биохимических показателей крови лабораторных мышей при длительном поступлении ионов марганца (II) в организм животного.

Для эксперимента были отобраны опытная и контрольная группы мышей. Мышей опытной группы поили раствором хлорида марганца с концентрацией ионов марганца 200 ПДК, мышей контрольной группы поили водой. Было проведено 3 серии эксперимента: 1 серия – мышей поили 2 месяца (1 поколение); родившихся мышат отсаживали и поили дальше еще 2 месяца – 2 серия (2 поколение), после рождения мышат во 2 серии, их снова отсаживали и поили еще 2 месяца (3 поколение). По окончании эксперимента животных декапитировали, для исследования отбирали кровь и центрифугировали. Все работы с лабораторными мышами проводили согласно принципам гуманного отношения к животным и правилами лабораторной практики [7].

В полученной плазме крови определяли: содержание общего белка, активность аланин- (АЛТ) и аспартат- (АСТ) аминотрансфераз, сывороточной холинэстеразы (ХЭ), характеризующие функциональное состояние печени, а также показатели окисления липидов и белков – содержание малонового диальдегида (МДА), характеризующего перекисное окисление белков (ПОЛ), и альдегидо- (АФГ) и кето- (КФГ) фенилгидразонов, характеризующих окислительную модификацию белков (ОМБ) [8].

Полученные экспериментальные данные обрабатывали методами непараметрической статистики: совокупности экспериментальных данных в каждой выборке описывали с помощью медианы и процентилей; на основании медианы считали различия в процентах (%) опытных и контрольных групп;

достоверность различий между выборками экспериментальных данных оценивали с использованием критерия Вилкоксона для независимых выборок при  $p < 0,05$  [9].

В результате проведенного исследования было выявлено, что в плазме крови мышей первого поколения после поения раствором хлорида марганца с концентрацией ионов марганца 200 ПДК активность ферментов, характеризующих функции печени, в том числе белковообразующую, снижалась на 20–30% для аминотрансфераз и на 13% для холинэстеразы. При этом активировались процессы ПОЛ, о чем говорит повышение содержания МДА в 1,4 раза, при снижении продуктов окислительной модификации белков, фиксируемых в виде АФГ и КФГ (рис.).

У мышей 2-го поколения не было зафиксировано значимых отличий для большинства изучаемых показателей, т. е. основные показатели плазмы крови в основном пришли к норме. Однако для продуктов глубокого окисления белков было отмечено снижение до 63% от контроля, что указывает на начавшиеся интоксикационные процессы.

Для особей 3-го поколения достоверно значимое повышение активности АЛТ и резкое повышение продуктов ОМБ. Активация процессов окисления белков указывает о начавшихся нарушениях в работе антиоксидантной системы организма, однако отсутствие повышения продуктов ПОЛ указывает на наличие определенной устойчивости систем организма на этот период.

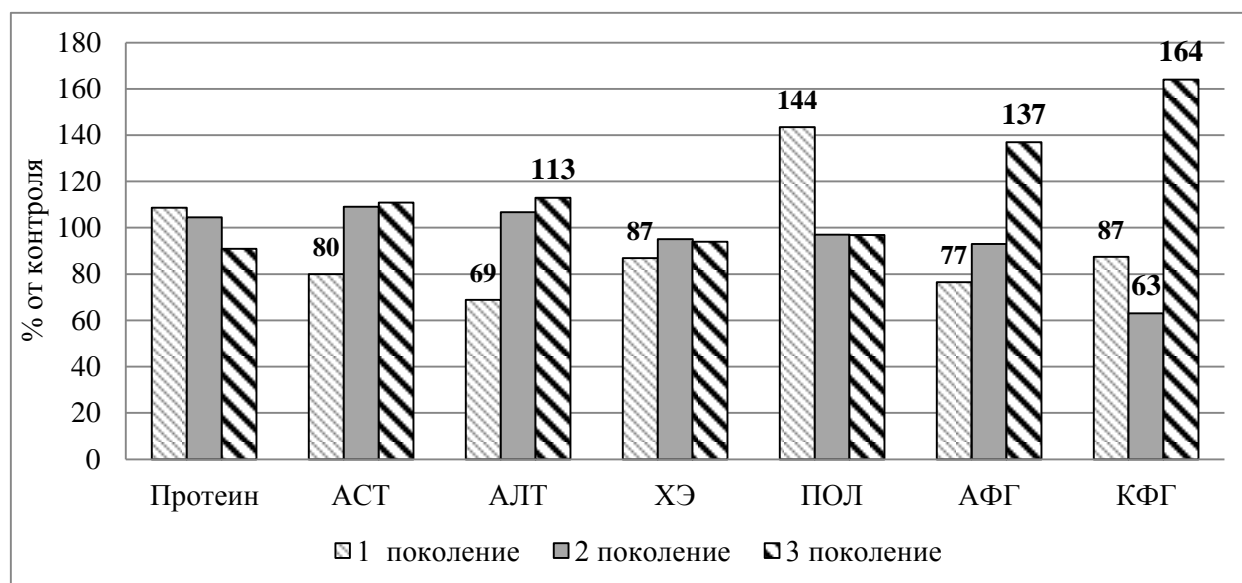


Рис. Биохимические характеристики плазмы крови лабораторных мышей после поения раствором хлорида марганца(II) в течение 2-х (1 поколение), 4-х (2 поколение) и 6-и (3 поколение) месяцев (цифрами приведены данные в случае статистически значимых отклонений при  $p < 0,05$ )

Таким образом, в условиях проведенного эксперимента показано, что длительная интоксикация теплокровного организма ионами марганца постепенно приводит к срыву в работе, прежде всего, антиоксидантной системы. Для мышей это проявилось в третьем поколении. Это указывает на необхо-

димось постоянного контроля содержания марганца в воде для бытовых нужд в регионах.

### Литература

1. Природные ресурсы и охрана окружающей среды Курганской области в 2017 году. Доклад. Курган, 2018. 244 с.
2. Обеспечение проведения экологического мониторинга в районе расположения Объекта в г. Щучье Курганской области в 1-м полугодии 2014 г. Отчет. Курган, 2014. 109 с.
3. Элленхори М. Дж. Медицинская токсикология: диагностика и лечение отравлений у человека. Москва, 2003. Т. 2. 1029 с.
4. Шестова Г. В., Иванова Т. М., Ливанов Г. А., Сизова К. В. Токсические эффекты марганца как фактор риска для здоровья населения // Медицина экстремальных ситуаций. 2014. № 4 (50). С. 59–65.
5. Сулейманова А. Д., Любина Е. Н. Роль минеральных веществ в регуляции процессов свободно-радикального окисления в организме // Actualscience. 2016. Т. 2. № 1. С. 7–8.
6. Общая токсикология / Под ред. Б. А. Курляндского, В. А. Филова. М.: Медицина, 2002. 608 с.
7. Правила лабораторной практики в Российской Федерации: приложение к приказу МЗ РФ № 267 от 19.06.2003.
8. Справочник по лабораторным методам исследования / Под ред. Л. А. Даниловой. СПб.: Питер, 2003. С. 218–277.
9. Гланц С. Медико-биологическая статистика. М.: Практика, 1998. 459 с.

## ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ НЕФТЕПРОДУКТОВ С ПОМОЩЬЮ БИОМАРКЕРОВ ИКРЫ МОРСКИХ РЫБ

*И. И. Руднева*

*Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского,  
svg-41@mail*

К наиболее опасным факторам риска при функционировании морского нефтегазового комплекса относятся нефтяные разливы в прибрежной зоне, слив льяльных вод, аварийные выбросы нефтепродуктов [1]. Проблема эта актуальна и для Черного моря, она продолжает усугубляться в связи с интенсификацией нефтеразработок на шельфе, дальнейшим развитием транспортных перевозок нефтепродуктов и прибрежной коммунальной инфраструктуры [2, 3]. От нефтяного загрязнения в большей степени страдают прибрежные экосистемы, куда нефть и нефтепродукты попадают не только в результате сброса с морского транспорта, но также со стоками рек, коммунальными и промышленными сточными водами.

В то же время в прибрежных водах происходит нерест многих гидробионтов, ранние стадии развития которых очень чувствительны к действию загрязнителей, включая нефть и нефтепродукты. Это проявляется в повышенной гибели, развитии аномалий, нарушении развития икринок и личинок, изменении времени эмбриогенеза, а также ответных реакциях защитных систем,

в частности, антиоксидантной и иммунной [4–6]. В настоящее время ферменты антиоксидантной системы являются удобными и эффективными биомаркерами окислительного стресса, который возникает в организме при действии различных неблагоприятных факторов [7]. Развитие токсических реакций сопровождается усилением свободнорадикальных процессов, что приводит к сдвигу оксидантно-антиоксидантного баланса, к различным патологическим состояниям и, в конечном итоге, к гибели. В связи с этим активность антиоксидантных ферментов в тканях разных гидробионтов и ее изменение являются признанными биомаркерами состояния организма в неблагоприятных условиях существования. Нами и другими авторами установлены сдвиги активности антиоксидантных ферментов в тканях морских гидробионтов, обитающих в загрязненных акваториях или подвергнутых действию отдельных токсикантов в эксперименте [5]. Однако, информация об откликах биомаркеров и механизмах их реализации все еще остается недостаточной, несмотря на то, что многие показатели включены в региональные и международные мониторинговые программы, позволяющие оценить экологическое состояние водных объектов, в том числе после разливов нефти при крушении танкеров и аварийных выбросах на нефтяных платформах [7, 8].

На этом основании целью настоящей работы явилось исследование влияния мазута и солянки в концентрации  $10^{-5}$  мл/л на биомаркеры икры бычка-цуцика *Proterorhinus marmoratus*, находящейся на VI этапе развития. В качестве биомаркеров анализировали активность некоторых антиоксидантных ферментов.

Икру бычка-цуцика *Proterorhinus marmoratus* на этапе развития VI собирали в прибрежных водах акватории Севастополя. Солянку и мазут в концентрации  $10^{-5}$  мл/л вносили в профильтрованную морскую воду, перемешивали 20–30 минут, получая стойкую эмульсию. После получасового отстаивания ее вносили в аэрируемые аквариумы, куда помещали икру в количестве 50 икринок в каждую емкость и инкубировали при температуре воды, соответствующей таковой в море [9]. В аналогичных условиях содержали контрольную икру без токсикантов. Развитие икры, взятой на данном этапе, продолжалось 3 суток, после чего живые икринки отбирали для исследования активности ферментов, которые проводили в 3-х повторностях. опыты проводили в 4-х повторностях.

Активность антиоксидантных ферментов супероксиддисмутазы (СОД), каталазы (КАТ), пероксидазы (ПЕР) и глутатионредуктазы (ГР) анализировали в соответствии с методами, описанными нами ранее [10], на спектрофотометре Specol-211 (фирма Carl Zeiss, Jena, Германия). Результаты исследований обрабатывали статистически общепринятыми методами, вычисляли среднее арифметическое и ошибку средней ( $M \pm m$ ) и выражали в % к контролю, взятому за 100%.

Результаты исследований показали, что активность ферментов изменялась в икре под действием нефтепродуктов (рис.). Активность СОД незначительно возрастала под действием мазута (+8%) и солянки (+66,3%) по отно-

шению к контролю, тогда как активность КАТ снижалась (-33% и -47% соответственно). Активность ПЕР существенно возростала по сравнению с показателями интактной икры на 379% при инкубации в растворе мазута ( $p < 0,01$ ) и солярки (+274%,  $p < 0,05$ ). Активность ГР колебалась неоднозначно: в среде с мазутом она снижалась на 80%, тогда как в среде с соляркой повышалась на 752% ( $p < 0,01$  по отношению к контролю).

Хотя нефть и нефтепродукты являются одним из доминирующих загрязнителей морей и океанов, их токсическое действие на морские организмы остается недостаточно изученным [6]. Особенно уязвимы к негативному влиянию нефтяных углеводородов ранние стадии гидробионтов. Поскольку случаи разлива нефти происходят довольно часто в морях и океанах, то необходима разработка соответствующих тестов, которые могут оценить негативные эффекты на биоту водных экосистем [4]. В данном исследовании в качестве тестируемого объекта выбрана икра типичной донной рыбы Черного моря, обитающей на мелководье – бычка-цуцика. Икра донная, и в природных условиях ее развитие происходит в прибрежной зоне, которая в наибольшей степени подвержена действию различных загрязняющих веществ, включая, как показано выше, нефтепродуктов. Результаты наших исследований позволили установить выраженные отклики антиоксидантной ферментной системы икры бычка на действие двух видов нефтепродуктов. При этом реакции ферментов были не всегда одинаковыми и зависели от токсиканта.

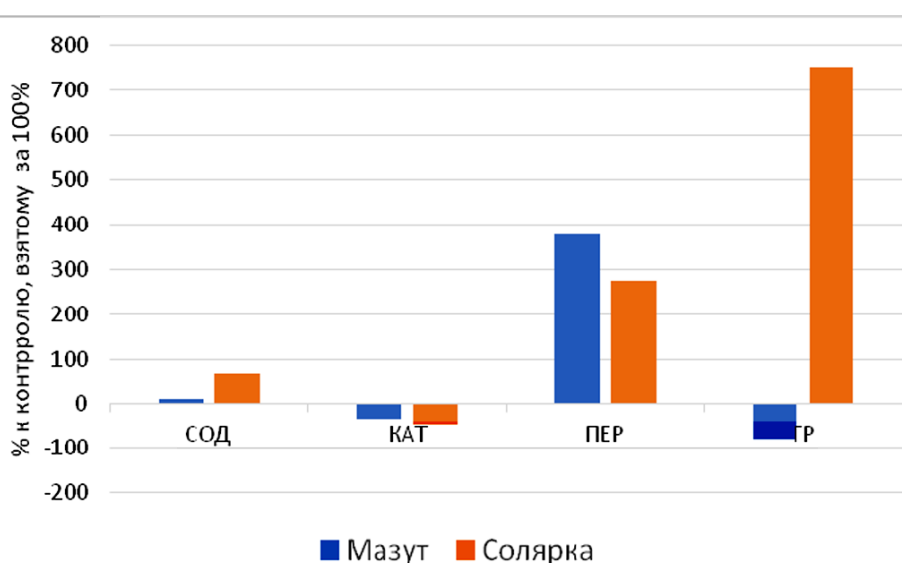


Рис. Изменение активности антиоксидантных ферментов икры бычка-цуцика на этапе развития IV ( $M+m$ ), подвергнутой действию солярки и мазута в концентрации  $10^{-5}$  мл/л. Данные представлены в % к контролю, взятому за 100%. Время инкубации 3 суток

Поскольку мазут и солярка широко используется на морском транспорте и в отопительных системах приморских населенных пунктов, то они часто попадают в водную среду и наносят ей ущерб. На основании проведенных исследований можно заключить, что под действием тестируемых нефтепродук-

тов в развивающейся икре бычка-цуцика происходит развитие окислительного стресса, о чем свидетельствует изменением активности антиоксидантных ферментов. При этом у икринок наиболее чувствительным ферментом к действию нефтяного загрязнения оказалась пероксидаза, активность которой под действием обоих видов нефтепродуктов увеличивалась на 274–376% по отношению к контролю. Активность остальных исследуемых ферментов варьировала в меньшей степени. Активность каталазы ингибировалась под влиянием токсикантов и демонстрировала тем самым выраженный токсический эффект нефти. Отклик глутатионредуктазы был неоднозначным и характеризовался некоторым снижением активности фермента при инкубации икры в среде с мазутом, тогда как в среде с соляной активностью фермента возрастала по сравнению с показателями интактной икры более, чем на 700%. Сходные результаты развития окислительного стресса в икре рыб, подвергнутой действию разных видов нефтепродуктов, были отмечены и другими авторами [11, 12].

Таким образом, ранние онтогенетические стадии прибрежных рыб являются удобной моделью для оценки токсического действия нефти и нефтепродуктов, разливы которых часто происходят в шельфовой зоне, особенно в акваториях больших городов и портовых районов. Результаты данного исследования демонстрируют эффективность применения молекулярных биомаркеров, которыми являются компоненты защитной антиоксидантной системы, для разработки и использования их в тестах для оценки токсичности морской среды и для мониторинговых программ.

*Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №18-44-920007 «Роль глобальных и локальных факторов в формировании ихтиопланктонных сообществ Черного моря». Автор выражает благодарность к.б.н. Т. Л. Чесалиной за разработку дизайна эксперимента.*

#### Литература

1. Патин С. А. Морской нефтегазовый комплекс: и факторы экологического риска // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2015. № 4. С. 5–12.
2. Кузнецов А. Н., Федоров Ю. А. Закономерности распределения и трансформации нефтяного загрязнения в районе техногенной катастрофы в Керченском проливе // Известия Русского географического общества. 2010. Т. 142. Вып. 2. С. 53–59.
3. Oguz T. Controls of multiple stressors on the Black Sea Fishery // *Frontiers in Marine Science*. 2017. V. 4. Article 110. P. 1–12.
4. Pereira T. M., Merçon J., Passos L. S., Coppo G.C., Lopes T. O. M., Cabral D.S., Scherer R., Chippari-Gomes A.R. Effects of the water-soluble fraction of diesel oil (WSD) on the fertilization and development of a sea urchin (*Echinometra lucunter*) // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. V. 162. P. 59–62.
5. Rudneva I. I. Biomarkers for stress in fish embryos and larvae. CRC Press. Taylor & Francis Group. 2014. 206 p.
6. Hansen B. H., Farkas J., Nordtug T., Altin D., Brakstad O. G. Does microbial biodegradation of water-soluble components of oil reduce the toxicity to early stages of fish? // *Environmental Science and Technology*. 2018. V. 162. P. 59–62.

7. Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N. B. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2003. V. 13. No 3. P. 57–149.

8. Martinez-Gomez C., Campillo J. A., Benedicto J., Fernandez B., Valdes J., Garcia I., Sanchez F. Monitoring biomarkers in fish (*Lepidorhombus boschii* and *Callionymus lyra*) from the northern Iberian shelf after the Prestige oil spill // *Marine Pollution Bulletin*. 2006. V. 53. P. 305–314.

9. Чесалина Т. Л., Руднева И. И., Кузьминова Н. С. Токсическое действие соляра на молодь черноморской кефали-остроноса *Liza saliens*. Вопросы ихтиологии. 2000. Т. 40. № 3. С. 429–432.

10. Руднева И. И., Скуратовская Е. Н., Омельченко С. О. Биоиндикация экологического состояния морских акваторий с помощью биомаркеров рыб // *Водные ресурсы*. 2011. Т. 38. № 1. С. 92–97.

11. Geraudie P., Bakkemo R., Milinkovitch T., Tyomas-Guyon H. First evidence of marine diesel effects on biomarker responses in the Icelandic scallops, *Chlamys islandica* // *Environmental Science and Pollution Research International*. 2016. V. 23. No 16. P. 16504–6512.

12. Jiang M., Li L., Shen G., Shen X. Oxidative stress in shellfish *Sinonovacula constricta* exposed to the water accommodated fraction of zero sulfur diesel oil and pinghu crude oil // *Archives Environmental Contamination and Toxicology*. 2017. V. 73. No 2. P. 294–300.

## ОСОБЕННОСТИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НИТРАТНОГО И АММОНИЙНОГО АЗОТА В ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПРИРОДНЫХ ВОДАХ

*Е. В. Дабах*<sup>1,2</sup>, *Г. Я. Кантор*<sup>2,3</sup>, *Т. И. Кутявина*<sup>3</sup>, *С. Г. Скугорева*<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,*

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

<sup>3</sup> *Вятский государственный университет, ecolab2@gmail.com*

В практике химического анализа природных вод для определения нитратного и аммонийного азота наиболее широко применяются методы фотометрии [1, 2] и ионной хроматографии [3, 4]. Многолетний опыт использования этих методов для анализа загрязненных природных вод, пробы которых отбирались в окрестностях химических предприятий, позволяет нам сделать некоторые выводы о возможности их применения в широком диапазоне концентраций минеральных соединений азота.

Пробы отбирались в одно и то же время (в августе) из четырех водоемов, расположенных в пойме р. Вятки: из трех озер и карьера. Поскольку источником загрязнения являются подземные воды, разгружающиеся в озера, то в водоемах отчетливо проявляется стратиграфическая дифференциация по минерализации. Во время весеннего паводка водоемы промываются на разную глубину в зависимости от интенсивности паводка, морфометрических характеристик водоемов, в послепаводковый период граница между относительно чистой и загрязненной водой начинает подниматься к поверхности. В полевых условиях с помощью кондуктометра WTW Cond 3310 с датчиком Tetra Con - 325 определялась удельная электропроводность воды. Скачок электропроводности на определенной глубине дает возможность отследить динамику загрязнения водоема после весенней промывки. Пробы воды из водо-



емов отбирали с поверхности, из придонного слоя воды и на «скачке минерализации». В лабораторных условиях в пробах определяли электропроводность и содержание ионов азотной группы, поскольку высокая минерализация воды обусловлена в основном ионами аммония и нитрат-ионами.

Как видно из таблицы, в целом результаты определения аммония, полученные двумя методами, близкие, различия – в пределах погрешности. Коэффициент корреляции превышает 0,99. Однако в пробах, отобранных из относительно чистых поверхностных слоев, в которых концентрации катионов кальция, магния, стронция сопоставимы с концентрацией аммония, а в некоторых пробах на порядок превышают ее, различия весьма существенны. При этом в обоих случаях выявлена высокая положительная корреляция между электропроводностью воды и содержанием аммония (рис. 1).

Таблица

**Результаты определения содержания ионов аммония и нитрат-ионами в природной воде двумя методами**

Водоем	Глубина отбора пробы	Удельная электропроводность, мкСм/см	Метод фотометрии		Метод хроматографии	
			аммоний, мг/дм <sup>3</sup>	нитраты, мг/дм <sup>3</sup>	аммоний, мг/дм <sup>3</sup>	нитраты, мг/дм <sup>3</sup>
Озеро 1	поверхность	913	72±15	171±21	100±10	370±60
	2,5 м	37700	5000±1000	5800±700	4000±600	21400±3200
	5,0 м	90600	12900±2700	1200±150	11500±1700	58000±9000
Озеро 2	поверхность	481	18,6±3,9	97±12	36,3±3,6	166±25
	2, 5 м	30400	3800±800	3500±400	3300±500	17900±2700
	7,0 м	84100	12300±2600	49000±6000	10700±1600	58000±9000
Озеро 3	поверхность	910	18,1±3,8	39±5	20,3±2,0	54±8
	3,0 м	8690	700±150	1240±150	800±80	3200±500
	6,0 м	40300	5300±1100	5800±700	4800±500	21400±3200
Карьер	поверхность	644	11,8±2,5	26,3±3,2	9,2±0,9	23,5±3,5
	2,5 м	780	17,2±3,6	43±5	15,9±1,6	39±6,0
	5,0 м	67600	7400±1600	9300±1200	8200±1200	24300±3700
	7,0 м	85500	12000±2500	21200±2500	11100±1700	35000±5000

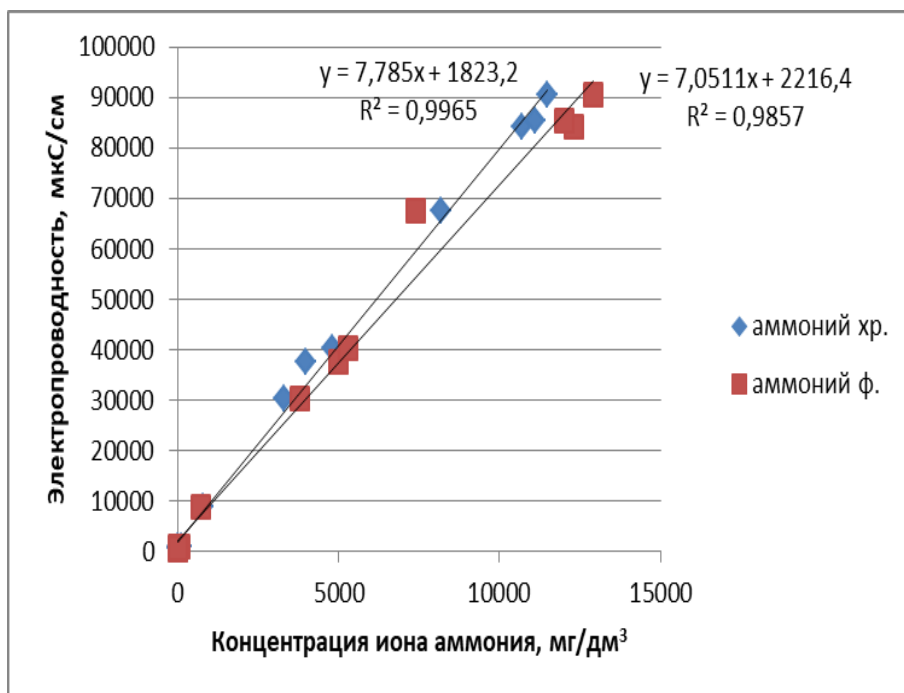


Рис. 1. Корреляция между электропроводностью растворов и концентрацией ионов аммония, измеренной фотометрическим (ф) и хроматографическим (хр) методами

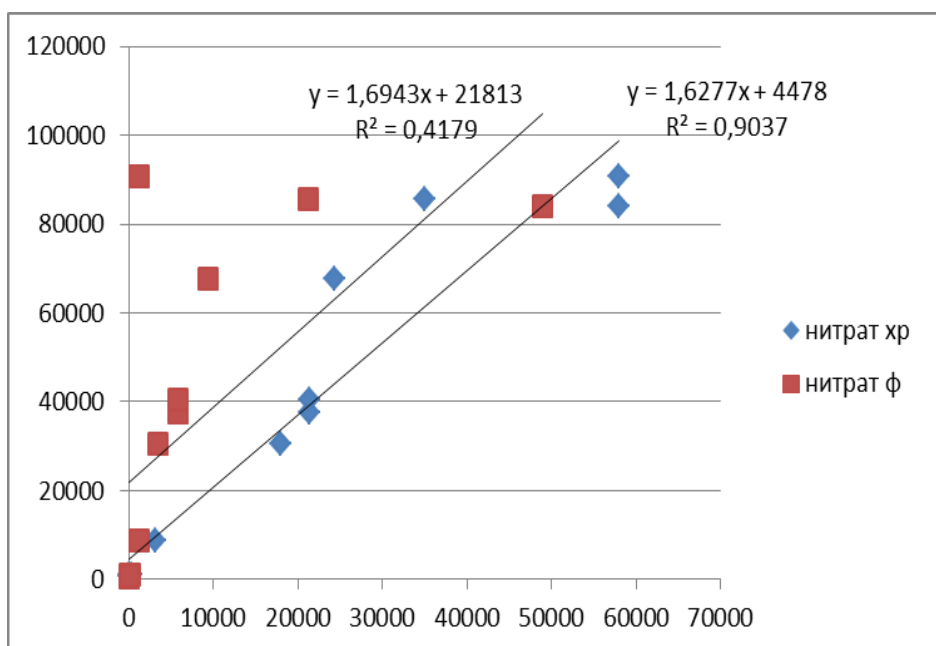


Рис. 2. Корреляция между электропроводностью растворов и концентрацией нитрат-ионов, измеренной фотометрическим (ф) и хроматографическим (хр) методами

При сравнении результатов определения нитрат-ионов в воде фотометрическим и хроматографическим методами были отмечены следующие закономерности: при малых концентрациях сопоставимые результаты выявлены только в двух пробах, отобранных из поверхностных слоев воды из карьера, при высоких концентрациях значения показателей

отличаются весьма существенно (табл.). Коэффициент корреляции между данными, полученными разным методом, составляет всего 0,68.

Коэффициент корреляции между концентрациями нитрат-ионов, определенными методом хроматографии, и электропроводностью воды превышает 0,95. Результаты фотометрического определения не соответствуют электропроводности воды – коэффициент корреляции составляет 0,6465 (рис. 2). Следует отметить, что аналогичный коэффициент корреляции между электропроводностью и концентрацией нитрат-ионов, измеренной фотометрическим методом, был получен и по данным прошлого года (0,6581).

Согласно методике измерения концентрации нитрат-ионов [1] «мешающие влияния при фотометрическом методе определения нитрат-ионов обусловлены присутствием взвешенных, окрашенных органических веществ, хлоридов в количествах, превышающих 200 мг/дм<sup>3</sup>, нитритов – при содержании свыше 2,0 мг/дм<sup>3</sup>, железа – при массовых концентрациях более 5,0 мг/дм<sup>3</sup>».

Содержание хлорид-ионов в некоторых высокоминерализованных пробах превышает 200 мг/дм<sup>3</sup>, но эти пробы изначально разбавляются в 1000 раз, и мешающее действие перечисленных выше ионов при этом устраняется.

Можно предположить, что мешающие определению нитратов компоненты не ограничиваются указанными в методике, а состав природных вод в окрестностях химических предприятий настолько богатый и разнообразный, что предусмотреть все возможные варианты влияния отдельных веществ, а также их соединений просто невозможно.

Таким образом, при определении ионов аммония и нитрат-ионов в загрязненных поверхностных водах предпочтительнее использовать метод хроматографии. Метод фотометрии позволяет с большой точностью определять содержание ионов аммония, но не рекомендуется для определения нитрат-ионов.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

### Литература

1. ПНД Ф 14.1:2:4.4-95 Методика измерений массовой концентрации нитрат-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с салициловой кислотой.
2. ПНД Ф 14.1:2:3.1-95 Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера.
3. ФР.1.31.2005.01724 Методика выполнения измерений массовой концентрации фторид-, хлорид-, нитрат-, фосфат- и сульфат-ионов в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии.
4. ФР.1.31.2005.01738 Методика выполнения измерений массовой концентрации катионов аммония, калия, натрия, магния, кальция и стронция в пробах питьевой, минеральной, столовой, лечебно-столовой, природной и сточной воды методом ионной хроматографии.

## ИССЛЕДОВАНИЕ СПОСОБНОСТИ БУМАЖНОГО ФИЛЬТРА, МОДИФИЦИРОВАННОГО ГУМИНОВЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ ТОРФА, СНИЖАТЬ КОНЦЕНТРАЦИЮ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ В ВОДЕ

*А. И. Фокина, М. Н. Оботурова, О. М. Абдухалилов, Н. В. Ратканова*  
*Вятский государственный университет, ae954@lenta.ru*

В последние десятилетия возрос интерес к созданию эффективных и экономичных сорбентов загрязняющих веществ (ЗВ) на основе гуминовых препаратов. Однако практически отсутствуют данные о простых в использовании и компактных фильтрах на основе гуминовых кислот (ГК), изготовление которых доступно в лаборатории любого уровня оснащённости. Поэтому целью исследования было исследование возможности очистки воды от некоторых загрязнителей с помощью фильтра модифицированного гуминовыми кислотами, выделенными из торфа.

Выделенные из торфа ГК, растирали в фарфоровой ступке и наносили втиранием на целлюлозный фильтр, далее через воронку со вставленным в неё модифицированным фильтром пропускали воду с различными загрязнителями: поверхностно-активные вещества (ПАВ – 3,64 мг/дм<sup>3</sup>), нефтепродукты (НП – 1,35 мг/дм<sup>3</sup>), полиароматические углеводороды (ПАУ – 300·10<sup>-5</sup> мг/дм<sup>3</sup>), соли кальция и магния (Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup> – 500 мг/дм<sup>3</sup>), ионы аммония (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – 0,31 мг/дм<sup>3</sup>), ионы железа(III) (Fe<sup>3+</sup> – 0,57 мг/дм<sup>3</sup>). Причина использования в эксперименте данных концентраций в моделировании среднего уровня загрязнения воды согласно руководящему документу «Метод комплексной оценки степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям», согласно которому кратность превышения ПДК для 1–2 класса опасности (ПАУ) равна 2–3 раза, для 3–4 класса (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>3+</sup>) – 2–10 раз, веществ 4 класса опасности (НП, ПАВ) – 2–30 раз для среднего уровня загрязнения питьевой воды [1]. Контролем была питьевая вода «Ключ здоровья». Воду с ЗВ объёмом 0,5 дм<sup>3</sup> пропускали через фильтр и определяли концентрацию ЗВ в фильтрате. НП и ПАВ определяли на анализаторе жидкости «Флюорат-02» [2, 3], ПАУ – методом экстракции бенз(а)пирена из проб воды гексаном и последующим определением методом ВЭЖХ с флуоресцентным детектором [4], жёсткость – методом комплексонометрического титрования [5], концентрацию ионов аммония – методом спектрофотометрии с реактивом Несслера [6], концентрацию ионов железа(III) – методом спектрофотометрии с сульфосилициловой кислотой [7], сухое вещество – методом гравиметрии [8], токсичность – с помощью тест-системы «Эколюм» [9] и реакции ракообразных *Daphnia magna* Straus [10].

Таблица 1

**Изменение состава воды после её пропускания через фильтр,  
модифицированный гуминовыми кислотами торфа**

ЗВ	Класс опасности	ПДК ЗВ в питьевой воде, мг/дм <sup>3</sup>	Содержание ЗВ в воде, мг/дм <sup>3</sup>		Степень очистки, %
			до фильтрации (внесено)	после фильтрации	
ПАВ	4	0,5	3,64	1,16±0,23	68,1
НП	4	0,1	1,35	0,80±0,20	40,7
ПАУ	1	1·10 <sup>-9</sup>	300·10 <sup>-5</sup>	(19,0±2,1)·10 <sup>-5</sup>	93,6
Mg <sup>2+</sup> + Ca <sup>2+</sup>	-	640	500	400±60	20,2
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	3	0,1	0,31	0,080±0,031	74,8
Fe <sup>3+</sup>	3	0,3	0,57	0,150±0,015	73,7

Модифицированный ГК фильтр в большей степени очищает воду от ПАУ, Fe<sup>3+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> и ПАВ (табл. 1), средняя степень очистки характерна для НП, низкая в случае с жёсткостью воды. Способность очищать воду от ЗВ у ГК связана с наличием карбоксильных и гидроксильных групп в структуре ГВ. От ионов аммония и ПАВ очистка происходит также за счёт функциональных групп. ГВ образуют внутрикомплексные соединения с металлами [12]. Наличие гидрофобных участков в структуре ГВ обеспечивает их высокое сродство к ПАУ, являющимся наиболее опасным классом ЗВ [11]. Однако полной очистки не достигнуто ни с одним из ЗВ, что говорит о необходимости добавить дополнительный очистительный компонент или сделать несколько слоёв фильтра, модифицированных ГК.

Таблица 2

**Влияние фильтрации на токсичность растворов для *Daphnia magna***

ЗВ	Гибель особей <i>Daphnia magna</i> , %		Заключение о токсичности
	до фильтрации	после фильтрации	
ПАВ	0	0	0 – проба не токсична для <i>Daphnia magna</i> 100 – проба приводит к гибели всех особей <i>Daphnia magna</i>
НП	100	0	
Mg <sup>2+</sup> + Ca <sup>2+</sup>	100	0	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0	0	
Fe <sup>3+</sup>	0	0	
«Ключ здоровья»	0	0	

Для ракообразных *Daphnia magna* оказались нетоксичными пробы воды, в которые внесены Fe<sup>3+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, ПАВ, как до, так и после фильтрования. К гибели приводит вода, имеющая повышенную жёсткость и НП (до фильтрования). После фильтрования вода указанных вариантов не оказывает токсического действия на ракообразных *Daphnia magna*.

**Влияние фильтрации на токсичность растворов  
(тест-система «Эколюм»)**

ЗВ	Индекс токсичности на биотесте «Эколюм» Т (у.е.)	
	до фильтрации	после фильтрации
ПАВ	19±6	0
НП	0	0
Жесткость	12± 4	33±10
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0	0
Fe <sup>3+</sup>	0	0
«Ключ здоровья»	контроль	0

Если индекс токсичности меньше 20 – проба имеет степень допустимой токсичности, к ним относятся варианты: «НП» до фильтрации, до и после фильтрации варианты «Fe<sup>3+</sup>», «NH<sub>4</sub><sup>+</sup>», «ПАВ» и «Ключ здоровья». Индекс токсичности от 20 до 49,99 – образец токсичен (вариант до и после фильтрации с повышенной жёсткостью, после – с жёсткостью). Увеличение токсичности раствора, моделирующего жёсткость, за счёт пропускания обусловлено тем, что вместо ионов Ca<sup>2+</sup> и Mg<sup>2+</sup> выходят другие компоненты, влияющие на токсичность.

Таким образом, ГК, благодаря их способности снижать концентрацию ЗВ и токсичность водного раствора, перспективно исследовать в качестве одного из компонентов фильтра для воды. Они сорбируют ПАУ, ПАВ, Fe<sup>3+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> до 93,6; 68,1; 73,7 и 74,8% соответственно, НП до 40,7%, жесткость уменьшается на 20,2%. Для более глубокой очистки водного раствора и приближения значений концентраций ЗВ после очистки к ПДК можно увеличить количество ГК или добавить дополнительный сорбент, например активированный уголь.

### Литература

1. РД 52.24.643-2002 Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязнённости поверхностных вод по гидрохимическим показателям, 2002.
2. ПНД Ф 14.1:2:4.128-98 Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах природных, питьевых, сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флуорат-02», 2012.
3. ПНД Ф 14.1:2:4.158-2000 (М 01-06-2013) Методика измерений массовой концентрации анионных поверхностно-активных веществ в пробах природных, питьевых и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флуорат-02», 2014.
4. ГОСТ 31860-2012 Вода питьевая. Метод определения содержания бенз(а)пирена. 2014-01-01. Межгосударственный стандарт, 2014.
5. ГОСТ 31954-2012 Вода питьевая. Методы определения жесткости. 2014-01-01. Межгосударственный стандарт, 2014.
6. ГОСТ 33045-2014 Вода. Методы определения азотсодержащих веществ. 2016-01-01. Межгосударственный стандарт.
7. ГОСТ 4011-72 Вода питьевая. Методы измерения массовой концентрации общего железа. 1974-01-01. Межгосударственный стандарт.

8. ГОСТ 18164-72 Вода питьевая метод определения содержания сухого остатка. 1974-01-01. Межгосударственный стандарт, 2003.
9. МР 01.021-07 Методика экспрессного определения интегральной химической токсичности питьевых, поверхностных, грунтовых, сточных и очищенных сточных вод с помощью бактериального теста «Эколюм». Методические рекомендации.
10. ГОСТ Р 56236-2014 (ИСО 6341:2012) Вода. Определение токсичности по выживаемости пресноводных ракообразных *Daphnia magna* Straus.
11. Орлов Д. С. Химия почв. М.: МГУ, 1992. 259 с.
12. Дроздова Т. В. Роль гуминовых кислот в геохимии почв // Почвоведение. 1963. № 8. С. 40–48.

## **ВЛИЯНИЕ pH НА АНАЛИТИЧЕСКИЙ СИГНАЛ, ПОЛУЧАЕМЫЙ ТЕТРАЗОЛЬНО-ТОПОГРАФИЧЕСКИМ МЕТОДОМ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ТОКСИЧНОСТИ РАСТВОРОВ**

*А. И. Фокина<sup>1</sup>, Е. В. Веселова<sup>1</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, veselova.katya01@mail.ru*

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

Для проведения экологического мониторинга разрабатывают все больше простых и быстрых способов определения токсичности сред. В частности, развивается направление использования микрокристаллоскопических реакций, протекающих в микроорганизмах, аналитический эффект которых зависит от токсического действия окружающей среды на микроорганизмы. Одним из примеров является реакция образования кристаллов формазана (ТФФ) красного цвета в результате действия клеточной дегидрогеназы на 2,3,5-трифенилтеразолия хлорид (ТТХ). Методика определения жизнеспособности, в основе которой лежит образование ТФФ, была адаптирована для определения токсичности различных сред с использованием почвенных цианобактерий (ЦБ) [1]. При всех равных условиях, дегидрогеназная активность ЦБ более чувствительная тест-функция, чем некоторые тест-функции, положенные в основу таких аттестованных тест-методов, как установление токсичности с помощью тест-системы «Эколюм», реакции ракообразных *Daphnia magna* [2]. Однако не установлено влияние на аналитический сигнал кислотности исследуемого раствора. Поэтому целью работы было установить оптимальные значения pH для определения токсичности растворов, содержащих сульфат меди(II) и гербицид на основе флорасулама, тетразольно-топографическим методом с использованием почвенных цианобактерий *Nostoc paludosum* 18.

Выбор сульфата меди(II) обусловлен тем, что соединения меди широко используются, поэтому велика вероятность поступления их в живые организмы. Медь – окислительно-восстановительно активный переходный металл, который может быть одновременно необходимым и, в зависимости от условий, токсичным для живых организмов. Флорасулам относится к гербицидам системного действия, применение которого создает опасность загрязнения

объектов окружающей среды, а данные об определении токсичности сред, загрязненных флорасуламом не многочисленны.

Объектами исследования были индивидуальные растворы сульфата меди(II) и флорасулама, а также растворы смеси веществ с концентрацией ионов меди(II) равной  $1 \text{ мг/дм}^3$  (ПДК в воде [3]), флорасулама –  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  (ПДК в воде [4]). Готовили растворы с указанными концентрациями веществ с различными значениями в них pH (кислотность устанавливали с помощью лимонной кислоты и гидроксида натрия). Интервал значений pH составил от 2 до 9 единиц. Кислотность в растворах контролировали с помощью pH-метра.

Титр культуры ЦБ, необходимый для адекватной диагностики токсичности растворов флорасулама не известен, поэтому ЦБ *N. paludosum* вносили в раствор флорасулама с концентрацией равной  $0,01 \text{ мг/дм}^3$ , создавая титр культуры  $10^6$ ,  $10^7$ ,  $10^8 \text{ кл/см}^3$ . Экспозиция составила 20 часов. Затем культуру отделяли от раствора центрифугированием и заливали на 3 часа  $0,1\%$ -ным раствором ТТХ. Далее методом прямого счета под микроскопом определяли долю клеток с кристаллами ТФФ.

Далее культуру ЦБ вносили в растворы (титр микроорганизмов в растворах составил  $10^7 \text{ кл/см}^3$ ):

- соли меди с концентрацией  $\text{Cu}^{2+}$  равной  $1 \text{ мг/дм}^3$  и pH равными 2–9;
- флорасулама с концентрацией  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  и pH равными 2–9;
- смеси соли меди и флорасулама с такими же концентрациями и pH как в монорастворах;
- растворы с pH от 2 до 9 без токсикантов.

Через 20 часов экспозиции культуры с растворами токсикантов, микроорганизмы отделяли центрифугированием и заливали  $0,1\%$ -ным раствором ТТХ. Через 3 часа определяли долю клеток с кристаллами ТФФ.

При исследовании влияния титра культуры на аналитический эффект, обусловленный действием флорасулама, установлено, что доля клеток ЦБ с кристаллами ТФФ зависит от титра культуры. Так, при концентрации токсиканта, равной  $0,01 \text{ мг/дм}^3$ , в контрольном варианте доля клеток с кристаллами составила  $88 \pm 11\%$ . Величина доли клеток с кристаллами ТФФ в культуре с титром, равном  $10^8 \text{ кл/см}^3$ , несколько выше, чем в контроле ( $92 \pm 11\%$ ). Снижение титра приводит к снижению жизнеспособности культуры (при титре равном  $10^7 \text{ кл/см}^3$  –  $36 \pm 4\%$ , при титре равном  $10^6 \text{ кл/см}^3$  –  $26 \pm 3\%$ ). Таким образом, токсичность удалось диагностировать при титрах  $10^7$  и  $10^6 \text{ кл/см}^3$ , что позволяет использовать культуру с данными титрами в качестве тест-объекта. Однако при  $10^6 \text{ кл/см}^3$  затруднено приготовление мазков и получение воспроизводимых результатов из-за малой концентрации микроорганизмов. Поэтому в дальнейшем работу проводили с культурой при титре  $10^7 \text{ кл/см}^3$ . Применение микроорганизмов с данным титром позволяет диагностировать токсичность не только раствора флорасулама, но и сульфата меди(II).

Для описания степени токсичности исследуемых растворов вычислили отклонение (%) от контроля величин долей клеток культуры ЦБ, проконтак-



тировавших с растворами токсикантов в течение 20 часов, в которых образовались кристаллы формазана (табл.).

Таблица

**Влияние состава раствора на долю клеток цианобактерий с кристаллами формазана (отклонение от контроля, %) (n = 3, P = 0,95)**

Вариант (согласно рН)	Без добавления токсикантов	Cu <sup>2+</sup>	Флорасулам	Cu <sup>2+</sup> +флорасулам
2	0	0	0	0
3	0	0	66	97
4	2	47	58	74
5	-1	40	56	78
6	4	44	56	67
7	1	49	60	77
8	3	37	54	74
9	-2	40	67	76

В растворах при рН, равных 2 и 3, клетки ЦБ погибали во всех случаях. При этом окраска суспензии стала коричневой уже в течение первого часа экспозиции культуры ЦБ с раствором. Появление коричневой окраски свидетельствует об образовании феофитина из хлорофилла. Губительное влияние низких значений рН сказывается не только на протекании процесса феофитинизации, но и на работе клеточных дегидрогеназ, активность которых подавляется настолько, что при микроскопировании практически не удается обнаружить клетки с кристаллами ТФФ во всех вариантах с рН равными 2 и 3 (кроме рН = 3 + флорасулам) (табл.).

Аналитический сигнал достоверно не изменяется при значениях рН в интервале от 4 до 9. Процент погибших клеток больше в монорастворе флорасулама, чем в монорастворе сульфата меди(II). Совместное присутствие в растворе соли меди(II) и флорасулама вызывает токсический эффект, превышающий по силе эффекты в монорастворах (табл.). На основании полученных данных рекомендуем определять токсичность растворов тетразольно-топографическим методом при значениях рН от 4 до 9.

*Выполнено при поддержке государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.*

#### Литература

1. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23–28.
2. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах // Биологический мониторинг природно-техногенных систем. Сыктывкар, 2011. С. 113–120.

3. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

4. ГН 1.2.3111-13 Гигиенические нормативы содержания пестицидов в объектах окружающей среды (перечень).

## **АЭРОКОСМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СНЕГОВОГО ПОКРОВА**

*Т. А. Адамович, Е. С. Долинина*  
*Вятский государственный университет,*  
*ttjnadamvich@rambler.ru, dolininakate28@gmail.com*

В настоящее время аэрокосмические методы имеют определяющее значение при разностороннем изучении и картографировании земной поверхности. Характерная особенность аэрокосмических методов состоит в том, что они являются дистанционными, не требующие прямого соприкосновения с объектом исследования [1]. Методы аэрокосмической съёмки позволяют увеличить достоверность и полноту результатов исследовательских работ. Удобство работы со снимками заключается в том, что к изображению можно обращаться неоднократно, изучать неопределённо долгое время без больших затрат времени и средств [2].

Аэрокосмические методы позволяют изучать районы малодоступные для исследования их традиционными способами и средствами. Нужно отметить, что аэрокосмические съёмки могут выполняться в широком диапазоне электромагнитного спектра от видимого до радиоволнового излучения, что даёт возможность наблюдения в любое время года и суток при любых погодных условиях [3]. Использование данных спутниковых наблюдений для оценки крупномасштабных загрязнений земной поверхности позволяет фиксировать изменения, которые с трудом выявляются наземными наблюдениями.

Хорошим индикатором загрязнения в спутниковых наблюдениях служит снежный покров. Снег, обладая свойством интегрального накопления загрязняющих веществ (ЗВ), которые адсорбируются на поверхности кристаллов в процессе их выпадения, используется в качестве планшета-индикатора загрязнения подстилающей поверхности. Аккумулируемые в снежном покрове ингредиенты сохраняются до снеготаяния и таким образом несут в себе значительную геохимическую информацию [4].

В районах действия техногенных источников загрязнённый снежный покров позволяет оценить химический состав атмосферных выпадений, их интенсивность, выявить ареалы рассеяния и вместе с данными космической съёмки получать информацию о степени загрязнения снежного покрова вблизи промышленных центров. Накопление ЗВ в снежном покрове зависит от климатических условий на данный период, свойств подстилающей поверхности, почв, горных пород, рельефа, растительности, локальных техногенных источников. Накопленные в снежной толще ЗВ в период таяния увеличивают

концентрации в весеннем стоке. При таянии они попадают в дождевую канализацию, водоемы и могут быть причиной загрязнения питьевых вод. Известно, что концентрация ЗВ в атмосфере, поступающих от источников, резко убывает с увеличением расстояния от источника. Аналогичная картина содержания и изменения наблюдается в снежном покрове.

Снег в чистом виде характеризуется высокой отражательной способностью [5]. Альbedo чистого сухого снега может достигать 90–100%, а загрязнение снижает этот показатель до 20–50%, и таким образом оно может быть идентифицировано по дистанционным измерениям. На космических снимках, полученных в видимом и ближнем ИК диапазонах (0,6–1,1 мкм), загрязненным участкам снежного покрова соответствуют более темные участки снимка и, соответственно, меньшие значения коэффициентов интенсивности снега. Этот признак выбран в качестве основного для дешифрирования загрязнения снежного покрова [6].

Карты распределения снежного покрова дают точную информацию о режиме, распределении и изменчивости снежного покрова. Их используют для прогноза максимальных уровней воды и объема речного стока за период весеннего половодья, оценки увлажнения почв талыми водами, расчетов снеговой нагрузки на сооружения при проектировании мероприятий по борьбе со снежными заносами важно точнее оценить запасы воды в снежном покрове и динамику таяния снега в весенний период [7].

По данным космических снимков отчетливо выявляется осаждение на снежный покров аэрозолей промышленного происхождения (рис.). В отличие от природных такие загрязнения имеют выраженную связь с антропогенными источниками (промышленными предприятиями). Такое загрязнение хорошо заметно вокруг городов и промышленных предприятий, а также вдоль некоторых дорожных магистралей [8].

Из космоса хорошо видны районы выпадения атмосферных загрязнений на почву (это прежде всего относится к зимним снимкам с изображением ландшафта земной поверхности, покрытой снегом). Никакими другими путями информацию о пространственном распределении вокруг городов выпавших из атмосферы загрязнений в региональном масштабе получить невозможно.

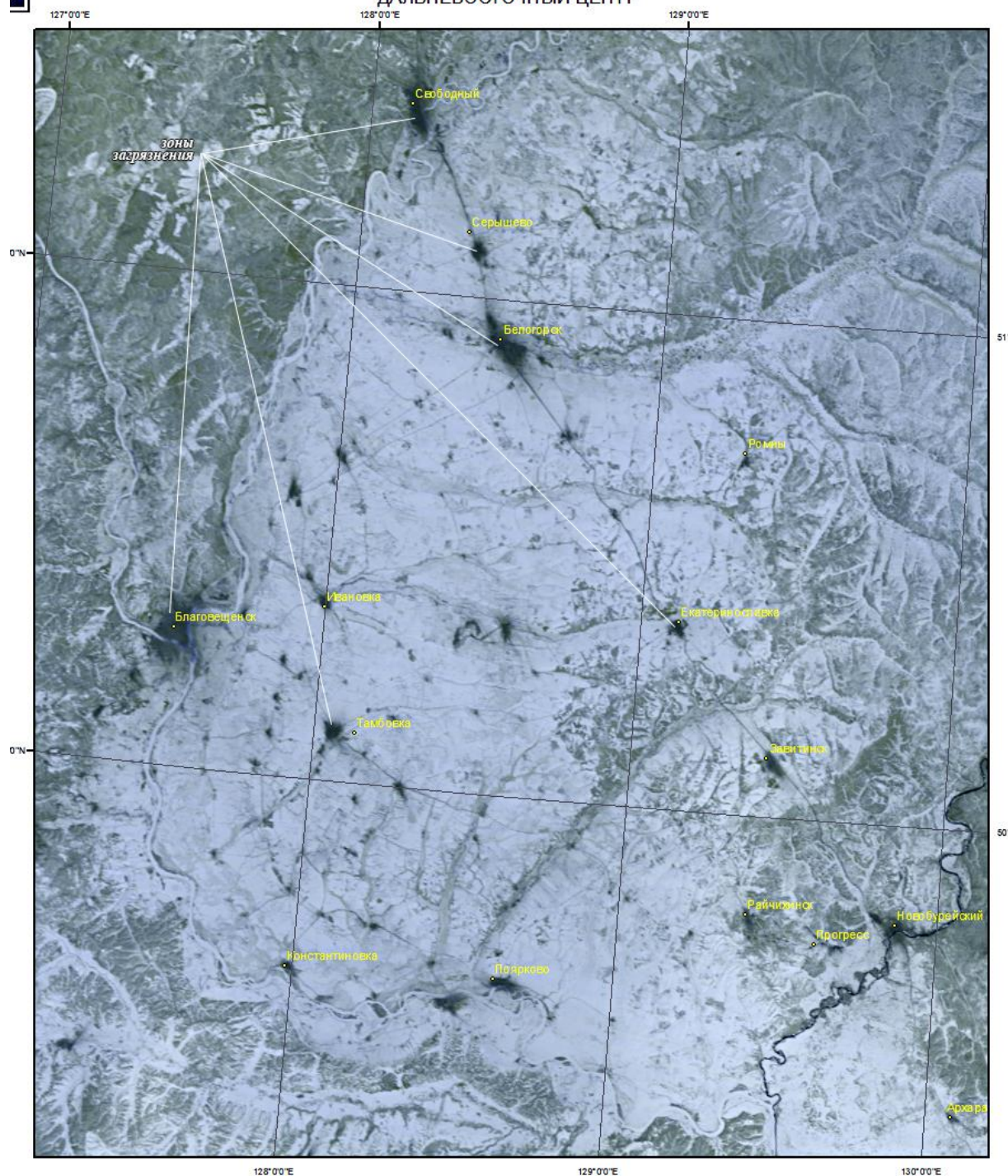


Рис. Мониторинг загрязнений снегового покрова по данным космического зондирования. ИСЗ TERRA. Цветосинтезированное изображение

Таким образом, применение дистанционных методов измерения параметров загрязнения местности особенно примечательно, поскольку ранее в отношении снежного покрова эти методы применялись лишь для определения пространственно-временных характеристик ореола загрязнения. В связи с этим актуализируется проблема сбора и анализа оперативной информации о состоянии снежного покрова на большой территории. Возникла необходи-

мость в разработке дистанционных методов оценки уровней загрязнения снега по цифровым спутниковым изображениям и в построении карт загрязнений.

#### Литература

1. Кашкин В. Б., Сухинин А. И. Дистанционное зондирование Земли из космоса. Цифровая обработка изображений: Учебное пособие. М.: Логос, 2001. 264 с.
2. Виноградов Б. В. Космические методы изучения природной среды. М., 1976. 286 с.
3. Савиных В. П., Малинников В. А., Сладкопевцев С. А., Цыпина Э. М. География из космоса: Учеб.-метод. пособие. М., 2000. 224 с.
4. Дмитриев А. В., Дмитриев В. В. Теоретическое и экспериментальное исследование процесса таяния снежного покрова в районе г. Омска по материалам 2007–2009 г. // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2011. Т. 8. № 2. С. 34–41.
5. Прокачева В. Г., Усачев В. Ф. Снежный покров как индикатор кумулятивного загрязнения в сфере влияния городов и дорог // Метеорология и гидрология. 2013. № 3. С. 94–106.
6. Василевич М. И., Щапов В. М., Василевич Р. С. Применение спутниковых методов исследования при оценке загрязнения снежного покрова вокруг промышленных предприятий в тундровой зоне // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2015. Т. 12. № 2. С. 50–60.
7. Василенко В. Н., Назаров И. М., Фридман Ш. Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 182 с.
8. Временные методические рекомендации по использованию спутниковой информации: Оценка загрязнения снежного покрова вблизи промышленных центров / Под ред. В. Ф. Усачева. Л.: Гидрометеиздат, 1984. 47 с.

### ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ БЕНЗ[А]ПИРЕНА В ПОЧВЕ ВБЛИЗИ ТЭЦ-5 Г. КИРОВА

*С. Г. Скугорева<sup>1,2</sup>, О. М. Абдухалилов<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

<sup>2</sup> *Вятский государственный университет, alimbay.1998@mail.ru*

При проведении экологического мониторинга особый интерес представляет оценка содержания полиароматических углеводородов (ПАУ) в компонентах окружающей среды. Такой интерес вызван тем, что большая часть соединений данного класса обладает канцерогенным и мутагенным действием [1–2]. Агентство окружающей среды США (EPA) и Евросоюз к наиболее опасным ПАУ относят: антрацен, аценафтилен, аценафтен, бенз[а]нтрацен, бенз[а]пирен, бенз[б]флуорантен, бенз[к]флуорантен, бенз[g,h,i]перилен, бифенил, дибенз[а,h]антрацен, 2-метилнафталин, нафталин, пирен, фенантрен, флуорантен, флуорен, хризен [1].

Бенз[а]пирен считается индикатором обнаружения ПАУ. Его обнаружение свидетельствует о факте загрязнения окружающей среды этими соединениями. Он относится к веществам 1 класса опасности [4]. Согласно нормативам Российской Федерации, предельно допустимая концентрация (ПДК)



бенз[а]пирена в атмосферном воздухе населенных мест составляет  $0,001 \text{ мг/м}^3$  [3], в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования –  $0,000005 \text{ мг/л}$  [4], в почвах –  $0,02 \text{ мг/кг}$  [5].

Образованию и распространению ПАУ во внешнюю среду способствует 2 основных фактора, которые сопровождаются высокотемпературными процессами: 1) природные факторы (лесные пожары, извержения вулканов); 2) антропогенные факторы (транспортные выхлопы, сжигание нефтепродуктов, топлива) [6].

В загрязненных почвах уровень суммарного содержания ПАУ колеблется от единиц до сотен, вплоть до тысяч ( $2000\text{--}4000$ )  $\text{мкг/кг}$  почвы. В литературе отмечается, что накопление ПАУ происходит в почвах вблизи ТЭЦ [7].

ТЭЦ-5 – одна из самых мощных ТЭЦ в г. Кирове. В непосредственной близости к ней располагается множество садовоогородных участков. Поэтому знание того, насколько велико влияние ТЭЦ на экологическую обстановку вблизи предприятия, является достаточно актуальным [8]. В настоящее время ТЭЦ-5 работает на газе и новокузнецком угле и обеспечивает около 50% энергопотребления г. Кирова [9].

Целью работы было оценить содержание бенз[а]пирена в почвах вблизи ТЭЦ-5.

Для исследования почв были выбраны участки, расположенные в разных направлениях от ТЭЦ-5. Площадки пробоотбора вокруг ТЭЦ-5 закладывались на расстоянии около  $0,5 \text{ км}$  от источника загрязнения. В качестве фонового был выбран участок вблизи д. Вахренки в  $10 \text{ км}$  на юг от ТЭЦ. Пробы почв для составления смешанных образцов отбирали с глубины  $0\text{--}5 \text{ см}$  в мае 2018 г. Сеть пробоотбора представлена на рисунке 1.

Содержание бенз[а]пирена в почвах определяли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на приборе «Люмахром» по методике [10]. Полученные данные по содержанию бенз[а]пирена сравнивали с фоновым значением и с ПДК.

Согласно полученным данным (рис. 2) содержание бенз[а]пирена в пробе почвы, отобранной на фоновом участке, составило  $0,0000664 \text{ мг/кг}$ , что ниже значений ПДК в 301 раз. На участках вблизи ТЭЦ во всех пробах почв отмечали превышение фонового значения от 2,3 до 994 раз. Максимально содержание бенз[а]пирена, равное  $0,066 \pm 0,026 \text{ мг/кг}$ , установлено в пробе почвы участка 7-Ю-В. Полученное значение в 3,3 и 994 раза превысило значение ПДК и фона соответственно. Данный участок находится в юго-восточном направлении от ТЭЦ, примыкает к садам, близко находится Советский тракт.

Содержание ПАУ в почве участка 5-Ю-3 составило  $0,0051 \pm 0,0027 \text{ мг/кг}$ , что выше фонового значения в 76 раз. Данный участок находится в юго-западном направлении от ТЭЦ, сильно трансформирован и перерыт, рядом располагается «гора» каменного угля, что может быть причиной загрязнения почвы.

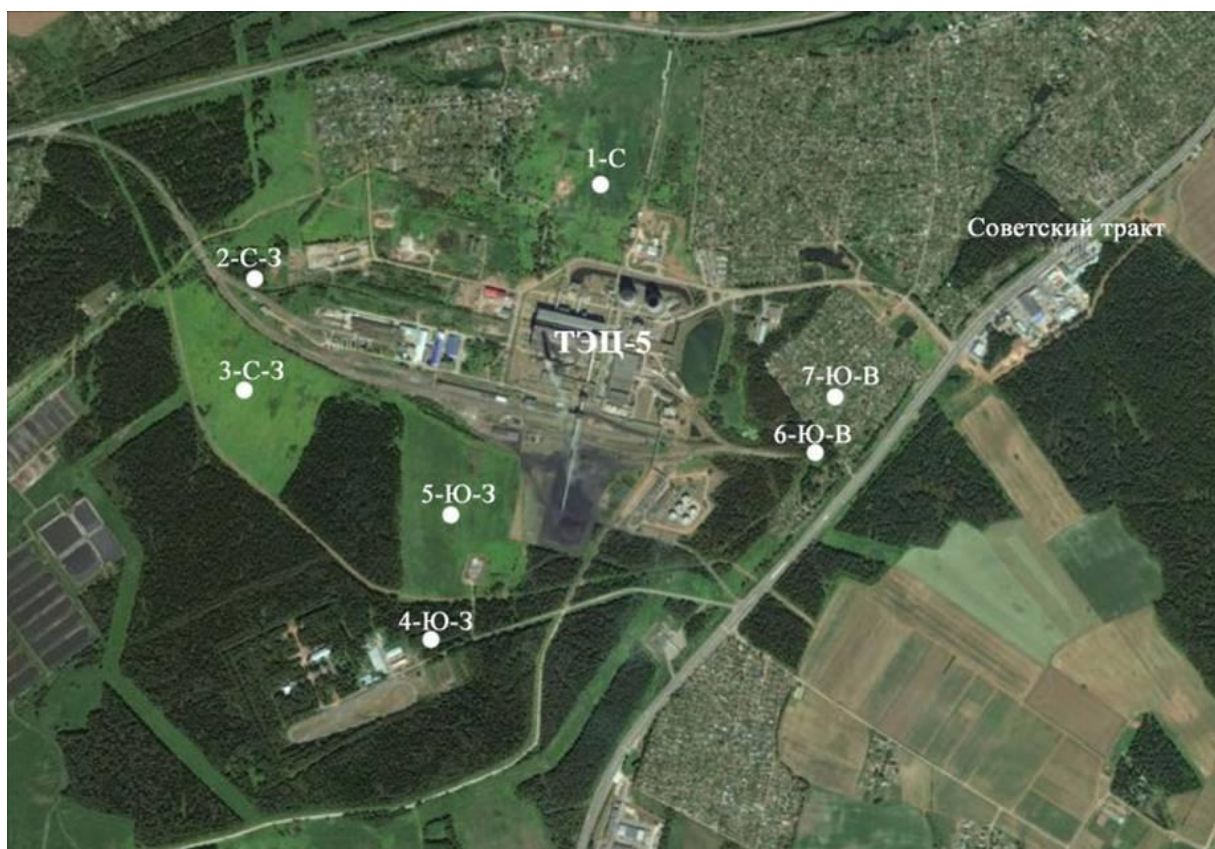


Рис. 1. Карта-схема отбора проб почвы вблизи ТЭЦ-5 (г. Киров)

Для остальных участков концентрация бенз[а]пирена в почве была относительно не высока: не превышала ПДК и несильно превосходила фон (в 2,3–15,5 раза).

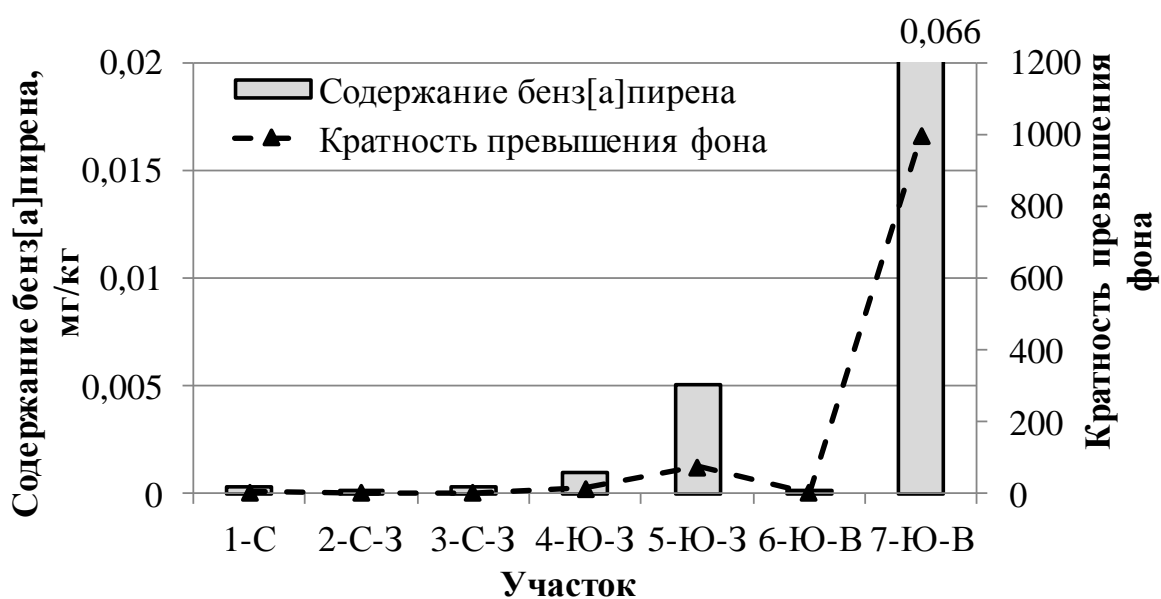


Рис. 2. Содержание бенз[а]пирена в почвах вблизи ТЭЦ-5

Таким образом, по результатам ВЭЖХ установлено, что содержание бенз[а]пирена в почвах всех участков на территории, прилегающей к ТЭЦ-5,

превышает значения фона, но не превышает ПДК. Исключение составил образец почвы, отобранный на участке 7-Ю-В содержание бенз[а]пирена в нем было выше ПДК в 3,3 раза. Не исключено, что источником загрязнения на данном участке, кроме ТЭЦ, являются выхлопы автотранспорта, проезжающего по Советскому тракту.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

### Литература

1. Майстренко В. Н., Хамитов Р. З., Будников Г. К. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия, 1996. 319 с.
2. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil with Agilent Bond Elut. HPLC-FLD [Электронный источник] <https://www.agilent.com/cs/library/applications/5990-5452EN.pdf> (Дата обращения: 14.11.2018).
3. ГН 2.1.6.695-98 Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест гигиенические нормативы. М.: Минздрав России, 1998.
4. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003.
5. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М.: Минздрав России, 2006.
6. Шелепова В. С., Звягинцева А. В. Бензапирен – химико-биологическая проблемы современности (C<sub>20</sub>H<sub>12</sub>) // Пожарная безопасность: Проблемы и перспективы. 2017. Т. 1. № 8. С. 477–480.
7. Мотузова Г. В., Карпова Е. А. Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: Изд-во МГУ, 2013. 304 с.
8. Фокина А. И., Скугорева С. Г., Коткина Т. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В., Лялина Е. И., Зыкова Ю. Н. Химико-токсикологическая оценка состояния почв вблизи ТЭЦ-5 г. Кирова // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ООО «Изд-во «Радуга-ПРЕСС», 2016. Кн. 1. С. 213–220.
9. Фокина А. И., Домрачева Л. И., Зыкова Ю. Н., Скугорева С. Г., Лялина Е. И., Трефилова Л. В. Совершенствование тетразольно-топографического метода биотестирования с использованием цианобактерий // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 1. С. 31–41.
10. МУК 4.1.1274-03 Измерение массовой доли бенз[а]пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твёрдых отходов методом ВЭЖХ с использованием флуориметрического детектора.



## ОЦЕНКА ТУРИСТСКО-РЕКРЕАЦИОННОЙ ПРИВЛЕКАТЕЛЬНОСТИ ООПТ ЯРСКОГО И ЮКАМЕНСКОГО РАЙОНОВ УДМУРТСКОЙ РЕСПУБЛИКИ

*И. А. Жуйкова*

*Вятский государственный университет, Zhuikova@yandex.ru*

По состоянию на 31.12.2012 г. на территории Удмуртской Республики существовало 309 особо охраняемых природных территорий (ООПТ) различного статуса (федерального, регионального, местного), общей площадью 361,9 тысяч га, что составляло 8,6% от общей площади республики. Инвентаризация ООПТ в республике, проводимая в последние годы, изменила эти показатели. В Удмуртской Республики на 2018 г. расположено 126 памятников природы регионального и местного значения [1].

Существует несколько возможных вариантов использования памятников природы: научно-исследовательское, рекреационно-туристическое, охранное и производственное. В результате – памятники природы, кроме основной функции – сохранения уникальных природных объектов, должны выполнять следующие функции: познавательную, оздоровительную, культурно-просветительскую и другие.

В летний период 2017 г. были изучены памятники природы Юкаменского и Ярского районов и выполнена их оценка для целей рекреации и туризма.

Юкаменский и Ярский районы расположены в северо-западной части Удмуртии и занимают территорию в 1020 км<sup>2</sup> и 1524,3 км<sup>2</sup> соответственно [2, 3]. Оба района расположены в зоне хвойных лесов, но лесистость районов достаточно низкая: в Юкаменском районе леса занимают 26,2%, а в Ярском – 34,1%. Это обуславливает сохранение отдельных лесных массивов.

На территории Юкаменского района в разные годы существовало или было рекомендовано к организации 22 памятника природы различного статуса. На основании проведенных в 2010 г. исследований [4] установлено, что локальная сеть ООПТ Юкаменского района должна включать 17 объектов (памятников природы): 2 республиканского и 15 с местного статуса. По видовому отношению ООПТ Юкаменского района распределены следующим образом: 15 – гидрологических, 1 – комплексный, 1 – ботанический.

На основании исследований, проведенных учеными Удмуртского государственного университета (УдГУ) в 2010 г. [4], три ботанических памятника природы (березовая роща, кедровая роща и 1 старое дерево – Зилайская сосна) было рекомендовано исключить из локальной сети ООПТ. Все эти объекты рукотворны, не отвечают требованиям, предъявляемым к ООПТ и потеряли свои эстетические качества. К исключению рекомендовано и 3 родника в связи с их низкой дебитностью и практически полным отсутствием подъездов и подходов, а также большой удаленностью родников (ближайший населенный пункт по дороге находится в 5–6 км).

На территории Ярского района в разные годы существовало или было рекомендовано к организации 16 памятников природы различного уровня. В результате полевых исследований, учеными УдГУ отмечено, что большинство ООПТ района, располагающихся на участках с торфяными месторождениями, к настоящему времени сильно преобразованы в ходе мелиоративных работ и требуют исключения из локальной сети ООПТ. В эту группу относят 3 памятника природы – «Торфяное болото «Бачумовское», «Торфяное болото «Еловское», «Торфяное болото «Нижнее». В итоге рекомендовано к охране всего 9 ООПТ [4]: 5 из них должны иметь республиканский, 4 – местный статус. По видовому отношению ООПТ Ярского района распределены следующим образом: 5 – комплексных, 4 – гидрологических.

В настоящее время существуют различные методики оценки ООПТ [5, 6], которые предполагают экологическую, эстетическую, санитарно-гигиеническую оценку и т. п.

Для определения ландшафтно-рекреационного потенциала ООПТ Юкаменского и Ярского районов нами было выбрано четыре показателя оценки: 1 – эстетическая составляющая; 2 – современное состояние ООПТ; 3 – транспортная доступность; 4 – наличие информационных указателей, стенов. Каждый из показателей оценивался в диапазоне от 1 до 3 баллов, характеристика которых приведена ниже.

Эстетическая составляющая: оценка красоты памятника природы, его привлекательности и наличие мусора непосредственно на территории ООПТ. Критерии: 3 балла – высокая эстетическая ценность, на территории ООПТ отсутствует мусор, памятник природы производит приятное впечатление от увиденного; 2 балла – средняя эстетическая ценность, в ходе исследования обнаружен мусор или в плане красоты, памятник природы не производит большого эффекта; 1 балл – низкая эстетическая ценность, памятник природы не вызывает положительных эмоций, разбросан мусор.

Современное состояние ООПТ: критерий показывает актуальное состояние памятника природы на данный момент, его сохранность. Критерии: 3 балла – современное состояние хорошее, памятник природы ухожен; 2 балла – состояние памятника природы среднее, встречаются заросшие или поврежденные временем места; 1 балл – низкое современное состояние, ООПТ имеет ветхое состояние, либо находится на грани исчезновения (заброшен).

Доступность транспортной сети: критерий показывает наличие маршрутов общественного транспорта, наличие дороги, грунтовой или асфальтированной, а также трудность преодоления дороги до памятника. Критерии оценки: 3 балла – дорога не вызывает трудностей, добраться до памятника легко; 2 балла – в пути возникли небольшие трудности, будь то размытая от дождей грунтовая или проселочная дорога, либо к памятнику нужно идти пешком незначительное количество времени; 1 балл – до места сложно добраться, дороги нет, нужно идти пешком, преодолевая трудности (лесные заросли, неровности рельефа или болотистая местность).

Наличие информационного указателя: показывает наличие таблички, указателя (стенда), предоставляющего информацию, определяя местоположение памятника природы, а также информация о нем. Критерии оценки: 3 балла – информационный указатель на территории памятника природы присутствует в хорошем состоянии, в нем говорится, что перед посетителем находится особо охраняемая природная территория и описаны правила поведения; 2 балла – стенд есть, но в нем не говорится, что данный памятник природы охраняется, либо указатель на данный момент находится в плохом состоянии; 1 балл – информационный указатель отсутствует.

Для проведения исследования в каждом из районов были выбраны ООПТ различного ранга (ботанические, гидрологические), проведено обследование и оценка показателей по разработанной шкале. Обобщенные результаты представлены в таблице.

Оценка памятников природы Юкаменского и Ярского районов Удмуртской республики, показала следующее.

Показатель «Эстетическая составляющая», для Юкаменского района составил 2,6 балла, для Ярского – 2,2. Необходимо отметить, что некоторые памятники нуждаются в улучшении. Ярким примером являются родники, большинство из которых не облагорожены соответствующим образом или на территории которых разбросан мусор. Это довольно актуальная проблема для территории этих районов. Также сюда можно включить торфяные болота Ярского района, которые не представляют высокой ценности в эстетическом плане.

Таблица

**Результаты оценки ООПТ Юкаменского и Ярского районов  
Удмуртской Республики**

Наименование ООПТ	Эстетическая составляющая	Современное состояние	Доступность транспортной сети	Наличие информационного указателя	Суммарный балл
<b>Юкаменский район</b>					
Пышкетский парк	3	3	2	1	9
Зилайская сосна	3	2	2	1	8
Кедровая роща	3	2	2	1	8
Березовая роща	2	2	2	1	7
Родники	2	1	1	1	5
<i>Средний балл</i>	2,6	2,5	1,8	1	7,9
<b>Ярский район</b>					
Исток р. Вятка	2	1	2	3	8
Дикое озеро	3	2	1	2	8
Заказник Северный	3	3	3	3	12
Родники	2	1	2	1	6
Торфяные болота	1	2	1	1	5
<i>Средний балл</i>	2,2	1,8	1,8	2	7,8

Средний балл современного состояния для ООПТ исследуемых районов составил 2,5 и 1,9 балла соответственно. Причиной этого являются загрязнение бытовым мусором обследованных родников, а также загрязнение истока реки Вятка. Только два памятника природы получили максимальный балл. Очевидно, нужно проводить мероприятия по очистке территорий ООПТ в обоих районах. Осуществить реставрацию, уход за ООПТ и территорией вокруг, для большей привлекательности можно с привлечением волонтеров, школьников, и всех жителей, ратующих за сохранение чистоты памятников природы.

Доступность транспортной сети для каждого района тоже на уровне ниже среднего, показатель соответствует – 1,8 балла. Вероятно, данную проблему можно решить путем пропаганды, разработки туристических маршрутов выходного дня. Возможно, это поспособствует открытию новых автобусных маршрутов, хотя бы до ближайших деревень. Увы, но на данный момент, из большинства деревень в административные центры можно добраться только на такси или личном транспорте.

Анализируя данные по 4-му показателю «Наличие информационного стенда», можно отметить, что на территории Юкаменского района вблизи памятников природы такие указатели отсутствуют. Возможно данный факт тоже способствует ухудшению состояния ООПТ. Ведь посетители, не осведомленные, что находятся на охраняемой территории могут умышленно или неосознанно навредить данным объектам. В более благоприятном свете показал себя Ярский район, где средний показатель – 2 балла. И снова выделяются из списка родники и торфяные болота. Решение данной проблемы банально простое, нужно соорудить и установить стенды вблизи ООПТ. Надеюсь, в ближайшее время, этот вопрос решится, активистами или уполномоченными лицами, но проблема актуальна и требует действий.

В целом можно отметить, что обследованные памятники природы на территории Юкаменского и Ярского районов УР получили сходные суммативные показатели – 7,9 и 7,8 баллов. Это говорит о возможности использования памятников природы для туристско-рекреационных, познавательных целей, а туристско-рекреационный потенциал районов оценить как относительно благоприятный.

На данный момент, работы по сохранению памятников осуществляются силами школьников, жителей района, студентов. К примеру, некоторые жители облагораживают, окультуривают родники, которые с течением времени подверглись разрушению. Так же русским обществом охраны природы «Стрелы Ярилы» осуществляется работа над улучшением некоторых памятников и достопримечательностей Ярского района. Следует упомянуть Удмуртский институт истории, языка и литературы, Автономное учреждение культуры Удмуртской Республики «Центр по охране объектов культурного наследия», Историко-культурный музей Удмуртской Республики «Иднакар», которые вносят свой вклад в сохранение памятников природы, изучают и

проводят раскопки на территории районов с целью сохранения культурного наследия.

На мой взгляд, поиск новых ООПТ, сохранение и уход за ними очень важен, как для сохранения природы, так и для этнокультурной самобытности народов. За памятниками природы нужно ухаживать, так как это наше наследие, которое нужно сохранить, чтобы в дальнейшем показать их нашим потомкам. Ну и, конечно, для охраны некоторых редких видов растений и животных.

### Литература

1. Приказ №1186 от 12.09.2018 г. Об утверждении Перечня особо охраняемых природных территорий регионального и местного значения Удмуртской Республики [Электронный ресурс]. [http://minpriroda-udm.ru/images/docs/deyatelnost/oopt/npa/Prikaz\\_MPRUR\\_1186\\_12.09.2018.pdf](http://minpriroda-udm.ru/images/docs/deyatelnost/oopt/npa/Prikaz_MPRUR_1186_12.09.2018.pdf).
2. Официальный сайт МО Юкаменский район [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://yukamensk.udmurt.ru/city/index.php>
3. Официальный сайт МО Ярский район [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://yar.udmurt.ru/city/index.php>
4. О состоянии окружающей природной среды Удмуртской Республики в 2010 г.: Государственный доклад. Ижевск: Изд-во, 2011. 238 с.
5. Бузмаков С. А., Овеснов С. А., Шепель А. И., Зайцев А. А. ПГУ Методические указания «Экологическая оценка состояния особо охраняемых природных территорий регионального значения» // Географический вестник. 2011. № 2 (17). С. 1–11.
6. Старостюк Н. Б. Оценка состояния памятника природы Пристепная Дубрава Воронежской области // Лесной журнал. 2010. № 4. С. 28–31.

# СЕКЦИЯ ЭКОЛОГИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ И ИХ ЗНАЧЕНИЕ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

## «ЦВЕТЕНИЕ» ПОЧВЫ ПРИГОРОДНЫХ ЭКОТОПОВ

*Л. В. Кондакова<sup>1,2</sup>, Л. И. Домрачева<sup>2,3</sup>, С. Г. Скугорова<sup>1,2</sup>,  
Т. И. Кутявина<sup>1</sup>, С. А. Вахмянина<sup>3</sup>*

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

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

<sup>3</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия, *dli-alga@mail.ru*

«Цветение» почвы, обусловленное массовым размножением на ее поверхности водорослей и цианобактерий, – явление, распространенное во всех регионах земного шара [1, 2]. Существуют детальные описания специфики наземных биопленок и корок на поверхности почвы в различных регионах планеты: США [3, 4], Европы [5–8], Африки [9, 10], Азии [11, 12].

Пристальное внимание исследователей к данному феномену обусловлено тем вкладом, который вносят поверхностные микрофототрофы в почвенные процессы. Закономерности формирования биопленок «цветения» различаются в разных биоценозах. В частности, доказано, что в агроэкосистемах «цветение» почвы определяется триадой взаимозависимых факторов: потоком биогенных элементов, прессом хищников и теми же отношениями, которые складываются между фототрофными партнерами [13]. «Цветение» почв урбанизированных территорий носит более сложный характер, обусловленный разнообразием поллютантов, попадающих в городские почвы [14]. Сравнительно мало исследований, посвященных изучению наземных альгоценозов природных экосистем, испытывающих антропогенную нагрузку, и альгоценозов экотонных сообществ.

Цель данной работы – изучить количественный, видовой и групповой состав сообществ «цветения» почвы одной из пригородных зон г. Кирова.

Отбор почвенных образцов «цветущей» почвы был проведен в октябре 2018 г. в окрестностях поселка Сидоровка Кировской области вдоль трансекты длиной около 500 м: у остановки общественного транспорта (придорожная зона), на лесной поляне и на опушке леса.

Методом прямой микроскопии на мазках определяли численность различных групп фототрофов (водорослей и цианобактерий), численность грибных пропагул с дифференцировкой на меланизированные и бесцветные формы, а также длину нитей цианобактерий и длину грибного мицелия.

Видовой состав фототрофов определяли прямым микроскопированием пленок «цветения» и постановкой стекол обрастания.

Определение массовой концентрации ионов в почвенных вытяжках (соотношение почва : вода = 1 : 2,5) проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер», содержание нефтепродуктов в гексановом экстракте из почв определяли на анализаторе жидкости «Флюорат-02-3М», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i», рН водной вытяжки – на рН-метре-иономере «Эксперт-001».

Установлено, что плотность популяций фототрофов во всех образцах почвы достаточно велика и колеблется от 5 до 10 млн. клеток на 1 см<sup>2</sup> (табл. 1). Показатели максимальной численности зарегистрированы на опушке леса и составляют более 10 млн. кл./см<sup>2</sup>.

Таблица 1

**Количественная характеристика фототрофных популяций (тыс. кл./см<sup>2</sup>)**

Место отбора	О	Д	Водоросли (всего)	БГЦ	ГЦ	ЦБ (всего)	Фототрофы (всего)
Остановка	630±50	130±50	760±100	2670±46	3470±400	6140±446	6900±546
Поляна	470±50	170±50	640±100	3100±60	1600±200	4700±260	5340±360
Опушка	1570±150	270±50	1840±200	4374±87	4470±120	8844±207	10684±407

Примечание: О – одноклеточные зеленые и желтозеленые водоросли; Д – диатомеи; БГЦ – безгетероцистные цианобактерии; ГЦ – гетероцистные цианобактерии; ЦБ – цианобактерии.

Для структуры фототрофных сообществ характерно ярко выраженное доминирование цианобактерий (83–89%), при этом на поляне лидируют их безгетероцистные формы, в придорожной зоне (у остановки общественного транспорта) – гетероцистные азотфиксаторы, а на лесной опушке наблюдается примерно паритетное представительство безгетероцистных и гетероцистных форм цианобактерий (табл. 2).

Таблица 2

**Структура фототрофных популяций (%)**

Место отбора	Водоросли	Цианобактерии	БГЦ	ГЦ
Остановка	11,0	89,0	43,5	56,5
Поляна	12,0	88,0	67,4	32,6
Опушка	17,2	82,8	49,4	50,6

Доминирование цианобактерий наблюдается и при определении видового состава фототрофов (табл. 3).

Постоянными партнерами фототрофов при «цветении» почвы являются и микромицеты. Определение их количественного обилия показало, что численность грибных пропагул (в данном случае фрагменты мицелия) колеблется от 2 до 8 млн./см<sup>2</sup> с суммарной длиной мицелия от 60 до 96 м/см<sup>2</sup> (табл. 4).

Характерной особенностью структуры грибных ценозов является преобладание окрашенных (меланизированных) грибов (табл. 5), что указывает на наличие каких-то загрязнителей в почве.

Таблица 3

**Видовой состав фототрофов при «цветении» почвы**

Место отбора	Видовой состав	
	цианобактерии	водоросли
Остановка	<i>Anabaena</i> sp., <i>Phormidium boryanum</i> , <i>Leptolynbya angustissima</i>	<i>Stichococcus</i> sp., <i>Pinnularia borealis</i>
Поляна	<i>Fischerella muscicola</i> , <i>Calothrix</i> sp., <i>Leptolynbya angustissima</i> , <i>Phormidium boryanum</i> , <i>Phormidium</i> sp.	<i>Cylindrocystis crassa</i> , <i>C. brebissonii</i> , <i>Cosmarium</i> sp., <i>Cos. anceps</i> , <i>Pinnularia borealis</i>
Опушка	<i>Anabaena</i> sp., <i>Symploca muscicola</i> , <i>Schizothrix friesii</i> , <i>Phormidium boryanum</i>	<i>Cylindrocystis brebissonii</i> , <i>C. crassa</i> , <i>Chlamydomonas gloeogama</i>

Таблица 4

**Количественная характеристика микоценозов**

Место отбора	Число пропагул, тыс./см <sup>2</sup>			Длина мицелия, м/см <sup>2</sup>		
	окр.	бесцв.	всего	окр.	бесв.	всего
Остановка	1830±200	330±50	2160±250	58,2±1,6	1,9±0,3	60,1±1,9
Поляна	7370±140	600±100	7970±240	93,4±5,1	2,7±0,2	96,1±5,3
Опушка	1170±20	700±100	1870±120	40,5±6,4	33,9±1,6	74,4±8,0

Таблица 5

**Структура микоценозов (%)**

Место отбора	По числу пропагул		По длине мицелия	
	окрашенных	бесцветных	окрашенных	бесцветных
Остановка	84,7	15,3	96,8	3,2
Поляна	92,5	7,5	97,2	2,8
Опушка	62,6	37,4	54,2	45,8

По данным химического анализа (табл. 6) установлено, что пробы, отобранные у остановки и на поляне, мало отличались по ионному составу, за исключением ионов аммония. Почвенная вытяжка из почвы у опушки отличалась большей электропроводностью и большим содержанием ионов калия, кальция, нитрат-, сульфат-, хлорид-ионов и ионов аммония. Содержание нефтепродуктов в пробе, отобранной у опушки, также было несколько больше (21±8 мг/кг), по сравнению с пробами, отобранными у остановки и на поляне (16±7 мг/кг). Однако очень трудно провести какую-либо корреляцию между количественными характеристиками альго-циано-микологических комплексов «цветения» почвы и ее химическим составом. Вероятно, требуются дополнительные анализы на содержание в почве возможных поллютантов (тяжелых металлов, пестицидов), которые теоретически могли оказаться в почве в результате каких-то неучтенных мероприятий, несмотря на то, что место исследования находится за городом и вне действия каких-либо техногенных объектов.



Таблица 6

**Электропроводность (Eh, мкСм/см), рН<sub>водн.</sub> (ед. рН) и содержание неорганических ионов (мг/л) в водной вытяжке из почв**

Место отбора	Eh	рН	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Остановка	77	5,7 ±0,1	4,0 ±0,6	5,7 ±0,9	2,53 ±0,25	14,0 ±1,4	1,98 ±0,20	4,1 ±0,4	0,215 ±0,032	<0,2	2,17 ±0,33
Поляна	72,3	6,4 ±0,1	4,8 ±0,7	3,4 ±0,5	1,35 ±0,13	11,3 ±1,1	<0,1	2,43 ±0,24	0,34 ±0,05	0,80 ±0,08	3,4 ±0,5
Опушка	109	5,1 ±0,1	3,0 ±0,4	6,7 ±1,0	2,48 ±0,25	16,1 ±1,6	4,5 ±0,5	5,3 ±0,5	0,52 ±0,08	0,280 ±0,028	7,3 ±1,1

Характерной особенностью осеннего «цветения» почвы является наличие в структуре биопленок нитчатых (цианобактерии) и мицелиальных (микробицеты) форм микроорганизмов, суммарная длина которых может превышать 100 м/см<sup>2</sup> (табл. 7).

Таблица 7

**Длина грибного мицелия и нитей цианобактерий (м/см<sup>2</sup>)**

Место отбора	Мицелий	ЦБ	Всего
Остановка	60,1	20,9	81,0
Поляна	96,1	16,0	112,1
Опушка	74,4	30,1	104,5

При этом главная структурообразующая функция принадлежит грибам (табл. 8).

Таблица 8

**Вклад микромицетов и цианобактерий в сетчато-нитчатую структуру биопленок (%)**

Место отбора	Микромицеты	Цианобактерии
Остановка	74,2	25,8
Поляна	85,7	14,3
Опушка	71,3	28,7

Из литературных источников известно, что вследствие столь близких физических и механических контактов организмов в биопленках возникают межклеточные коммуникации, осуществляющие обмен информацией с помощью специализированных химических сигнальных молекул, благодаря которым микробное сообщество действует как единый организм [15]. Вероятно, видовое разнообразие пленок «цветения», коммуникативные и просто механические связи формирующих их организмов способствуют существованию «цветения» почвы в природе в различных экотопах, даже в стрессовых условиях. Примечательно, что доминирующая роль в подобных биопленках, как и в настоящей работе, принадлежит цианобактериям. В последние годы появляется все больше исследований, связанных с перспективным поиском использования цианобактерий в качестве агентов биоремедиации и становления супрессивности почвы [16]. Проведенная нами работа по изучению специфиче-

ских особенностей «цветения» почвы пригородной зоны показывает, что данный феномен массового выхода на поверхность микроорганизмов и достижения ими макроразрастаний может стать модельной площадкой для изучения особенностей межпопуляционных микробных отношений в природе, а также источником выделения в чистую культуру различных групп микроорганизмов, обладающих способностью к массовому размножению и, возможно, большим адаптационным потенциалом к воздействию неблагоприятных факторов.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

### Литература

1. Rehatkova J. K., Dolezal J., Simek M., Chlumská Z., Kopecky M. Community structure of soil phototrophs along environmental gradients in arid Himalaya // *Environ. Microbiol.* 2013. V. 15. No. 9. P. 2502–2516.
2. Rossi F., De Philippis R. Role of cyanobacterial exopolysaccharides in phototrophic biofilms and in complex microbial mats // *Life*. 2015. V. 5 (2). P. 1218–1238.
3. Flechtner V. R., Rainer N., Jahansen J. R., Sheri A. Algal diversity in North American desert soils // Conference on Astrobiology and Planetary Mission, San Diego, Calif. 31 July–2 Aug. 2005. Proc. Spie. 2005. P. 590–602.
4. Steven B., Gallegos-Graves L. V., Yeager C. M., Belnap J., Evans R. D., Kuske C. R. Dryland biological soil crust cyanobacteria show unexpected decreases in abundance under long-term elevated CO<sub>2</sub> // *Environ. Microbiol.* 2012. V. 14. No. 12. P. 32–58.
5. Concostrina-Zubiri L., Pescador D. S., Martinez I., Escudero A. Climate and small scale factors determine functional diversity shifts of biological soil crusts in Iberian drylands // *Biodivers. And Conserv.* 2014. V. 23. No. 7. P. 1757–1770.
6. Bowker M. A., Maestre F. T., Eldridge D., Belnap J. Biological soil crusts (biocrusts) as a model system in community, landscape and ecosystem ecology // *Biodivers. and Conserv.* 2014. V. 23. No. 7. P. 1619–1637.
7. Büdel B., Colesie C., Green T. G. A., Grube M. Improved appreciation of the functioning and importance of biological soil crusts in Europe // *Biodivers and Conserv.* 2014. V. 23. No. 7. P. 1639–1658.
8. Raggio J., Pintado A., Vivas M., Sancho L. G. Continuous chlorophyll fluorescence, gas exchange and microclimate monitoring in a natural soil crust habitat in Tabernas badlands, Almeria, Spain: progressing towards a model to understand productivity // *Biodivers. and Conserv.* 2014. V. 23. No. 7. P. 1809–1826.
9. Acea M. J., Diz N., Prieto-Fernandez A. Microbial populations in heated soils inoculated with cyanobacteria // *Biology and fertility of soils (Biol. Fertile. Soils)*. 2001, V. 33 (2). P. 118–125.
10. Elliott D. R., Thomas A. D., Hoon S. R., Sen R. Niche partitioning of bacterial communities in biological crusts and soil under grasses, shrubs and trees in the Kalahari // *Biodivers. and Conserv.* 2014. V. 23. No. 7. P. 1709–1733.
11. Nagarkar S., Williams G. A., Subramanian G., Saha S. Cyanobacteria-dominated biofilms: a high quality food resource for intertidal grazers // *Hydrobiologia*, 2004. V. 512. No. 1. P. 89–95.

12. Li X. R., Zhang P., Su Y. G., Jia R. L. Carbon fixation by biological soil crusts following revegetation of sand dunes in arid desert regions of China: A four-year field study // *Catena*. 2012. V. 97. P. 119–126.

13. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 236 с.

14. Kondakova L. V., Domracheva L. I., Kondakova I. A. Specific character of soil «bloom» in agricultural and urbanized territories // *Теоретическая и прикладная экология*. 2018. № 3. С. 78–85.

15. Смирнова Т. А., Диденко Л. В., Азизбекян Р. Р., Романова Ю. М. Структурно-функциональная характеристика бактериальных биопленок // *Микробиология*. 2010. Т. 79. № 4. С. 435–446.

16. Kumar B. N. P., Mahaboobi S., Satyam S. Cyanobacteria: a potential natural source for drug discovery and bioremediation // *J. of Industrial Pollution Control*. 2016. V. 32 (2). P. 508–517.

## **ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ ПОЧВЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ И ЦИАНОБАКТЕРИЙ В РАЙОНЕ ОБЪЕКТА «МАРАДЫКОВСКИЙ» ПОСЛЕ ПРЕКРАЩЕНИЯ ЕГО ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ**

*К. А. Безденежных<sup>1</sup>, А. С. Тимонов<sup>1,2</sup>, Е. А. Домнина<sup>1,2</sup>,  
Л. В. Кондакова<sup>1,2</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, karina.bezdenezhnykh@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, usr11521@vyatsu.ru*

Диагностика состояния биоты почвенной среды актуальна в районах, подверженных техногенной нагрузке. Почвенные водоросли и цианобактерии (ЦБ) достаточно широко применяются при биомониторинге техногенных почв, их качественные и количественные показатели являются надежными критериями, характеризующими экологическое состояние территорий с различной антропогенной нагрузкой. Показано, что при негативном антропогенном воздействии на почвенную среду происходит обеднение видового состава альгофлоры, изменение таксономической структуры сообществ, показателей численности водорослей [1–4].

Целью исследования являлся анализ количественных характеристик альгофлоры лесных фитоценозов в районе объекта «Марадыковский».

В течение ряда лет (2016–2018 гг.) в хвойных лесах системы комплексного экологического мониторинга района объекта «Марадыковский» отбирались почвенные образцы для альгологических исследований. Были изучены 42 почвенные пробы сосновых и еловых лесов на видовой состав и количественные показатели. Видовой состав альгофлоры определяли прямым микроскопированием почвы и постановкой чашечных культур со стеклами обрастания [1], количественные показатели альгофлоры – прямым микроскопированием на мазках [5].

В изученных лесных биогеоценозах основу почвенной альгофлоры составляют зеленые водоросли, отмечены представители жёлтозелёных и диатомовых водорослей. Цианобактерии (ЦБ) встречаются эпизодически. Дан-

ные по видовому составу альгофлоры согласуются с литературными источниками [1, 3, 4, 6].

Анализ результатов количественных показателей альгофлоры в лесных биогеоценозах за трехлетний период показал также преобладание группы зелёных и жёлтозелёных водорослей (рис.1). Их численность в 2016 г. колебалась в пределах от 41,3 до 204,0 тыс. кл./ г почвы, а среднее значение составляло 82,6 тыс. кл./ г почвы. В 2017 г. в целом по сравнению с 2016 г. численность зелёных и жёлтозелёных водорослей возросла и варьировала в пределах от 26,0 до 263,3 тыс. кл./ г почвы. При этом на некоторых участках с развитым травостоем наблюдалось снижение общей численности микрофототрофов. Средние количественные показатели численности составляли 115,3 тыс. кл./ г почвы. В 2018 г. количественные показатели зелёных и жёлтозелёных водорослей лежали в пределах от 72,5 до 262,7 тыс. кл./ г почвы, а среднее значения по участкам составляли 89,3 тыс. кл./ г почвы.

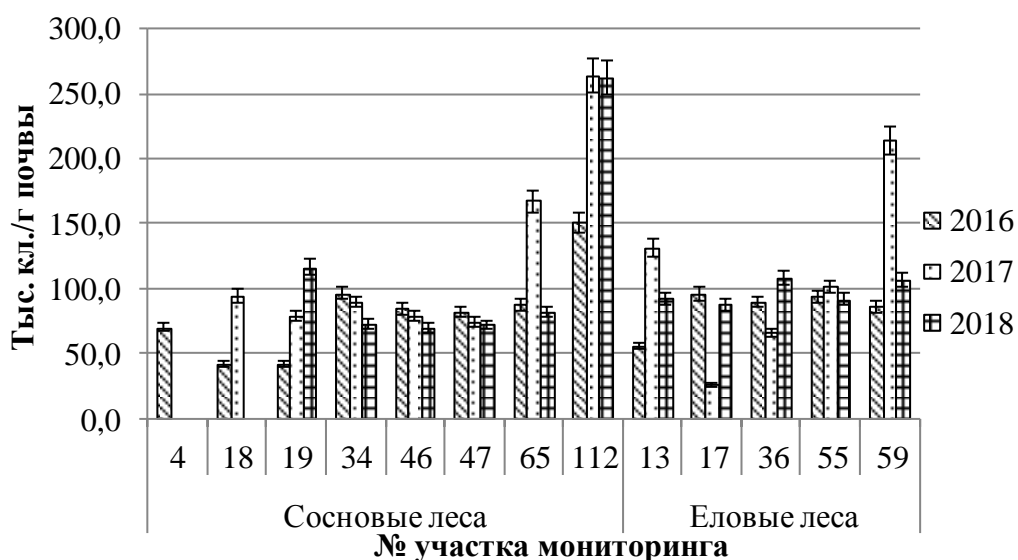


Рис. 1. Численность зелёных и жёлтозелёных водорослей лесных фитоценозов в районе объекта «Марадыковский» (2016–2018 гг.)

Численность зелёных водорослей в 2018 г. незначительно снизилась по сравнению с 2016 г. и практически не изменилась в сравнении с 2017 г.

Сравнение альгофлоры сосновых и еловых фитоценозов показало, что численность диатомовых водорослей в еловых лесах была выше (рис. 2). В 2016 г. численность диатомей колебалась в пределах от 15,5 до 77,9, среднее значение достигало 43,7 тыс. кл./ г почвы. В 2017 г. численность несколько снизилась и варьировала от 7,7 до 67,2, среднее значение составляло 26,1 тыс. кл./ г почвы, что близко данным, полученным для почв под сообществами разных ассоциаций ельников, где количество диатомовых водорослей колеблется от 44 до 1020 тыс. клеток [7].

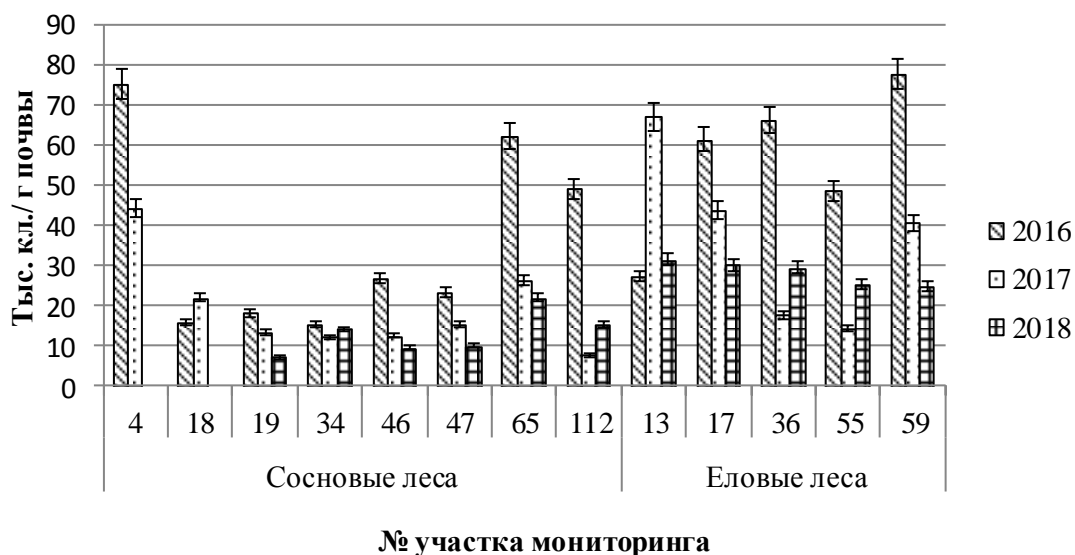


Рис. 2. Численность диатомовых водорослей лесных фитоценозов в районе объекта «Марадыковский» (2016–2018 гг.)

В 2018 г. наблюдалось снижение численности диатомовых водорослей, показатели численности колебались от 7,3 до 31,5, а среднее значение равно 16,9 тыс. кл./ г почвы.

Количественные показатели ЦБ в изученных хвойных фитоценозах невелики (рис. 3). Так в 2016 г. численность ЦБ варьировала от 1,9 до 24,3 тыс. кл./г почвы, среднее значение составляло 8,2 тыс. кл./ г почвы. В 2017 г. наблюдалось значительное снижение численности ЦБ в исследуемых почвах, численность была в пределах от 1,6 до 9,5, а среднее значение составляло 5,0 тыс. кл./г. почвы. В 2018 году на ряде участков численность ЦБ снизилась (участки №№ 47, 65, 17, 55 и 59), а на других возросла (№№ 19, 34, 112, 13 и 36) в сравнении с численностью 2017 г. Количество ЦБ варьировало от 2,8 до 18,0, среднее значение – 5,7 тыс. кл./ г почвы.



Рис. 3. Численность цианобактерий лесных фитоценозов в районе объекта «Марадыковский» (2016–2018 гг.)

Общая численность водорослей и ЦБ представлена в таблице, её значение за трехлетний период исследований колебалось от 59,3 до 296,0 тыс. кл./г почвы. Полученные результаты согласуются с данными других авторов для почв хвойных фитоценозов [3, 7, 8].

Отметим, что на контрольном участке соснового леса (№ 112), находящемся на расстоянии 9,81 км от объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» количественные показатели альгофлоры за трехлетний период наблюдений были более высокими и достигали почти 300 тыс. кл. / г почвы.

Таблица

**Количественные показатели численности водорослей и цианобактерий в почвах хвойных фитоценозов в районе объекта «Марадыковский»**

№ пробного участка		Общая численность водорослей и цианобактерий		
Год		2016	2017	2018
Сосновые леса	4	154,2±14,2	202,8±13,7	—*
	9	209,3±15,3	—	—
	18	59,3±8,7	121,1±14,9	—
	19	62,8±9,4	93,7±12,4	128,6±17,3
	25	91,4±12,3	—	—
	28	85,4±12,0	—	—
	30	68,7±11,1	—	—
	34	124,6±15,2	105,2±12,3	92,1±10,5
	46	119,8±14,5	93,6±12,1	81,7±11,9
	47	117,6±11,9	94,7±10,9	85,6±11,2
	65	164,2±19,8	201,2±13,4	109,5±11,0
	112	224,2±21,3	280,5±15,6	296,0±17,4
157	243,1±14,6	—	—	
Еловые леса	13	85,1±7,2	200,9±16,8	131,5±11,7
	17	165,5±16,4	78,6±19,2	125,9±13,4
	36	157,6±17,2	89,3±13,7	146,9±11,6
	55	145,4±12,6	121,1±12,7	120,7±10,3
	59	168,4±14,6	260,5±24,7	136,0±10,6

\*Примечание «—» данные отсутствуют.

Таким образом, в составе альгофлоры лесных фитоценозов по видовому разнообразию и численности доминировали зелёные водоросли.

Отмечены незначительные колебания численности водорослей и ЦБ по годам, обусловленные природными абиотическими факторами и степенью развития высших растений, влияющих на влажность, световой и температурный режимы почвы.

Выраженного негативного влияния от объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» на показатели альгофлоры лесных фитоценозов не выявлено.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного тех-*

*ногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

### **Литература**

1. Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
2. Штина Э. А., Зенова Г. М., Манучарова Н. А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.
3. Алексахина Т. И., Штина Э. А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 148 с.
4. Чаплыгина О. Я. Почвенные водоросли сосновых и еловых лесов Московской области // Ботанический журнал. 1976. Т. 61. № 8. С. 1077–1088.
5. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
6. Носкова Т. С. Особенности группировок водорослей некоторых растительных ассоциаций // Вопросы биологии и экологии доминантов и эдификаторов растительных сообществ. Пермь, 1968. С. 376–381.
7. Новаковская И. В., Патова Е. Н. Почвенные водоросли еловых лесов и изменения в условиях аэротехногенного загрязнения. Сыктывкар, 2012. 128 с.
8. Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Кантор Г. Я., Ашихмина Т. Я. Количественная характеристика альго-микологических комплексов луговых и лесных почв // Вестник Ин-та биологии Коми НЦ УрО РАН. 2005. № 8. С. 16–18.

## **ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ БИОТЫ НА ТЕХНОГЕННЫХ ГРУНТАХ**

*Л. В. Кондакова<sup>1,2</sup>, Е. В. Дабах<sup>2,3</sup>*

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

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

<sup>3</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

За последние 70 лет, а особенно за два прошедших десятилетия, интерес к почвам, измененным деятельностью человека, значительно возрос. Это, прежде всего, касается почв городских и пригородных территорий, на которых проживает 54% населения земного шара [1]. Разновозрастные самозарастающие промышленные отвалы являются очень удобными объектами для изучения динамики формирования современных биогеоценозов, а также первоначального периода развития (онтогенеза) почв [2].

В окрестностях г. Кирово-Чепецка Кировской области за пределами промышленных площадок химических заводов расположены хвостохранилища твердых и жидких отходов. Одним из таких объектов являлась шестая секция хвостохранилища мела, в течение трех десятилетий заполнявшаяся жидкими отходами предприятий. К 2011 году секция представляла собой водоем, площадь зеркала воды в котором составляла около 51 тыс. м<sup>2</sup>, максимальные глубины достигали 10 м, объем жидких отходов оценивался в 275 тыс. м<sup>3</sup>. В 2011–2012 гг. были проведены работы по ликвидации этого экологически опасного объекта. Котлован был заполнен твердым материалом – песком, глиной, гипсом с примесью извести. Принятые меры по реабилита-

ции территории благоприятно отразились на состоянии подземных вод и ближайших водоемов. На месте засыпанного котлована образовалась ровная площадка, уже через год начинающая зарастать сорной растительностью, характерной для окружающего ландшафта. Через 6 лет после ликвидации хранилища жидких отходов можно отметить следующие особенности этой территории. Вследствие отсутствия поверхностного стока, близкого залегания подземных вод и их подпора в половодье, выраженности микрорельефа и различных фильтрационных свойств грунтов, после таяния снега и ливневых дождей на отдельных участках площадки отмечается застой воды. Песчаные пятна прогреваются и просыхают раньше, чем участки, покрытые суглинисто-глинистым материалом, а высокая плотность известково-гипсового отхода является естественным препятствием для роста и развития корневых систем высших растений и процесса почвообразования.

Неоднородность субстрата обуславливает ярко выраженную мозаичность растительного покрова. В зависимости от состава и свойств грунтов выделяются пятна растительности: на песчаном и глинистом субстрате произрастают злаковые растения: ежа сборная *Dactylis glomerata* L., мятлик обыкновенный *Poa trivialis* L., овсяница луговая *Festuca pratensis* Huds., вейник наземный *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, из бобовых – клевер луговой *Trifolium pratense* L., горошек мышиный *Vicia cracca* L., донник белый *Melilotus albus* Desr., из разнотравья – пижма обыкновенная *Tanacetum vulgare* L., полынь обыкновенная *Artemisia vulgaris* L., пастернак дикий *Pastinaca silvestris* Garsault., бодяк щетинистый *Cirsium setosum* M. B., лопух паутинистый *Arctium tomentosum* Mill., иван-чай узколистный *Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop. На каменистом (гипсовом и карбонатном) субстрате выделяются ярко зеленые пятна мха. В понижениях рельефа отмечены гидрофильные виды: тростник обыкновенный *Phragmites communis* Trin., рогоз широколистный *Typha latifolia* L. Встречаются кустики ивы *Salix* sp.

В целом зарастание происходит как видами-рудералами (вейник наземный, пижма обыкновенная, полынь обыкновенная, пастернак дикий, бодяк щетинистый, лопух паутинистый, донник белый, желтушник левкойный), так и луговыми травами (ежа сборная, мятлик обыкновенный, овсяница луговая, клевер луговой, горошек мышиный, иван-чай узколистный).

На поверхности почвы, свободной от высших растений, произрастают мхи. Из фототрофных микроорганизмов методом прямого микроскопирования выявлены зеленые водоросли: *Klebsormidium flaccidum*, *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Cylindrocystis crassa*, *Pseudococcomyxa simplex*, цианобактерии: *Anabaena* sp., *Nostoc punctiforme*, *N. muscorum*, *Leptolyngbya foveolarum*, *Phormidium uncinatum*, *Ph. boryanum*, *Ph. formosum*, *Ph. jadinianum*, *Ph. henningsii*, *Microcoleus vaginatus*, *Schizothrix friesii* и диатомеи: *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis*, *Luticola nivalis*.





Рис. Цианобактерии: 1 – *Microcoleus vaginatus*, 2 – *Phormidium uncinatum*, 3 – *Nostoc punctiforme*

Выявленные виды водорослей и цианобактерий ранее были отмечены в альгофлоре пойменных лугов близлежащих территорий [3]. Присутствие в альгогруппировках азотфиксирующих цианобактерий способствует обогащению почвы азотом.

Таким образом, на территории хранилища жидких отходов после технического этапа рекультивации отмечаются признаки естественного восстановления биоты.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Capra G. F., Ganga A., Grilli E., Vacca S., Buondonno A. A review on anthropogenic soils from a worldwide perspective // J Soils Sediments. 2015. Vol. 15. P. 1602–1618.
2. Махонина Г. И. Начальные процессы почвообразования в техногенных экосистемах Урала: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Томск, 2004. 12 с.
3. Кондакова Л. В., Дабах Е. В. Альгосинузии пойменных лугов на техногенной территории // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 3. С. 73–84.

### ЭФФЕКТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ КАРБОФОСА НА ЦИАНОБАКТЕРИИ

**Е. В. Коваль<sup>1</sup>, Н. С. Рычкова<sup>1</sup>, С. Ю. Огородникова<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Вятский государственный университет, undina2-10@yandex.ru

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

Карбофос (малатион, фосфотион-50, фуфанон, алио) – является одним из наиболее распространенных инсектицидов в мире. Впервые синтезирован в США в 1950 г., в СССР был получен в 1952 г., а массовое производство кар-

бофоса налажено с 1967 г. [1]. Данный препарат является производным дитиофосфорной кислоты и относится к классу фосфорорганических пестицидов. Карбофос (КФ) относится к 3 классу опасности и обладает средней токсичностью для теплокровных животных и высокой токсичностью для пчел [1], для зеленых водорослей выявлена низкая острая токсичность [2]. Известно, что привнесение КФ снижает всхожесть и линейный рост проростков ряда злаковых культур [3], однако фитотоксические эффекты КФ, а также токсичность для микроорганизмов изучены недостаточно. Карбофос быстро разлагается в окружающей среде, гидролизуется в воде (период полураспада 6 дней при 20 °С и рН 7), в почве период полураспада всего несколько часов [2]. Несмотря на то, что на современном рынке можно найти не менее эффективные инсектициды, обладающие меньшей токсичностью и лишенные недостатка в виде неприятного запаха, карбофос и другие препараты малатиона занимают почти 70% рынка всех производимых инсектицидов (за счет низкой стоимости) [4, 5].

Известно, что сильное действие неблагоприятных факторов любой природы оказывает негативное влияние на фототрофные организмы. Они реагируют на изменение среды обитания комплексом неспецифических ответных реакций [6]. Цианобактерии (ЦБ) – древнейшие организмы, они используются, как модельные организмы для изучения фундаментальных биологических процессов, в их числе и устойчивости к стрессовым факторам.

Целью работы было изучить влияние карбофоса на биохимические показатели жизнедеятельности ЦБ (интенсивность процессов перекисного окисления липидов и содержание хлорофилла а).

Объектом исследования были альгологически чистые культуры ЦБ *Nostoc linckia*, *N. paludosum*, *N. muscorum*. Культуры ЦБ выращивали на жидкой среде Громова № 6 без азота при постоянной температуре +25 °С и 12-ти часовом освещении (3000 люкс). Возраст и титр культур составил: *N. linckia* – 7 недель,  $6,9 \cdot 10^7$  кл./мл; *N. muscorum* – 5 недель,  $6,0 \cdot 10^7$  кл./мл; *N. paludosum* – 9 недель,  $9,2 \cdot 10^7$  кл./мл. Перед постановкой эксперимента культуры ЦБ суспендировали.

Для оценки фитотоксичности раствор карбофоса (0,0001; 0,001; 0,01 моль/л) добавляли к культурам ЦБ, длительность инкубации – 24 часа. Далее оценивали содержание хлорофилла а и интенсивность процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в культуре ЦБ.

Определение хлорофилла а в клетках ЦБ проводили по общепринятой методике в ацетоновой вытяжке [7]. Интенсивность перекисного окисления липидов в цианобактериальных клетках оценивали по методике Лукаткина (2002) [8], адаптированной для работы с ЦБ.

Карбофос, в исследуемом диапазоне концентраций, оказывал влияние на жизнедеятельность ЦБ. В опытах с *N. linckia* с ростом концентрации КФ отмечали снижение интенсивности процессов ПОЛ в клетках ЦБ, что проявилось в уменьшении накопления малонового диальдегида (МДА) – основного продукта ПОЛ (рис. 1). Карбофос в высокой концентрации (0,01 моль/л) вы-

зывал снижение содержания МДА в клетках ЦБ более чем в 5 раз, по сравнению с контролем. Подобные эффекты ранее отмечали при действии на *N. linckia* другого фосфорорганического токсиканта – метилфосфоновой кислоты, активность ПОЛ в клетках ЦБ снижалась пропорционально увеличению концентрации кислоты [9].

Установлено, что КФ самой низкой концентрации (0,0001 моль/л) не вызывал достоверных изменений уровня хлорофилла а в клетках ЦБ (рис. 1). Однако, при повышении концентрации КФ до 0,001 моль/л, отмечали рост накопление хлорофилла а в 2 раза от уровня контроля. Карбофос в высокой концентрации (0,01 моль/л) также вызывал увеличение количества зеленого пигмента в клетках ЦБ, но в меньшей степени. Полученные данные по содержанию хлорофилла а согласуются с низким уровнем ПОЛ в клетках ЦБ. Снижение интенсивности окислительных процессов в клетках *N. linckia* в присутствии КФ благоприятно сказывается на накоплении хлорофилла а.

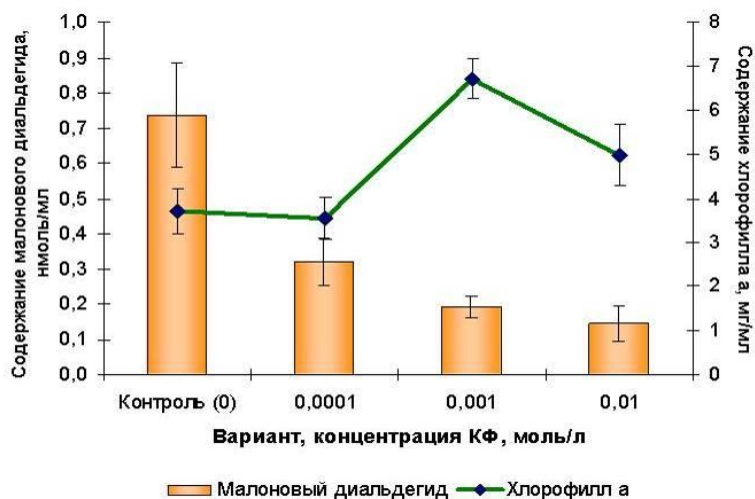


Рис. 1. Влияние карбофоса различных концентраций на показатели жизнедеятельности цианобактерии *N. linckia*

Цианобактерия *N. muscorum* была более чувствительна к действию КФ, что проявилось в изменении биохимических показателей жизнедеятельности. При действии КФ в концентрациях 0,0001 и 0,01 моль/л происходила активация окислительных процессов в клетках ЦБ, отмечали в рост количества МДА, по сравнению с контролем, в 2 и 1,5 раза соответственно (рис. 2). Карбофос в концентрации 0,001 моль/л не вызывал значительных изменений активности ПОЛ в клетках *N. muscorum*.

Достоверный рост содержания хлорофилла а в клетках *N. muscorum*, в 1,5 раза по сравнению с контролем, отмечали при действии КФ самой высокой концентрации 0,01 моль/л (рис. 2). Карбофос в концентрациях (0,0001 и 0,001 моль/л) не вызывал изменения содержания хлорофилла а в клетках *N. muscorum*.

Цианобактерия *N. paludosum* по-разному реагировала на воздействие КФ в различных концентрациях. Установлено, что КФ в низких концентрациях (0,0001 и 0,001 моль/л) не оказывала токсического действия на ЦБ

*N. paludosum*. Карбофос вызывал снижение интенсивности процессов ПОЛ в клетках ЦБ, содержание хлорофилла а было близко к контрольному уровню (рис. 3).

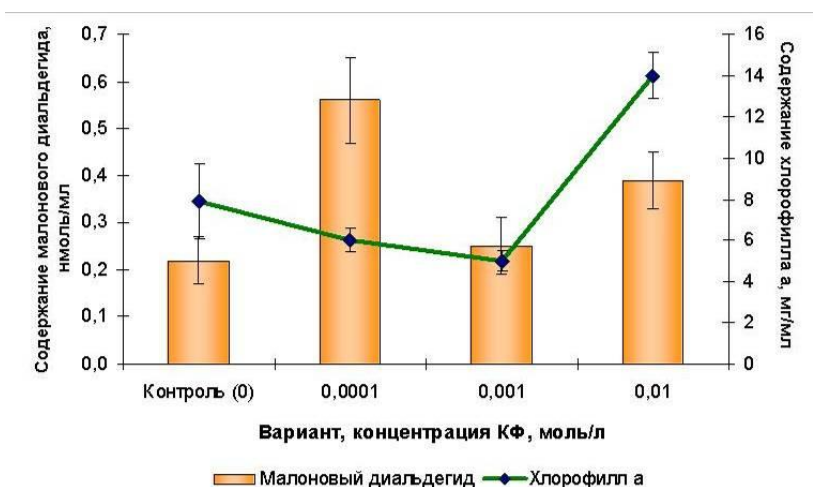


Рис. 2. Влияние карбофоса различных концентраций на показатели жизнедеятельности цианобактерии *N. muscorum*

С ростом концентрации происходило усиление негативных эффектов КФ на жизнедеятельность ЦБ. Под влиянием КФ самой высокой концентрации (0,01 моль/л) отмечали активацию процессов ПОЛ и снижение уровня хлорофилла а в клетках *N. paludosum*. Возможно, под влиянием КФ в клетках происходило накопление активных форм кислорода, активация окислительных процессов, которые приводили к деградации молекул хлоропластов и снижению содержания хлорофилла а. Подобные зависимости наблюдали ранее при действии метилфосфоновой кислоты на ЦБ *N. paludosum* [9].

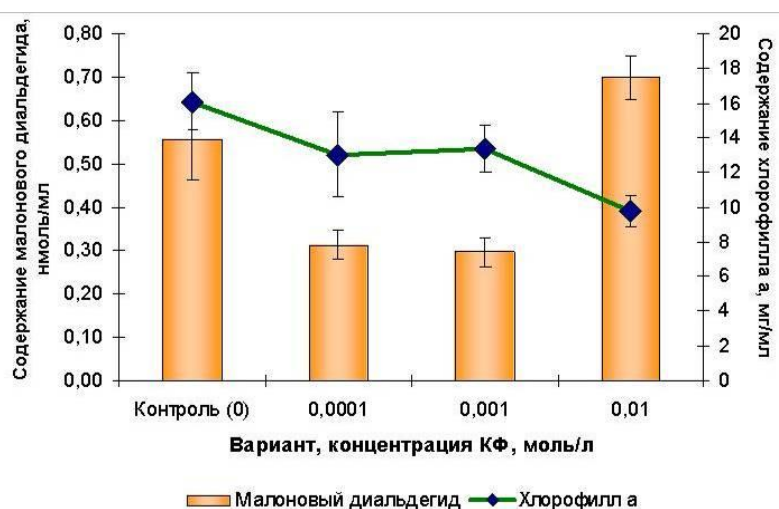


Рис. 3. Влияние карбофоса различных концентраций на показатели жизнедеятельности цианобактерии *N. paludosum*

Таким образом, карбофос в диапазоне концентраций (0,0001–0,01 моль/л) не оказывает летального действия на ЦБ, однако вызывает изме-

нение показателей жизнедеятельности клеток (интенсивность процессов ПОЛ и содержание хлорофилла а).

Среди изученных ЦБ наиболее чувствительными к действию КФ были виды *N. paludosum* и *N. muscorum*, что проявилось в активизации процессов ПОЛ при действии КФ в высокой концентрации (0,01 моль/л), а в случае *N. paludosum* и в снижении содержания хлорофилла а. Цианобактерия *N. linckia* была более устойчива к действию КФ во всех вариантах опыта. При действии КФ любой концентрации отмечали достоверное снижение содержание МДА и накопление хлорофилла а. На основе изучения ответных реакций ЦБ можно расположить ЦБ по мере возрастания чувствительности к действию КФ: *Nostoc linckia* < *Nostoc paludosum* < *Nostoc muscorum*.

Показатель интенсивности процессов ПОЛ был наиболее чувствителен к действию КФ, чем содержание хлорофилла а в клетках ЦБ, что может быть использовано при биотестировании. Кроме того, выявленная устойчивость ЦБ *N. linckia* может быть использована для создания методик повышения устойчивости экосистем, подвергающихся загрязнению карбофосом.

#### Литература

1. Мельников Н. Н. Пестициды: Химия, технология и применение. М.: Химия, 1987. 712 с.
2. Каталог пестицидов – PPDB, RuPest.ru [Интернет ресурс] <http://rupest.ru/ppdb/malathion.html>.
3. Коваль Е. В., Бусыгин А. Н., Чупрова Ю. В. Влияние фосфорсодержащих пестицидов на семена и проростки злаковых культур // Современная экология: образование, наука, практика: Материалы междунар. науч.-практ. конф. Воронеж: Изд-во «Научная книга», 2017. Т. 2. С. 442–446.
4. Попов С. Я., Дорожкина Л. А., Калинин В. А. Основы химической защиты растений / Под ред. профессора С. Я. Попова. М.: Арт-Лион, 2003. 208 с.
5. Промышленное производство в России. 2016: Стат. сб./Росстат. М., 2016. 347 с.
6. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
7. Aminot A., Rey F. Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. Denmark, Copengagen, 2000. 25 p.
8. Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
9. Коваль Е. В. Эффекты метилфосфоновой кислоты на показатели жизнедеятельности цианобактерий // Актуальные проблемы биологии и экологии: Материалы XXIII Всерос. молодежной науч. конф. Сыктывкар. 2016. С. 188–191.

# ИССЛЕДОВАНИЕ СОСТАВА И СВОЙСТВ ВЕЩЕСТВ КУЛЬТУРАЛЬНОЙ ЖИДКОСТИ ПОЧВЕННОЙ ЦИАНОБАКТЕРИИ *NOSTOC PALUDOSUM*

А. И. Фокина<sup>1</sup>, С. А. Вахмянина<sup>2</sup>, Л. И. Домрачева<sup>2,3</sup>, П. А. Трушников<sup>1</sup>,  
Л. В. Трефилова<sup>2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,3</sup>, И. В. Гнусова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Вятский государственный университет, *annushka-fokina@mail.ru*,

<sup>2</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия, *dli-alga@mail.ru*,

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

Многие авторы отмечают, что цианобактерии (ЦБ), вырабатывая токсины, отрицательно влияют на состояние окружающих их живых организмов [1–3]. Однако у некоторых видов почвенных ЦБ рода *Nostoc* установлено свойство оптимизировать местообитание растений за счёт проявления стимулирующего действия на рост и развитие растений, антагонистического действия на фитопатогенные микроорганизмы, в частности микромицеты рода *Fusarium*. Случаи проявления данных свойств отмечены для ЦБ *Nostoc paludosum* [4–7]. При этом данные о химическом составе веществ, проявляющих указанные свойства, достоверно не установлены. Кроме того, отсутствуют сведения о степени влияния метаболитов ЦБ в отсутствие микроорганизмов. Поэтому целью работы было установление биологической активности культуральной жидкости и вытяжек из неё.

Использовали культуральную жидкость (КЖ) ЦБ *N. paludosum* 18, которую выращивали в течение двух месяцев в среде Громова № 6 без азота. Титр культуры составил  $3 \cdot 10^7$  кл./см<sup>3</sup>. Из КЖ готовили вытяжки с помощью гексана (C<sub>6</sub>H<sub>14</sub>) и четырёххлористого углерода (CCl<sub>4</sub>). Методом высокоэффективной жидкостной хроматографии определили состав органических веществ в вытяжках из КЖ. Исследовали влияние веществ КЖ, вытяжек из КЖ и суспензии ЦБ на развитие растений ячменя сорта Изумруд селекции ВГСХА. Для этого фильтровальную бумагу пропитали исследуемыми субстанциями, высушили до постоянной массы при 37 °С, поместили в чашки Петри, увлажнили стерильной дистиллированной водой. На увлажнённые фильтры разложили зерновки ячменя. Опыт проведен в трехкратной повторности, по 20 зерновок на чашку Петри для каждого варианта. На третьи и пятые сутки определяли высоту проростков, длину и количество корней, на пятые сутки дополнительно определяли массу сухих проростков. Для изучения антифунгальной активности пропитанную растворами и высушенную фильтровальную бумагу раскладывали на поверхность агаризованной среды Чапека в чашках Петри, на которую предварительно был посеян *F. culmorum*. Исследовали влияние метаболитов на развитие микромицета в присутствии и без присутствия CuSO<sub>4</sub> (55 мг Cu/кг среды).

*Третьи сутки.* Наибольшую энергию прорастания семян наблюдали в вариантах, выращиваемых на вытяжке C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> (95,0±3,3%), вытяжке CCl<sub>4</sub> (90,0±3,3%) и ЦБ (85±10%). Слабые ростовые процессы семян наблюдали в



вариантах с использованием чистого  $C_6H_{14}$  и  $CCl_4$ , где энергия прорастания зерновок составила 60% и 35% соответственно (рис. 1). Установили достоверное увеличение значений максимальной длины корней у проростков во всех вариантах, где фильтровальная бумага пропитана испытуемыми растворами метаболитов и суспензией ЦБ, по сравнению с контролем. Наибольшее стимулирующее действие на рост проростков оказала суспензия ЦБ. Наблюдали ингибирование роста корней растений, растущих на фильтровальной бумаге, пропитанной органическими растворителями без метаболитов.

**Пятые сутки.** Наибольший ростстимулирующий эффект по отношению к высоте проростков и длине корней установлен в варианте, в котором для проращивания семян использовали *N. paludosum*. Затем, в порядке убывания эффекта, следуют вытяжки  $C_6H_{14}$  и  $CCl_4$ , КЖ. Как и через трое суток, наибольшее угнетение ростовых процессов наблюдали при проращивании семян на фильтрах, обработанных  $CCl_4$  и  $C_6H_{14}$ . Полученные результаты указывают на фитотоксическое действие фильтров, обработанных растворителями, несмотря на то, что после их обработки они были высушены до постоянной массы.

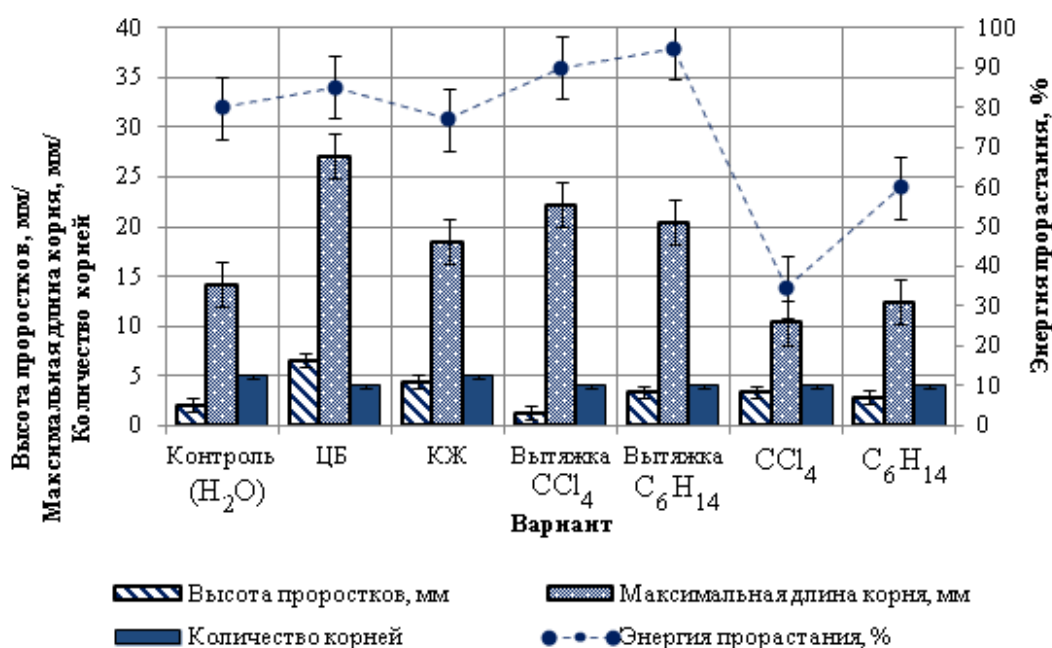


Рис. 1. Влияние цианобактерии *N. paludosum* 18 и её метаболитов на развитие ячменя сорта Изумруд (3-е сутки)

Эффект стимуляции объясняется результатами проведенного нами химического анализа. Установлено, что вытяжки и, соответственно КЖ, содержат кроме веществ – компонентов структурных элементов клеток ЦБ, такие соединения, как гормоны, предшественники гиббереллинов, витамины. Большой стимулирующий эффект ЦБ обусловлен наличием большего спектра и количества веществ, чем в КЖ и вытяжках из КЖ. Кроме того установлено, что пропитка фильтровальной бумаги растворителями приводит к появлению

фитотоксического эффекта, который мог снизить эффективность воздействия вытяжек данными растворителями.

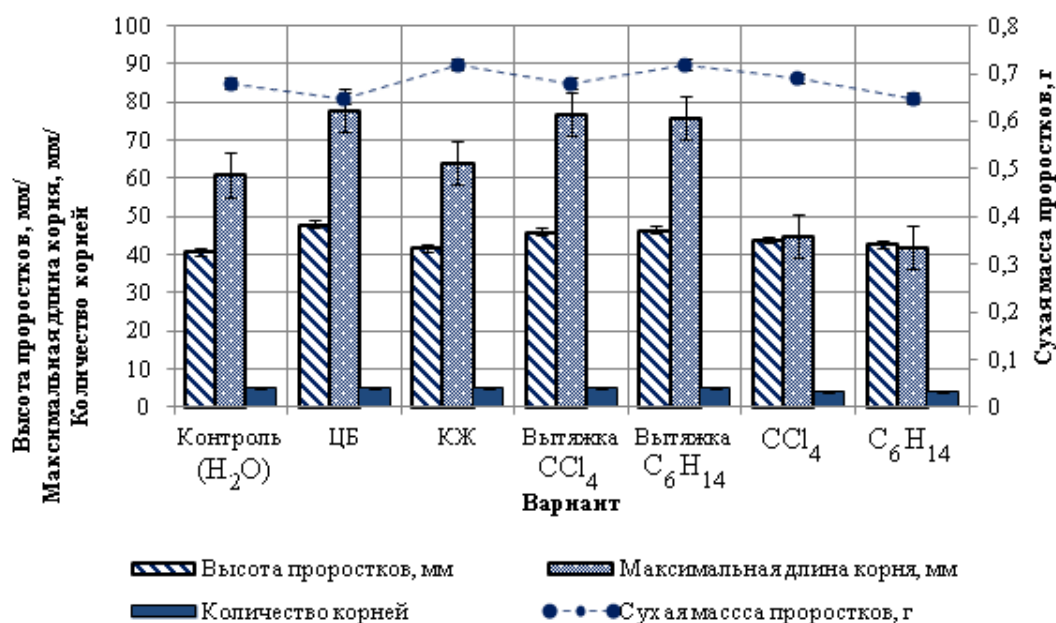


Рис. 2. Влияние цианобактерии *N. paludosum* 18 и её метаболитов на развитие ячменя сорта Изумруд (5-е сутки)

Таблица

**Влияние состава антифунгицидных смесей веществ на развитие *Fusarium culmorum***

Вариант	Численность, колоний/чашку		Площадь колоний, см <sup>2</sup>		Степень зарастания питательной среды, %	
	Через 1 нед.	Через 2 нед.	Через 1 нед.	Через 2 нед.	Через 1 нед.	Через 2 нед.
<i>F. culmorum</i> (контроль)	6,0	8	63,0	64,0	98,4	100,0
<i>F. culmorum</i> + CuSO <sub>4</sub>	1,0	1	0,1	20,0	0,2	31,3
<i>F. culmorum</i> + ЦБ	8,0	8	51,2	64,0	80,0	100,0
<i>F. culmorum</i> + ЦБ + CuSO <sub>4</sub>	1,0	3	0,3	5,0	0,5	7,8
<i>F. culmorum</i> + КЖ	7,0	7	57,6	62,0	90,0	97,0
<i>F. culmorum</i> + КЖ + CuSO <sub>4</sub>	—	5	—	9,8	—	15,2
<i>F. culmorum</i> + вытяжка CCl <sub>4</sub>	5,0	6	41,6	61,4	65,0	96,0
<i>F. culmorum</i> + вытяжка CCl <sub>4</sub> + CuSO <sub>4</sub>	—	2	—	3,3	—	5,1
<i>F. culmorum</i> + вытяжка C <sub>6</sub> H <sub>14</sub>	7,0	7	60,8	64,0	95,0	100,0
<i>F. culmorum</i> + вытяжка C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> + CuSO <sub>4</sub>	—	3	—	49,3	—	77,0

Примечание: «—» – не обнаружено.

Установлено, что наложение фильтровальной бумаги, пропитанной суспензией ЦБ, КЖ и вытяжками из культуральной жидкости C<sub>6</sub>H<sub>14</sub> и CCl<sub>4</sub>, не оказывает влияния на численность и площадь колоний микромицета



*F. culmorum* (табл.). Вещества в вытяжке  $\text{CCl}_4$  несколько ослабляют, по сравнению с контролем, скорость зарастания поверхности питательной среды микромицетом в течение первой недели. Однако к концу второй недели эксперимента площадь зарастания в варианте с данной вытяжкой существенно не отличалась от контроля (96,0% площадь зарастания в присутствии вытяжки  $\text{CCl}_4$ , 100% – в контрольном варианте). Развитие микромицета подавляет сульфат меди(II). Во всех вариантах, где был добавлен сульфат меди(II), наблюдали видимое подавление развития *F. culmorum* по всем изучаемым показателям. Максимальное подавление развития гриба установлено в вариантах с совместным присутствием метаболитов ЦБ и  $\text{CuSO}_4$ : «*F. culmorum* + ЦБ +  $\text{CuSO}_4$ » и «*F. culmorum* + вытяжка  $\text{CCl}_4$  +  $\text{CuSO}_4$ ».

Таким образом, установлено, что суспензия ЦБ, КЖ и вытяжки из КЖ оказывают стимулирующее действие на рост ячменя сорта Изумруд. Выявить существенное антифунгальное действие метаболитов ЦБ с помощью аппликации фильтровальной бумаги на плотную питательную среду Чапека, заражённую микроскопическими грибами *F. culmorum* не удалось.

*Выполнено при поддержке государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» № 5.4962.2017/БЧ.*

#### Литература

1. Řezanka T., Dembitsky V. M. Metabolites produced by cyanobacteria belonging to several species of the family Nostocaceae // *Folia Microbiologica*. 2006. V. 51. No 1. P. 159–182.
2. Ekebergh A., Borje A., Martensson J. Total synthesis of nostodione a, a cyanobacterial metabolite // *Organic letters*. 2012. V. 14. No. 24. P. 6274–6277.
3. Lewis John R. Amaryllidaceae, muscarine, imidazole, oxazole, thiazole and peptide alkaloids, and other miscellaneous alkaloids // *Natural product reports*. 2000. No 1. P. 57–84.
4. Зыкова Ю. Н. Свойства цианобактерий как объектов биотехнологий // Развитие научной творческой и инновационной деятельности молодежи: Материалы VIII Всерос. науч.-практ. конф. молодых ученых. Лесниково: Курганская государственная сельскохозяйственная академия им. Т. С. Мальцева, 2016. С. 10–14.
5. Коваль Е. В., Селезнева А. В., Огородникова С. Ю. Действие цианобактерий *Nostoc paludosum* и гербицида глифосата на жизнедеятельность растений пшеницы (модельные опыты) // *Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием*. ВятГУ, 2017. С. 262–267.
6. Зяблых Р. Л., Панкратова Е. М., Трефилова Л. В., Устюжанин И. А. Цианобактерии *Nostoc paludosum* как основа для создания агрономически полезных микробных ассоциаций на примере бактерий рода *Rhizobium* // *Микробиология*. 2008. № 2. С. 266–272.
7. Домрачева Л. И., Фокина А. И., Трефилова Л. В. Фузарии: биологический контроль, сорбционные возможности LAP LAMBERT Academic Publishing. Германия, 2013. 182 с.

## ИССЛЕДОВАНИЕ ДИНАМИКИ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ *CHLORELLA VULGARIS* В ПРИСУТСТВИИ РАЗЛИЧНЫХ НЕФТЕПРОДУКТОВ

А. В. Крылов<sup>1</sup>, В. С. Сибирцев<sup>1</sup>, А. Ю. Маслова<sup>1</sup>, Е. Ю. Игнатьева<sup>1</sup>,  
М. В. Радин<sup>2</sup>, В. А. Прохорова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Университет ИТМО, vs1969r@mail.ru

<sup>2</sup> Санкт-Петербургский университет промышленных технологий и дизайна,  
chem\_misha@mail.ru

В связи со всё ускоряющимся развитием технологий, увеличением объемов и разнообразия производимой и потребляемой человечеством продукции увеличивается всё более и антропогенная нагрузка на окружающую среду. Особенно это касается различных нефтепродуктов (НП), которые, в настоящее время, играют весьма важную роль в народном хозяйстве и, вследствие того, являются одними из основных загрязнителей окружающей среды.

Соответственно, всё более актуальной в настоящее время становится и проблема оценки влияния НП на различные живые организмы, одной из наиболее простых и доступных для исследования и в то же время адекватных и статистически объективных моделей которых, может быть, на наш взгляд, *Chlorella vulgaris*, относящаяся к группе наиболее распространенных в естественных условиях одноклеточных зеленых водорослей.

Однако принятые в настоящее время в качестве стандартных при биотестировании процедуры оценки общей выживаемости микроорганизмов до сих пор, в большинстве случаев, заключаются лишь в визуальной оценке того, насколько ингибируется или активируется по сравнению с контрольной группой рост тестовых микроорганизмов (ТМ) после инкубации их в питательной среде (ПС) в течение одних или нескольких суток в стерильных условиях при заданной температуре в присутствии тестируемых факторов. А такие методы дают достаточно субъективную, неполную, и «статичную» информацию лишь о летальных нарушениях жизнедеятельности ТМ.

В связи с этим, перспективным представляется использование для целей микробиологического тестирования различных инструментальных технологий, среди которых наиболее универсальными, надежными и простыми в исполнении, на наш взгляд, являются методы, позволяющие, при необходимости, практически в реальном времени следить за динамикой изменения метаболической активности ТМ по изменению различных оптических параметров ПС, в которой развиваются рассматриваемые ТМ.

В качестве примера подобного анализа можно привести методику и результаты оценки влияния на динамику жизнедеятельности *Chlorella vulgaris* различных концентраций таких пяти распространенных НП, как дизельное топливо (ДТ); уайт-спирит (УС); толуол (Тл); ОП-10 (ОП, смесь ароматических углеводородов, применяемая в качестве смачивающей и эмульгирующей неионогенной поверхностно-активной добавки) и н-гексан (нГ).

Всего было проведено 3-и серии измерений. В каждой из которых в каждую из пробирок, используемых для анализа, добавлялось по 4 мл тестовой среды (в качестве которой использовался водный раствор, содержащий исходно 10 г/л сахарозы + 1,7 г/л NaNO<sub>3</sub> + 1 г/л KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> + 0,5 г/л (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + 0,16 г/л MgSO<sub>4</sub> + 0,02 г/л FeCl<sub>3</sub> + 0,01 г/л CaCl<sub>2</sub> и около 10<sup>6</sup> кл/мл жизнеспособных *Chlorella vulgaris* ATCC 9765), а также от 0 (в случае контрольных пробирок) до 0,02 мл 100% либо 1% ДТ, УС, Тл, ОП-10 либо нГ (по 5 шт в параллель в случае как тестовых, так и контрольных пробирок). После чего все упомянутые пробирки перемешивались, закрывались стерильными ватно-марлевыми пробками и инкубировались при комнатной температуре на микробиологическом шейкере (для лучшей аэрации среды) в условиях постоянного равномерного освещения от 2-х фотодиодных ламп в течение 12 часов. При этом непосредственно до начала инкубации и сразу после её окончания в каждой из упомянутых пробирок с помощью анализатора «Флюорат-02-М» измерялись интенсивность света, упруго рассеиваемого в области длин волн 820–915 нм (Iod), интенсивность светопоглощения в области длин волн 430–440 нм (Avd) и интенсивность фотофлуоресценции при возбуждении на 350–420 нм и эмиссии на 685 нм (Iff). Причем значения Iod и Iff регистрировались на анализаторе «Флюорат-02-М» в режиме фотофлуорометрии со светофильтрами М1 и М2 либо «Б1» и «№17» в каналах фотовозбуждения и эмиссии. А значения Avd регистрировались на анализаторе «Флюорат-02-М» в режиме фотометрии со светофильтром «№15» в канале фотовозбуждения.

Далее, все полученные значения усреднялись (сначала по 5-и параллельным образцам внутри каждой серии измерений, а затем между сериями), и для каждого из усредненных значений рассчитывался 95% доверительный интервал. После чего общая степень активирования либо ингибирования (+/–) жизнедеятельности *C. vulgaris* заданной концентрацией каждого из тестируемых НП рассчитывалась по формуле  $\varepsilon_s = \Sigma (\varepsilon_{Iod} + 0,7\varepsilon_{Avd} + 0,7\varepsilon_{Iff}) / 2,4$ ,

где  $\varepsilon_y = 100 \times (\Delta Y_t - \Delta Y_c) / \Delta Y_c$ , а  $\Delta Y_t$  и  $\Delta Y_c$  – изменения значений Iod, Avd или Iff, произошедшие за время инкубирования *C. vulgaris* в присутствии заданной концентрации заданного НП ( $\Delta Y_t$ ) либо в отсутствие НП ( $\Delta Y_c$ ).

Результаты описанного исследования представлены в таблице, исходя из которой можно сделать следующие выводы.

Таблица

**Общие степени активирования или ингибирования (+/–) жизнедеятельности *Chlorella vulgaris* ATCC 9765 ( $\varepsilon_s$ , %)**

**в присутствии различных концентраций типичных нефтепродуктов**

концентрация	2×10 <sup>-3</sup> об. %					2×10 <sup>-5</sup> об. %				
	ДТ	УС	ОП	Тл	нГ	ДТ	УС	ОП	Тл	нГ
$\varepsilon_s$ , %	-32	-19	-53	-37	+11	+12	+18	+40	+35	+49

Примечания. Относительная ошибка определения  $\varepsilon_s$  для всех указанных в данной таблице значений находилась в диапазоне от 10 до 20%.

Среди тестируемых НП, присутствующих в инкубационной среде в достаточно большой концентрации (2×10<sup>-3</sup> об.%), в наибольшей степени жиз-

недеятельность *C. vulgaris* ингибировал ОП-10, содержащий помимо ароматического цикла, также активные спиртовые и эфирные группы. Далее в порядке уменьшения степени ингибирования жизнедеятельности *C. vulgaris* следовали: толуол (основной составляющей молекулы которого также являлось бензольное кольцо, соединенное однако, в отличие от ОП-10, с мало активной метильной группой), ДТ (содержащее достаточно большое количество веществ, вредных для жизнедеятельности большинства организмов) и УС (в котором содержание различных ароматических углеводов составляло не более 16%, а остальные 84% приходились на долю насыщенных ациклических и алициклических углеводов). В то время как, н-гексан, являющийся представителем насыщенных ациклических углеводов, в той же концентрации ( $2 \times 10^{-3}$  об.%), что и ранее рассмотренные НП, в небольшой степени даже активировал жизнедеятельность *C. vulgaris*.

В то же время, в малых концентрациях ( $2 \times 10^{-5}$  об.%) все тестируемые НП активировали жизнедеятельность *C. vulgaris* (являясь для них, очевидно, дополнительным источником углерода). Причем в порядке уменьшения активирующего влияния на *C. vulgaris* эти НП можно было выстроить в следующий ряд: нГ > ОП > Тл > УС > ДТ. То есть в случае присутствия тестируемых НП в инкубационной среде в достаточно малых концентрациях *C. vulgaris* способна была питаться даже такими химически активными ароматическими углеводородами, как ОП-10 (соответственно дезактивируя и разрушая оные). Хотя это для данных микроорганизмов было труднее, чем использовать для своей жизнедеятельности ациклические углеводороды (такие например, как н-гексан), не говоря уже о глюкозе, глицерине, растительных и животных маслах и т.п. Причем менее химически активный толуол *C. vulgaris* оказалось даже труднее разлагать, чем ОП-10. А приспособиться к существованию в присутствии таких сложных смесей различных углеводов, как УС и ДТ для *C. vulgaris* оказалось ещё сложнее. Причем ДТ оказалось для *C. vulgaris* более сложным источником питательных веществ, чем УС.

Таким образом, можно заключить, что в достаточно больших концентрациях все тестируемые НП в тем большей степени оказывали угнетающее действие на *C. vulgaris*, чем в большей концентрации эти НП присутствовали в окружающей среде, а также чем больше они содержали ароматических составляющих и химически активных групп (кислотных, спиртовых, эфирных и т.п.). В то время как в достаточно малых концентрациях все тестируемые НП активировали жизнедеятельность *C. vulgaris*. Причем степень такого активирования зависела не только от сложности и химической активности структуры НП, но и от её однородности (поскольку чем более сложная смесь различных загрязняющих углеводов присутствовала в окружающей среде, тем более разнообразный комплекс ферментов требовалось задействовать *C. vulgaris* для разложения этих углеводов).

# СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ ВНЕСЕНИИ МОНОКУЛЬТУР И КОНСОРЦИУМОВ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ

*А. В. Гогонин, Т. Н. Щемелинина, В. В. Володин*  
*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, algogonin@gmail.com*

Основными источниками загрязнения водных экосистем являются сточные воды промышленных и коммунально-бытовых предприятий-водопользователей. В Республике Коми они потребляют водные ресурсы в объеме в 487 млн. м<sup>3</sup>, при этом на производственные нужды уходит большая часть объёма – около 386 млн. м<sup>3</sup>. По некоторым показателям потребления воды в республике представлена таблица 1, на основе данных которой можно сделать вывод, что сбрасывается стоков в водные экосистемы намного больше, чем их очищается [1].

Таблица 1

## Динамика показателей водопотребления в Республике Коми (с учетом ливневых вод), млн. м<sup>3</sup>

Показатели водохозяйственной деятельности	2015	2016	2017
Забрано воды из водных объектов	521,66	523,16	520,08
Использовано воды, всего	485,7	491,1	484,7
На бытовые потребности	50,3	52,5	50,6
На производственные нужды	388,5	393,5	381,4
Сброшено сточных вод в водоемы	426,9	435,5	441,1
Мощность очистных сооружений	363,1	362,3	356,7

В муниципальном образовании городского округа Сыктывкар основным предприятием-водопользователем является целлюлозно-бумажный комбинат (ЦБК), которому принадлежат очистные сооружения, на которых расположены аэротенки и отстойники станции биологической очистки (СБО). При этом в аэротенках и отстойниках СБО ЦБК происходит очистка сточных вод не только индустриального толка, загрязненных в процессе производства бумаги, картона и целлюлозы, но и стоки коммунально-бытового и происхождений [2]. В аэротенках очистка происходит с помощью активного ила, который включает в себя бактерии, микроскопические грибы, простейших, червей и микроводоросли.

Так как объем сточных вод, подвергающихся обработке, непостоянен и зависит от времени года, снежного покрова, выпадения осадков и человеческого фактора, появляется необходимость в поиске новых технологий и способов очистки сточных вод для периодического улучшения обработки стоков. К таким можно отнести биологическую очистку сточных вод с помощью микроводорослей. Данный способ очистки стоков известен практически с середины прошлого века [3–5] и традиционно микроводоросли вносят в биопруды, гидрботанические площадки, а также на поля фильтрации и

орошения [6] совместно в консорциумах с микроорганизмами и высшими растениями.

В нашем исследовании культуры одноклеточных микроводорослей вносили непосредственно в сточную воду, отобранную из аэротенков. Хотя микроводоросли и считаются автотрофными микроорганизмами, но при определенных условиях [7, 8] они могут проявлять гетеротрофность и миксотрофность, что может положительно повлиять на эффективности изъятия поллютантов и биогенов, так как проницаемость сточной воды для солнечных лучей крайне мала.

Цель научно-исследовательской работы: сравнить эффективность очистки сточной воды при внесении моно- и смешанных культур микроводорослей.

Объектами исследования были выбраны монокультуры микроводорослей *Eustigmatos magnus*, *Chlorella vulgaris*, *Coelastrum proboscideum*, *Acutodesmus obliquus* и консорциумы  $K_1$  и  $K_2$ . В состав  $K_1$  входят монокультуры *E. magnus*, *C. vulgaris* и *C. proboscideum*.  $K_2$  имеет в своем составе две культуры – *E. magnus* и *C. proboscideum*. Консорциумом в данном случае можно назвать объединение нескольких разных видов микроводорослей в единую искусственную систему на основе пространственных и трофических связей для улучшения эффективности обработки сточной воды от загрязняющих веществ в процессе их жизнедеятельности. Результаты исследования интерпретированы в виде таблицы при помощи *t*-критерия Стьюдента.

Подготовка биоматериала для инокулирования сточной воды происходила за две недели до лабораторного эксперимента. Культивирование проводили на двух питательных средах – Люка и Тамия. По составу все питательные среды можно разделить на три группы – естественные (натуральные), искусственные (синтетические) и полусинтетические [9]. Среда Люка относится к полусинтетическим, так как состоит из двух компонентов – из стабилизированного гашенной известью куриного помета и глауконита под маркой «Ionsorb™» [10]. Глауконит – это минерал из группы гидрослюд подкласса слоистых силикатов [11], в среде используется как источник биогенных элементов. Среда Тамия, напротив, относится к синтетической группе и в ее состав входят только известные компоненты – макроэлементы, раствор микроэлементов и ЭДТА [12]. Использование двух сред в эксперименте неслучайно, так как объем сточных вод в аэротенках очень велик и применение синтетических сред нецелесообразно, а полусинтетическая среда Люка достаточно рентабельна в связи с дешевизной компонентов. Вода была отобрана с аэротенков станции биологической очистки АО «Монди СЛПК». В эксперименте сточную воду инокулировали микроводорослями. Условия эксперимента: барботаж воздухом с помощью компрессора Tetra APS 100 под фитолампой Osram L 18/77 Fluora, световой поток – 550 lm в течении 24 ч. Контролем служила сточная вода без внесения инокулятов. Определение динамики загрязняющих веществ проводилось по стандартным методикам.

Таблица 2

**Снижение содержания основных загрязняющих веществ в сточной воде, взятой из аэротенков при введении в нее консорциумов микроводорослей**

Обозначение культур и консорциумов МВ	Al, мкг/дм <sup>3</sup>	Фенол, мкг/дм <sup>3</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	N <sub>общ.</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe, мг/дм <sup>3</sup>	P общ, мг/дм <sup>3</sup>
K1	+	+	+	-	-	+
K2	+	+	+	+	-	+
<i>E. magnus</i>	+	++	+	++	++	-
<i>C. proboscideum</i>	++	++	+	+	-	+
<i>C. vulgaris</i>	+	-	++	++	-	+
<i>A. obliquus</i>	+	-	+	-	-	-

Примечание: «-» – различия выборок не достоверны при  $p < 0,95$ ; «+» – различия выборок достоверны при  $p > 0,95$ ; «++» – различия выборок достоверны при  $p > 0,98$ .

Снижение концентрации алюминия, нитрат-ионов (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) и азота общего (N<sub>общ.</sub>) происходило в экспериментальной воде во всех случаях внесения инокулятов. Высокие аккумуляционные свойства по отношению к алюминию показала культура *C. proboscideum*, по отношению к нитрат-ионам и азоту общему проявила культура *C. vulgaris*.

Концентрация фенолов в сточной воде снижалась практически при введении всех культур. Наиболее эффективными потребителями фенолов оказались культуры *C. proboscideum* и *E. magnus*.

Общий фосфор из сточной воды не аккумулировался только культурой *E. magnus*, тогда как остальные культуры в процессе жизнедеятельности усваивали фосфор.

Содержание железа в исследуемой воде снижалось только при введении инокулята культуры *E. magnus*, в других пробах положительной динамики не наблюдалось. Возможно, включение железа в клеточный метаболизм микроводорослей может занимать больший период времени и проведение эксперимента в течение 24 часов недостаточно.

Таким образом, на основании проведенного эксперимента культуры – *E. magnus* и *C. proboscideum*, эффективно очищали сточную воду от поллютантов. Консорциум, состоящий из этих же штаммов, оказался также оптимальным в очистке сточной воды.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке Государственного задания «Разработка биокаталитических систем на основе ферментов, микроорганизмов и растительных клеток, их иммобилизованных форм и ассоциаций для переработки растительного сырья, получения биологически активных веществ, биотоплива, ремедиации загрязненных почв и очистки сточных вод № АААА-А17-117121270025-1.*

### Литература

1. Государственный доклад «О состоянии окружающей среды Республики Коми в 2017 году» / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми, ГБУ РК «ТФИ РК». Сыктывкар, 2017. 173 с.

2. Щетинин А. И., Костин Ю. В., Андреев Е. Л. и др. Сыктывкарский ЛПК: решение проблем очистки сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. М.: Изд+во ВСТ, 2010. С. 34–38.
3. Винберг Г. Г. Культивирование зеленых водорослей на сточных водах // Всесоюзное совещание по культивированию одноклеточных водорослей: Тезисы докл. Л.: Изд-во Ленинградского гос. ун-та им. А. А. Жданова, 1961. С. 20–24.
4. Буриев С., Хакимжанов Х. Культивирование протококковых водорослей на сточных водах животноводческих комплексов // Культивирование и применение микроводорослей в народном хозяйстве: Материалы респ. конф. Ташкент: Изд-во Фан, 1980. С. 121–123.
5. Вагисов Т. В. Вопросы охраны водоёмов от загрязнения // Культивирование и применение водорослей в народном хозяйстве: Материалы респ. конф. Ташкент: Изд-во Фан, 1984. С. 11–12.
6. Гудков А. Г. Биологическая очистка городских сточных вод: учеб. пособие Вологда: Изд-во ВоГТУ, 2002. 127 с.
7. Ugwu C. U. Aoyagi H., Uchiyama H. Photobioreactors for mass cultivation of algae // Bioresource Technol. 2008. V. 99. I. 10. P. 4021–4028.
8. Chernova N. I. Korobkova T. P., Kiseleva S. V. Use of Biomass for Producing Liquid Fuel: Current State and Innovations // Therm. Eng. 2010. V. 57. I. 11. P. 937–945.
9. Гайсина Л. А., Фазлутдинова А. И., Кабиров Р. Р. Современные методы выделения и культивирования водорослей: учеб. пособие. Уфа: Изд-во БГПУ, 2008. 151 с.
10. Питательная среда Люка для культивирования микроводорослей: пат. 2556126 Рос. Федерация: МПК С12N 1/12 (2006.01), Щемелинина Т. Н.; заявитель и патентообладатель Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии Коми научного центра УрО РАН. № 2014112676/10; заявл. 01.04.2014; опубл. 10.07.2015, Бюл. № 19. 7 с.
11. Гапарова А. Ш., Чолпонбаев К. С. Глаукониты Кызыл-Токойского месторождения в Кыргызстане как лекарственное сырье для медицины (обзор) // Актуальные вопросы медицины. № 3. Бишкек: Вестник КГМА им. И. К. Ахунбаева, 2013. С. 28–33.
12. Tamiya H. Synchronous cultures of algae // Annual Rev. Plant Physiol. 1966. Vol. 17. P. 1–26.

## ПОЧВЕННЫЕ ВОДОРОСЛИ И ЦИАНОБАКТЕРИИ Г. КИРОВО-ЧЕПЕЦКА

*Л. В. Кондакова<sup>1, 2</sup>, К. А. Безденежных<sup>1</sup>,  
Н. Е. Таланцева<sup>3</sup>, Д. М. Краснопёрова<sup>3</sup>, А. А. Шильникова<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, karina.bezdenezhnykh@mail.ru*

<sup>2</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, usr11521@vyatsu.ru*

<sup>3</sup> *Лицей г. Кирово-Чепецка, HopeTalan@yandex.ru*

С каждым годом стремительно растет площадь урбанизированных территорий. Мощное антропогенное воздействие промышленности, транспорта, коммунального хозяйства приводят к значительному изменению абиотических факторов почвенной среды по сравнению с природными аналогами, что влияет на живое население почвы. При этом в каждом городе складываются специфические особенности среды, связанные с составом загрязняющих веществ, климатом, географическим положением.



Почвенные водоросли и цианобактерии (ЦБ) широко используются в качестве биоиндикаторов в оценке экологического состояния территорий.

Город Кирово-Чепецк является крупным промышленным центром Кировской области. Почвенная альгофлора городской среды не изучалась.

Цель исследования – дать альгологическую оценку состояния городских почв, испытывающей транспортную и антропогенную нагрузку.

Объектом исследований являлись почвы придорожных газонов транспортных магистралей города и тропинок на территории городского парка (рис.).

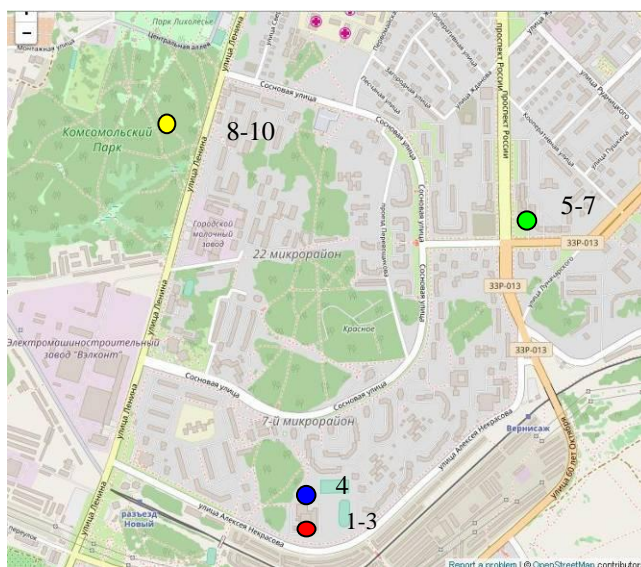


Рис. Схема расположения участков отбора проб

Почвенные образцы отбирались с глубины 0–5 см. Средняя проба составлялась из 5 индивидуальных проб объемом  $125 \text{ см}^3$ . Видовой состав водорослей и ЦБ определяли методом чашечных культур со стеклами обрастания [1], количественный анализ альгофлоры проводили прямым микроскопическим методом [2].

Всего в изученных почвах г. Кирово-Чепецка выявлено 32 вида микротофотрофов (табл. 1). По видовому составу преобладают цианобактерии (ЦБ) – 43,8% и зелёные водоросли – 40,6%. Выявлено 2 представителя из отдела Eustigmatophyta (6,2%) и 3 из Bacillariophyta (9,4%) (табл. 1). В пробах почв с транспортной зоны города отмечено 28 видов, при этом ЦБ – 11 видов (39,3%), зеленых водорослей - 12 (42,9%). Так в транспортной зоне г. Кирова ЦБ составляли 40,6% видового состава альгофлоры, зеленые водоросли – 37,5% [3]. Почвы урбанизированных территорий характеризуются низким видовым разнообразием желтозеленых водорослей.

В 2 пробах почв городского парка Кирово-Чепецка выявлено 17 видов микротофотрофов, в том числе ЦБ – 10 видов.

Таблица 1

**Видовой состав почвенных водорослей и цианобактерий  
транспортной зоны и парка г. Кирово-Чепецка**

№	Виды водорослей и цианобактерий	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cyanobacteria										
1	<i>Calothrix elenkinii</i>									+
2	<i>Cylindrospermum licheniforme</i>				+				+	+
3	<i>Leptolyngbya angustissima</i>	+							+	+
4	<i>Leptolyngbya foveolarum</i>	+							+	+
5	<i>Leptolyngbya frigida</i>				+				+	+
6	<i>Microcoleus vaginatus</i>				+	+	+	+		+
7	<i>Nostoc muscorum</i>						+			
8	<i>Nostoc paludosum</i>									+
9	<i>Nostoc punctiforme</i>				+	+			+	
10	<i>Phormidium amoenum</i>									+
11	<i>Phormidium autumnale</i>	+		+	+		+	+	+	+
12	<i>Phormidium formosum</i>				+		+			
13	<i>Phormidium Jadinianum</i>	+			+		+			
14	<i>Phormidium sp.</i>		+					+		
	Итого:	4	1	1	7	2	5	3	6	9
Chlorophyta										
15	<i>Ankistrodesmus sp.</i>									+
16	<i>Bracteacoccus minor</i>			+						
17	<i>Chlamydomonas gloeogama</i>	+	+		+	+	+	+		+
18	<i>Chlorella minutissima</i>	+	+	+	+					
19	<i>Chlorella vulgaris</i>			+			+	+		+
20	<i>Chlorococcum infusionum</i>			+			+	+		+
21	<i>Dictyococcus varians</i>	+								
22	<i>Klebsormidium dissectum</i>	+								
23	<i>Klebsormidium flaccidum</i>	+	+	+			+	+		
24	<i>Macrochloris dissecta</i>				+					
25	<i>Pseudococcomyxa simplex</i>				+					
26	<i>Scoteillopsis levicostata</i>	+							+	+
27	<i>Stichococcus minor</i>				+					
	Итого:	6	3	5	5	1	4	4	1	5
Eustigmatophyta										
28	<i>Eustigmatos magnus</i>		+		+				+	+
29	<i>Vischeria irregularis</i>		+							
	Итого:	0	2	0	1	0	0	0	1	1
Bacillariophyta										
30	<i>Navicula mutica</i>	+				+				
31	<i>Navicula pelliculosa</i>	+				+				
32	<i>Hantzschia aphioxys</i>	+	+		+	+	+	+		+
	Итого:	3	1	0	1	3	1	1	0	1
	Всего:	13	8	6	14	6	10	8	8	16

Примечание: 1 – ул. А. Некрасова, 1 метр от проезжей части; 2 – ул. А. Некрасова, 5 метров от проезжей части; 3 – ул. А. Некрасова, 10 метров от проезжей части; 4 – ул. Сосновая, противоположная сторона от здания школы; 5 – Перекресток ул. Луна-

чарского и пр. России, 1 метр от проезжей части; 6 – Перекресток ул. Луначарского и пр. России, 5 метров от проезжей части; 7 – Перекресток ул. Луначарского и пр. России, 10 метров от проезжей части; 8 – Городской парк, на тропе; 9 – Городской парк, 1 метр от тропы.

Показатели численности водорослей и ЦБ приведены в таблице 2.

Таблица 2

**Численность почвенных водорослей и цианобактерий  
г. Кирово-Чепецк тыс. кл./ г. почвы**

№ участка	Местоположение	Суанобacteria	Chlorophyta + Ochrophyta	Bacillariophyta	Всего
1	ул. А. Некрасова, 1 метр от проезжей части	4,4±2,5	45,1±5,4	12,0±4,2	61,5±12,1
2	ул. А. Некрасова, 5 метров от проезжей части	4,1±3,2	31,5±4,6	7,6±2,5	43,2±10,3
3	ул. А. Некрасова, 10 метров от проезжей части	-	25,9±3,6	3,8±2,0	29,7±5,6
4	ул. Сосновая, противоположная сторона от здания школы	-	18,0±2,8	7,9±2,4	25,9±5,2
5	Перекресток ул. Луначарского и пр. России, 1 метр от проезжей	-	32,8±4,7	54,5±5,6	87,3±10,3
6	Перекресток ул. Луначарского и пр. России, 5 метров от проезжей части	-	61,2±4,5	19,9±4,3	81,1±8,8
7	Перекресток ул. Луначарского и пр. России, 10 метров от проезжей части	-	49,2±4,9	9,5±2,8	58,7±7,7
8	Городской парк, на тропе	-	49,2±4,5	14,8±3,7	64,0±8,2
9	Городской парк, 1 метр от тропы	-	34,4±4,6	11,0±2,6	45,4±7,2
10	Городской парк, 5 метров от тропы	-	29,0±3,4	8,2±2,2	37,2±5,6

На большинстве исследуемых участков по численности клеток преобладали зелёные водоросли – их количество варьировало в пределах от 18,0 до 61,2 тыс. кл./ г почвы. Численность ЦБ была невысокая. Методом прямого счета представители ЦБ встретились в почвенных пробах с участков 1 и 2. Общая численность водорослей на всех изученных участках варьировала от 25,9 до 87,3 тыс. кл./г почвы. Наибольшая численность водорослей – 87,3 тыс. кл./г почвы выявлена на участке № 5. Доминировали диатомовые водоросли, их численность составляла 54,5 тыс. кл./ г почвы. Наименьшая численность – 25,9 тыс. кл./ г почвы отмечена на участке № 4.

Таким образом, первоначальное изучение микрфототрофов почв г. Кирово-Чепецка показало, что видовой состав альгофлоры представлен видами из отделов Cyanobacteria, Chlorophyta, Eustigmatophyta, Bacillariophyta. По ви-

довому разнообразию преобладают ЦБ, по количественным показателям доминируют зеленые водоросли.

#### Литература

1. Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почв вод. М.: Наука, 1976. 143 с.
2. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
3. Кондакова Л. В. Альго-цианобактериальная флора и особенности ее развития в антропогенно нарушенных почвах (на примере почв подзоны южной тайги Европейской части России): Дис. ... д-ра биол. наук. Сыктывкар, 2012. 356 с.

### МЕТИЛОТРОФЫ – ОСНОВА БИОРЕЦЕПТОРОВ АМПЕРОМЕТРИЧЕСКИХ БИОСЕНСОРОВ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ МЕТИЛАМИНА

*Т. Н. Кувичкина, Е. Н. Капаруллина, Н. В. Доронина, А. Н. Решетилев*  
*Пушчинский научный центр РАН, kuv@ibpm.pushchino.ru*

Аэробные метиловобактерии – группа метилотрофных прокариот, использующих окисленные и замещенные производные метана в качестве источников углерода и энергии. Метиламин может использоваться путем прямого окисления до формальдегида с помощью метиламиндегидрогеназы – (МАДГ) или метиламинооксидазы – (МАО), или через опосредованные пути, включающие перенос метильных групп на аминокислоты (глутамат, аланин или их кетоаналоги) с последующим окислением соответствующих N-метилированных аминокислот. Этот двустадийный механизм получил название N-метилглутаматного (N-МГ) пути [1]. Показана реализация метаболического потенциала метиловобактерий как основа биорецепторов для определения метиламинов амперометрическими микробными биосенсорами.

Работу проводили с аэробными метиловобактериями, относящимися к классу *Alphaproteobacteria* и представленными следующими родами: *Methylobacterium*, *Methylopila*, *Paracoccus*. Представители этих родов широко распространены и играют важную экологическую роль в круговороте биогенных элементов [1].

Цель работы – изучение свойств иммобилизованных клеток метилотрофных бактерий *Methylobacterium extorquens* ВКМ В-2067, *Methylopila musalis* ВКМ В-2646, *Paracoccus kondratievae* ВКМ В-2222 и *Paracoccus simplex* ВКМ В-3226 окислять метиламин биосенсорным амперометрическим методом.

В работе использовали микроорганизмы хранящиеся во Всероссийской коллекции культур (ВКМ), а именно штаммы *Methylobacterium extorquens* ВКМ В-2067, *Methylopila musalis* ВКМ В-2646, *Paracoccus kondratievae* ВКМ В-2222, *Paracoccus simplex* ВКМ В-3226. Штамм *Methylopila musalis* выделен из банана и назван *Methylopila musalis* sp. nov. (типовой штамм ВКМ

B-2646T=DSM 24966T=CCUG 61696T) [2]. Штамм *Paracoccus simplex* ВКМ В-3226 выделен из ила пресного озера на юге Московской области.

Метилобактерии выращивали на среде «К», которая содержала (г/л):  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 2,0;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0,125;  $\text{NaCl}$  – 0,5;  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0,002; вода дистиллированная 1 л. Значение pH 7,2. Для приготовления всех растворов и буферов использовали дистиллированную воду.

Культивирование проводили в колбах объемом 750 мл, содержащих 200 мл среды. После стерилизации (1 атм.; 30 мин) в среду добавляли 1 мл 30% (об/об) метиламина и 20 мл жидкой посевной культуры или засеивали смывом стерильной средой с агаризованной скошенной культуры, инкубировали на качалке (140 об/мин) при температуре 29 °С до начала стационарной фазы роста (2–5 суток). Биомассу (конец экспоненциальной фазы роста) отделяли центрифугированием при 5000 g в течение 30 мин, +4 °С, хранили в холодильнике при +4 °С.

Для иммобилизации клетки ресуспендировали и аликвоту клеточной суспензии центрифугировали при 10 000 g в течение 3 мин при комнатной температуре. Клетки отмывали дважды 50 мМ калий-фосфатным буфером, pH 7,5. Иммобилизацию клеток осуществляли методом физической адсорбции. Для этого клеточную суспензию, содержащую 10 мкл 50 мМ калий-фосфатного буфера (pH 7,5) с 1 мг сырой биомассы, наносили на полоску носителя хроматографическая стеклобумага Whatman GF/A (Великобритания), формируя пятно диаметром 5 мм. Пятно подсушивали при комнатной температуре в течение 20 мин. Биорецептор фиксировали на измерительной поверхности кислородного электрода типа Кларка («Кронас», Россия) с помощью нейлоновой сетки.

Измерения проводили в открытой кювете объемом 2 мл в 50 мМ калий-фосфатным буфере (pH 7,5), насыщенном кислородом, при комнатной температуре. Для управления прибором и регистрации измерений использовался потенциостат IPC-Micro («Кронас», Россия) и персональный компьютер. Потенциостат IPC-Micro управлялся программой, позволяющей регистрировать ответ биосенсора. Регистрируемым параметром при фиксированном потенциале (-700 мВ) являлась максимальная скорость изменения выходного сигнала  $dI/dt$  (нА/с), связанная пропорциональной зависимостью со скоростью изменения концентрации потреблённого кислорода (ответ биосенсора). После установления постоянного уровня тока в ячейку микропипеткой вводили 100 мкл пробы субстрата. После каждого измерения производили промывку ячейки фосфатным буфером. Для обработки полученных результатов использовали компьютерную программу для нелинейной регрессии (Программа Sigma Plot 12).

В условиях эксперимента были использованы нерастущие культуры, для которых следует ожидать стабильные стехиометрические соотношения между количеством потреблённого кислорода и метиламином.



Максимальные скорости обоих процессов взаимно пропорциональны. Выявлено, что все изученные штаммы способны использовать метиламин в качестве источника углерода, азота и энергии. При использовании штамма *Methylopila musalis* ВКМ В-2646 в качестве основы биорецептора диапазон определения метиламина составлял 4–250 мкМ. В качестве примера на рисунке 1 представлена градуировочная кривая зависимости ответа биосенсора на основе иммобилизованных клеток *Methylopila musalis* ВКМ В-2646 от концентрации метиламина.

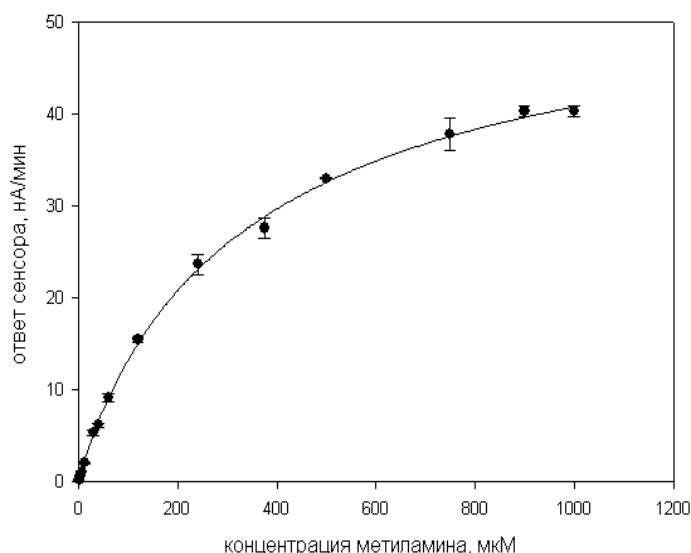


Рис. 1. Градуировочная кривая зависимости ответа биосенсора на основе ИМК штамма *Methylopila musalis* ВКМ В-2646 от концентрации метиламина

Предельно допустимая концентрация метиламина в воде, составляющая 1 мг/л (33 мкМ), входит в этот диапазон. Долговременная стабильность составляла 5 суток [3]. Выявлено, что оба штамма *Methylobacterium extorquens* ВКМ В-2067 и *Methylopila musalis* ВКМ В-2646 способны использовать метиламин в качестве источника углерода, азота и энергии двумя путями: прямым окислением посредством метиламиндегидрогеназы и через N-метилглутаматный путь, ферменты которых одновременно функционируют в клетках.

Метилотрофы рода *Paracoccus* также обладают способностью к окислению метиламина. На рисунке 2 представлена градуировочная кривая зависимости ответа биосенсора на основе иммобилизованных клеток *Paracoccus kondratievae* ВКМ В-2222 от концентрации метиламина.

Для изучения влияния концентраций метиламина на потребление кислорода ИМК *Paracoccus simplex* ВКМ В-3226 концентрации субстрата варьировали от 0,0027 до 2,8 мМ (рис. 3).

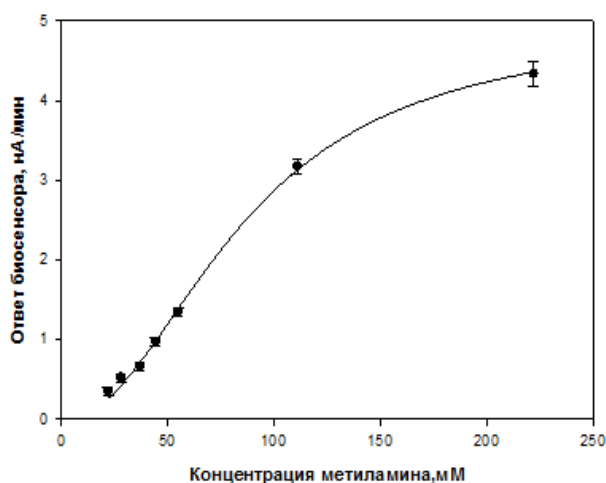


Рис. 2. Градуировочная кривая зависимости ответа биосенсора на основе ИмК *Paracoccus kondratievae* ВКМ В-2222 от концентрации метиламина

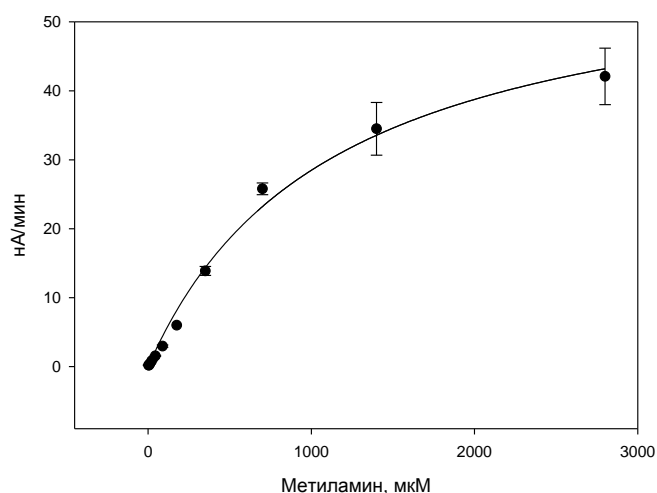


Рис. 3. Градуировочная кривая зависимости ответа биосенсора на основе ИмК штамма *Paracoccus simplex* ВКМ В-3226 от концентрации метиламина

Для всех изученных метилотрофов скорость окисления метиламина росла по мере повышения его концентрации. Время анализа для всех биорецепторов составило не более 20 мин.

Подобраны пары метилотроф-вещество, для которых исследовано влияние метиламинов на дыхательную активность подобранных иммобилизованных метилотрофных микроорганизмов. Изучение взаимодействия вещества-микроорганизм может быть полезно как для оценки содержания соединения в водной среде, так и для изучения свойств микроорганизма. Оценка содержания соединения, используя иммобилизованный микроорганизм, не является высокоспецифической, однако может быть применена для решения ряда аналитических задач.

### Литература

1. Троценко Ю. А., Доронина Н. В., Торгонская М. Л. Аэробные метилобактерии. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН. 2010. 325 с.

2. Doronina N. V., Kaparulina E. N., Bykova T. V., Trotsenko Yu. A. *Methylopila musalis* sp. nov., an aerobic, facultatively methylotrophic bacterium isolated from banana fruit // International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology. 2013. V. 63. P. 1847–1852.

3. Кувичкина Т. Н., Капаруллина Е. Н., Решетиллов А. Н. Окисление метиламина иммобилизованными метилобактериями *Methylopila musalis* ВКМ В-2646 // Евразийский союз учёных (ЕСУ) г. Москва. 2015. Ч. 7. № 5 (14). С. 21–23.

## МИКРООРГАНИЗМЫ В БИОИНДИКАЦИИ ГОРОДСКИХ ПОЧВ

*Л. И. Домрачева*<sup>1,2</sup>, *С. Г. Скугорева*<sup>2,3</sup>, *Т. И. Кутявина*<sup>3</sup>,  
*В. С. Симакова*<sup>1</sup>, *А. Л. Люкина*<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия, *dli-alga@mail.ru*,

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

<sup>3</sup> Вятский государственный университет

В настоящее время большинство почв в крупных городах становятся хранилищем всевозможных поллютантов. Очень часто не удается в полной степени определить состав загрязняющих веществ, попадающих в урбанозёмы от различных источников загрязнения. Поэтому предварительно для оценки потенциальной опасности и степени загрязнения почвы используют методы биоиндикации с привлечением микроорганизмов различных систематических групп [1]. К числу наиболее экспрессных приемов диагностики почвы относятся методы, основанные на характере развития бактерий р. *Azotobacter* [2] и специфике микромицетных комплексов [3, 4].

Цель данной работы – оценить уровень загрязнения урбанозёмов отдельных районов г. Кирова, применяя методы бактериально-микологического и химического анализов.

Материалом исследования послужили образцы почвы, отобранные в центральной части города вблизи крупнейшей автотрассы, а также в одном из окраинных районов на трёх участках, расположенных на расстоянии 3, 6 и 9 м от автомойки. Контролем служила полевая и луговая почвы.

Определение массовой концентрации ионов в водных вытяжках из почвы (соотношение почва : вода равно 1 : 2,5) проводили методом ионной хроматографии на хроматографе «Стайер», водородный показатель измеряли на рН-метре-иономере «Эксперт-001», электропроводность – на кондуктометре «Cond 340i», содержание органического вещества – на спектрофотометре «UNICO 2800», нефтепродуктов – на концентратометре «КН-2м».

Для проведения бактериальной индикации определяли активность размножения азотфиксаторов на агаризованной среде Эшби: по обрастанию комочков почвы бактериями рода *Azotobacter* [5], а также по определению общей численности азотфиксаторов при посеве почвенных разведений на данную среду и степени меланизации колоний. Критерием токсичности служили 3 показателя: степень обрастания, диаметр колоний и количество окрашенных колоний в опытных вариантах по сравнению с контролем. Помимо метода обрастания использовали также подсчет темноокрашенных колоний,



выросших на среде Эшби при количественном учете азотфиксаторов методом разведений.

Метод разведений использовали и для проведения микологического анализа путем высева почвенной суспензии на агаризованную среду Чапека. При количественном учете отдельно подсчитывали меланизированные и немеланизированные колонии. Критерий токсичности почвы – доминирование темноокрашенных колоний.

В первой серии опытов биоиндикационные исследования проводили на образцах почвы, отобранных вблизи автомойки в условиях предполагаемого загрязнения ее автошампунями. Определение степени обрастания комочков почвы азотобактером показывает, что во всех вариантах их поверхность колонизирована полностью (табл. 1). Вероятно, в течение нескольких лет существования автомойки под влиянием попадающих в почву стоков произошла селекция азотобактера на устойчивые формы, обеспечивающая их выживанием при пролонгированном действии стресс-факторов.

Таблица 1

**Биоиндикация состояния почвы с использованием бактерий  
*p. Azotobacter* вблизи от автомойки**

Расстояние от автомойки, м	Степень обрастания комочков почвы, %	Количество окрашенных колоний, %	Средний диаметр колоний, мм
3	100	88	3,6±0,6
6	100	42	3,0±0,9
9	100	88	3,8±0,6
Контроль	100	22	5,0±1,0

В то же время другие показатели, характеризующие состояние популяций азотобактера, отличаются от контрольных. Так, ореол роста бактерий вокруг комочком почвы достигал максимума в контроле и был существенно ниже в зоне влияния автомойки (от 24 до 40%).

Наиболее чувствительным и значимым оказался показатель, основанный на определении процентного состава окрашенных и бесцветных колоний азотобактера. Если в контрольной почве (луговая) он составляет всего 22%, то в урбанизированных районах количество меланизированных колоний достигает до 88%.

На основании полученных данных критерием токсичности городской почвы, где наблюдается большая вероятность загрязнения почвы автошампунями и бензином, можно считать доминирование в азотобактериальных популяциях темноокрашенных колоний.

Следующий метод биоиндикации, используемый в работе, был основан на количественном учете бактерий, вырастающих на среде Эшби, предназначенной для культивирования азотфиксаторов. Посев разведений почвенных суспензий городской почвы транспортной зоны г. Кирова и полевой почвы, отобранной в одни и те же сроки (сентябрь 2018 г.) показал, что численность азотфиксирующих бактерий в городской почве почти в 3 раза выше, чем в полевой (табл. 2). При этом данный показатель вырос за счёт преимуществ

венного развития меланизированных колоний в варианте с городской почвой.

Таблица 2

**Азотфиксирующие бактерии как индикаторы состояния почвы**

Почва	Численность, КОЕ/г·10 <sup>3</sup>	Меланизированные колонии, %
Городская	87,5±6,4	36,6
Полевая	37,3±6,4	0

Ещё одним критерием возможного загрязнения городских почв является определение структурных особенностей микоценозов, определяемых по соотношению меланизированных и бесцветных колоний грибов, выросших на среде Чапека (табл. 3). При практически одинаковой численности микромицетов в обеих почвах уровень меланизации колоний в городской почве в 10 раз выше, чем в полевой.

Таблица 3

**Количественные и структурные характеристики грибных комплексов полевой и городской почвы**

Почвы	Численность микромицетов, КОЕ/г·10 <sup>3</sup>	Количество меланизированных колоний, %
Городская	122,7±18,1	85,7±3,6
Полевая	110,7±23,7	8,3±1,1

В ходе анализа почвенных вытяжек были получены данные по содержанию неорганических ионов, показателю кислотности и электропроводности (табл. 4), содержанию органических веществ и нефтепродуктов (табл. 5). По уровню кислотности вытяжки из почвы имеют слабощелочную реакцию.

По данным хроматографического анализа наиболее обеспеченной элементами питания является почва контрольного участка. В вытяжке из этой почвы определены максимальные значения по содержанию ионов аммония, калия, магния, кальция, фосфат-ионов.

Таблица 4

**Электропроводность (Eh) (мкСм/см), pH (ед.) и содержание неорганических ионов (мг/л) в водной вытяжке из почвы**

Расстояние от автомойки, м	Eh	pH <sub>водн</sub>	pH <sub>кс</sub>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
3	256	7,9 ±0,1	7,6 ±0,1	13,4 ±2,0	3,23 ±0,32	5,1 ±0,8	4,1 ±0,4	42 ±4	4,3 ±0,4	0,29 ±0,04	<0,2	19,0 ±2,9
6	236	7,9 ±0,1	7,5 ±0,1	18,7 ±2,8	<0,1	5,7 ±0,9	2,48 ±0,25	33,9 ±3,4	2,49 ±0,25	<0,1	<0,2	7,3 ±1,1
9	325	7,7 ±0,1	7,3 ±0,1	39 ±6	<0,1	9,2 ±1,4	3,25 ±0,33	38,0 ±3,8	13,3 ±1,3	0,39 ±0,06	3,20 ±0,32	10,2 ±1,5
Контроль	384	7,8 ±0,1	7,1 ±0,1	1,75 ±0,26	6,5 ±0,6	10,6 ±1,6	6,5 ±0,7	74 ±7	5,4 ±0,5	<0,1	3,61 ±0,36	4,3 ±0,6

Согласно [6] по содержанию гумуса в гумусовом горизонте проба, отобранная у автомойки, является мало гумусированной, контрольная проба –

сильно гумусированной; урбаноэмы, расположенные в 3 м и в 9 м от дороги – тучными.

В урбаноэмах зафиксировано и максимальное содержание нефтепродуктов: превышение значения контроля составило 100 и более раз (табл. 5), что объясняется расположением участков отбора почв вблизи автодороги и автомойки. Степень корреляции между количеством окрашенных колоний бактерий р. *Azotobacter* и содержанием нефтепродуктов в почве достаточно высока ( $r = 0,77$ ).

Таблица 5

**Содержание органического вещества и нефтепродуктов в почвах**

Расстояние от автомойки, м	Органическое вещество, %	Нефтепродукты, мг/кг
3	9,2±0,9	6900±1700
6	2,4±0,5	1080±270
9	13,0±1,3	2200±500
Контроль	7,2±0,7	24±9

Городская и полевая почвы сильно различались по электропроводности и ионному составу почвенной вытяжки (табл. 6). Электропроводность вытяжки из городской почвы была в 4 раза выше по сравнению с полевой. Содержание ионов калия в городской почве превышало значения полевой в 10 раз, ионов кальция – в 5 раз, сульфат-ионов – в 3,4 раза, ионов магния и хлорид-ионов – в 2,6 раза, фосфат-ионов – в 2,2 раза, ионов натрия – 1,4 раза. Вероятно, большая численность азотфиксирующих бактерий (табл. 1) и микромицетов (табл. 3) в городской почве обусловлена большим содержанием в ней элементов питания таких, как калий и фосфор. Высокий процент меланизированных колоний бактерий и микромицетов, вероятно, обусловлен присутствием в городской почве соединений тяжелых металлов, в связи с чем требуется проведение дополнительного химического анализа.

Таблица 6

**Электропроводность (Eh) (мкСм/см) и содержание неорганических ионов (мг/л) в водной вытяжке из почвы**

Почвы	Eh	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Городская	391	13,4±2,0	37±6	7,6±0,8	68±7	7,4±0,7	2,30±0,35	4,4±0,4	17,5±2,6
Полевая	98,2	9,3±1,4	3,7±0,6	2,98±0,30	13,8±1,4	2,77±0,28	2,57±0,39	1,98±0,20	5,1±0,8

Таким образом, сочетание методов микробной биоиндикации и химического анализа городских почв показывает, что существует прямая корреляционная взаимосвязь между количеством окрашенных колоний бактерий р. *Azotobacter* и содержанием нефтепродуктов в почве. Состав фоновых образцов почв может быть обеднен элементами питания, что приводит к некоторому снижению численности микроорганизмов. Однако явным критерием неблагополучия урбаноэмов является высокая доля меланизированных форм микроорганизмов.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### **Литература**

1. Sumampous O. J., Risiani Y. Bacteria as indicators of environmental pollution: review // Int. J. of Ecosystem. 2014. V. 4 (6). P. 251–258.
2. Артамонова В. С., Бортникова С. Б. О развитии *Azotobacter chroococcum* Beijerinck в старовозрастных отвалах антрацита // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 1. С. 60–72.
3. Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
4. Домрачева Л. И. Использование микромицетов для индикации загрязнения почвы // Биологический мониторинг природно-техногенных систем. Сыктывкар, 2011. С. 111–113.
5. Зенова Г. М., Степанов А. Л., Лихачева А. А., Манучарова Н. А. Практикум по биологии почв. М.: Изд-во МГУ, 2002. 120 с.
6. Критерии разделения почв на виды [Электронный ресурс] <http://soils.narod.ru/taxon/littl/vid.html> (Дата обращения: 10.11.2018).

### **СОЦИАЛЬНОЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ МОНИТОРИНГА АНТИБИОТИЧЕСКОЙ РЕЗИСТЕНТНОСТИ У ПОЧВЕННЫХ БАКТЕРИЙ**

***И. Г. Широких***

*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,  
Вятский государственный университет, irgenal@mail.ru*

Широкое применение антибиотиков в последние десятилетия позволило спасти миллионы жизней и облегчить страдания людей от бактериальных инфекций. Однако массированное использование в медицине и сельском хозяйстве противомикробных препаратов сопровождается снижением их эффективности и возникновением антибиотической резистентности (АР), которая стала одной из основных глобальных проблем здравоохранения в наступившем веке [1].

Тотально распространившееся явление АР наносит огромный ущерб обществу, которое, по экспертным оценкам, ежегодно теряет более 200000 жизней только в Европе, Соединенных Штатах Америки и Китае [2].

Существует широко распространенное мнение, что увеличение АР является результатом чрезмерного использования антибиотиков в медицине и сельском хозяйстве, обеспечивая селективное давление, которое заставляет появляться и распространяться устойчивые штаммы. Такая трактовка порождает иллюзию возможности решения проблемы АР путем ограничения использования антибиотиков в клинической практике. Вместе с тем, многие исследователи полагают, что это объяснение является слишком упрощенным и

не учитывает влияние окружающей среды, которое в действительности питает глобальное распространение АР среди бактерий [2–4].

Устойчивость к антибиотикам может быть приобретена путем мутации существующей ДНК или поглощения чужеродной ДНК в результате трансформации, фагоопосредованной трансдукции и/или конъюгации. Горизонтальный перенос генов в почвенных микробценозах имеет большое значение в эволюции и передаче генов устойчивости между видами. Он включает в себя как перемещение генов АР от микрофлоры человека в окружающую среду, так и обратно направленный процесс.

В числе осложняющих ситуацию причин рассматривают неадекватную санитарную и низкое качество воды на более чем 80% мировой территории, из-за перенаселения, урбанизации и загрязнения в широких масштабах. Весомый вклад в проблему вносит ненадлежащее управление коммунальными, промышленными и сельскохозяйственными отходами [2, 5–7]. Очевидной стала ключевая роль загрязняющих веществ в возникновении АР у клинически значимых штаммов, включая горизонтальный перенос генов АР от природных сапротрофных бактерий и бактерий-комменсалов к патогенам. Механизмы резистентности к биоцидам или тяжелым металлам могут присутствовать на тех же генетических элементах, что и механизмы устойчивости к антибиотикам, вызывая перекрестную резистентность. Но это может объяснить только некоторые экологические сценарии передачи АР. Общее объяснение тому, как загрязнение может повлиять на передачу АР, предложено в работе [8]. Его суть сводится к тому, что антибиотики и другие загрязнители воздействуют на микробные клетки даже в низких концентрациях. Стресс вызывает в клетках процессы перестройки генов, которые увеличивают вероятность приобретения и активации генов АР любой клеткой, даже в отсутствие селективного действия антибиотиков. Таким образом, стресс от загрязняющих веществ увеличивает потенциал АР у бактерий; поэтому места с высоким уровнем загрязнения имеют также повышенный потенциал для передачи генов АР.

Новые аспекты АР среди клинически значимых микроорганизмов открылись в связи с полученными доказательствами, что «проблема АР уходит своими корнями в сложные экологические и эволюционные отношения между самими микроорганизмами, сложившиеся задолго до появления человека как биологического вида» [4]. Впервые данные о резистоме – совокупности генов устойчивости патогенных и непатогенных микроорганизмов – были опубликованы в 2006 году. Они показали, что типичные почвенные бактерии – актиномицеты – устойчивы к двум десяткам антибиотиков различного происхождения и механизмов действия [9]. В соответствии с предложенным авторами понятием резистома, главным экологическим резервуаром генетических детерминант, определяющих устойчивость бактерий к антибиотикам, является почва. Почвенные бактерии производят и сталкиваются с множеством антибиотиков, развивая соответствующие механизмы защиты и уклонения от их воздействия. Гены АР могут свободно циркулировать в почвенном микробиоме, передаваясь от типичных почвенных бактерий в клинически

значимые патогенные виды. Вероятно, передача генов устойчивости из их природных резервуаров является не менее значимым путем формирования АР патогенов. Огромный потенциал генов АР накоплен в суперинтегронах, еще не вовлеченных в генетический обмен среди встречающихся в клинике микроорганизмов [4]. Поэтому изучение процессов, благодаря которым происходит накопление и обмен генами АР среди бактерий в природных экосистемах, целесообразно включить в круг проблем, связанных с распространением АР патогенных микроорганизмов в клинической практике. Исследования распространения АР в различных типах почв будут содействовать формированию системы мониторинга и раннего предупреждения о накоплении в почвенном пуле генов АР, и связанной с этим опасности появления новых устойчивых к антибиотикам среди патогенных бактерий [3]. Кроме того, своевременно полученные данные о величине и спектре почвенного резистоста представляют интерес для разработки новых антибиотиков, которые не могут быть инактивированы уже существующими механизмами.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Heymann D. L., Prentice T., Reinders L.T. The World Health Report 2007: a Safer Future: Global Public Health Security in the 21st Century. WHO) [Электронный ресурс] <https://www.google.com/books?hl=ru&lr>
2. Graham D. W., Collignon P., Davies J., Larsson D. J., Snape J. Underappreciated role of regionally poor water quality on globally increasing antibiotic resistance // Environ. Sci. Technol. 2014. V. 48 (20). P. 11746–11747.
3. Finley R. L., Collignon P., Larsson D. J., McEwen S.A., Li X. Z., Gaze W.H., Topp E. The scourge of antibiotic resistance: the important role of the environment // Clinical infectious diseases. 2013. V. 57. P. 704–710.
4. Супотницкий М. В. Механизмы развития резистентности к антибиотикам у бактерий // Биопрепараты. 2011. № 2. С. 4–11.
5. Wu D., Huang X. H., Sun J. Z., Graham D. W., Xie B. Antibiotic resistance genes and associated microbial community conditions in aging landfill systems // Environmental Science & Technology. 2017. V. 51(21). P. 12859–12867.
6. Hong P. Y., Julian T. R., Pype M. L., Jiang S. C., Nelson K. L., Graham D., Manaia C. M. Reusing Treated Wastewater: Consideration of the Safety Aspects Associated with Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes // Water. 2018. V. 10(3). P. 244.
7. Jong M. C., Su J. Q., Bunce J. T., Harwood C. R., Snape J. R., Zhu Y. G., Graham D. W. Co-optimization of sponge-core bioreactors for removing total nitrogen and antibiotic resistance genes from domestic wastewater // Science of The Total Environment. 2018. V. 634. P. 1417–1423.
8. Gillings M., Boucher Y., Labbate M., Holmes A., Krishnan S., Holley M., Stokes H. W. The evolution of class 1 integrons and the rise of antibiotic resistance // Journal of bacteriology. 2008. V. 190(14). P. 5095–5100.
9. D'Costa V. M. , McGrann K. M., Hughes D. W., Wright G. D. Sampling the antibiotic resistome // Science (New York, NY). 2006. V. 311. № 5759. P. 374–377.

## ФИЛОГЕНЕТИЧЕСКОЕ ПОЛОЖЕНИЕ БАКТЕРИЙ, АССОЦИИРОВАННЫХ С МИКСОМИЦЕТАМИ

А. А. Широких<sup>1,2</sup>, А. В. Бакулина<sup>2</sup>

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

<sup>2</sup> Федеральный аграрный научный центр

Северо-Востока имени Н. В. Рудницкого, [aleshirokikh@yandex.ru](mailto:aleshirokikh@yandex.ru)

Одним из важнейших и наиболее многочисленных структурных элементов лесных экосистем являются представители почвенных эукариот надцарства *Amoebozoa*, среди которых выделяются миксомицеты (*Mухомусетес*=*Мухогастрия*). Эти организмы принимают активное участие в процессах круговорота веществ, регулируют численность бактерий и грибов, участвуя в поддержании баланса между бактериальным и грибным разложением органического вещества.

Одним из отличительных признаков миксогастрид является свободноживущий многоядерный плазмодий, представляющий собой диплоидную стадию жизненного цикла этих организмов. Ползая по субстрату, плазмодий захватывает бактерии и использует их в качестве трофического ресурса. Однако не все поглощаемые плазмодием бактерии служат пищей, некоторые из них остаются в плазмодии и попадают в спорокарпы, формируемые этими организмами в процессе сложного жизненного цикла.

Ранее нами сообщалось о выделении из спорокарпов *Metatrachia vesparia* (Batsch) Nann.-Bremek бактерий, обычно обитающих в почве и в фитосфере растений, идентифицированных как *Ewingella americana* и *Sphingobacterium kitahiroshimense* [1]. Из розовоокрашенных эталий вида *Lycogala epidendrum* (L.) Fr. изолирована метилотрофная бактерия, которая представляла собой строго аэробные, неспорообразующие, грамотрицательные подвижные палочки. На минеральном агаре с метанолом бактерии формировали розово окрашенные, круглые, с ровным краем колонии диаметром 1–3 мм. Данный изолят на основании анализа нуклеотидных последовательностей гена кодирующего 16S рРНК был идентифицирован как *Methylobacterium bullatum*. Впервые этот вид был выделен и описан Норре с сотрудниками (2011) из споровых коробочек мха *Funaria hygrometrica*, обитающего в лесной подстилке и на разлагающихся древесных остатках [2]. Так как оба вида миксомицетов обитают на разлагающихся древесных остатках, а изоляты бактерий были выделены на минеральном агаре с метанолом, нам представлялось интересным более подробно изучить бактериальный комплекс данной экологической ниши.

Целью настоящей работы являлось дальнейшее изучение бактериального разнообразия ассоциированных с миксомицетами *M. vesparia* и *L. epidendrum*.

Для выделения ассоциированных с миксомицетами бактерий их спорокарпы стерелизовали 75% этанолом в течение 2-х минут, промывали стериль-

ной водой, растирали в ступке и готовили серию разведений с последующим высевом на минеральный агар с 2% метанолом.

Филогенетическое положение выделенных на минерально-метанольной среде штаммов бактерий 54L, 66 и 67 определяли на основе анализа нуклеотидной последовательности гена 16S рРНК. Секвенирование фрагмента гена 16S рРНК было проведено в НПК “Синтол” (Москва). Полученные нуклеотидные последовательности сопоставляли с данными, депонированными в генбанке NCBI с использованием пакета программ BLAST [3]. Множественное выравнивание нуклеотидных последовательностей и построение филогенетического дерева осуществляли с помощью программы MAFFT [4]. Для построения дерева использовали метод объединения «ближайших соседей» – neighbor-joining (NJ).

В результате анализа нуклеотидных последовательностей генов 16S рРНК было построено филогенетическое дерево, которое наглядно показывает степень родства выделенных бактерий с другими, зарегистрированными в генбанке NCBI представителями (рис.). Из дендрограммы видно, что изолят 67, может быть идентифицирован как *S. kitahiroshimense*, поскольку является членом отдаленного от других кластера почвенных сфингобактерий и имеет наибольшее сходство (99%) со штаммом *S. kitahiroshimense* 10C, зарегистрированным в генбанке NCBI под номером NR\_041636.1.

Изолированный из миксомицета *M. vesparia* бактериальный штамм 66 наиболее близок (сходство 98%) к штамму *E. americana* CIP\_81.94 (NCBI – NR\_104925.1), а также находится в близком родстве с бактериями *Rahnella varigena* (95%) и *Rouxiella badensis* (96%), обитающими в болотных экосистемах. Изолят *E. americana* 66 входит в состав кластера энтеробактерий, обитающих как в кишечнике животных, так в почве и фитосфере растений. В составе этого кластера имеются патогенные и условно патогенные виды животных и человека из группы *Yersinia*, а также фитопатогенные представители группы *Pectobacterium* (ранее *Erwinia*).

Анализ нуклеотидных последовательностей метиловобактерии 54L, изолированной из эталий *L. epidendrum*, выявил 98% сходство со штаммом *M. bullatum* F3\_2 (NCBI – NR\_116548.1). Несмотря на то, что впервые метиловобактерии *M. bullatum* были изолированы из зелёного мха *Funaria*, они входят в отдельный от других метилотрофных бактерий кластер, обитающих на поверхности высших растений (в фитоплане) видов.



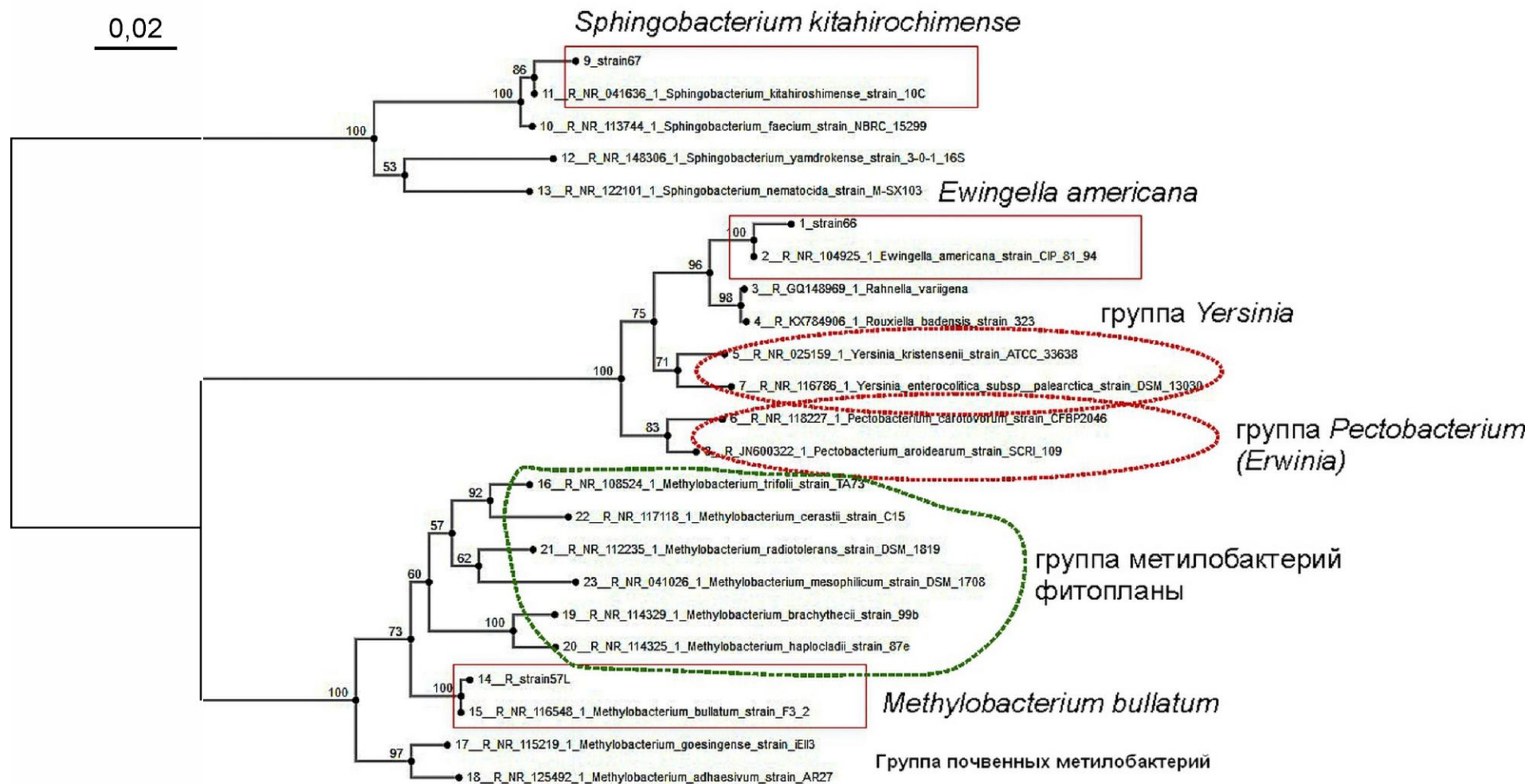


Рис. Филогенетическое дерево, полученное на основании анализа последовательностей фрагмента гена 16S рНК исследуемых штаммов бактерий. Дендрограмма построена на основании метода NJ с помощью программы MAFFT. Масштаб соответствует двум нуклеотидным заменам на 100 нуклеотидов. Цифрами показана статистическая достоверность порядка ветвления, определенная с помощью «bootstrap»-анализа 1000 альтернативных деревьев

Таким образом, анализ нуклеотидных последовательностей генов 16S рРНК, позволил не только установить видовую принадлежность бактерий, обитающих в связанных с миксомицетами экологических нишах, но и выявить существующие между ними филогенетические связи. Методы молекулярной биологии позволяют глубже понять эволюцию трофических взаимоотношений между бактериями и миксомицетами. Эта информация также может быть применена при подборе селективных питательных сред для выделения бактерий из природных субстратов. Сведения о распространении бактерий в экосистемах, и, в частности, в местообитаниях миксомицетов, могут быть полезны при поиске биотехнологически ценных штаммов.

#### Литература

1. Широких А. А., Назарова Я. И. Молекулярная идентификация бактерий в споркарпах миксомицетов // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2018. С. 51–55.
2. Hoppe T., Peters K., Schmidt F. *Methylobacterium bullatum* sp. nov., a methylo-trophic bacterium isolated from *Funaria hygrometrica* // Syst. Appl. Microbiol. 2011. Nov. 34(7). P. 482–486.
3. <http://blast.ncbi.nlm.nih.gov/>
4. <https://mafft.cbrc.jp/alignment/server/>

### ИЗУЧЕНИЕ КОЛОНИЗИРУЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ДВУХ ШТАММОВ СТРЕПТОМИЦЕТОВ

*А. В. Бакулина*<sup>1</sup>, *Я. И. Назарова*<sup>1</sup>, *И. Г. Широких*<sup>1,2</sup>  
<sup>1</sup> ФАНЦ Северо-Востока, [drugaeann1@rambler.ru](mailto:drugaeann1@rambler.ru)  
<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Представители рода *Streptomyces* известны своей способностью к продукции многочисленных вторичных метаболитов [1]. Благодаря синтезу антибиотиков и фитогормонов стрептомицеты обладают биоконтрольными и фиторегуляторными свойствами и используются для создания биопрепаратов в сельском хозяйстве. В связи с тем, что защита растений от патогенов путем бактериализации рассматривается сегодня как один из наиболее экологически безопасных методов повышения урожайности и качества сельскохозяйственной продукции [2], поиск, выделение, а также изучение свойств новых штаммов рода *Streptomyces* несомненно является актуальным.

Целью данной работы явилось изучение колонизирующей способности двух перспективных штаммов *Streptomyces* sp. при инокуляции меристемных растений картофеля (*Solanum tuberosum* L.). Ранее для данных штаммов стрептомицетов была установлена антагонистическая активность в отношении некоторых фитопатогенных грибов, способность к синтезу ауксинов, а для штамма ТК-5, кроме того, к продукции лектинов [3].

Объектом для инокуляции служили меристемные растения картофеля сорта Пранса из коллекции клонов лаборатории биотехнологии растений и микроорганизмов ФГБНУ ФАНЦ Северо-Востока. Микрочеренкование растений осуществляли на среде Мурасиге-Скуга (МС) [4] без гормонов, с 20 г/л сахарозы. Для инокуляции картофеля использовали два штамма стрептомицетов, которые были выделены из ризосферы растений томата (*Solanum lycopersicum* L.) (ТК-5) и табака (*Nicotiana tabacum* L.) (Т-2-20). Культуры стрептомицетов выращивали в жидкой овсяной среде в течение 4 сут на качалке (120 об/мин). Титры инокулятов составили  $10^7$ – $10^9$  и  $10^6$ – $10^7$  КОЕ/мл для штаммов ТК-5 и Т-2-20 соответственно. Освоение актиномицетами благоприятных зон связано с мицелиальным ростом, поэтому зависит от начальной численности

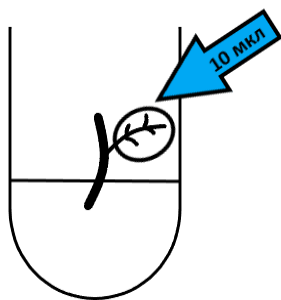


Рис. Схема инокуляции растений картофеля

популяции в меньшей степени, чем для немикелиальных бактерий. Предполагается даже существование изначального уровня «емкости среды», вне зависимости от начального обилия актиномицета [5]. Поэтому титры инокулятов для разных штаммов сочли возможным не выравнивать. Инокуляцию микрорастений осуществляли капельным нанесением суспензионной культуры (10 мкл) на лист картофеля в ходе микрочеренкования (рис.).

Инокулированные и контрольные (без инокуляции) растения выращивали при следующем режиме: фотопериод 16 ч, освещенность 4 кЛк, температура воздуха  $23 \pm 1^\circ\text{C} / 16 \pm 1^\circ\text{C}$  (день/ночь). Через 20, 30 и 60 сут культивирования у пробирочных растений определяли морфометрические показатели.

С целью выявления способности штаммов заселять растительные ткани определяли численность стрептомицетов в корнях, листьях, стебле и, отдельно, в инокулированном листе. Материал для посева отбирали от десяти растений в возрасте 35 сут по вариантам инокуляции, готовили объединенную пробу для каждого из указанных органов, асептически растирали в ступке, разведения гомогенатов высевали на овсяный агар. Через 7 сут учитывали количество колониеобразующих единиц (КОЕ) стрептомицетов. Численность КОЕ рассчитывали на 1 г сухой массы субстрата. Для определения способности штаммов проникать внутрь тканей растений посев проводили с добавлением этапа отмывания растительного материала в стерильной дистиллированной воде. Использовали растения картофеля в возрасте 60 сут.

Для оценки влияния стрептомицетов на продуктивность картофеля пробирочные растения высаживали в сосуды с почвой, и выращивали в условиях естественного освещения и влажности. Контролем служили одновозрастные пробирочные растения без инокуляции. По окончании вегетации (95 сут) растения выкапывали из почвы и учитывали показатели продуктивности.

Статистическую обработку данных проводили стандартными статистическими методами [6] с помощью пакета программ Microsoft Excel 2007.

Изучение колонизирующей активности ризосферных штаммов ТК-5 и Т-2-20 показало, что через 35 сут после инокуляции стрептомицеты распространились по растительным тканям и обнаруживались практически во всех органах меристемного картофеля (табл. 1).

Таблица 1

**Численность стрептомицетов в меристемных растениях картофеля  
(35 сут) в зависимости от исследуемого штамма и  
колонизируемого органа**

Колонизируемый орган	Численность, КОЕ/г		
	Контроль	ТК-5	Т-2-20
Листья	0	$(6,3 \pm 1,4) \times 10^3$	0
Инокулированный лист	–	$(8,9 \pm 3,0) \times 10^7$	$(7,2 \pm 1,0) \times 10^7$
Стебли	0	$(1,3 \pm 0,02) \times 10^3$	$(7,8 \pm 2,8) \times 10^5$
Корни	0	$(6,05 \pm 0,79) \times 10^6$	$(6,5 \pm 2,8) \times 10^4$

И хотя максимальная численность ( $10^7$  КОЕ/г) стрептомицетов у обоих штаммов выявлена в инокулированном листе, между штаммами были установлены различия в активности колонизации отдельных органов. Так, численность стрептомицета штамма ТК-5 в корнях в два раза превысила таковую в листьях и стебле, в то время, как штамм Т-2-20 в большей степени был локализован в стебле, в меньшей – в корнях, а в листьях вовсе не обнаружен. Однако к окончанию культивирования *in vitro* (60 сут после инокуляции) распределение стрептомицетов по органам меристемных растений картофеля стало более равномерным. После отмывки поверхности растений водой концентрация КОЕ обоих штаммов стрептомицетов снижалась в органах следующем порядке: инокулированный лист, корни, листья, стебли (табл. 2).

Таблица 2

**Численность стрептомицетов в меристемных растениях картофеля  
(60 сут) в зависимости от штамма и колонизируемого органа  
после отмывки водой**

Колонизируемый орган	Численность, КОЕ/г		
	Контроль	ТК-5	Т-2-20
Листья	0	$(1,6 \pm 1,02) \times 10^5$	$(1,35 \pm 0,37) \times 10^6$
Инокулированный лист	–	$(2,87 \pm 0,32) \times 10^7$	$(5,76 \pm 0,32) \times 10^9$
Стебли	0	$(4,9 \pm 1,21) \times 10^2$	$(1,06 \pm 0,13) \times 10^4$
Корни	0	$(1,68 \pm 0,85) \times 10^7$	$(7,81 \pm 1,49) \times 10^6$

Плотность заселения корней и листьев штаммом Т-2-20 различалась в пределах одного порядка, а в результате колонизации штаммом ТК-5 различия достигали двух порядков. Большее сродство штамма ТК-5 к корням, чем к листьям растений, возможно связано с его способностью продуцировать лектины – специфические гликопротеины, способные обратимо и избирательно связывать углеводы и углеводные детерминанты биополимеров без изменения их структуры. У штамма Т-2-20 в предварительных исследованиях такой способности не выявлено [3].

Итак, в условиях *in vitro* экспериментально показано заселение растений картофеля стрептомицетами обоих исследуемых штаммов, причем отмывка тканей перед посевом доказала способность мицелиальных бактерий проникать внутрь растительных тканей, а не только распространяться на их поверхности.

Несмотря на активное заселение стрептомицетами подвергнутых инокуляции растений, внешне они не отличались от контрольных. Сравнительный анализ морфометрических показателей растений показал, что исследуемые штаммы *Streptomyces* sp. не оказали негативного влияния на рост и развитие картофеля *in vitro* (табл. 3).

При последующем выращивании растений в почве также не было выявлено достоверных различий между контрольными и инокулированными растениями по показателям продуктивности.

Таблица 3

**Морфометрические показатели картофеля *in vitro*  
(среднее для 15 растений)**

Вариант	Длительность культивирования, сут	Длина стебля, мм	Кол-во междоузлий, шт	Кол-во листьев, шт
контроль	20	33±14,1	2,9±1,19	3,3±1,75
ТК-5		22±11,8	1,6±0,88	1,8±1,09
Т-2-20		35±11,9	2,5±0,92	3,3±1,03
контроль	30	49±22,0	3,6±1,76	5,4±2,16
ТК-5		47±16,2	3,3±0,82	5,2±1,17
Т-2-20		52±14,7	3,7±0,73	5,1±1,29
контроль	60	66±20,1	4,1±1,10	10,6±3,03
ТК-5		67±10,2	6,0±1,15	11,0±1,79
Т-2-20		77±12,1	6,3±1,11	12,5±1,61

Хотя отмечено, что инокуляция картофеля штаммом Т-2-20 способствовала увеличению в два раза в первом клубневом поколении доли средней фракции (20–40 мм), при одновременном снижении на 18% доли мелкой фракции (менее 20 мм) в сравнении с контролем (табл. 4).

Таблица 4

**Показатели продуктивности картофеля Пранса в первом клубневом поколении**

Вариант	Количество клубней с растения, шт	Масса клубней с растения, г*	Количество миниклубней по фракциям, %		
			≤ 20 мм	20–40 мм	≥40 мм
Контроль	6,7±2,3	$\frac{19,2}{0,5-78,5}$	65	20	15
ТК-5	7,0±2,4	$\frac{16,8}{1,0-58,6}$	67	21	12
Т-2-20	5,0±1,5	$\frac{26,2}{1,6-105,4}$	47	40	13

\* Числитель – среднее значение, знаменатель – минимальное и максимальное значения

Таким образом, изучение колонизирующей способности стрептомицетов ТК-5 и Т-2-20 позволило установить, что их популяционная плотность в тканях растений картофеля может достигать  $10^7$  КОЕ/г к 35 сут и  $10^9$  КОЕ/г – к 60 сут культивирования растений. Следует отметить, что значения численности существенно варьировали в зависимости от конкретного локуса растения и исследуемого штамма. Анализ морфометрических показателей растений картофеля *in vitro* и его продуктивности *in vivo* показал, что растения, подвергнутые инокуляции не имели отклонений в росте, развитии и клубнеобразовании, что свидетельствует об отсутствии негативного воздействия исследуемых штаммов на растения картофеля.

В связи с тем, что штаммы ТК-5 и Т-2-20 проявили в чистых культурах антагонизм к фитопатогенным грибам, дальнейшая работа будет направлена на оценку их влияния на растения в условиях инфекционного фона, где штаммы, как предполагается, смогут проявить свой биоконтрольный потенциал.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Komatsu M., Uchiyama T., Ōmura S., Cane D. E., Ikeda H. Genome-minimized *Streptomyces* host for the heterologous expression of secondary metabolism // PNAS, 2010. V. 107. № 6. P. 2646–2651.
2. Максимов И. В., Абизгильдина Р. Р., Пусенкова Л. И. Стимулирующие рост растений микроорганизмы как альтернатива химическим средствам защиты от патогенов (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология, 2011. Т. 47. № 4. С. 373–385.
3. Назарова Я. И., Бакулина А. В., Безмельцева О. В., Сергушкина М. И., Широких И. Г. Гемагглютинирующая способность стрептомицетов из ризосферы некоторых представителей Solanaceae // Растения и микроорганизмы: биотехнология будущего: Материалы Междунар. науч. конф. PLAMIC2018. Уфа, 2018. С. 206.
4. Murashige Y., Skoog F. A revised medium for rapid growth and bioassay with tobacco tissue culture // Physiol Plant., 1962. № 3. P. 473–497.
5. Полянская Л.М. Микробная сукцессия в почве: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: МГУ, 1996. 96 с.
6. Лакин Г. Ф. Биометрия. М.: Высшая школа. 352 с.

## ПОСЛЕДЕЙСТВИЕ ПРЕДПОСЕВНОЙ МИКРОБНОЙ ИНОКУЛЯЦИИ СЕМЯН ЛЯДВЕНЦА РОГАТОГО НА ЧИСЛЕННОСТЬ АБОРИГЕННОЙ МИКРОФЛОРЫ ПОЧВЫ

Д. В. Козылбаева<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, Л. В. Трефилова<sup>1</sup>, А. Л. Ковина<sup>1</sup>,  
В. А. Изотова<sup>1</sup>, А. И. Малинина<sup>1</sup>, Е. В. Товстик<sup>3,4</sup>, М. Н. Гринась<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
dina\_kazakova\_1992@mail.ru

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

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

<sup>4</sup> Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока  
им. Н. В. Рудницкого

В последние годы практикуют предпосевную инокуляцию семян бобовых часто проводят микробными поликультурами [1]. Синергическое действие инокулятов обеспечивает более высокую продуктивность растений и их устойчивость к фитопатогенам. Данный прием был применен при выращивании лядвенца рогатого (*Lotus corniculatus* L.)

Результаты опыта в первый год пользования культуры показали, что инокуляция семян сказывается не только на морфометрических и урожайных показателях лядвенца рогатого [2], но и на состоянии аборигенной микрофлоры [3]. Наиболее положительный эффект проявляется в вариантах с монокультурой *Fischerella muscicola*, бинарной (*Rhizobium loti* + *Streptomyces hygroscopicus*) и тройной смесью (*Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygroscopicus*) [2, 3].

Цель данного опыта – определить эффективность предпосевной микробной инокуляции семян лядвенца рогатого на аборигенную микрофлору во второй год пользования.

Материалом исследований была почва, отобранная в ниже перечисленных вариантах опыта.

Данный полевой опыт проводился в 2017–2018 гг. на посевах лядвенца рогатого первого и второго года пользования. Площадь делянок 1 м<sup>2</sup>, повторность 3-х кратная.

Почва дерново-подзолистая, среднесуглинистая. рН<sub>KCl</sub> 4,3–4,4; Р<sub>2</sub>О<sub>5</sub> 169–179 мг/кг; К<sub>2</sub>О 144–154 мг/кг; гумус 2,27%.

Размещение опытных и контрольных делянок рендомизированное. Варианты опыта: 1) контроль – артезианская вода «Ключ здоровья»; 2) сапротрофная бактерия *Rhizobium loti*; 3) ЦБ *Fischerella muscicola* 300; 4) *Streptomyces hygroscopicus* А4; 5) *F. muscicola* + *S. hygroscopicus* А4; 6) *Rh. loti* + *F. muscicola*; 7) *Rh. loti* + *S. hygroscopicus* А4; 8) *Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygroscopicus* А4. Источники получения микробных культур для предпосевной инокуляции семян описаны в [3].

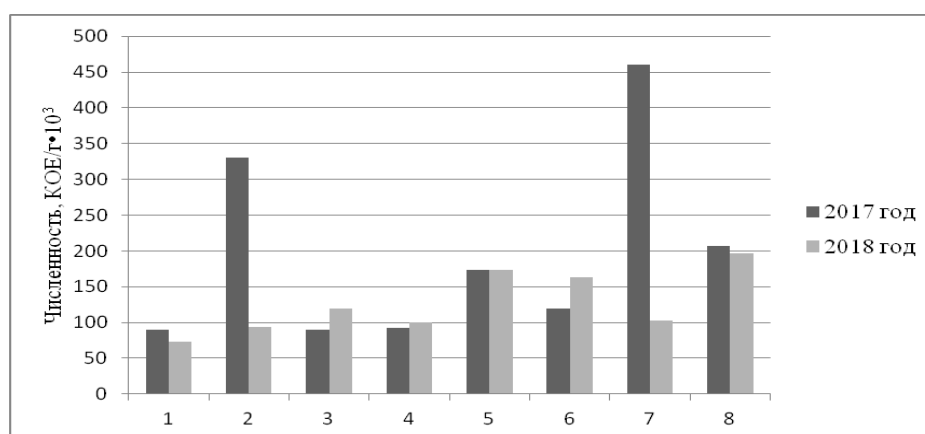
При проведении микробиологического анализа ризосферной почвы учитывали 4 группы микроорганизмов: бактерии-аммонификаторы на среде

ПА, актиномицеты на среде с пропионатом натрия, азотфиксаторы на среде Эшби, микромицеты на среде Чапека.

Количественный учет проводился методом разведения с дальнейшим посевом на питательные среды. Повторность посева на каждую среду 3-кратная. Для селективного ограничения роста микроскопических грибов при учете актиномицетов в среду с пропионатом натрия дополнительно вводили нистатин в концентрации 50 мкг/мл.

Результаты количественного учета микроорганизмов показывают, что в составе микробных комплексов происходят определённые изменения. Так, в 2017 году было показано, что интродукция микробных культур приводит к определенным изменениям количественных показателей как отдельных групп микроорганизмов, так и структуры микробных комплексов. Менее всего микробная интродукция сказалась на численности азотфиксаторов. В то же время в отдельных вариантах отмечены резкие колебания численности аммонификаторов и актиномицетов [3].

Все эти изменения могут быть обусловлены не только прямым влиянием микробов-интродуцентов на аборигенную микрофлору, но и связаны с объемами корневых экзометаболитов, на которые, в свою очередь, влияет видовой состав микробов-инокулянтов (рис. 1–4).



Варианты опыта: 1) контроль – вода «Ключ здоровья»; 2) *Rhizobium loti*; 3) ЦБ *Fischerella muscicola*; 4) *Streptomyces hygrosopicus* A4; 5) *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4; 6) *Rh. loti* + *F. muscicola*; 7) *Rh. loti* + *S. hygrosopicus* A4; 8) *Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4.

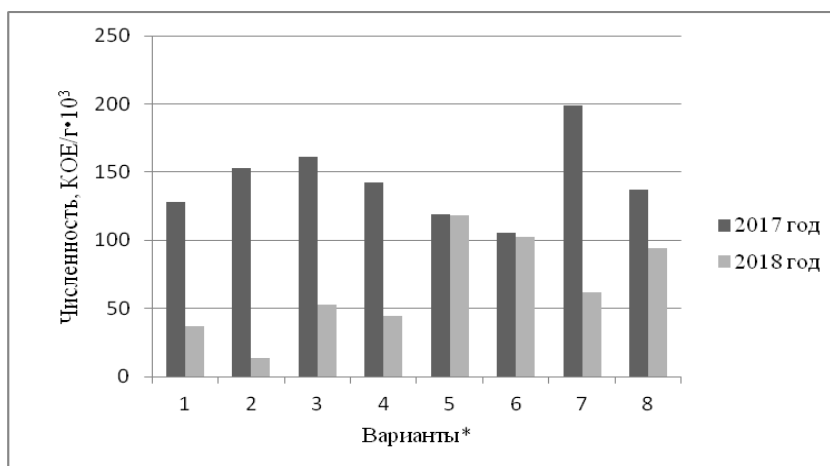
Рис. 1. Влияние микробной интродукции на численность аммонификаторов в ризосфере лядвенца рогатого

В 2018 г. стимулирующее влияние интродуцентов на бактерии-аммонификаторы существенно ниже, чем в 2017 г., хотя по сравнению с контролем численность этой группы микроорганизмов в нескольких вариантах превышает контрольные показатели (*F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4, *Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4 и *Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4). При этом практически одинаковые показатели в два года на-



блюдается в вариантах с бинарной (*F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4) и тройной обработкой (*Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4).

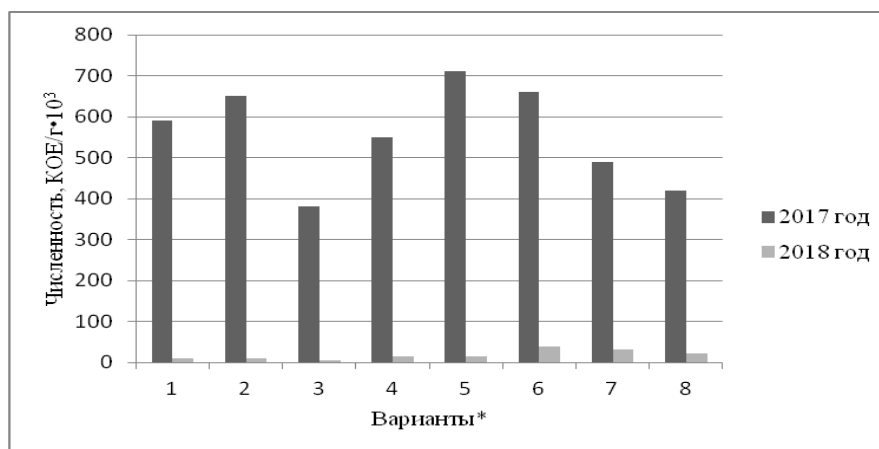
В случае с азотфиксаторами видно, что в 2017 году практически не выявлено существенных различий по сравнению с контролем (от 128 тыс. до 199 тыс. КОЕ/г.), но в 2018 г. происходит незначительная стимуляция роста азотфиксаторов, хотя абсолютные значения во всех вариантах ниже, чем в 2017 г., кроме варианта *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4 (рис. 2). При этом же варианте численность азотфиксаторов в 2018 г. остается на уровне 2017 г.



\* Варианты опыта такие же, как на рисунке 1.

Рис. 2. Влияние микробной интродукции на численность азотфиксаторов в ризосфере лядвенца рогатого

Для группы мицелиальных бактерий – актиномицетов в 2017 г. пик размножения зафиксирован в варианте *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4. В то же время внесение чистой культуры актиномицета не сказалось на численности ризосферных актиномицетов, а в вариантах *Rh. loti* + *S. hygrosopicus* A4 и *Rh. loti* + *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4 даже отмечается спад их численности (рис. 3).

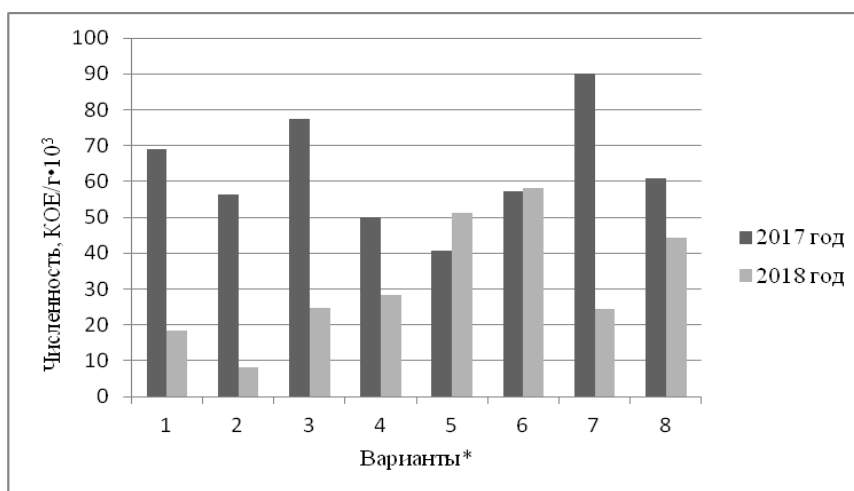


\* Варианты опыта такие же, как на рисунке 1.

Рис. 3. Влияние микробной интродукции на численность актиномицетов в ризосфере лядвенца рогатого

2018 г. оказался чрезвычайно неблагоприятным для развития почвенных актиномицетов. Во всех вариантах наблюдается обвальное снижение численности показателей до 4,5 тыс. КОЕ/г.

Существенное снижение численности в 2018 г. почти во всех вариантах, по сравнению с 2017 г., отмечены для эукариотных микроорганизмов – грибов (рис. 4). Хотя, по сравнению с контролем, их численность несколько выше во всех вариантах, кроме варианта с *Rh. loti*.



\* Варианты опыта такие же, как на рисунке 1.

Рис. 4. Влияние микробной интродукции на численность грибов в ризосфере люцерны рогатого

Изучение структуры изучаемых микробных комплексов показывает, что доминирующим компонентом во всех вариантах являются аммонификаторы, численность которых колеблется от 45,1 до 74,6% (табл.).

Таблица

### Структура микробных комплексов

Вариант	Общая численность микроорганизмов	Аммонификаторы (МПА)	Азотфиксаторы (Эшби)	Актиномицеты (среда с пропионатом натрия)	Грибы (Чапек)
	КОЕ/г · 10 <sup>3</sup>				
1. Контроль	140,3±22,8	52,5	26,6	7,8	13,1
2. <i>Rh. loti</i>	125,1±10,3	74,6	11,2	7,6	6,6
3. <i>F. muscicola</i>	201,9±17,7	59,4	26,1	2,2	12,3
4. A4	188,5±13,7	53,0	23,7	8,2	15,1
5. <i>F. muscicola</i> + A4	362,3±33,2	48,0	33,7	4,0	15,5
6. <i>Rh. loti</i> + <i>F. muscicola</i>	362,3±38,5	45,1	28,3	10,5	16,1
7. <i>Rh. loti</i> + A4	221,1±23,5	46,7	28,0	14,7	10,6
8. <i>Rh. loti</i> + <i>F. muscicola</i> + A4.	356,7±43,8	55,1	26,3	6,1	12,5

Второй по значимости группой микроорганизмов являются азотфиксаторы, доля которых в структуре микробных комплексов колеблется от 11,2 до 33,7%.

В качестве минорных компонентов в разных вариантах выступают как актиномицеты (с долей участия 2,2% – *F. muscicola* и 4,0% – *F. muscicola* + *S. hygrosopicus* A4), так и микромицеты, у которых доля участия в варианте с *Rh. loti* всего лишь 6,6%.

Стимулирующий эффект предпосевной инокуляции семян на аборигенную микрофлору, выявленный в первый год, для пользования практически нивелировался при изучении последствий микробной интродукции.

Особенно резкое снижение численности наблюдается для групп аммонификаторов в вариантах с *Rh. loti* и *Rh. loti* + *S. hygrosopicus* A4.

Наблюдается положительный стимулирующий эффект микробной интродукции во всех вариантах, кроме *Rh. loti*.

Существенно различаются структурные особенности микробных группировок в различных вариантах. Однако, во всех вариантах доминирующей группой являются бактерии – аммонификаторы.

*Работа выполнена в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН по теме «Оценка и прогноз отсроченного техногенного воздействия на природные и трансформированные экосистемы подзоны южной тайги» № 0414-2018-0003.*

#### Литература

1. Пузырева М. Л., Бурденева Т. В. Влияние бактериальных и ростстимулирующих препаратов на адаптивные свойства и продуктивность козлятника восточного // Достижения науки и техники АПК. 2010. № 12. С. 64–65.

2. Домрачева Л. И., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Горностаева Е. А., Казакова Д. В., Субботина Е. С. Микробная интродукция и состояние почвенной аборигенной микрофлоры // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 2. С. 55–59.

3. Малыгина О. Н., Козылбаева Д. В., Домрачева Л. И., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Товстик Е. В. Влияние интродукции в почву различных микроорганизмов на численность ризосферной микрофлоры люцерны (Lotus corniculatus) // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2017. С. 92–97.

### 120-ЛЕТНЯЯ СОХРАННОСТЬ РИЗОСФЕРНОЙ МИКРОФЛОРЫ ГЕРБАРНЫХ ОБРАЗЦОВ РАСТЕНИЙ СЕМЕЙСТВА RANUNCULACEAE (ЛЮТИКОВЫЕ)

*А. Л. Ковина<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, А. И. Малинина<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@yandex.ru*

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

Ризосфера – место интенсивного взаимодействия растений с микробными партнерами. В этих взаимоотношениях сигнальные молекулы, выде-

ляемые растениями, влияют и на первичное инициирование, и на последующее поведение микроорганизмов в сложных ассоциациях, таких, например, как биоконтроль. Колонизация корней растений – важный этап как для почвенных патогенов, так и для полезных ризобактерий. Продуцируемые ими антибиотики являются важным фактором подавления болезней корней [1, 2]. Поэтому ризосферные микроорганизмы находятся в зоне постоянного внимания исследователей как потенциальные носители полезных для растения свойств. В этом плане интересны не только микробы, выделяемые из ризосферы и ризопланы современных растений, но и те реликтовые формы, которые можно получить, работая с гербарными образцами растений.

Неоднократно была установлена способность бактерий и грибов сохранять жизнеспособность, находясь в высушенных образцах почвы и растений. В частности, доказали, что гербарные образцы бурых водорослей *Ascophyllum nodosum* (L.) LeYalis, *Fucus vesiculosus* L. и *Laminaria digitata* (L.) Lamour стали источником для оживления бактерий и грибов, сохранившихся в течение многих лет (от 60 до 90) [3]. При этом два вида бацилл, выделенных в чистую культуру с поверхности бурых водорослей, были успешно использованы как тест-объекты при определении степени токсичности синтетических поверхностно-активных веществ [4].

В продолжение подобных исследований, проводимых на кафедре биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии Вятской ГСХА по оживлению микроорганизмов, населяющих гербарные образцы, был поставлен опыт по изучению ризосферной микрофлоры высших растений семейства Ranunculaceae.

Цель данной работы – сравнить численность и групповой состав ризосферной микрофлоры гербарных образцов растений семейства Ranunculaceae (Лютиковые), собранных и гербаризированных в 1899 г.

В качестве объектов исследования были взяты гербарные образцы трех видов растений: прострел раскрытый, или сон-трава (*Pulsatilla patens* (L.) Mill), лютик ядовитый (*Ranunculus sceleratus* (L.)) и лютик золотистый (*Ranunculus auricomus* (L.)). Данные образцы были получены в дар из Петербургской коллекции флоры Вятским сельскохозяйственным техническим училищем повышенного типа имени императора Александра II, открывшемся в 1901 г. Позднее на базе училища был создан сельскохозяйственный техникум имени А. И. Рыкова, а с 1930 г. – зооветеринарный институт, ныне Вятская ГСХА.

Для изучения гербарной микрофлоры осторожно отделяли оставшуюся на корнях почву. В дальнейшем микробиологический анализ проводили путем посева почвенных разведений на селективные питательные среды: питательный агар (ПА) – для аммонификаторов, Эшби – для азотфиксаторов, Чапека – для микромицетов. Опыт проведен в трехкратной повторности для каждой группы микроорганизмов.

Учет численности ризосферной микрофлоры исследуемых образцов показал, что рост колоний на питательных средах происходит значительно мед-

ленные, чем это наблюдается при работе со свежей ризосферной почвой. В данном случае лаг-фаза оказалась очень растянутой во времени и стабилизация численности колоний произошла только после 15 суток культивирования даже для аммонификаторов и грибов. При этом в большинстве случаев полученные результаты существенно ниже тех, которые обычно регистрируют при учете численности ризосферных микроорганизмов под различными культурами (табл.). В пределах одного семейства наблюдается существенный разброс в количественном обилии различных физиологических групп микробов. Наименее обильна ризосферная микрофлора прострела, у которого даже общая численность по 3-м группам микроорганизмов менее 100 тыс. КОЕ/г. Максимальная степень развития (или сохранности) ризосферной микрофлоры наблюдается у лютика ядовитого (более 500 тыс. КОЕ/г).

Таблица

**Численность ризосферной микрофлоры гербарных образцов растений семейства Ranunculaceae (КОЕ·10<sup>3</sup>)**

Ризосферная почва	Аммонификаторы	Азотфиксаторы	Грибы	Общая численность
Лютик золотистый	74±10	200±10	90±14	364±34
Лютик ядовитый	47±5	37±5	575±18	659±28
Прострел раскрытый	70±17	13±5	15±7	98±29

Данные различия касаются не только общей численности, но и структуры микробных ризосферных группировок (рис.). В этом плане наиболее ярко выражены специфические особенности ризосферы лютика ядовитого, где на долю микромицетов приходится свыше 87% от общей численности микробов. При этом более 90% выросших колоний представлены грибами р. *Trichoderma*. В ризосфере прострела раскрытого абсолютное доминирование принадлежит аммонификаторам (более 70%). При этом среди аммонификаторов в ризосфере всех изученных растений преобладают бактерии р. *Bacillus*. Подобное явление мы наблюдали и при изучении эпифитной микрофлоры старых гербарных образцов бурых водорослей [3]. Неожиданным, как и в случае с микромицетами, оказалось доминирование азотфиксаторов в ризосфере лютика золотистого (55%).



Рис. Структурные особенности группировок ризосферных микроорганизмов различных растений семейства Лютиковые. Условные обозначения: – Азотфиксаторы, – Грибы, – Аммонификаторы.

Таким образом, проведенные исследования ещё раз доказали возможность использования гербарных образцов для изучения почвенной микрофлоры давних лет. Данный опыт показал, что численность и структурные группировки ризосферных микробных комплексов очень сильно различаются у разных растений одного и того же семейства. Примечательно при этом, что более, чем вековое сохранение жизнеспособности выявлено не только у бактерий, но и у микромицетов р. *Trichoderma*. Представители этого рода в настоящее время широко используются в биотехнологии для выпуска биопрепаратов, используемых в сельском хозяйстве как биопестициды против фитопатогенных микроорганизмов. Поэтому выделение в чистую культуру триходермы из ризосферной почвы лютика ядовитого и тестирование выделенного штамма на антагонистическую активность может служить одним из путей получения ценных микробов-продуцентов как агентов биоконтроля над развитием нежелательных микроорганизмов.

#### Литература

1. Kiely P. D., Haynes J. M., Higgins C. N., Franks A., Mark G. L., Morrissey J. P., O'Garra F. Exploiting new systems-based strategies to elucidate plant-bacterial interactions in the rhizosphere // *Microbial Ecol.* 2006. V. 51. № 3. P. 257–266.
2. Buchenauer H. Principles in biological control of soil-born diseases: Colonization, antagonism, plant growth promotion and induced resistance // *Mitt. Biol. Bundesanst. Land and Forstwirtschaft.* Berlin-Danlem. 2006. № 408. P. 20–29.
3. Домрачева Л. И., Ковина А. Л., Симакова В. С., Берг А. А. Гербарные образцы бурых водорослей и биопленок *Nostoc commune* как носители микрофлоры // *Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием.* Кн. 2. Киров: ВятГУ, 2018. С. 27–29.
4. Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Симакова В. С. Биомониторинговые возможности микроорганизмов при оценке степени токсичности синтетических поверхностно-активных веществ // *Теор. и прикл. экология.* 2018. № 4. (в печати).

### ЭПИБИОНТЫ ЛИСТОВАТЫХ ЛИШАЙНИКОВ

А. Л. Ковина<sup>1</sup>, Л. И. Домрачева<sup>1,2</sup>, А. И. Малинина<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
nm-flora@yandex.ru

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

Полагают, что лишайники представляют собой наиболее древнюю модель симбиотических взаимоотношений микобионта с фототрофными партнерами [1]. В настоящее время не затихающий интерес к данной группе организмов во многом обусловлен тем, что метод лишеноиндикации является одним из наиболее применяемых в биодиагностике состояния окружающей среды [2]. Например, в зоне действия химических комбинатов бокситовых рудников определение таких показателей, как изменение интенсивности фотосинтеза и дыхания, а также активности антиоксидантных ферментов листоватых лишайников позволяют выявить признаки стресса задолго до снижения

жизненности и таксономического разнообразия лишайников на импактной территории [3, 4].

Вероятно, что многие свойства лишайников обусловлены не только характером мутуалистических взаимоотношений между входящими в их состав фито- и микобионтами, но определенную роль в жизни лишайников играет специфический микробный комплекс, обитающий на поверхности талломов. В частности, на примере кустистых лишайников, отобранных в районе хребта Хибин Мурманской области, были установлены численность, таксономический состав, приуроченность бактерий гидролитического комплекса к определенной стадии существования конкретного вида [5, 6].

Целью данной работы является определение численности и группового состава микробиомов листовых лишайников.

Объектами исследования были талломы двух листоватых лишайников Пельтигера собачья (*Peltigera canina* (L.) Willd.) и Пармелия борозчатая (*Parmelia sulcata* Tayl.). *Parmelia* имеет неправильно-розетковидный таллом с выемчатыми лопастями. Верхняя сторона таллома голубовато- или зеленовато-серая, нижняя – черная. Очень полиморфный вид. Встречается на стволах и ветвях лиственных, реже хвойных пород. У *Peltigera* крупный таллом. Верхняя сторона пепельно-серая, нижняя светлая с белыми длинными ризидами. Обитает на почве среди мхов.

Лишайники отбирали в конце сентября 2018 г. в окрестностях г. Кирова (село Макарье). Пельтигеру собирали на почве между зарослями мхов, пармелию – со стволов и веток деревьев лиственных и хвойных пород.

Для оценки численности эпифитной микрофлоры лишайников применяли посев смывов с талломов на агаризованные среды. Методом предельных разведений учитывали 4 группы микроорганизмов: аммонифицирующие микроорганизмы на среде ПА, азотфиксирующие – на среде Эшби, актиномицеты на среде с добавлением пропионата натрия и микромицеты на среде Чапека. Посев на каждую питательную среду проведен в 3-х кратной повторности.

Результаты количественного анализа показали различие в количественном обилии эпифитной микрофлоры разных видов лишайников (табл. 1). Так, на талломах р. *Peltigera* общая численность исследуемых групп микроорганизмов почти в 4 раза выше, чем на талломах р. *Parmelia*. При этом такая же тенденция наблюдается, если рассматриваются результаты количественного анализа и по отдельным физиологическим группам микроорганизмов. Вероятно, как и в случаях с эпифитной микрофлорой высших растений, численность микробов на талломах зависит от вида лишайника и, вероятно, от степени разложения таллома, деструкцию которого при неблагоприятных условиях как раз и могут начинать эпифиты-гидролитики. В то же время численность каждой группы эпифитной микробиоты существенно ниже численности эпифитной микрофлоры высших растений и, тем более ниже, чем микробное обилие в почве.

Таблица 1

**Численность эпифитной микрофлоры (КОЕ/г·10<sup>2</sup>)**

Лишайник	Аммонификаторы	Азотфиксаторы	Актиномицеты	Грибы	Всего
<i>Parmelia</i>	89,3±5,8	125,7±26,0	98,7±18,7	28,3±7,3	342,0±57,8
<i>Peltigera</i>	391,3±32,3	518,0±19,1	376,3±11,8	64,3±5,8	1349,9±6,9

Результаты группового анализа показывают, что особенностью эпифитных микробных сообществ обоих видов лишайников, несмотря на разницу в количественных показателях, является примерно одинаковое представительство аммонификаторов, азотфиксаторов, актиномицетов и микромицетов в структуре микробных комплексов (табл. 2).

Таблица 2

**Структура эпифитных микробных комплексов листоватых лишайников (%)**

Лишайник	Аммонификаторы	Азотфиксаторы	Актиномицеты	Грибы
<i>Parmelia</i>	26	36	29	9
<i>Peltigera</i>	30	37	28	5

Таким образом, в ходе проведенных исследований установлено, что численность эпифитной микрофлоры различна у разных видов лишайников при сравнительно сходной структуре микробных комплексов, в которых минорным компонентом являются микроскопические грибы при относительно близком представительстве аммонификаторов, азотфиксаторов и актиномицетов. Вероятно, что представители эпифитной микрофлоры не только участвуют в стабилизации условий среды обитания лишайников (например, за счет азотфиксации бактерий-комменсалов), но и определяют интенсивность процессов деструкции при их отмирании.

**Литература**

1. Каратыгин И. В., Сингиревская Н. С., Викулин С. В. Симбиоз гриба и цианобактерий в девоне // Микол. и фитопатол. 2010. № 1. С. 31–36.
2. Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Научный мир, 2002. 336 с.
3. Домнина Е. А., Шапиро И. А., Быков О. Д. Изменение фотосинтеза и дыхания лишайников в районе Кирово-Чепецкого химического комбината // Ботан. журн. 2007. Т. 92. № 4. С. 515–523.
4. Головки Т. К., Шелякин М. А., Захожий И. Г., Табаленкова Г. Н., Пыстина Т. Н. Реакция лишайников на загрязнение среды при добыче бокситовой руды в таежной зоне // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 2. С. 44–53.
5. Панкратов Т. А., Качалкин А. В., Корчиков Е. С., Добровольская Т. Г. Микробные сообщества лишайников (Обзор) // Микробиология. 2017. Т. 86. № 3. С. 265–283.
6. Панкратов Т. А. Бактериальные комплексы лишайников Хибин на примере *Cladonia unciallis*, *C. portentosa*, *Alectonia ochroleuca* и *nephroma arcticum* // Микробиология. 2018. Т. 87. № 1. С. 70–78.



# ОПТИМИЗАЦИЯ ПИТАТЕЛЬНОЙ СРЕДЫ НА ОСНОВЕ МОЛОЧНОЙ СЫВОРОТКИ ДЛЯ КУЛЬТИВИРОВАНИЯ НЕФТЕОКИСЛЯЮЩИХ МИКРООРГАНИЗМОВ

*В. В. Мартынов, Н. Н. Шергина*

*Сыктывкарский государственный университет имени Путьирима Сорокина,  
vla.martynov2017@yandex.ru*

Одна из важных задач биотехнологии – поиск возможностей культивирования микроорганизмов на отходах различных промышленных производств. В качестве основы для питательных сред используют различные отходы сельскохозяйственной, деревообрабатывающей и нефтяной промышленности, крахмалопаточного производства. Молочную сыворотку используют редко, хотя её количество как отхода, и химический состав позволяют создавать на её основе питательные среды для большого количества различных микроорганизмов.

В России действует много молокоперерабатывающих предприятий (более 2000), при этом объем перерабатываемой сыворотки составляет всего 26%. Не на всех молочных предприятиях установлено оборудование для сбора и переработки молочной сыворотки, около 80% сыворотки сбрасывается в сточные воды. Тонна молочной сыворотки, слитая в сточные воды, загрязняет водоем сопоставимо со 100 м<sup>3</sup> хозяйственно-бытовых стоков [1, 2]. С другой стороны, молочная сыворотка является ценным побочным сырьём, т.к. содержит до 50% сухих веществ молока и около 200 различных соединений, тонко диспергированный молочный жир, растворимые азотистые соединения и минеральные соли, лактозу, витамины, ферменты, органические кислоты [1, 2]. Все это доказывает необходимость и целесообразность организации полного сбора и переработки молочной сыворотки и других молочных продуктов.

Целью нашего исследования стал подбор компонентов питательной среды на основе молочной сыворотки для глубинного культивирования нефтеокисляющего штамма *Rhodotorula glutinis* ВКМ У-2993D. Штамм был любезно предоставлен научными сотрудниками лаборатории биохимии и биотехнологии растений Института биологии Коми НЦ УрО РАН. В качестве основы для питательной среды использовалась молочная сыворотка, полученная с Молокозавода г. Сыктывкар, с pH = 6,0.

Предварительно влияние углеродсодержащих субстратов на рост дрожжей *Rhodotorula glutinis* изучали на модифицированной среде Чапека с различными видами и уровнями вариации субстратов: глюкоза, сахароза, лактоза, и их сочетания. Также для культивирования дрожжей была использована молочная сыворотка, полученная из Сыктывкарского молочного завода. Сыворотку применяли в 2 видах: обеднённая сыворотка с низким содержанием белка, который был выделен путём коагуляции, и нативная сыворотка. В качестве минеральных компонентов для оптимизации питательной среды ис-

пользовали минеральные соли:  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ,  $\text{KCl}$  – компоненты среды Чапека, и  $\text{FeSO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$ ,  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ .

Периодическое глубинное культивирование *Rhodotorula glutinis* проводили в плоскодонных колбах объёмом 250 мл в объёме рабочей среды 80–100 мл на шейкере Sky Line при 200 об./мин, при комнатной температуре и в термостатируемом шейкере Environmental Shaker – Incubator ES – 20/60 130 об./мин. при температуре 25 °С в течение 7–9 суток. Подсчёт количества клеток проводили в камере Горяева.

Оценивали влияние углеродсодержащих субстратов на численность дрожжей *Rhodotorula glutinis*: сахароза, глюкоза, сахароза : глюкоза (1:1), лактоза. Титр инокулята составил  $5,6 \cdot 10^8$  КОЕ/мл. Было установлено, что за 7 суток культивирования численность *Rhodotorula glutinis* на среде с сахарозой и глюкозой достигала наибольшего количества  $2,4 \cdot 10^{11}$  КОЕ/мл; на среде с лактозой количество клеток было невысоким и составило  $7,0 \cdot 10^9$  КОЕ/мл. Таким образом, было установлено, что оптимальным для выращивания биомассы дрожжей является среда с сахарозой и глюкозой (1:1), которая позволяет в 2 раза увеличить выход биомассы дрожжей по сравнению с культивированием на сахарозе. Было показано, что для получения биомассы дрожжей не рекомендуется культивировать *Rhodotorula glutinis* на средах с глюкозой и лактозой.

Определяли возможность культивирования *Rhodotorula glutinis* на нативной молочной сыворотке, для сравнения использовали среду Чапека-Докса и молочную сыворотку с добавлением минеральных солей. Состав питательных сред приведён в таблице 1.

Таблица 1

**Состав питательных сред для культивирования *Rhodotorula glutinis***

Среда Чапека-Докса	Сыворотка без микроэлементов	Сыворотка с микроэлементами
Соли: $\text{NaNO}_3$ $\text{K}_2\text{HPO}_4$ $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $\text{KCl}$ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ Сахароза	Нативная сыворотка без изменённого состава.	Сыворотка с добавлением солей: $\text{NaNO}_3$ $\text{K}_2\text{HPO}_4$ $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ $\text{KCl}$ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

Культивирование проводили на среде Чапека-Докса и на молочной сыворотке в 2-х вариантах с микроэлементами и без микроэлементов. Титр инокулята составил  $4,0 \cdot 10^7$  КОЕ/мл. Нефтеокисляющие штаммы микроорганизмов хорошо растут на нативной молочной сыворотке и на молочной сыворотке с добавлением минеральных солей. Через 9 дней численность *Rhodotorula glutinis* в среде Чапека-Докса составила  $2,4 \cdot 10^{11}$  КОЕ/мл, на молочной сыворотке без микроэлементов составила  $4,2 \cdot 10^{11}$  КОЕ/мл, на молочной сыворотке с микроэлементами регистрировали увеличение количества клеток до  $4,8 \cdot 10^{11}$  КОЕ/мл.

Оптимизацию питательных сред проводили по методу Бокса-Уилсона на нативной и обедненной молочной сыворотке (табл. 2) с использованием матрицы планирования четырёх факторов (концентраций элементов среды) на двух уровнях, в двух повторностях для каждого варианта среды [3]. Статистическую обработку проводили с помощью программ Microsoft Excel с использованием регрессионного анализа; определяли значимость коэффициентов уравнения регрессии, дисперсию воспроизводимости процесса, доверительный интервал; адекватность математического описания процесса культивирования, дисперсию адекватности, критерий Фишера.

Таблица 2

**Состав питательных сред для оптимизации по методу Бокса-Уилсона**

Среда, №	Основной компонент (b <sub>1</sub> )	Микроэлементы (b <sub>2</sub> , b <sub>3</sub> , b <sub>4</sub> )	Обоснование
1	Молочная сыворотка нативная	NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (b <sub>2</sub> ); FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O (b <sub>3</sub> ); MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O (b <sub>4</sub> )	Микроэлементы засевной среды из патента [4]
2	Молочная сыворотка нативная	NaNO <sub>3</sub> (b <sub>2</sub> ); K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> (b <sub>3</sub> ); KCl (b <sub>4</sub> )	Микроэлементы среды Чапека
3	Молочная сыворотка обеднённая	FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O (b <sub>2</sub> ); MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O (b <sub>3</sub> ); NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> (b <sub>4</sub> )	Микроэлементы засевной среды из патента [4]

При подборе компонентов питательной среды руководствовались прописями питательных сред для культивирования дрожжей [4, 5]. Для оптимизации питательной среды были выбраны следующие компоненты: молочная сыворотка (как основной источник энергии и питательных веществ), минеральные соли NaNO<sub>3</sub>, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, KCl, FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>. Была построена матрица планирования эксперимента и рассчитаны концентрации веществ на максимальном и минимальном уровнях, выбран интервал варьирования признака для каждого элемента питательной среды

Для всех экспериментов было получено адекватное описание математической модели, результаты представлены в таблице 3.

Таблица 3

**Описание математических моделей в экспериментах по оптимизации питательной среды**

Основной компонент	Молочная сыворотка		
	1	2	3
Среда, №	1	2	3
Уравнения регрессии	$P = 15,1 - 1,9 b_1 + 1,8 b_2 + 1,2 b_3 + 0,4 b_4$	$P = 734,9 + 52,3 b_1 - 9,4 b_2 - 25,7 b_3 - 15,7 b_4$	$P = 137 - 6,9 b_1 - 6 b_2 + 17,4 b_3 + 1,3 b_4$
Дисперсия воспроизводимости процесса	$\sigma^2 = 1,2$	$\sigma^2 = 8968,7$	$\sigma^2 = 596,6$
Доверительный интервал	$\varepsilon = 0,32$	$\varepsilon = 54,7$	$\varepsilon = 7,1$
Критерий Фишера (рассчитанный)	$F_p = 1,46$	$F_p = 4,00$	$F_p = 0,79$
	$F_T = 4,07$ для уровня значимости $p = 0,05$		

Полученные нами соотношения (уравнения регрессии первого порядка) характеризуются линейным характером взаимосвязи накопления биомассы с различными концентрациями (факторами) молочной сыворотки и минеральных солей.

Если коэффициенты при факторах (b) имеют отрицательный знак, это свидетельствует о том, что эти факторы оказывают негативное воздействие на накопление биомассы дрожжей, и величина коэффициента указывает на силу влияния фактора. И наоборот, если коэффициенты при факторах (b) имеют положительный знак, это свидетельствует о том, что эти факторы оказывают положительное воздействие на накопление биомассы дрожжей (табл. 4).

Таблица 4

### Значения коэффициентов уравнений регрессии

Коэффициенты	Среда, №		
	1	2	3
b <sub>0</sub>	+ 15,1	+ 734,9	+ 137
b <sub>1</sub>	– 1,9 МС	+ 52,3 МС	– 6,9 МС
b <sub>2</sub>	+ 1,8 NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	– 9,4 NaNO <sub>3</sub>	– 6 FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O
b <sub>3</sub>	+ 1,2 FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	– 25,7 K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	+ 17,4 MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O
b <sub>4</sub>	+ 0,4 MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	– 15,7 KCl	+ 1,3 NH <sub>4</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>

В среде № 2 наибольшее влияние на накопление биомассы оказывает концентрация молочной сыворотки. Следует обратить внимание на то, что увеличение концентраций солей (NaNO<sub>3</sub>, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, KCl) в питательной среде негативно сказывается на увеличении биомассы. Все компоненты питательной среды оказались не значимыми. Объяснение данного явления следует искать в том, что выбранные нами факторы находятся на уровнях близких к оптимальным. Поэтому дальнейший расчет концентраций для изучаемых факторов питательной среды методом крутого восхождения можно не использовать.

В средах № 1 и 3 с одинаковым набором минеральных солей наблюдается отрицательное влияние молочной сыворотки (нативной и обедненной) на накопление биомассы дрожжей. В среде № 1 все соли оказывают незначительное, но положительное влияние на накопление биомассы *Rhodotorula glutinis*. В среде № 3 наибольшее влияние на накопление биомассы оказывает MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, а FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O – отрицательное. Это может быть связано с высадиванием белков из молочной сыворотки и высвобождением ионов железа в питательную среду, что приводит к избытку этого элемента.

Показано, что нефтеокисляющий штамм *Rhodotorula glutinis* ВКМ У-2993D можно культивировать на молочной сыворотке. Наибольшая концентрация биомассы при глубинном периодическом культивировании дрожжей *Rhodotorula glutinis* наблюдается на молочной сыворотке с микроэлементами.

В ходе экспериментов по оптимизации питательной среды на основе молочной сыворотки было установлено, что состав и концентрацию минеральных солей из универсальной среды Чапека не рекомендуется использовать для получения биомассы *Rhodotorula glutinis*. Оптимальный состав пита-

тельной среды – это сочетание нативной молочной сыворотки и минеральных солей:  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (1,25 мг/мл),  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (1,25 мг/мл),  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ , (1 мг/мл) в указанных концентрациях.

### Литература

1. Залашко М. В. Биотехнология переработки молочной сыворотки. М.: Агропромиздат, 1990. 192 с.
2. Храмцов А. Г. Феномен молочной сыворотки. СПб.: Профессия, 2011. 804 с.
3. Бирюков В. В. Основы промышленной биотехнологии. М.: КолосС, 2004. 296 с.
4. Штамм дрожжей *Rhodotorula glutinis* – продуцент каротиноидов: пат. 21033510 Рос. Федерация: МПК С12N1/16, С12P23/00/ Авчиева П. Б. и др. № 96112874/13; заявл. 27.06.96; опубл. 27.01.98, бюл. № 3.
5. Бабьева И. П., Чернов И. Ю. Биология дрожжей. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2004. 239 с.

## ФЕНОТОПИЧЕСКИЕ ФОРМЫ ИЗМЕНЧИВОСТИ БАКТЕРИЙ РОДА AZOTOBACTER, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ ПОЧВ РАЗНЫХ ПО КЛИМАТИЧЕСКИМ УСЛОВИЯМ РЕГИОНОВ

А. Ю. Нуколова<sup>1</sup>, А. И. Савушкин<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Петрозаводский государственный университет, a.nukolova@yandex.ru

<sup>2</sup> МИП «Микробиом», fagafon@yandex.ru

Микробиологические методы исследования экологического состояния почв того или иного региона являются наиболее чувствительными. Это связано с тем, что почвенная микробиота полифункциональна и, участвуя в реакциях круговорота веществ, осуществляет стабилизирующую функцию метаболического равновесия в природе. Благодаря большой чувствительности к изменениям окружающей среды и быстрому размножению микроорганизмы позволяют эффективно и быстро определять даже незначительные изменения в природной системе.

Целью данного исследования является выявление фенотипических форм изменчивости бактерий *Azotobacter chroococcum* из образцов почв отобранных в разных по климатическим условиям регионов. Образцы почвы были отобраны на двух станциях – Теоретический корпус Петрозаводского государственного университета, Опытная экспериментальная станция (Сулажгора), в черте г. Петрозаводска, а также на сельскохозяйственных угодьях Тамбовской и Воронежской областях.

Бактерии *Azotobacter chroococcum* успешно используются как биоиндикатор в определении химического загрязнения почвы; для выявления изменений биогенных свойств почвы, вызванных загрязнением тяжелыми металлами; в экологическом мониторинге почв, загрязненных нефтесодержащими продуктами и тяжелыми металлами; при оценке токсичности антигололедных средств; при использовании бактерий рода *Azotobacter* в целях экологического мониторинга в городских условиях [1–5].

Для бактериологического анализа отбирались пробы с глубины 0–10 см одноразовой посудой в стерильные пакеты согласно нормативным требованиям. Определение встречаемости бактерий *Azotobacter chroococcum* в пробах проводилось методом обрастания почвенных комочков на безазотистой агаризованной питательной среде Эшби. Чашки Петри с почвенными комочками, содержащие бактерии *Azotobacter chroococcum*, помещались в термостат при температуре 37 °С [6, 7].

*Образцы почвы, отобранные на территории опытной экспериментальной площадки (Республика Карелия).* Спустя 72 часа на поверхности питательной среды в чашке Петри образовались колонии белого оттенка маслянистого типа округлой формы, диаметр колонии около 3–4 мм. При окрашивании колоний по Бурри-Гинсу в микроскопе наблюдались типичные для рода *Azotobacter* белые капсулы с красными вкраплениями палочковидной формы.

*Образцы почвы, отобранные на территории Теоретического корпуса Петрозаводского государственного университета (Республика Карелия).* Прозрачные маслянистые колонии, центром которых являются почвенные комочки, округлой формы диаметром 2–3 мм. Время появления колоний на поверхности питательной среды около 72 часов. Результаты окрашивания аналогичны окрашиванию образцов опытной экспериментальной площадки.

*Образцы почвы, отобранные на сельскохозяйственных угодьях (Тамбовская область).* Спустя 17 часов после посева на поверхности питательной среды образовались три разных по фенотипу колонии:

1. Бурые маслянистые колонии имеют более крупные колонии, по сравнению с образцами, отобранными в республике Карелия. Колонии имеют неправильную форму.

2. Идентичные по оттенку колонии, аналогичные выделенным из образцов, отобранных на территории опытной площадки, маслянистые. Колонии также имеют неправильную форму. По размеру более мелкие чем бурые колонии, но более крупные чем колонии выделенные из почв республики Карелия.

3. Маслянистые колонии белого цвета с рыжеватыми вкраплениями, характерные для рода *Azotobacter*. В сравнении с бурыми колониями имеют более крупный размер.

При окрашивании по Бурри-Гинсу все колонии, выделенные из образцов Тамбовской области, имеют типичные для рода *Azotobacter* капсулы с красноватыми вкраплениями палочковидной формы.

*Образцы почвы, отобранные на сельскохозяйственных угодьях (Воронежская область).* Крупные маслянистые колонии белесого цвета округлой формы, очень похожи на колонии, выделенные из почв республики Карелия, но имеют более крупные размеры и более высокую скорость роста. Колонии, окрашенные по Бурри-Гинсу, при микрокопировании также имеют типичный вид для представителей рода *Azotobacter*.

1. Колонии, выделенные из образцов, отобранных на территории Воронежской и Тамбовской областей, имеют более высокую скорость роста, что

может быть обусловлено более интенсивными темпами нарастания биомассы штаммов *Azotobacter chroococcum* из почвенных образцов данных регионов.

2. Колонии, выделенные из образцов, отобранных на территории Тамбовской области, имеют наибольшее фенотипическое разнообразие.

#### Литература

1. Артамонова В. С., Еремченко О. З. Адаптивные признаки *Azotobacter chroococcum* Beijerinck и *Bacillus mycoides* Flugge в городских почвах // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. 2015. Вып. 2. С. 158–166.

2. Капралова О. А. Изменение биологических свойств почв г. Ростова-на-Дону при загрязнении тяжелыми металлами: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ростов н/Д., 2012. 24 с.

3. Коньшина С. М. Оценка токсичности антигололедных средств методом биотестирования // Антропогенная трансформация природной среды. Научные чтения памяти Н. Ф. Реймерса и Ф. Р. Штильмарка. Пермь, 2014. С. 60–63.

4. Мынбаева Б. Н., Курманбаев А. А., Воронова Н. В. Микробная биоиндикация почв г. Алматы с помощью культуры *Azotobacter* // Fundamentalresearch. 2011. № 6. С. 206–209.

5. Феоктистова И. Д. Оценка экологического состояния урбанизированных территорий, загрязненных нефтепродуктами и тяжелыми металлами: (на примере г. Владимира): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владимир, 2012. 22 с.

6. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест: Метод. указания. М., 1999. 38 с.

7. Красильников Н. А. Микроорганизмы почв и высшие растения. М.: Изд-во АН СССР, 1958. С. 71–106, 196–197.

### ПОКАЗАТЕЛИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ РАЗНЫХ КАТЕГОРИЙ УРБОПОЧВ г. ВОРОНЕЖА

*И. Д. Свистова, Л. В. Юрьева, А. В. Пушкарская*  
*Воронежский государственный педагогический университет,*  
*i.svistova@mail.ru*

В городах и населенных пунктах Российской Федерации проживает около 3/4 населения страны (более 100 млн. человек) на территории, составляющей всего 0,65 площади. Урбоэкосистема является агрессивной средой для человека, основными загрязнителями городской среды являются тяжелые металлы и нефтепродукты, источниками загрязнения – промышленные предприятия, тепловые электростанции и автотранспорт [1]. Доля выбросов автотранспорта среди загрязняющих веществ в атмосфере г. Воронежа достигает 80% [2]. Попадая в воздух, эти вещества оседают на почву. При сильном загрязнении городские почвы теряют способность к самоочищению, в них нарушаются биологические круговороты, ухудшается разложение органических остатков, начинается разрушение почвенного гумуса, т.е. происходит деградация почвы [3].

Микробиоиндикация почвы – это оценка состояния почвы по структуре и активности ее микробного сообщества. Как известно, чувствительность

микроорганизмов к загрязнению почвы значительно выше, чем макроорганизмов [4]. К таким показателям, которые просты в выполнении, не требуют дорогостоящей аппаратуры, но объективно оценивают уровень загрязнения окружающей среды, относятся показатели биологической активности почвы: численности и структуры микробного сообщества, а также фитотоксическая активность почвы [4].

Однако при определении фитотоксической активности почвы часто авторы используют свои модификации метода и различные растительные тест-объекты, что затрудняет сравнение полученных результатов. В литературе описаны следующие методы: определение всхожести и роста проростков растений с использованием почвенной вытяжки (элюатный метод) [5], определение скорости роста и биомассы растений при их выращивании в пробах почвы (вегетационный метод) [6], а также контактный метод по показателям роста семян растений на почве, увлажненной до 70% полной полевой влагоемкости (метод почвенных пластинок) [7]. В последние годы используют также метод инициированного микробного сообщества (ИМС), в котором усиливают роль микробного фактора путем инициации роста микроорганизмов на почвенной пластинке, а после этого на ней проращивают семена растений [7]. В качестве тест-растений используют разные виды (овес, пшеницу, кресс-салат).

В последние годы начаты исследования в крупных промышленных центрах России, расположенных в разных природных зонах на разных исходных типах почв (Санкт-Петербург, Челябинск, Томск, Ростов-на-Дону, Екатеринбург). Воронеж – крупнейший город Центрально-Черноземной зоны России с населением 1 млн. человек, где находятся крупные промышленные предприятия, оживленные автомагистрали. Работа по микробиоиндикации почвы г. Воронежа проводится на кафедре биологии растений и животных Воронежского государственного педагогического университета в течение последних 20 лет.

Целью работы было изучение численности и состава микробного сообщества и оценка применимости методов определения фитотоксической активности почвы городских зон Воронежа с разным уровнем антропогенной нагрузки.

Пробы почвы отбирали из слоя 0–20 см в городских зонах с разным уровнем нагрузки в Левобережном и Советском районах Воронежа (рекреации, селитебные зоны, транспортные зоны (на расстоянии 1–2 м от оживленных автомагистралей). Контролем служила почва пригородной зоны. Всего проанализирована почва из 25 точек отбора проб, отобранных в сентябре 2017 г.

Для подсчета численности микроорганизмов использовали агаризованные среды мясо-пептонный агар (для выделения бактерий) и подкисленную среду Чапека рН 4,5 (для выделения микромицетов). Посев производили глубинным способом. Пробы почвы разводили 1:1000 для посева микромицетов и 1:100000 для посева бактерий.



Тест-растением для определения фитотоксической активности почвы служил редис (сорт Жара), т.к. ранее нами было показано, что растения семейства Крестоцветные проявляют наибольшую чувствительность к загрязнению почвы [3]. Использовали следующие методики: элюатное тестирование (50 семян замачивали на 2 часа в 10%-ной почвенной вытяжке, затем проращивали в чашках Петри на влажной фильтровальной бумаге); контактное тестирование (семена проращивали непосредственно на поверхности почвенных пластинок); а также метод ИМС (стимулировали микробную сукцессию нанесением на поверхность почвенной пластинки слоя растворимого крахмала, а после месячной выдержки на ИМС проращивали семена тест-растения). В качестве параметров определяли всхожесть семян и длину корня проростка редиса на 3 сутки опыта.

Численность бактерий и микромицетов в контроле (пригородная почва) хорошо соответствовала результатам по чернозему выщелоченному, в пробах почвы городских зон с разным уровнем нагрузки микробная сукцессия оказалась разнонаправленной (табл. 1).

Таблица 1

**Структура микробного сообщества почвы г. Воронежа (min – max)**

Городская зона	Численность бактерий в 1 г почвы, млн. КОЕ	Численность микромицетов в 1 г почвы, тыс. КОЕ	Бактерии/Грибы
Контроль	6,40–6,82	22,5–25,6	260–274
Рекреации	4,20–5,55	19,5–25,0	215–235
Селитебная	7,10–7,32	36,5–39,7	188–194
Транспортная	0,80–1,09	17,5–28,0	39–46

Почва рекреационных зон Воронежа незначительно отличалась от контроля по численности грибов, но численность бактерий оказалась ниже, так что соотношение этих групп микроорганизмов в рекреациях в 1,2 раза ниже контроля. Это связано с общегородским загрязнением и уплотнением почвы в рекреациях.

В почве селитебной зоны численность и бактерий, и почвенных грибов была наиболее высокой, что связано с загрязнением почвы внутри жилых кварталов органическими веществами (мусор, выгул животных и др.). Однако соотношение бактерии/грибы в почве этой городской зоны снижается по сравнению с контролем в 1,4 раза.

Наиболее изменено микробное сообщество в почве транспортных зон Воронежа, где наиболее высокое содержание тяжелых металлов и вредных токсикантов, образующихся при сгорании топлива [3]. Численность бактерий снижена по сравнению с контролем в среднем в 4,5 раза, в то время, как численность микроскопических грибов оказалась выше в 1,4 раза. В среднем соотношение бактерии/грибы составляет 47,7, что ниже контроля в 5,7 раза.

При определении фитотоксической активности почвы контактный метод оказался более информативным, а показатель ингибирования роста корня проростка наиболее чувствительным (табл. 2).

Таблица 2

**Фитотоксическая активность почвы городских зон Воронежа (min – max)**

Ингибирование, %	Контроль	Городские зоны		
		рекреации	селитебные	транспортные
<i>Почвенная вытяжка</i>				
Всхожесть семян	3–6	2–7	4–5	5–10
Рост корня проростка	4–5	4–6	3–7	6–13
<i>Почвенные пластинки (нативная почва)</i>				
Всхожесть семян	2–4	3–4	2–5	4–16
Рост корня проростка	7–10	8–14	7–30	27–42
<i>Почвенные пластинки с ИМС</i>				
Всхожесть семян	3–5	4–7	8–11	12–15
Рост корня проростка	8–10	7–15	22–40	42–54

Фитотоксическая активность почвы рекреационных зон Воронежа незначительно отличалась от контроля, в селитебных зонах наблюдали заметное варьирование показателей по точкам отбора, что указывает на мозаичный характер загрязнения почвы. Наибольшая фитотоксическая активность обнаружена в почве транспортных зон города, где содержание тяжелых металлов и бенз(а)пирена превышает ПДК [3].

Метод ИМС обеспечивал возрастание фитотоксической активности городской почвы в селитебных и транспортных зонах города в 1,4–2,2 раза по сравнению с нативной почвой. Это указывает на важную роль микробного сообщества в развитии фитотоксикоза почвы. Свой вклад в фитотоксичность городской почвы вносят не только токсичные поллютанты, но и накопление токсигенных почвенных микроорганизмов [3].

Таким образом, характерной чертой микробного сообщества является снижение доли бактерий и возрастание доли мицелиальных микроорганизмов (грибов) под влиянием городской нагрузки. По степени изменения почвы городских зон располагаются в следующий ряд: пригородная зона – рекреации – селитебная зона – транспортная зона, что соответствует уровню их загрязнения.

По фитотоксической активности почвы городских зон Воронежа располагаются в такой же ряд, причем в двух последних городских зонах превышен гигиенический показатель фитотоксичности почвы (20%). Наиболее информативным оказался метод контактного тестирования на почвенных пластинах и метод ИМС с тест-растением из семейства Крестоцветные.

Результаты проведенной микробиоиндикации городских почв Воронежа показали, что по показателям биологической активности от контроля наиболее отличается почва транспортных зон.

**Литература**

1. Экологический мониторинг / Под ред. Т. Я. Ашихминой. М.: Академический проект, 2005. 416 с.
2. Доклад о состоянии окружающей среды Воронежа в 2017 г. Воронеж, 2018. 315 с.

3. Свистова И. Д. Биодинамика микробного сообщества в антропогенных экосистемах лесостепи. Дис. ... д-ра биол. наук. Петрозаводск, 2005. 485 с.
4. Звягинцев Д. Г., Бабьева И. П., Зенова Г. М. Биология почв. М.: МГУ, 2005. 448 с.
5. Методы экспериментальной микологии / Под ред. В. И. Билай. Киев: Наукова Думка, 1982. 550 с.
6. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. М.: Стандартинформ, 2010. 15 с.
7. Методы почвенной биохимии и микробиологии. / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: МГУ, 1992. 256 с.

## **ЭКОЛОГО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА В СВЯЗИ С ОСОБЕННОСТЯМИ ДИНАМИКИ ВОД**

*А. П. Гордиенко, В. Е. Ерохин*

*Институт морских биологических исследований им. А. О. Ковалевского РАН,  
apggord@gmail.com*

Основные структурные и функциональные характеристики морских экосистем напрямую или косвенно отображают влияние абиотических или биотических факторов и могут быть использованы для оценки состояния окружающей среды. Изменчивость экологических условий среды требует детального изучения процессов, обуславливающих формирование зон повышенной продуктивности. Особый интерес в этом отношении представляют районы со сложной динамической структурой вод.

Задачей настоящего сообщения является оценка размерного и морфологического состава бактериопланктона, а также показателей его численности и продуктивности, связанных с гидрологическим режимом акватории и особенностями динамики вод.

В настоящей работе использованы неопубликованные собственные данные и экспедиционные материалы. Методы и приемы исследований подробно изложены в наших публикациях. Для количественного учета и морфометрии применяли стандартную, адаптированную к поставленной задаче, методику прямой микроскопии клеток на фильтрах. Промеры клеток проводили окуляр-микрометром в 20-ти полях зрения. Окрашивание и фиксирование клеток проводили одновременно, т.к. при этом клетки сохраняют свою прижизненную форму. Определение соотношения морфологических форм и их измерение проводили непосредственно в каждом препарате в 20 полях зрения. При статистической обработке данных использовали стандартные методы и компьютерные программы.

Исследования выполнены нами в районе северо-восточной части Тропической Атлантики. Термохалинная и динамическая структура вод в этом районе Атлантики обусловлена особенностями пространственно-временной изменчивости функционирующей здесь системы разнонаправленных течений. Динамические условия в северо-западной части района полностью определя-

ются Северным Пассатным течением, скорость которого, согласно выполненным в рейсе инструментальным измерениям, достигает 0,3 м/с.

Структура вод, центральной части формируется под воздействием Межпассатного экваториального противотечения.

Гидрологические условия в южной части исследованного района определяются воздействием северной ветви Южно-Пассатного течения. Взаимодействие всех указанных течений между собой в совокупности с их пространственно-временной изменчивостью и предопределяет все особенности термохалинной структуры этого района, приводит к образованию ряда мезомасштабных вихревых образований [1, 2], обуславливающих многообразие сопутствующих зон подъемов и опусканий.

Исходя из особенностей формирования термохалинной структуры вод, район исследований целесообразно разделить на океаническую и прибрежную области. Первая из них находится под воздействием основных элементов крупномасштабной циркуляции (Северо-Пассатное течение, Межпассатное противотечение и Южное Пассатное течение), где основные черты структуры вод сохраняются от сезона к сезону. Для второй области свойственно резкое изменение термохалинных характеристик.

Полученные нами данные по продукции бактериопланктона приведены в таблице.

Таблица

**Суточная продукционная активность бактерий приповерхностного слоя воды в Гвинейском секторе Тропической Атлантики (15 рейс НИС «Академик Вернадский»)**

Район исследования	Дата	t °C	K <sub>in situ</sub>	g	P <sub>b</sub>	P <sub>c</sub>	K <sub>20 °C</sub>	K <sub>ф</sub>	K <sub>н/ф</sub>
Ст. 1542	29.05	25,2	0,71	23	237	26,07	0,44	0,58	-0,34
Ст. 1492	26.04	28,6	3,03	6	1746	192,06	1,38	1,58	0,59
Ст. 1491	25.04	28,2	2,09	25	669	73,59	0,31	0,41	1,3
Ст. 1489	23.04	26,3	1,02	16	328	36,08	0,57	0,91	-0,45

Примечание: t °C – температура *in situ*; K<sub>in situ</sub> – удельная скорость роста бактерий при температуре *in situ*; g – время (часы) удвоения бактериальных клеток, рассчитанное по большей величине к/ф и к/нф; P<sub>b</sub> и P<sub>c</sub> – продукция бактериальной массы в сыром весе (в мг·м<sup>-3</sup>) и в пересчете на углерод (в мгС·м<sup>-3</sup>); K<sub>20 °C</sub> – удельная скорость роста бактерий, рассчитанная для 20°C; K<sub>ф</sub> и K<sub>н/ф</sub> – удельная скорость роста в фильтрованном и нефилтрованном вариантах опыта.

Представленные данные показали, что скорость размножения бактерий в приповерхностном слое воды варьирует в широких пределах. Так, например, по нашим данным, в морях средиземноморского бассейна при температуре *in situ*, равной 17,5–19 °C, суточные величины продукционной активности бактерий колебались в пределах от 0,05 до 0,57, а при 20–21,5 °C – от 0 до 1,99. Для сравнения в водах Тропической Атлантики при более высоких температурах (25,2–28,6 °C) скорость размножения бактерий была наиболее высокой – от 0,71 до 3,03.

Показано, что при температуре 18–20 °С между плотностью бактериального населения и темпами размножения отмечена прямая связь. При более высоких температурах (21–29 °С), независимо от содержания бактерий в воде, чаще всего наблюдается большая скорость их размножения.

Сопоставление данных по удельной скорости роста, рассчитанных для одинаковых температурных условий (20 °С), позволяет судить о степени благоприятности условий для развития бактерий в поверхностной пленке воды, которая способствует агрегированию бактериопланктона и, следовательно, доступности его грубым фильтраторам. Применяемая нами техника постановки эксперимента позволяет одновременно получить сведения о степени потребления бактериальной массы естественными популяциями микрозоопланктона, попадающего в батометр. Полученные данные показывают, что микрозоопланктон приповерхностного слоя воды использует в пищевом рационе бактерии при концентрации их в воде от 247 тыс. кл./мл и выше, что соответствует биомассе  $37,1 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ . Полученные в экспериментах величины потребленной биомассы бактерий колебались от  $4,7 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3}$  в сутки (Эгейское море) до  $80,0 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3}$  в сутки (ст. 1492 – в Атлантике).

Микроскопия мембранных фильтров с бактериальными клетками показала, что наиболее распространены в водной толще исследованных районов кокковидные формы, содержание которых в общей массе составляет 95%. На фильтре они представлены единичными клетками, группами или в виде цепочек. Кстати, при исследовании илов Гвинейского залива [3] было установлено, что преобладающей группой также были кокки (от 88% до 98%).

Палочковидные формы встречались значительно реже, в основном, короткие, гомогенной структуры. Чаще всего палочковидные формы представлены небольшими скоплениями. Бактерии почти всегда располагались около остатков водорослей или планктонных животных, взвешенных частиц различной величины и формы. Особенно много взвешенных частиц было обнаружено в районах гидрофронтных и зонах стыка речных и морских вод. Иногда на отдельных частицах можно было рассмотреть и учесть осевшие бактерии.

К редким формам можно отнести, обнаруженные на фильтрах, спирилловидные и нитевидные формы. Они встречались как в открытой, так и шельфовой зоне, преимущественно на нижележащих горизонтах.

Морфологический состав бактериального населения открытых районов и шельфовой зоны также как и гидрологический режим этих районов характеризуется своими особенностями. Открытые воды отличались, как правило, однообразием бактериальных форм, основную массу составили палочки и кокки, содержание которых варьировало по акватории и по глубинам. Исключением была станция, расположенная в зоне дивергенции (ст.1492), где было отмечено разнообразие форм. Здесь же было отмечено максимальное содержание микроорганизмов при относительно небольшой их биомассе из-за преобладания мелких клеток (средний объем=0,10  $\text{мкм}^3$ ).

По мере приближения к материку происходит увеличение содержания крупных клеток палочкообразных форм (до 90%) размеры которых достигали максимальных величин в пришельфовой и шельфовой зоне (рис.).

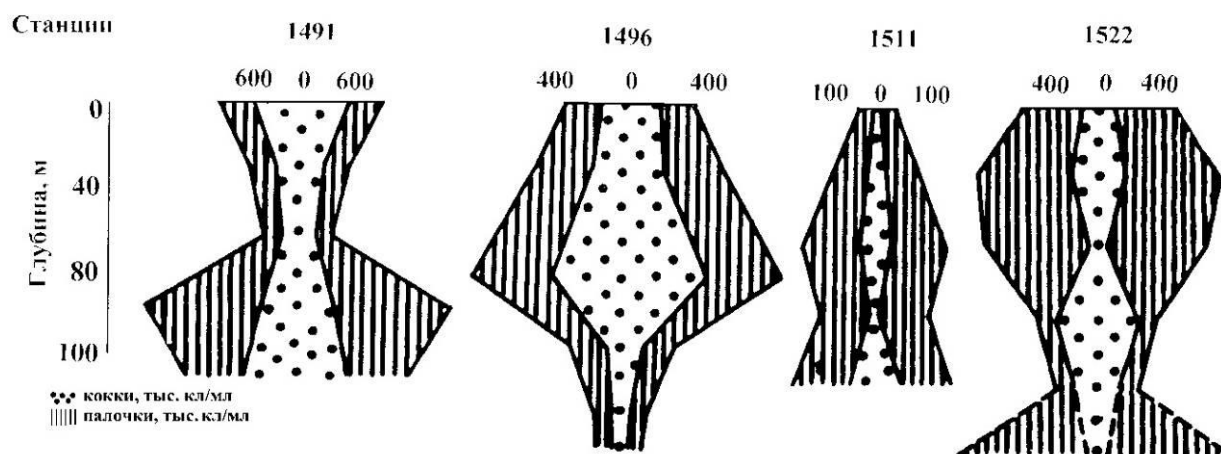


Рис. Изменение соотношения морфологических групп бактерий водной толщи по мере приближения к материку от станции 1491 до станции 1522

Следует отметить, что на всех горизонтах зоны фотосинтеза преобладали крупные палочковидные формы, доля которых достигала 50–90%. По мере удаления от берега процентное содержание палочек в бактериопланктоне уменьшалось и начинали доминировать кокковидные формы. Подобный факт был отмечен и для Черного моря [4]. Известно, что преобладание палочковидных форм свидетельствует о наличии в водоеме значительного количества органического вещества. Средний объем клеток на всех станциях разреза варьировал от 0,21 до 0,45 мкм<sup>3</sup>, а объем палочек на ст. 1511 и 1522 составлял 0,75 мкм<sup>3</sup>.

Морфологическое разнообразие бактериопланктона в Гвинейском секторе Атлантики дает основание думать о существовании здесь значительного их и систематического разнообразия. При удалении от берега содержание палочек в бактериопланктоне уменьшается и начинают доминировать кокковидные формы. Отмечена некоторая тенденция к снижению процентного содержания палочковидных форм с глубиной, как в прибрежных, так и в открытых водах, однако четкой зависимости изменения соотношения между численностью палочковидных и кокковидных форм по горизонтам не наблюдалось.

Таким образом, в северо-западном секторе Тропической Атлантики зоны с богатым морфологическим разнообразием бактерий встречаются не только в шельфовом районе, но и на отдельных станциях открытого океана, расположенных в области гидрологически активных вод. Нарастание видового разнообразия гетеротрофных бактерий на стыке вод различного происхождения отмечалось нами ранее и в Средиземном море.

К северу и югу от фронтальной зоны, как и следовало ожидать, отмечается существенное понижение численности и биомассы бактериопланктона в водах Северного Пассатного течения и Межпассатного противотечения. По

направлению к материку показатели биомассы бактерий увеличивались. Неравномерность в количественном распределении бактериопланктона наблюдалась и по глубинам. Стратификация в его вертикальном распределении увязывается с гидрологическими и оптическими характеристиками. Особенности вертикальной структуры различных гидрофизических полей находят свое отражение в распределении микроорганизмов, что особенно отчетливо проявляется в увеличении концентрации бактерий в зонах пониженной прозрачности.

Анализ собственных и литературных данных свидетельствует о существенной роли бактериопланктона в функционировании морских экосистем, в формировании пищевых ресурсов за счёт значительной агрегированности бактериопланктона, что повышает трофическую значимость бактерий и способствует увеличению биологической продуктивности вод Гвинейского сектора Тропической Атлантики. Эта акватория характеризуется довольно высокой численностью и биомассой бактериопланктона, разнообразием его форм, а также выраженной неоднородностью в его пространственном распределении, обусловленной особенностями динамики вод исследуемого района.

Резюмируя вышеизложенное, следует подчеркнуть, что сложная динамическая структура вод в исследуемом районе, связанная с наличием большого количества фронтальных зон, зон дивергенций и конвергенций, а также зоны прибрежного апвеллинга, предопределяет не менее сложную структуру гидрофизических и гидрохимических полей. Это в свою очередь обуславливает все особенности в распределении численности и биомассы бактериопланктона, а также интенсивности его размножения.

Работа подготовлена по теме государственного задания ФГБУН ИМБИ «Структурно-функциональная организация продуктивности и устойчивости пелагических экосистем». Регистрационный номер НИОКР: АААА-А18-11820790229-7. Дата регистрации: 07.02.2018г.

#### **Литература**

1. Плотников В. А., Артамонов Ю. В., Серебряков А. А., Хлыстов Н. З. Термохалинная структура в северо-восточной части Тропической Атлантики // Морские гидрофизические исследования. 1978. № 3. С. 148–156.
2. Артамонов Ю. В., Плотников В. А., Серебряков А. А., Хлыстов Н. З. Некоторые данные о течениях северо-восточной части Тропической Атлантики // Морские гидрофизические исследования. 1978. №3. С. 157–163.
3. Новожилова М. И., Батулин Г. Н. Некоторые данные о бактериопланктонной микрофлоре осадков в юго-восточной части Атлантического океана // Тр. ИОАН СССР. 1973. Т. 95. С. 268–273.
4. Серегин С. А. Сезонная и многолетняя динамика общей численности бактериопланктона в прибрежных водах Севастополя // Рибне господарство України. 2013. № 2. С. 10–16.

## ЭКОЛОГИЯ *BEGGIATO*А И ЕЁ РОЛЬ В БИОГЕОХИМИЧЕСКОМ ЦИКЛЕ СЕРЫ В ЗОНАХ ТЕХНОГЕННОГО РИСКА

А. В. Локтева, Н. А. Сидорова

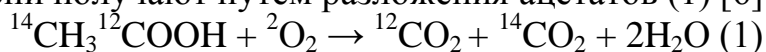
Петрозаводский государственный университет,  
alina.lokteva24@gmail.com, vanlis@petrsu.ru

Химические вещества в большой концентрации могут являться селективным фактором для микроорганизмов в почве, воде, воздухе. В местах, которые подвержены загрязнению неорганическими веществами, в своём составе содержащих соединения серы, а также на геохимически связанных с естественным процессом накопления серы и её производных территориях, распространена экологическая группа бактерии, относящихся к сульфатредукторам. Это представители родов *Thiobacillus*, *Beggiatoa*, *Sulfolobus*, *Thiomicrospira* и др., способные в присутствии кислорода для целей метаболизма использовать сульфат в качестве конечного акцептора электронов [1].

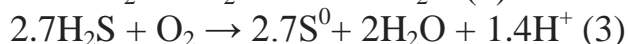
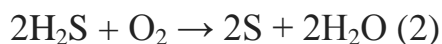
Бесцветные серобактерии рода *Beggiatoa* относятся к классу гамма протеобактерий, порядку *Thiotrichales*, семейству *Thiotrichaceae*. Представлены бесцветными грамотрицательными клетками, локализованными в неприкрепленных к субстрату трихомах, размером 1–30 × 4–20 мкм. Способны к движению путем скольжения, стадии покоя неизвестны. Имеют 4 физиологических типа: облигатные хемолитоавтотрофы, факультативные хемолитоавтотрофы, хемолитогетеротрофы и хемоорганогетеротрофы [2], а температура, при которой они способны к росту, находится в диапазоне от 0 до 40 °С [3].

Ранее хемолитотрофные бактерии, относящиеся к сульфатредукторам, считались строгими аэробами, но благодаря эколого-физиологическим исследованиям *Beggiatoa* sp. доказано, что они также могут являться микроаэрофилами [4], что позволяет им обитать в горизонтальных слоях осадков на поверхности раздела между нижней бескислородной сульфидогенной и верхней кислородосодержащей зонами, часто формируя видимые невооруженным глазом, структурированные колонии или маты.

Связь биогеохимического цикла серы с биосферой напрямую зависит от цикла углерода [5]. Окисление ацетатов и сульфидов является основой метаболизма *Beggiatoa*, т.к. углерод поступает к ним только в форме углекислого газа, который они получают путём разложения ацетатов (1) [6]:

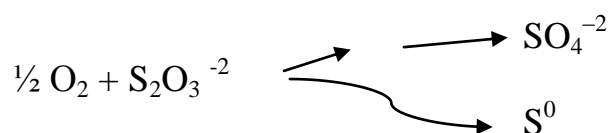


Что интересно, окисление сульфидов происходит в кислородной среде и отношение их к кислороду составляет 2,7:1, а сами реакции (2, 3) происходят по такому механизму:



Также выявлено, что схема окисления тиосульфата у *Beggiatoa* схожа со схемой данного окисления у *Acidithiobacillus*, в процессах получения  $\text{S}^0$  из аниона  $\text{S}_2\text{O}_3^{-2}$  происходит образование сульфат анионов [7]:





Для изучения роли *Beggiatoa* в биогеохимическом цикле серы в зонах техногенного риска, были отобраны образцы отходов горнодобывающего производства, характеризующиеся содержанием сульфидных минералов.

В качестве базовой среды для выделения культуры *Beggiatoa* из отвалов рудных месторождений использовалась среда по Нильсону следующего состава:  $\text{NaNO}_3$  0.62 г/л,  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  0.125 г/л,  $\text{CaCl}_2 \times 2\text{H}_2\text{O}$  0.3 г/л,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  0.5 г/л,  $\text{KCl}$  0.125 г/л,  $\text{MgCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$  0.05 г/л,  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  2 г/л,  $\text{NaHCO}_3$  10% р-р 0.125 г/л, пептон 0.2 г/л, лактоза 0.2 г/л,  $\text{H}_2\text{O}_{\text{дисц}}$  1 л и 50г агара [8].

В течении 3 суток с при температуре  $23 \pm 2$  °C на питательной среде был выявлен культуральный рост микроорганизмов, сопровождавшийся образованием конкреции жёлтого цвета. При микроскопировании были идентифицированы клетки соответствующие морфологии *Beggiatoa* sp.. Элементный состав внеклеточного матрикса, полученный с помощью SEM-анализа, позволил зафиксировать значительное содержание серы (рис.).

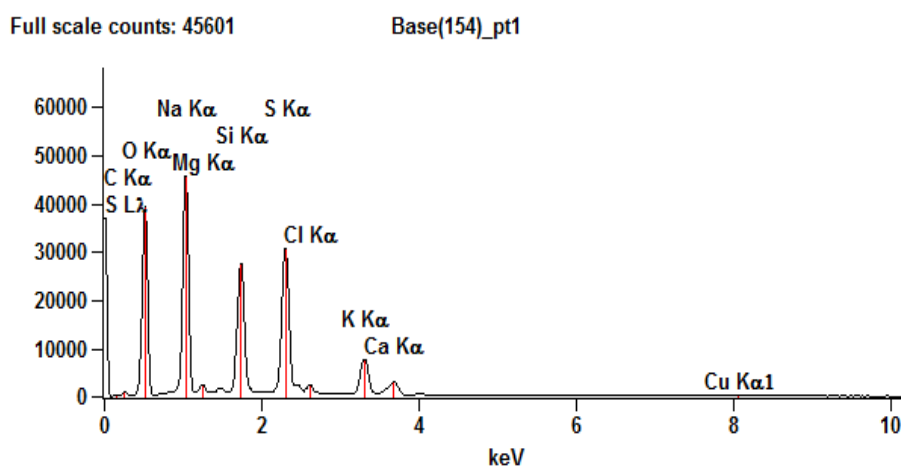


Рис. Элементный состав внеклеточного матрикса *Beggiatoa* sp.

В результате выполненного исследования, с помощью выделения чистой культуры *Beggiatoa* sp. на селективной питательной среде, изучения морфологических и культуральных особенностей микроорганизма, а также элементного состава продуктов метаболизма установлена активность выделенных штаммов в геохимическом цикле серы на территориях, подверженных техногенному риску. Данная работа позволяет глубже понять экологическую роль сульфатредукторов в сложных процессах преобразования элементной серы и её производных, а также использовать представителей данной физиологической группы для целей биоремедиации территорий антропогенного риска, в том числе и предприятий горнодобывающей промышленности.

## Литература

1. Завальцева О. А. Основы биогеохимии: Учебное пособие для студентов, обучающихся по программе бакалавриата специальностей «Почвоведение», «Экология» «Природопользование», «Химия». Ульяновск: УлГУ, 2012. 71 с.
2. Хоулт Дж. Определитель Бактерий Берджи. М., 1997. Т. 2. 325 с.
3. Larkin J. A., Strthl W. R. 7 Aiiinu. Rev. Microbiol. 1983. Vol. 37. P. 341.
4. Мунтян М. С., Грабович М. Ю., Патрицкая В. Ю., Дубинина Г. А. Регуляция метаболических и электроно-транспортных путей у пресноводного штамма *Beggiatoa Leptomitiformis* штамм-402 // Микробиология. 2005. Т. 54. № 4. С. 1–7.
5. Грабович М.Ю. Прокариот в круговороте серы // Соросовский образовательный журнал. 1999. № 12. С. 16–20.
6. Thomas M. Schmidt, Boaz Arieli, Yehuda Cohen, Etana Padan, William R. Strohl. Sulfur Metabolism in *Beggiatoa alba* // Journal of bacteriology. Dec. 1987. P. 5466–5472.
7. Nelson D. S. Physiology and biochemistry of filamentous sulfur bacteria // Autotrophic bacteria. Madison. 1989. P. 239–265.
8. Burton S. D., Morita R. Y. Denaturation and renaturation of malic dehydrogenase in a cellfree extract from a marine psychrophile // Bacteriol. 1963. Nov. № 86(5). P. 1019–1024.

## ПОЧВЕННЫЕ ГРИБЫ РОДА *TRICHODERMA* В ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

*Е. В. Кульбакина, И. Д. Свистова*

*Воронежский государственный педагогический университет,  
i.svistova@mail.ru*

Микромицеты рода *Trichoderma* являются почвенными сапротрофами, широко распространенными в разных природных зонах. Виды рода *Trichoderma* широко используются в биотехнологии как продуценты гидролитических ферментов (целлюлаз, протеаз, пектиназ) для получения ферментных препаратов [1]. Кроме того, ряд видов культивируют для получения микробных препаратов – средств защиты растений от болезней, показано, что они синтезируют микотоксины с широким спектром антибиотического и фунгицидного действия [2].

Из чернозема выщелоченного нами были изолированы несколько видов грибов рода *Trichoderma*, которые различались по аутэкологическим характеристикам [3]. Остается неясным, является ли соотношение видов рода *Trichoderma* постоянной характеристикой черноземной почвы или определяется способом ее использования человеком.

Целью работы было изучение хода и причин сукцессии микромицетов рода *Trichoderma* в черноземе выщелоченном под влиянием агрогенной нагрузки.

Объект исследования – чернозем выщелоченный среднемощный малогумусный тяжелосуглинистый на лёссовидном суглинке. Точки отбора проб: природная экосистема (целинный участок Ботанического сада им. Б. А. Келлера Воронежского агроуниверситета под разнотравно-злаковой растительной ассоциацией), агроэкосистема (расположенный поблизости стационар с

4-польным севооборотом, вариант без удобрений). Анализировали почву всех полей севооборота «озимая пшеница – черный пар – сахарная свекла – горох».

Пробы почвы отбирали трижды за вегетационный сезон из слоя почвы 0–10 см. Грибы выделяли методом посева на агаризованной среде Чапека. Видовую идентификацию проводили по культурально-морфологическим признакам по определителю [4] и сравнивали с музеем чистых культур кафедры биологии растений и животных ВГПУ.

Ранг видов устанавливали по критериям пространственной и временной встречаемости: доминанты (оба показателя выше 60%), часто встречающиеся (временная частота встречаемости выше 60%, а пространственная выше 30%), редко встречающиеся виды (оба показателя выше 30%), случайные виды (ниже 30%) [5].

Оптimum роста видов микромицетов определяли по радиальной скорости роста колоний в диапазонах температуры и pH среды. Для поддержания кислотности в течение эксперимента среды готовили на буферных растворах.

Нами были изолированы из чернозема выщелоченного 6 видов микромицетов рода *Trichoderma* (табл. 1). При этом распределение видов в комплексе почвенных грибов заметно различалось в контроле (природная экосистема) и в почве, подверженной многолетней агрогенной нагрузке.

Таблица 1

**Ранг видов рода *Trichoderma* в почве природных и антропогенных систем (средние данные по сезону)**

Виды рода <i>Trichoderma</i>	Ботсад	Агроэкосистема (поля севооборота)			
	целина	озимая пшеница	пар	сахарная свекла	горох
<i>T. koningii</i>	Ч	С	С	С	С
<i>T. harzianum</i>	С	Ч	Д	Р	С
<i>T. pseudokoningii</i>	С	С	С	С	С
<i>T. viride</i>	С	С	С	С	С
<i>T. album</i>	Р	С	Р	Р	С
<i>T. polysporum</i>	С	С	С	С	С

Обозначения: Д – доминант, Ч – часто встречающийся, Р – редко встречающийся, С – случайный вид.

В природной экосистеме в непаханном черноземе под целинной растительностью в комплекс типичных видов входили *T. koningii* в ранге часто встречающегося, и *T. album* – редко встречающегося, остальные виды выделялись как случайные. Это соответствует данным, полученным рядом авторов на черноземах [5].

В пахотной почве агроэкосистемы наблюдали перераспределение грибов рода *Trichoderma*: на всех полях севооборота вид *T. koningii* переходил в ранг случайных видов, а *T. harzianum* резко повышал ранг доминирования. При этом оказалось, что заметное влияние оказывал не только способ обработки почвы, но и характер растительного покрова.

Наиболее выражено доминирование *T. harzianum* под озимой пшеницей, а также в следующем звене севооборота – в парующей почве, где завершается разложение корневых и пожнивных остатков злаков. Частота встречаемости этого вида снижается под сахарной свеклой, а особенно сильно – под горохом.

По нашему мнению, объяснить подобную биодинамику можно исходя из различий аутэкологических свойств видов. Вытеснение видом *T. harzianum* других видов рода *Trichoderma* из состава почвенного микробного сообщества, по-видимому, определяется высокой активностью целлюлолитических ферментов, обнаруженной нами у *T. harzianum* [1]. В биомассе злаковых культур наиболее высокое содержание целлюлозы и гемицеллюлоз, для разложения которых необходимы соответствующие гидролазы.

Другой причиной подобной сукцессии микромицетов рода *Trichoderma* в черноземной почве природных и антропогенных экосистем могут быть заметные различия таких аутэкологических свойств видов, как температурный оптимум и оптимальный диапазон pH для роста культур (табл. 2).

Таблица 2

**Аутэкологическая характеристика видов рода *Trichoderma***

Виды рода <i>Trichoderma</i>	Оптимум температуры, °С	Оптимум pH	Радиальная скорость роста колоний при pH 4,5 и t° 20°С, мм/ч
<i>T. koningii</i>	30–35	4,5–5,0	0,6
<i>T. harzianum</i>	30–35	5,5–6,0	1,4
<i>T. pseudokoningii</i>	30–45	4,5–5,0	0,7
<i>T. viride</i>	30–35	4,5–5,0	1,1
<i>T. album</i>	30–35	4,0–4,5	0,8
<i>T. polysporum</i>	10–15	4,0–4,5	0,5

Изучение эколого-биологических свойств позволяет объяснить ход грибной сукцессии в почве. Как известно, среди микроорганизмов одного трофического уровня преимущество получает тот, который имеет большую радиальную скорость роста колоний [5]. По нашему мнению, в пахотном слое в условиях улучшенной аэрации вид *T. harzianum* получает преимущества в занятии почвенных микроразнообразий за счет высокой скорости роста и оптимума pH, близкого к нейтральной реакции чернозема.

Наконец, третьей причиной наблюдаемой биодинамики микромицетов может служить обнаруженная нами ранее способность *T. harzianum* к синтезу микотоксинов, угнетающих развитие многих бактерий и грибов [3]. Это позволяет данному виду выигрывать конкурентную борьбу, которая обостряется в прикорневой зоне монокультур растений в агроэкосистемах.

В целинном черноземе в почву попадают разнокачественные ризодепозиты и растительные остатки, что определяет микромозаичность почвы, при этом создаются условия для развития многих видов грибов, а преимущества *T. harzianum* теряются.

Таким образом, ранговое распределение в черноземе выщелоченном микромицетов рода *Trichoderma* зависит от способа его использования, причем влияет не только обработка почвы, но и фитоценоз.

#### Литература

1. Свистова, И. Д. Микромицеты чернозема-продуценты гидролитических ферментов / И. Д. Свистова. Воронеж: ВГУ, 2003. 115 с.
2. Свистова, И. Д. Токсины микромицетов чернозема: спектр антибиотического действия и роль в формировании микробного сообщества / И. Д. Свистова, А. П. Щербаков, Л. О. Фролова // Почвоведение. 2004. № 10. С. 1220–1227.
3. Свистова, И. Д. Экологическая пластичность грибов рода *Trichoderma* в черноземе выщелоченном / И. Д. Свистова, Т. Ю. Сенчакова // Почвоведение. 2010. № 3. С. 342–348.
4. Rifai, M. A. A revisions of the genus *Trichoderma* / M. A. Rifai // Mycol. Paper. 1969. Vol. 116. P. 1–56.
5. Мирчинк, Т. Г. Почвенная микология / Т. Г. Мирчинк. М.: МГУ, 1988. 220 с.

### ОТБОР КСИЛОТРОФНЫХ БАЗИДИОМИЦЕТОВ ДЛЯ БИОКОНВЕРСИИ ЛИГНО-ЦЕЛЛЮЛОЗОСОДЕРЖАЩИХ МАТЕРИАЛОВ

*М. С. Мешкело*<sup>1</sup>, *И. Э. Шаранова*<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина,  
*maryan.umnik@bk.ru*

<sup>2</sup> Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, *scharanova@ib.komisc.ru*

Наиболее перспективным методом утилизации отходов лесозаготовительной и деревообрабатывающей отраслей является биоконверсия. Сложность масштабирования процессов биологической конверсии заключается в структурных особенностях основных полимеров различных лигно-целлюлозосодержащих материалов (ЛЦМ), которые придают растительным тканям устойчивость к ферментам. Ксилотрофные базидиомицеты известны как продуценты широкого спектра окислительных и гидролитических ферментов, отвечающих за расщепление лигноцеллюлозного комплекса [1].

В настоящей работе был проведен скрининг штаммов, обладающих высокой оксидазной активностью и исследование способов выращивания глубинным, а также твердофазным культивированием отобранных штаммов на различных субстратах, в том числе на образцах ЛЦМ. Работа проводилась с 4-мя штаммами грибов (условные обозначения Р-1, Р-2, S-1, V-2) исследованием биохимической активности для отбора наиболее перспективных базидиомицетов по показателям продуктивности мицелиальной массы, а также биодеструкции лигноцеллюлозы.

Были отработаны методики для проведения скрининга наиболее перспективных целлюлозо- и лигнолитических штаммов грибов. Для этого были проведены исследования оксидазной и целлюлозолитической активности [2, 3]. Определение способности штаммов к деградации ЛЦМ проводили путем выращивания на агаризованной минеральной среде с добавлением реактивов

и исследованием радиального роста колонии в соответствии с методикой [3]. Из числа 4-х исследуемых культур выбрали два штамма макромицетов: Р-1 и V-2 (*Panus tigrinus* и вешенка (*Pleurotus eryngii*)).

Для определения способности деструкции ЛЦМ проведено исследование твердофазного культивирования отобранных штаммов базидиомицетов на образцах древесной массы различных пород: опилки хвойных (ОХ) и лиственных пород древесины – опилки осинового (ОО). В опытах использовали также древесные опилки хвойных пород, предобработанные щелочным гидролизом (ОХЩ).

Исследование роста грибов на образцах ЛЦМ провели с использованием мицелиальной массы, полученной глубинным культивированием. Мицелий выращивали в погруженной культуре в жидких полусинтетических средах в замкнутой системе [4].

Определена убыль лигнина (в модификации Комарова) и целлюлозы (метод Кюршнера) образцов древесной массы при твердофазном культивировании на них исследуемых штаммов в течение 14 суток (3 даты отбора проб) [5]. Зависимости между регистрируемыми показателями роста мицелиальной массы и лигно-целлюлозолитической активностями грибов не установлено. Для отобранных штаммов базидиомицетов снижение содержания целлюлозной компоненты и лигнина было различным по сравнению с контрольными образцами ЛЦМ. Отмечена эффективность биодеструкции основных компонентов лигноцеллюлозы, которая варьировала на уровне 3÷22%.

В результате проведенных исследований отобраны 2 наиболее перспективных штамма базидиомицетов, которые могут быть использованы в качестве биологических агентов в технологиях, предназначенных для ускоренной биоконверсии древесных отходов.

#### Литература

1. Болобова А. В., Аскадский А. А., Кондращенко В. И., Рабинович М. Л. Теоретические основы биотехнологии древесных композитов. Т. 2. Ферменты, модели, процессы. 2002. М.: Наука, С. 343.
2. Teather R. M., Wood P. J. Use of congo-red polysaccharide interaction in enumeration and characterization of cellulolytic bacteria the bovine rumen // Appl. Environ Microbiol. 1982. V. 43. P. 777–780.
3. Методы экспериментальной микологии / Под ред. В. И. Билай. Киев: Наукова думка, 1982. 550 с.
4. Зубарева И. М., Кузнецова О. В. Глубинное культивирование высших базидиомицетов // Вопросы химии и химической технологии. 2002. № 1. С. 67–71.
5. Оболенская А. В., Ельницкая З. П., Леонович А. А. Лабораторные работы по химии древесины и целлюлозы. Учебное пособие для вузов. М: «Экология», 1991. 320 с.

## ВЛИЯНИЕ ДВУХВАЛЕНТНОЙ МЕДИ НА РОСТ *ASPERGILLUS NIGER* В ПРИСУТСТВИИ БЕЛОГО ФОСФОРА

А. З. Миндубаев<sup>1</sup>, Э. В. Бабынин<sup>2</sup>,  
Е. К. Бадеева<sup>1</sup>, С. Т. Минзанова<sup>1</sup>, Л. Г. Миронова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Институт органической и физической химии им. А. Е. Арбузова  
КазНЦ РАН, mindubaev@iopc.ru; mindubaev-az@yandex.ru,  
<sup>2</sup> Казанский (Приволжский) федеральный университет

Защита окружающей среды стала злободневной проблемой. В немалой степени кризис обусловлен накоплением токсичных отходов, устойчивость к которым у биосферы еще не выработалась. Выполненная нашим коллективом работа является первым задокументированным примером усвоения вещества первого класса опасности [1, 2], искусственного ксенобиотика белого фосфора биосферой [3]. В представленной работе представлено дальнейшее развитие исследований биodeградации [4] белого фосфора.

Мы впервые провели дальнейшую модификацию питательной среды, исключив из ее состава не только фосфат в качестве источника фосфора, но и сульфат меди. Поскольку  $P_4$  реагирует с сульфатом меди, до последнего времени не был подтвержден факт биodeградации белого фосфора: его превращения можно было объяснить химической реакцией. Только исключив из состава  $CuSO_4$ , можно сделать заключение в пользу биodeградации белого фосфора.

Мы исследовали рост пяти штаммов *A. niger*, из них два (AM1 и AM2) выделены нами: AM1 из реактива белого фосфора, а AM2 является мутантной формой AM1, отличающейся скоростью роста и морфологическими характеристиками («рыжий гриб [2]»). Еще три штамма любезно предоставлены нам Всероссийской коллекцией микроорганизмов, ИБФМ им. Г.К. Скрыбина (Пушино) [5].

Посев производился в модифицированную среду Придхем-Готлиба (ПГ). В модификацию среды без двухвалентной меди не вносили компонент  $CuSO_4 \cdot 5H_2O$  (пятиводный сульфат меди, медный купорос).

После посева измеряется оптическая плотность в каждой лунке (всего в планшете их 96) при помощи специального спектрофотометра – планшетного ридера. Дно планшета оптическое. Длина волны 550 нм.

Штаммы высевались в три варианта сред: в среду с белым фосфором в качестве единственного источника фосфора, содержащую сульфат меди; в среду с белым фосфором в качестве единственного источника фосфора, не содержащую сульфат меди, а также в среду с белым фосфором и фосфатом в качестве источника фосфора.

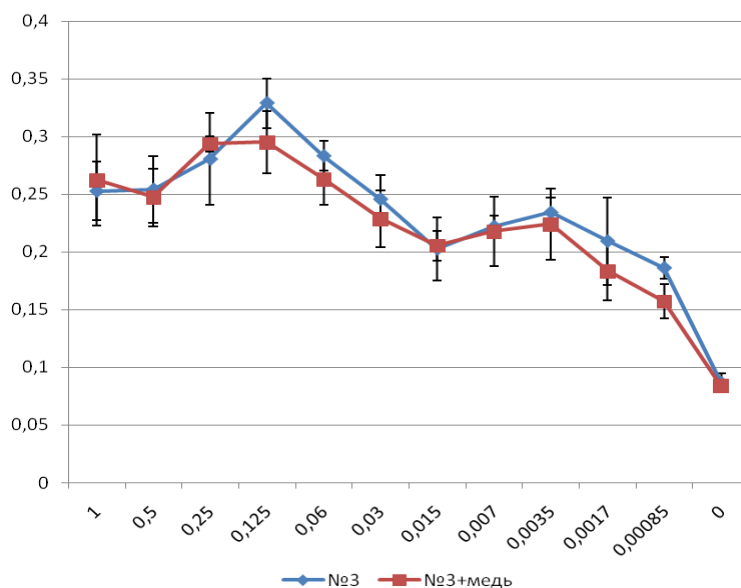


Рис. 1. Рост AM1 на пятые сутки после посева. Видно, что рост в варианте среды с медью и без меди практически одинаковый. Ось абсцисс – концентрация белого фосфора, %. Ось ординат – оптическое поглощение при  $\lambda$  550 нм

Исключая из состава питательной среды сульфат меди, мы опасались, что это сделает ее непригодной для роста микроорганизмов. Известно, какую колоссальную роль играют соли переходных металлов в жизнедеятельности [6, 7]. Следует отметить, что при внесении эмульсии белого фосфора в среду, не содержащую медь, не наблюдалось выпадение черного осадка, отмеченное нами в более ранних работах. Значит,  $P_4$  не вступает в химическую реакцию и сохраняется в среде более длительное время. Но на практике выяснилось, что в культуральной среде, не содержащей сульфат меди, рост грибов, тем не менее, наблюдается (рис. 2). Этот факт является дополнительным аргументом в пользу того, что имеет место биодеградация белого фосфора, а не химическая нейтрализация ионами меди. Исключив из состава сред  $CuSO_4$ , и наблюдая, тем не менее, рост микроорганизмов, мы получили более обоснованные доводы в пользу биодеградации белого фосфора.

Кривые роста штаммов имеют характерную для наших исследований форму гауссовой кривой – максимальная скорость роста наблюдается при средних значениях концентрации белого фосфора. В среде с белым фосфором в качестве единственного источника фосфора наиболее интенсивный рост аспергиллов наблюдается в диапазоне концентраций от 0,25 до 0,0017%. Замедление роста при более высоких концентрациях белого фосфора объясняется токсическим действием последнего. А замедление роста при более низких концентрациях белого фосфора объясняется нехваткой биогенного элемента фосфора, необходимого для жизнедеятельности.

Следует обратить внимание на то, что в среде без меди скорость роста AM1 ненамного превосходит таковую у остальных штаммов аспергиллов



(рис. 2). Создается впечатление, что AM1 устойчив не столько к самому белому фосфору, сколько к продуктам его реакции с  $\text{Cu}^{2+}$ .

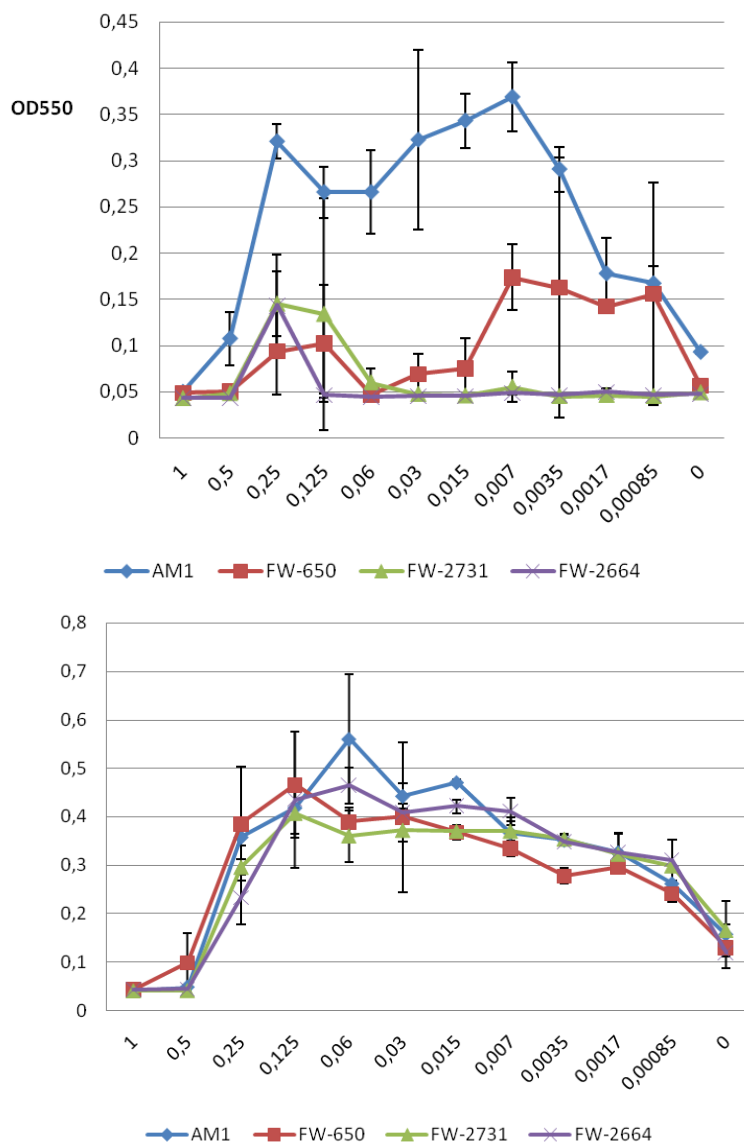


Рис. 2. Вверху. Рост штаммов *A. niger* в среде с белым фосфором без фосфата, с медью, на третьи сутки после посева. Внизу. Рост штаммов *A. niger* в среде с белым фосфором без фосфата и без меди, на четвертые сутки после посева. Ось абсцисс – концентрация белого фосфора, %. Ось ординат – оптическое поглощение при  $\lambda$  550 нм

Выполнено сравнение роста штаммов AM1 и AM2. Показано, что AM2 в первые дни после посева растет медленнее, чем AM1. Однако, со временем (примерно через 7 суток после посева) в средах с белым фосфором AM2 обгоняет в росте предковый штамм AM1, т.е. он способен более эффективно использовать ресурсы среды, и, возможно, лучше адаптирован к существованию в присутствии белого фосфора. Кроме этого, мицелий у AM2 имеет более плотную структуру, чем у AM1, в связи с чем его колонии в планшете дают более выраженное оптическое поглощение.

*Работа была выполнена при финансовой поддержке Фонда содействия инновациям, проект № С1-34299.*

### **Литература**

1. Миндубаев А. З., Волошина А. Д., Кулик Н. В., Валидов Ш. З., Бабынин Э. В., Яхваров Д. Г. Биодegradация как метод обезвреживания белого фосфора // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XIV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2016. С. 405–409.
2. Миндубаев А. З., Волошина А. Д., Бабынин Э. В., Валидов Ш. З., Хаяров Х. Р., Бадеева Е. К., Минзанова С. Т., Яхваров Д. Г. Изучение токсичности белого фосфора и резистентности аспергилла к нему // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XV Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2017. Кн. 2. С. 43–47.
3. Миндубаев А. З. Кто съел полиэтилен? // Наука и жизнь. 2018. № 4 С. 32–38.
4. Миндубаев А. З., Волошина А. Д., Бабынин Э. В., Бадеева Е. К., Хаяров Х. Р., Минзанова С. Т., Яхваров Д. Г. Микробиологическая деградация белого фосфора // Экология и промышленность России. 2018. Т. 22. № 1. С. 33–37.
5. Миндубаев А. З., Бабынин Э. В., Волошина А. Д., Бадеева Е. К., Минзанова С. Т., Кабирова Г. Г., Шайхутдинов Р. К., Синицина А. А., Шарипов А. А., Махиянов А. Н., Пискунов Д. Б., Реджепов Д. К., Озерская С. М. Устойчивость культур черного аспергилла к белому фосфору. Его влияние на клеточный цикл // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2018. Кн. 2. С. 74–78.
6. Бертини И., Грей Г., Стифель Э., Валентине Дж. Биологическая неорганическая химия: структура и реакционная способность // БИНОМ. Пер. с английского. 2013. Т. 1. 456 с.
7. Бертини И., Грей Г., Стифель Э., Валентине Дж. Биологическая неорганическая химия: структура и реакционная способность // БИНОМ. Пер. с английского. 2013. Т. 2. 623 с.

## СЕКЦИЯ ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ ПОЧВ

### КОМПЛЕКСНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ПОЧВ ВЕРХНЕГО ПРИАНГАРЬЯ В УСЛОВИЯХ ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ

*Е. В. Напрасникова, И. А. Белозерцева, Д. Н. Лопатина*  
*Институт географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, napev@irigs.irk.ru*

Известно, что почв, не измененных человеком, на земном шаре осталось не более 5%. Трансформация их свойств, независимо от характера использования, неизбежна. Отсюда понятно, что изучение экологических характеристик почв в системе природопользования является актуальной задачей современности.

В этой связи проведена экспериментальная работа как в полевых, так и в лабораторных условиях, целью которой явилось комплексное изучение экологического состояния почв в условиях Сибири на примере Осинского района Верхнего Приангарья.

Исследуемая территория расположена в пределах Сибирской платформы на Лено-Ангарском плато [1]. Характерной особенностью рельефа является ступенчатость. Климат района является резко континентальным с холодной продолжительной зимой, относительно теплым и влажным летом. Большая расчлененность Лено-Ангарского плато способствует развитию температурных инверсий. Возвышенные участки оказываются теплее понижений. На повышениях рельефа и в долинах крупных рек безморозный период значительно продолжительнее. Распределение осадков по времени и по территории неравномерно вследствие различий синоптических условий. Наименьшее количество осадков получает лесостепная часть Приангарья (320–400 мм/год). С высотой местности и в залесенном обрамлении островных лесостепей количество осадков увеличивается (400–450 мм).

Объектом детального исследования служил почвенный покров территории, который сравнительно разнообразен, что обусловлено геологическим строением, рельефом, климатом, растительностью и антропогенным воздействием.

Валовое содержание макро- и микроэлементов в почвах установлено количественным спектральным методом на спектрографе ДФС-8 и атомно-эмиссионным методом на приборе Optima 2000 DV (фирмы Perkin Elmer) в сертифицированном химико-аналитическом центре Института географии им. В. Б. Сочавы СО РАН. Показатели рН почв определены потенциометрическим методом. Для определения биологической активности почв был использован экспресс-метод Т. В. Аристовской, М. В. Чугуновой [2], который

является доступным и информативным. Фитотоксичность почв определена биодиагностическим методом по ингибированию прорастания семян высших растений. В качестве тест-объекта служили семена редьки согласно ГОСТ [3].

Результаты исследования почв района представлены в таблице 1. В результате исследований выявлено, что на значительной части (более 40%) освоенной территории размещаются бывшие агрогенные аналоги темногогумусовых, черноземов и серых почв на суглинистых отложениях пологих склонов с бугристо-западинным микрорельефом. В настоящее время основные массивы этих почв находятся под пашнями. Проградированные почвы по сравнению с серыми лесными имеют более мощный гумусовый горизонт. На исследуемой территории в соответствии классификацией и диагностикой почв России выделено 3 ствола, 9 отделов, 27 типов и 46 подтипов почв [4].

Прежде чем представить эколого-биохимическую характеристику исследуемых почв, покажем количественный состав химических элементов, которые относятся к тяжелым металлам. В таблице 2 показаны минимальные, максимальные, а также средние значения содержания тяжелых металлов, относящихся к слабо-, умеренно- и сильноопасным загрязнителям.

Таблица 1

### Характеристика объектов исследования Верхнего Приангарья

№ п/п	Горизонт	Тип почвы	Использование
1	2	3	4
1	РВса	Агрообразем типичный	Залежь 1 год
2	РВса		Залежь 1 год
3	Рса	Агрозем темный	Залежь 1–2 года
4	Рса		Залежь 1 год
5	Р		Залежь, 1 год
6	W	Агросерая типичная	Зарастающая лесом залежь, 15–20 лет
7	Рса		Пашня
8	Wса	Агросерогумусовая типичная	Залежь 15–20 лет, пастбище
9	Wса		Залежь 15–20 лет
10	Р	Агротемногумусовая типичная	Пашня
11	Р		Залежь 1 год
12	Рса	Агрочернозем гидрометаморфизованный	Пашня
13	Wса		Залежь 5–10 лет
14	Рса		Пашня
15	W		Залежь 20 лет, пастбище
16	Wса		Залежь 10–15 лет
17	Рса	Агрочернозем типичный	Пашня
18	Рса		Пашня
19	Рса		Пашня
20	Р		Пашня
21	Р		Пашня
22	Рса		Пашня
23	АУса	Серая типичная	Пастбище
24	АУ		Фон

Окончание таблицы 1

1	2	3	4
25	АУ	Чернозем гидрометаморфизованный	Пастбище
26	АУса		Пастбище
27	АУ		Пастбище
28	АУ		Пастбище
29	АУ	Чернозем маломощный	Пастбище

Таблица 2

**Содержание химических элементов (мг/кг) в почвах Осинского района**

Pb	Cr	Ni	Co	Mn	Cu	Sr	V	Ba
<u>3-33</u>	<u>34-155</u>	<u>27-72</u>	<u>9-19</u>	<u>398-953</u>	<u>22-118</u>	<u>77-412</u>	<u>24-171</u>	<u>114-354</u>
7,8	98,5	49,8	12,8	584,7	44,4	213,0	76,1	235,1

Примечание: в числителе минимальные и максимальные, в знаменателе средние значения.

Валовое содержание элементов отражает общую загрязненность и потенциальную опасность загрязнения растительности. Установлено, что содержание свинца во всех исследуемых почвах не превышает значение ПДК. Незначительное увеличение хрома зарегистрировано в агрочерноземе под пашней и в черноземе маломощном на пастбище. Превышение ПДК никеля, марганца, стронция не наблюдается.

Содержание кобальта выше ПДК во всех почвах и достигает 2 и 3,8 ПДК под залежью и пашней соответственно. Содержание меди в редких случаях под залежью превышает ПДК в два раза, что близко ко второму (низкому) уровню загрязнения. Содержание ванадия не превышает ПДК, за исключением одного случая (агрозем темный) под залежью. Содержание бария изменяется в узких пределах (табл. 2) и не превышает 400 мг/кг. Для бария ПДК отсутствует. В земной коре его кларк – 390 мг/кг.

Результаты определения биологической активности почв (БАП) и рН приведены на рисунке.

Значения БАП колеблются от 2 до 8 часов (далее единиц), что позволяет отнести к высокоактивным и частично к среднеактивным. Максимальная активность почв чаще проявляется на пашнях и пастбищах (2–3 ед.). На залежных участках наблюдается относительно меньший уровень БАП, который колеблется от 3 до 8 ед. Отметим, что значение активности естественной серой бескарбонатной почвы (фоновой), которая может служить условным контролем, достигает 4-х ед. Эта цифра в общей совокупности полученных данных очень близкая к статистически среднему значению БАП (4,7±0,6.)

Зависимость биологической активности естественных и агрогенно-преобразованных почв Осинского района от показателей рН статистически не значима ( $r < 0,3$  по шкале Чеддока).

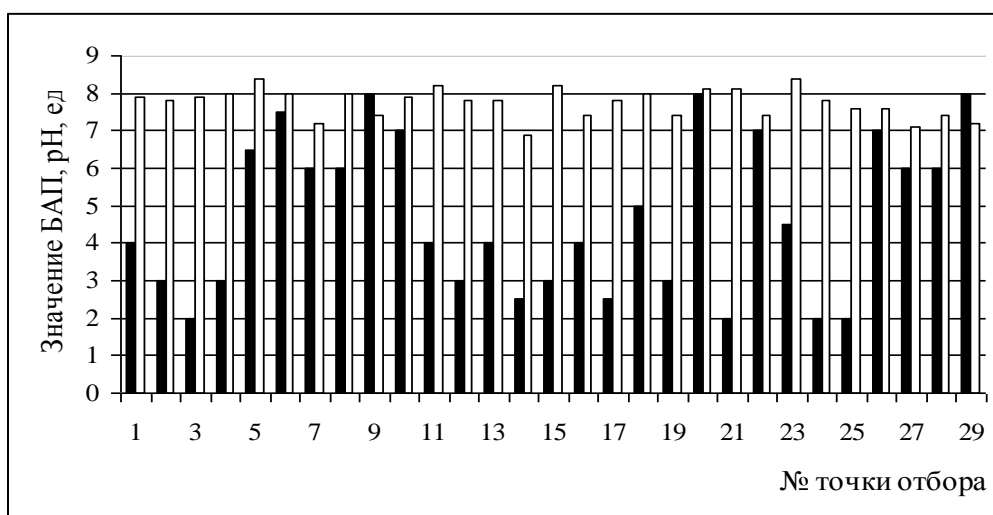


Рис. Биологическая активность почв Осинского района и их рН  
Примечание: ■ – значения БАП; □ значения рН.

Установление степени фитотоксичности методом биотестирования показало, что большинство почв не достигает порога токсичности, так как не ингибирует семена высших растений. При этом выявлены некоторые почвы, которые по своим токсикометрическим показателям приближаются к критическим, так как фиксируется угнетение семян на 30–65%.

Таким образом, представленные данные дополняют сведения о почвах Восточной Сибири в системе природопользования.

#### Литература

1. Грудинин Г. В. География Усть-Ордынского Бурятского автономного округа: учеб. пособие. Иркутск: Изд-во Иркутского, гос. пед. ун-та, 1997. 132 с.
2. Аристовская Т. В., Чугунова М. В. Экспресс-метод определения биологической активности почв // Почвоведение. 1989. № 11. С. 142–147.
3. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. М.: Изд-во стандартов, 2009. 20 с.
4. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

### **СЕРЫЕ ПОЧВЫ С ПОЛИГЕНЕТИЧЕСКИМ ПРОФИЛЕМ – ПЕРСПЕКТИВНЫЕ ОБЪЕКТЫ ОХРАНЫ НА ТЕРРИТОРИИ ВЯТСКОГО ПРИКАМЬЯ**

*Е. С. Соболева, А. М. Прокашев, С. Л. Мокрушин*  
*Вятский государственный университет, sl\_mokrushin@mail.ru*

Экологическая ситуация, сложившаяся на сегодняшний день в стране и мире, диктует необходимость принятия срочных природоохранных мер по отношению к географическим объектам и комплексам, составляющим фонд природного наследия. В частности, до сих пор не решён вопрос охраны почв

как самостоятельного компонента в составе особой – педогенной – группы памятников природы.

В Кировской области и смежных регионах Вятского Прикамья, занимающих экотонное положение на границе таёжных и лесостепных биомов, особого внимания заслуживает вопрос сбережения почв, имеющих в своём профиле признаки полигенеза, в т.ч. остаточных и погребённых гумусовых горизонтов, почвенных профилей, а также педо-литоседиментов. Подобные реликтовые феномены сохранились до наших дней в почвах ряда южных районов Вятского Прикамья; на севере они практически полностью трансформированы в ходе позднеголоценовой эволюции [1–3].

В настоящей статье рассмотрен пример серой серогумусовой почвы со вторым гумусовым горизонтом на покровном суглинке, исследованной нами на подошве высокого междуречья Буя и Байсы, вдоль левого коренного берега р. Буй (разрез У-49) в административных границах Уржумского района Кировской области вблизи с. Петровское (рис. 1).

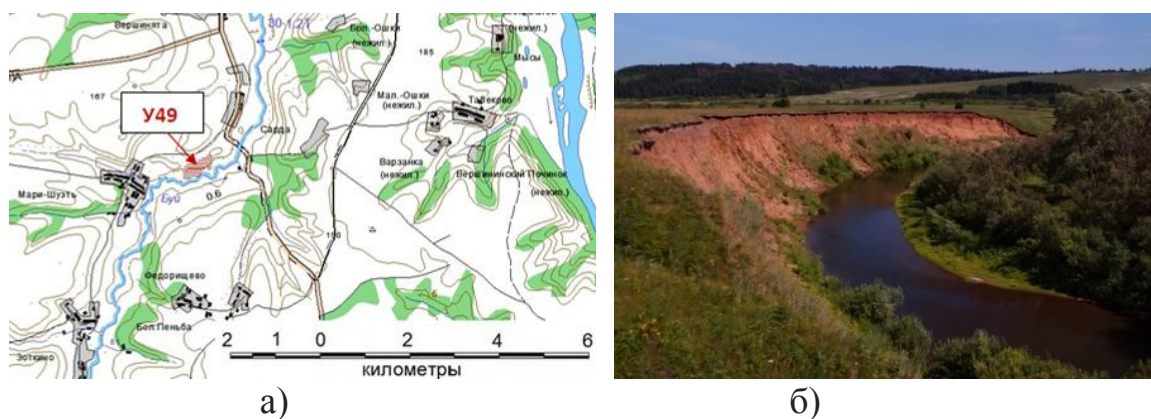


Рис. 1. Разрез У-49 серой серогумусовой почвы:  
а) географическое положение; б) общий вид фации

Морфология почвенного профиля:

*Гор. О (0–1 см):* сухой, желтовато-серый (седоватый), слаборазложившийся опад из злаков и разнотравья, рыхлый, корней нет, переход ясный, ровный.

*Гор. АУ (1–20 см):* сухой, после зачистки влажный, дымчато-серый, во влажном состоянии с бурым оттенком, среднесуглинистый, пылевато-зернисто-мелкокомковатый, рыхлый, содержит редкие черновато-бурые мелкие рыхлые стяжения гидроксидов Fe и Mn диаметром 1 мм, корней много, переход ясный, ровный, местами волнистый.

*Гор. АЕL[hh] (20–34, до 40 см):* сухой, пепельно-серый с белесоватым оттенком, при растирании ножом приобретает буроватый оттенок (из-за присутствия Fe-Mn примазок), среднесуглинистый, зернисто-листоватый, хрупкий, уплотнённый, обильная белёсая присыпка скелетаны, а также редкие темновато-бурые рыхлые округлые стяжения гидроксидов Fe и Mn диаметром 1-2 мм, корней много (но меньше, чем в гор. АУ), переход ясный, волнистый, на отдельных участках до языковатых очертаний.

*Гор. BEL (34–44 до 67 см):* сухой (на стенке обнажения), буровато-белёсый, тяжелосуглинистый, зернисто-листоватый, уплотнённый, с редкими рыхлыми буроватыми примазками гидроксидов Fe и Mn, по всему горизонту обильна присыпка скелетаны, корней достаточно много, переход ясный, языковатый.

*Гор. BT1 (44–72 см):* влажный, белесовато-коричнево-бурый, в верхней части агрегаты однородны по цвету, с глубиной коричневый оттенок исчезает; тяжелосуглинистый, зернисто-ореховатый, переходящий ниже в ореховато-призмовидный; плотный, обильная присыпка скелетаны, особенно в верхней части и вдоль языков из гор. BEL; на отдельных участках встречаются сероватые гумусированные пятна, достаточно много тонких нитевидных корней, переход ясный, заметный по ослаблению белёсой присыпки скелетаны и изменению структуры.

*Гор. BT2 (72–110 см):* сырой, бурый внутри педов, коричневый на их поверхности, глинистый, ореховато-призмовидный, плотный, с частыми тонкими порами, на поверхности агрегатов умеренная гумусовая пропитка вдоль корневых ходов, в верхней части – тёмно-коричневые глинистые кутаны, фрагментарно выражена скелетана, корни редкие, переход постепенный, заметный по изменению окраски и структуры.

*Гор. BT3 (110–133 см):* сырой, желтовато-бурый, с коричневым оттенком на гранях агрегатов, глинистый, призмовидный, плотный, с частыми тонкими порами, умеренно выраженные кутаны на поверхности педов, черноватая гумусовая пропитка вдоль корневых пор, единичные углефицированные корневые остатки (без прокрашивания пор гумусовыми веществами), умеренно развитая светло-коричневая и коричневая глино-гумусовая «лакировка» на поверхности отдельных агрегатов, вдоль единичной вертикально ориентированной корневой поры заметна желтовато-белесоватая скелетана, корни редкие, переход постепенный, заметный по ослаблению степени оструктуренности и укрупнению размеров педов.

*Гор. BC (133–185 см):* сырой, светло-бурый внутри агрегатов, с едва заметной глино-гумусовой «лакировкой» шоколадного оттенка на поверхности педов, тяжелосуглинистый, со слабовыраженной глыбистой структурой, плотный, с частыми тонкими порами, на стенках агрегатов наблюдаются глинистые кутаны, вдоль корневых пор интенсивная чёрная гумусовая пропитка, корни редкие, переход постепенный, заметный по исчезновению структуры и коричневого оттенка.

*Гор. C (185–200 см):* сырой, светло-бурый, тяжелосуглинистый, бесструктурный, плотный, с тонкими порами, частые буровато-черноватые мелкие примазки гидроксидов Fe и Mn, приуроченные к бывшим ходам корней; вдоль корневых пор слабая гумусовая пропитка, корней нет.

Морфология профиля, с одной стороны, показывает существенное сходство с зональными серыми серогумусовыми почвами, которые в силу естественных (деградационная эволюция) и/или антропогенных причин (глубокая вспашка и эрозия) утратили некогда имевшиеся в их составе горизонты



AEL[hh] реликтовой природы [2]. Так, во внешнем облике исследуемой почвы присутствуют: 1) достаточно развитый гор. АУ мощностью около 20 см типичных дымчато-серых тонов окраски; 2) гор. ВЕL, свидетельствующий о протекании элювиальных процессов; 3) тёмная гумусовая «лакировка» на поверхности агрегатов в срединной части профиля. С другой стороны, для неё характерно наличие в нижней части тёмноцветной толщи элювиально-гумусового горизонта AEL[hh] относительно большой мощности (около 15 см), отчётливо заметного на протяжении всей стенки естественного обнажения. Произведённые ранее исследования подобных почв с использованием метода радиоуглеродного датирования в шурфах (разрезы У-27 и У-27а), заложенных на платообразной распаханной вершине соседнего водораздела в 1,5–2 км северо-западнее рассматриваемого участка, однозначно указывают на реликтовый – атлантико-голоценовый – абсолютный возраст гуминовых кислот горизонта AEL[hh], равный 5510-6440 лет (лаб. №№ ЛУ-4636 и ЛУ-4637) [2]. Однако эти точки неудобны для визуального знакомства со строением профиля в отличие от рассматриваемого в настоящем сообщении объекта, открытого для экспонирования. Это выгодно отличает его с позиции возможности непосредственного наблюдения в естественном обнажении с научно-познавательными и иными целями. Изложенное явилось одним из весомых аргументов в пользу обосновываемой авторами идеи организации здесь одного из первых почвенных заказников на вятской земле с реликтовыми почвами серого типа почвообразования.

Представленные ниже данные о субстантивных свойствах данной почвы свидетельствуют о её достаточной репрезентативности для позиционирования в качестве педогенного памятника природы.

Гранулометрический анализ в целом тесно коррелирует с морфологией исследуемой серой почвы, свидетельствуя о наличии текстурной дифференциации профиля, обязанный элювиально-иллювиальному распределению мелкозёма фактически исключительно за счёт илистой фракции (табл. 1). Вынос ила из аккумулятивно-элювиальной части профиля составляет около 70%, из субэлювиального горизонта – 50%, а максимальное накопление в срединной толще – до 13% относительно почвообразующей породы.

Отклонение от отмеченной закономерности гор. ВТ2, где не зафиксировано накопления ила, указывает на отсутствие гомогенности исходной материнской породы, что подтверждается фактом резкого возрастания в нём количества крупного и среднего песка.

Из анализа основных агрохимических свойств исследуемой серой серо-гумусовой почвы со сложным органопрофилем (табл. 2) вытекает ряд следующих положений.

Таблица 1

**Гранулометрический состав серой серогумусовой почвы  
со вторым гумусовым горизонтом на покровном суглинке (разрез У-49)**

Горизонт и глубина образца, см	Гигр. влажность, %	Содержание фракций в мм, %							Накопление ила ±, %
		1-0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001	<0,001	<0,01	
AY (5-15)	2,0	0,9	9,1	52,7	11,5	16,7	9,1	37,3	-69
AEL[hh] (22-32)	1,6	0,9	4,1	57,0	17,0	12,7	8,3	38,0	-72
BEL (34-44)	2,3	0,7	7,7	59,3	6,9	10,9	14,6	32,4	-50
BT1 (53-63)	2,7	0,2	2,6	47,2	8,0	8,9	33,1	50,0	+13
BT2 (86-96)	4,0	11,3	12,4	36,6	7,0	6,6	26,1	39,7	-11
BT3 (116-126)	2,7	0,2	9,9	40,3	7,0	11,7	30,9	49,6	+6
BC (154-164)	3,5	0,8	7,3	45,7	7,0	10,0	29,2	46,2	0*
C (190-200)	3,1	4,9	9,3	43,7	7,0	6,5	28,7	42,2	-

\* – принят за исходную породу ввиду существенного увеличения количества крупного и среднего песка в нижележащем горизонте С.

Таблица 2

**Агрохимические свойства серой серогумусовой почвы со вторым  
гумусовым горизонтом на покровном суглинке (разрез У-49)**

Горизонт и глубина образца, см	Орг. вещ-во, %	рН		Нг	S	ЕКО	Al <sup>3+</sup>	V, %
		H <sub>2</sub> O	KCl					
AY (5-15)	6,2	6,4	5,5	6,4	30,8	37,2	-	83
AEL[hh] (22-32)	5,0	6,4	5,3	6,1	31,0	37,1	0,8	84
BEL (34-44)	1,0	6,6	4,9	3,3	18,6	21,9	0,5	85
BT1 (53-63)	0,7	6,5	4,7	3,9	24,6	28,5	1,0	86
BT2 (86-96)	0,7	6,4	4,6	4,6	26,0	30,6	1,9	85
BT3 (116-126)	0,5	6,2	4,4	4,2	27,6	31,8	3,3	87
BC (154-164)	0,4	6,3	4,5	3,3	25,4	28,7	2,9	89
C (190-200)	0,4	6,4	4,6	3,3	30,1	33,4	1,3	90

Во-первых, данная почва характеризуется весьма высоким содержанием органического вещества (ОВ) в верхнем и нижнем (реликтовом) гумусовых горизонтах с резким снижением в текстурной толще профиля. При этом во втором гумусовом горизонте его количество составило 80% от современного гор. AY. Это заметно выше показателей для подобных почв с реликтовыми горизонтами в составе серого типа почвообразования, где оно в среднем оказалось равно 58% с варьированием от 34 до 89% [2, 3]. Сказанное может объясняться индивидуальными особенностями рассматриваемого объекта, занимающего подчинённое геоморфологическое положение в приречной части междуречья и, возможно, получающее минеральную подпитку с вышележащих склонов водораздела.

Во-вторых, актуальная кислотность характеризуется постоянством слабокислых по значению величин на всём протяжении профиля. Обменная кислотность выше на 1–2 единицы и более контрастна с постепенным нарастанием от близких к слабокислым величин в аккумулятивно-элювиальных го-

ризонтах до среднекислых в срединной и нижней толщах профиля. С ними коррелирует и вертикальное распределение обменного алюминия, присутствие которого зафиксировано, начиная с гор. AEL[hh] с увеличением в нисходящем направлении до существенных значений – более 3-х сантимолей на кг почвы. Показатели гидролитической кислотности достаточно велики в системе горизонтов А и примерно в 1,5–2 раза снижаются в минеральных горизонтах, достаточно чётко корреспондируя с вертикальным распределением гумуса.

В-третьих, для исследуемой почвы характерно значительное количество и мало контрастное распределение обменных оснований, коррелирующих с вертикальным распределением ОВ и тонкодисперсных минеральных частиц, а также с вероятным ослаблением степени выщелоченности катионов Са и Mg вглубь профиля. Из этого вытекает высокая, постепенно увеличивающаяся с глубиной степень насыщенности основаниями, которая во всех горизонтах превышает 80%. Емкость катионного обмена, как производное от гранулометрического состава и содержания гумуса, наиболее велика в гумусово-аккумулятивных и текстурных горизонтах, где составляет около 30-37 Смоль на кг почвы, и закономерно уменьшается примерно на треть в субэлювиальной толще.

Судя по результатам ограниченного комплекса морфолого-генетических и аналитических исследований, рассматриваемые почвы с генетических позиций формируются в тренде стирающей эволюции с элементами наследующей при участии альтернативной группы биоаккумулятивных и элювиально-иллювиальных процессов. Подстилкообразование, дерновый, гумусообразование и гумусонакопление – в первой группе (диагностируемых на морфологическом уровне); лессиваж, элювиально-глеевый процесс, гумусовая деградация гор. AEL[hh] – во второй, маркерами которых, наряду с морфологией (элювиальные горизонты, скелетана, Fe-Mn конкреции, глиногумусовые кутаны), являются данные о гранулометрическом составе, реакции, содержании обменного Al и др. Однако, по сравнению с дерново-подзолистыми почвами с аналогичным гумусовым профилем, элювиальные процессы в них выражены менее интенсивно, что подтверждается, в частности, лучшей сохранностью, большей мощностью и степенью гумусированности реликтового гумусового горизонта, заметных уже на этапе визуального наблюдения. В серых почвах с «типичным» строением профиля тёмноцветная часть уже в значительной мере трансформирована в ходе позднеголоценовой эволюции.

Результаты исследования позволяют констатировать особую ценность рассматриваемой серой почвы с реликтовым гумусовым горизонтом, фактически представляющей собой один из примеров педогенных памятников природы Вятского Прикамья. Они являются дошедшими до наших дней свидетелями эволюционных изменений почвенного покрова и ландшафтов региона в целом за последние 5–8 тыс. лет и более, легко доступных для непосредственного визуального знакомства. Отсутствие охранных мероприятий вкупе с сельскохозяйственной деятельностью, особенно интенсивной в южных рай-

онах Вятского Прикамья, может привести к полному исчезновению этих уникальных природных образований. Для сбережения подобных почвенных раритетов предлагается их паспортизация в качестве ценных почвенных объектов с включением в Красную книгу почв Кировской области в категорию «исчезающие почвы» и создание на исследуемом отрезке приречной подошвы водораздела почвенного микрозаказника вдоль левобережья Буя от д. Щино до дд. Скрябино и Суворово [4]. Реализации данного проекта благоприятствует нахождение упомянутой территории в залужённом состоянии и слабая антропогенная нагрузка ввиду низкой плотности населения. Немаловажно её положение вблизи автодороги федерального значения Киров – Казань, облегчающее организацию образовательных и воспитательных геоэкологических экскурсий в условиях местности, весьма живописной в ландшафтно-эстетическом отношении, где можно наблюдать в реальной обстановке разнообразие геолого-геоморфологического строения, естественные выходы покровных делювиальных суглинков, локальные природно-территориальные комплексы (ПТК) ранга фаций, подурочищ и урочищ, образующих катены в виде автономных, транзитных, аккумулятивных геосистем, геологическую работу реки и атмосферных вод, богатое видовое разнообразие луговых травянистых ассоциаций и энтомофауны и т. п.

#### **Литература**

1. Атлас – книга [Карты] / Под ред. и предисл. Е. А. Колеватых, А. М. Прокашев, Г. А. Русских. Киров: Кир. обл. тип., 2015. 80 с. : ил.
2. Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы (по палеопочвенным данным). Киров: Изд-во ВятГГУ, 2009. 386 с.
3. Прокашев А. М. Серые полигенетические почвы Вятского Прикамья. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2006. 187 с.
4. Красная книга почв России. Объекты книги и кадастра особо ценных почв / Науч. ред.: Г. В. Добровольский, Е. Д. Никитин. М.: МАКС Пресс, 2009. 576 с.

### **ПРИМЕНЕНИЕ ПАЛЕОПАЛИНОЛОГИЧЕСКОГО МЕТОДА В РЕКОНСТРУКЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА И КЛИМАТА ГОЛОЦЕНА НА ТЕРРИТОРИИ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*А. В. Филимонова, Л. Н. Шихова*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Климат оказывает решающее влияние на формирование и существование природных экосистем. Периодические смены климатических параметров приводят к закономерным сменам природных формаций. Изучение и реконструкция биотических сообществ прошлых эпох необходимы для понимания динамики климатических изменений и построения моделей изменения климата в современную эпоху.

Известно, что начиная с конца плейстоцена, после завершения последней ледниковой эпохи, климат постепенно менялся в сторону потепления и

примерно 6-8 тыс. лет назад в эпоху голоцена достиг своего оптимума, после чего вновь началось похолодание [1].

История голоцена на территории Русской равнины еще слабо изучена. Согласно литературным данным в период климатического оптимума граница лесной зоны была сдвинута на 450–500 км к северу. Широколиственные леса произрастали до широты Санкт-Петербурга [2]. Подтверждением наличия эпох с более благоприятным, тёплым климатом служат реликтовые образования в виде вторых гумусовых горизонтов в некоторых подзолистых и дерново-подзолистых почвах северо-востока европейской России. Большинство исследователей полагают, что второй гумусовый горизонт (Ah) сформировался в период оптимума голоцена, под степной и лесостепной растительностью и является остатком мощного черноземовидного гумусово-аккумулятивного горизонта. В связи с похолоданием и увлажнением климата 4,0 – 4,5 тыс. лет назад черноземовидные среднеголоценовые почвы подверглись процессам выщелачивания и оподзоливания [3].

На территории Кировской области в период оптимума голоцена предположительно доминировали хвойно-широколиственные леса с примесью дуба и липы. Почвы со вторым гумусовым горизонтом встречаются в Пижанском, Советском, Нолинском, Сунском, Верхошижемском, Куменском, Богородском, Унинском, Фаленском, Зуевском, Лебяжском районах. Для данного исследования были выбраны дерново-подзолистые почвы со вторым гумусовым горизонтом, расположенные на территории Чепецко-Кильмезского водораздела в Кумёнском районе.

Для восстановления растительного разнообразия и климата прошлых эпох используют палеопалинологический или спорово-пыльцевой метод. Объектами палинологического анализа являются палиноморфы. В первую очередь это пыльца покрытосеменных и голосеменных растений, а также споры растений и грибов, растительные устьица, остатки клеток водорослей, микроскопические остатки животных (например, яйца тихоходок) и т. д. [4]. Почвы являются естественным хранилищем палиноморф и широко используются при проведении палеопалинологического анализа.

Для изучения палеопалиноморф в почвах со вторым гумусовым горизонтом были заложены разрезы и отобраны образцы. Пробы обрабатывались по спорово-пыльцевому (палеопалинологическому) методу Гричука [5]. Далее готовые образцы просматривались под микроскопом, найденные споры и пыльца определялись с помощью атласов-определителей. Для каждого разреза составлялась таблица с указанием горизонта и обнаруженных в нем палиноморф (табл.).

На основании полученных данных палеопалинологических спектров можно предположить, как изменялись растительный покров и климат исследуемой территории в прошлом.

**Палеопалинологический спектр дерново-подзолистых  
среднесуглинистых почв со вторым гумусовым горизонтом**

Горизонт и глубина залегания, см	Палеопалинологический спектр		Период голоцена
	Разрез №1	Разрез №3	
A <sub>0</sub> (0-3)	Ель европейская Сосна обыкновенная	Ель обыкновенная Лиственница сибирская	Конец суббореального – субатлантического периода
A <sub>0</sub> A <sub>1</sub> (3-11)	Пихта сибирская Можжевельник обыкновенный Копытень европейский Овсяница луговая Осока Щитовник Сфагнум Споры зеленых мхов	Сосна обыкновенная Копытень европейский Майник двулистный Хвощ лесной	
A <sub>2(1)</sub> (11-15)	Единично сосна обыкновенная и ель европейская Тамус обыкновенный	Береза пушистая Липа крупнолистная Ольха кустарниковая Ластовень острый Ластовень лекарственный Пролеска осенняя Кирказон ломоносовидный Нарцисс узколистный Сем. Маревые	Суббореальный
AhA <sub>2</sub> (11-22)	Клен полевой Дуб пушистый Сосна обыкновенная Бузина черная Облепиха крушиновидная Кирказон ломоносовидный Барвинок травянистый Копытень европейский Ястребинка	Липа крупнолистная Ольха Бузина Крушина ломкая Пузырник Адокса мускусная Вороний глаз четырехлистный Луговик извилистый	Атлантический период
A <sub>2(2)</sub> (22-29)	Споры и пыльца отсутствуют, единично встречаются остатки растений	Липа крупнолистная Клён полевой Орляк крымский Сфагновые и зеленые мхи	Конец бореального - начало атлантического
A <sub>2</sub> B (29-40)	Растительные остатки мхов, споры отсутствуют	Плаун годичный (Множество спор мхов и папоротников, встречаются остатки пыльцы хвойных деревьев)	
B <sub>1</sub> (40-75)	Единично споры сфагновых мхов и остатки лишайников и водорослей	Единично встречаются споры мхов. Небольшое количество остатков пыльцевых зерен хвойных деревьев	Бореальный период

В современных климатических условиях на исследуемой территории сформировался ельник кислично-зеленомошный. Древостой представлен елью обыкновенной, сосной сибирской, пихтой сибирской, березой пушистой, в подлеске рябина, жимолость лесная. Травяной ярус представлен копытнем европейским, кислицей заячьей, осокой заячьей, щитовником. Присутствуют споры сфагновых и зеленых мхов.

Видовой состав палиноморф подстилки и органоминерального ( $A_0A_1$ ) горизонта соответствует современному фитоценозу. Обнаружено большое количество пыльцы хвойных растений: ели обыкновенной, сосны обыкновенной, пихты сибирской, можжевельника. Кроме того встречалась пыльца березы пушистой, копытня европейского, таволги вязолистной, майника двулистного, злаков, осок, споры папоротников рода щитовник, сфагновых и зеленых мхов.

В верхней части элювиального горизонта наблюдаются изменения в спорово-пыльцевом спектре, выражающиеся в наличии пыльцы липы крупнолистной, ольхи, кирказона ломоносовидного, ластовня лекарственного и острого, пролески осенней, нарцисса узколистного. Естественный ареал данных видов включает в себя лесостепную и степную полосы Европейской России, Крым, Кавказ. Вместе с тем, в горизонте присутствуют в небольшом количестве споры сфагновых и зеленых мхов, пыльца хвойных. Данный набор спор и пыльцы характерен для растительного покрова суббореального начала субатлантического периода голоцена. В это время средние температуры и влажность по сравнению с оптимумом голоцена стали снижаться, но были выше, чем в настоящее время [6, 7]. В фитоценозе преобладали хвойные породы, главным образом сосна обыкновенная. Северная граница распространения широколиственных пород смещалась на юг, на что указывает малое количество пыльцы в спектре. В травостое встречались злаки и осоки, меньше теплолюбивых видов, в основном это кирказон и ластовень лекарственный. Вероятно, фитоценоз суббореального периода был представлен хвойно-широколиственным лесом с преобладанием сосны обыкновенной.

В спорово-пыльцевом спектре горизонта  $AhA_2$  преобладает пыльца широколиственных пород: липа крупнолистная, клен полевой, дуб пушистый, бук лесной; обнаружено множество пыльцевых зерен представителей семейства маревые. Присутствуют пыльцевые зерна кирказона ломоносовидного, барвинка травянистого, копытня европейского, ястребинки, адоксы мускусной, вороньего глаза четырехлистного, луговика извилистого, пузырьника. Встречается пыльца кустарников: крушина ломкая, облепиха крушиновидная, бузина черная. Очевидно, данный период в развитии растительного покрова территории соответствует атлантическому периоду – оптимуму голоцена [7, 8]. В древостое доминировала липа крупнолистная с примесью дуба, клена полевого, бука лесного. На отрогах Вятских Увалов, вероятно, произрастал дуб пушистый. В подлеске встречалась бузина черная, крушина ломкая и облепиха крушиновидная. Травяной покров был представлен злаковым разнотравьем, видами семейства лилейные. По опушкам лесов произрастали бар-

винок травянистый, кирказон ломоносовидный, адокса мускусная, асфоделина и другие лесостепные и степные виды. Виды растений, пыльца которых была обнаружена в данном горизонте, более всего соответствуют фитоценозу современных широколиственных лесов.

В нижней части элювиального горизонта и в горизонте А<sub>2</sub>В наблюдается уменьшение количества палиноморф. Преобладают пыльцевые зерна сосны и ели, множество спор мхов и папоротников. Единично встречаются липа крупнолистная и клен полевой. Такое изменение палеопалинологического спектра указывает на смену сурового холодного климата бореального периода на мягкий и теплый атлантического. Вероятно, фитоценоз бореального периода по видовому составу был близок к современному и представлял собой темнохвойный лес с примесью широколиственных пород [7, 9].

Таким образом, применяя методы палеопалинологического анализа для почв со сложным органопрофилем, можно определить состав фитоценозов и попытаться реконструировать ландшафтные условия конца плейстоцена-голоцена.

Исходя из полученных данных можно сделать вывод, что в период оптимума голоцена северная граница распространения фитоценозов хвойно-широколиственных лесов в границах современной Кировской области предположительно проходила севернее 58 градуса северной широты. В настоящее время на территории области широколиственные породы в естественных условиях сохранились южнее 56 градуса северной широты. Большинство кустарниковой и травяной растительности вообще не произрастает на территории области.

### Литература

1. Чумичёв С. А. Климат голоцена по естественнонаучным данным и его отражение в исторических хрониках: корни системных противоречий // Академия Тринитаризма, М., Эл № 77-6567, публ.11762, 13.01.2005
2. Палеоклиматы и палеоландшафты внетропического климата Северного полушария. Поздний плейстоцен – голоцен. Атлас – монография / Под ред. профессора А. А. Величко. М., 2009. 120 с.
3. Петров Б. Ф. Почвы Алтайско-Саянской области // Труды Почвенного института им. В. В. Докучаева. 1952. Т. 35.
4. Рудая Н. А. Палинологический анализ: Учеб.-метод. пособие / Новосиб. гос. ун-т, Ин-т археол. и этногр. СО РАН. Новосибирск, 2010. 48 с.
5. Гричук В. П. История флоры и растительности Русской равнины в плейстоцене. М.: Наука, 1989. 183 с.
6. Панова Н. К., Антипина Т. Г. Голоценовая история лесов на восточном склоне Среднего Урала // Леса России и хозяйство в них. 2017. № 3(62). С. 53–64
7. Клименко В. В. Климат: непрочитанная глава истории. М.: Издательский дом МЭИ, 2009. 408 с.
8. Восточноевропейские широколиственные леса / Р. В. Попадюк, А. А. Чистякова, С. И. Чумаченко и др.; Под ред. О. В. Смирновой. М.: Наука, 1994. 364 с.
9. Хотинский Н. А., Немкова В. К., Сурова Т. Г. Институт географии АН СССР Главные этапы развития растительности и климата Урала в голоцене. // Институт геогра-



## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОДЕЛЬНЫХ СИСТЕМ ДЛЯ ОЦЕНКИ ПРАВИЛЬНОСТИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОБМЕННОЙ КИСЛОТНОСТИ УЛЬТРАКИСЛЫХ ПОЧВ

*Е. В. Кызьюрова<sup>1</sup>, Е. В. Ванчикова<sup>1</sup>, Е. В. Шамрикова<sup>1</sup>, Н. В. Грищенко<sup>2</sup>*  
<sup>1</sup> *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*  
<sup>2</sup> *Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина*

Важнейшей характеристикой почв является обменная кислотность (ОбК). Раздельное определение концентраций  $H^+$  и  $Al^{3+}$  в составе общей обменной кислотности почв широко используется в практике. Однако точности определения компонентов ОбК мешает ряд равновесий [1]. Дискуссионным является использование потенциометрического метода (ПТ) для определения обменной кислотности ультракислых почв ( $pH_{KCl} \leq 3,3$ ) [1–3]. В подобных объектах ионы алюминия (III) ( $pK_a$  4,77), включая его гидроксоформы, не могут обеспечивать столь низкие значения  $pH_{KCl}$  [1, 2]. Не может быть решающей и роль низкомолекулярных органических кислот вследствие их малого количества (эффективность их экстракции раствором хлорида калия ( $c(KCl) = 1$  моль/дм<sup>3</sup>) в среднем в три раза ниже по сравнению с водой). Столь высокую активность ионов водорода солевых экстрактов могут обуславливать ионы железа ( $pK_a$  2,17), и/или протоны, вытесненные в раствор ионами калия в ходе реакции катионного обмена [3]. Источником протонов в твердой фазе могут быть кислоты разной природы, не переходящие в солевую вытяжку и характеризующиеся разной силой от сильнокислотных до слабокислотных. Перейдя в раствор,  $H^+$ , вне зависимости от того, в состав какой по силе кислоте они входили, в жидкой фазе соответствуют  $H^+$  сильной соляной кислоты. Одной из причин накопления в почвах протонов, способных к обмену с  $K^+$ , может быть низкое содержание различных форм основных катионов, прежде всего  $Ca^{2+}$  и  $Mg^{2+}$ , участвующих в нейтрализации соединений кислой природы. Источником протонов в почвах, формирующихся на пирит-содержащих породах, может быть серная кислота, однако подобные объекты остаются за рамками исследований авторов.

Цель данной работы – с использованием модельных систем выполнить контроль правильности потенциометрической оценки количества компонентов, обуславливающих ОбК почв.

В качестве модельных использовали растворы сильной (HCl), слабой (CH<sub>3</sub>COOH) кислот и хлорида алюминия, а также их смесей. Во всех системах растворитель – раствор хлорида калия ( $c(KCl) = 1$  моль/дм<sup>3</sup>). Исследование солевых растворов проводили ПТ в отсутствии и присутствии раствора фторида натрия. Титрование растворов выполняли в условиях 3–5-кратной повторяемости. В исходном солевом растворе на кривой смеси слабой и силь-

ной кислот в точке эквивалентности для сильной кислоты наблюдается лишь слабый перегиб и волна для суммы двух кислот (рис. 1). В присутствие  $F^-$  ход кривой титрования изменяется, что вызвано следующими причинами. Кислотность раствора снижается вследствие гидролиза  $F^-$ , а также уменьшается оттитрованное количество кислот. В растворе  $HCl$  количество введенной кислоты 0,10 ммоль, оттитровано 0,075 ммоль – 75%. В растворе  $CH_3COOH$  – количество кислоты 0,10 ммоль, оттитровано 0,096 ммоль – 96%. В смеси кислот – количество кислот по 0,10 ммоль, оттитровано 0,180 ммоль – 90%. Во всех растворах количество  $F^-$  3,3 ммоль. Таким образом, в растворе сильной кислоты отклонение существенно и составляет 25%. В растворе слабой кислоты ( $pK_a = 4,76$ ) даже при большом избытке  $F^-$  отклонение измеренного количества от введенного не превышает 5%.

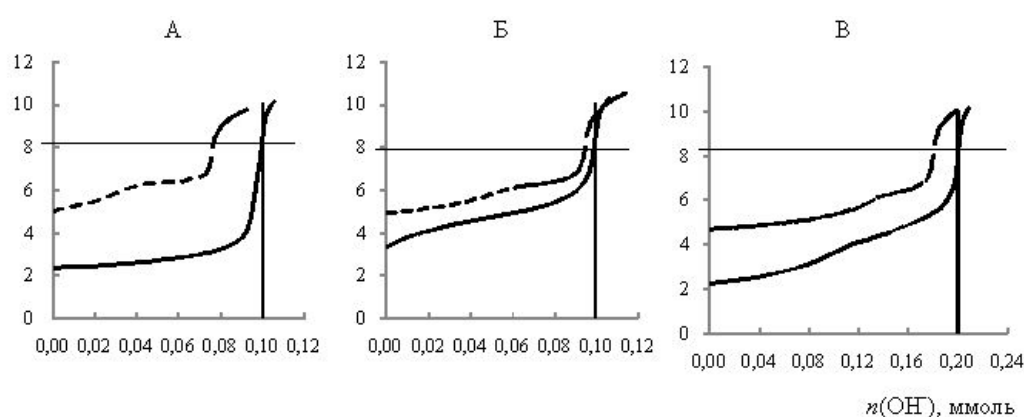


Рис. 1. Кривые титрования 25,0 см<sup>3</sup> солевых растворов: хлороводородной (0,1 ммоль) (А), уксусной (0,1 ммоль) (Б) кислот, их смеси (по 0,1 ммоль каждая) (В) и в присутствии фторид-ионов (пунктирная линия)

В процессе титрования солевой вытяжки гидроксидом натрия до  $pH = 8,2$  значения  $pH$  солевого экстракта последовательно определяются следующими процессами: нейтрализацией фтороводородной кислоты, гидролизом фторида натрия, диссоциацией избытка  $NaOH$ -титранта. Возникает вопрос, какие равновесия препятствуют достоверному определению хлороводородной кислоты, а точнее, по какой причине не дотитровывается часть молекул  $HF$ ? Возможно, достоверному определению содержания обменных ионов  $H^+$ , появившихся в растворе вследствие обмена с ионами  $K^+$ , препятствует ряд факторов: гидролиз фторида натрия, наличие буферной смеси  $HF/F^-$ , а также, возможно, образование слабой фтороводородной кислоты, способной давать устойчивые ассоциаты разного состава ( $HF_2^-$ ,  $H_2F_3^-$ ,  $H_3F_4^-$ ) [4–7].

Аналогичный эффект должен возникать при оценке кислотных компонентов в реальных солевых вытяжках из почв, содержащих в своем составе  $H^+$ , перешедшие в солевой экстракт в ходе реакции катионного обмена, т.е. в ультракислых солевых вытяжках [3]. Кроме того, в солевых экстрактах не следует также полностью исключать и адсорбцию  $HF$  свежесформованным осадком – гексафторидалюминатом (гексафторидфerrатом) натрия. Оба этих процесса могут исказить – занижать результаты титриметрической оценки

содержания количества фтороводородной кислоты в вытяжках, а, следовательно, препятствовать достоверной оценке количества протонов сильной кислоты, что и выявилось при работе с модельным раствором. В подобных – ультракислых образцах почв не достоверно и измерение количества эквивалентов ионов металлов, поскольку, определение ионов металлов косвенное – по разности измеренных значений общей обменной кислотности почв и кислотности, обусловленной ионами  $H^+$ .

В смеси слабой уксусной кислоты и фторида натрия существует две кислотно-основные пары ( $CH_3COOH-CH_3COO^-$  и  $HF-F^-$ ), в результате чего возникают конкурентные отношения за протон. Сопоставление констант кислотности свидетельствует о предпочтительном образовании  $CH_3COOH$ , а не  $HF$ . В этой связи погрешность определения уксусной кислоты невелика. В водных и солевых вытяжках из почв методом газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии ранее обнаружены низкомолекулярные кислоты ( $C_2-C_9$ ,  $pK_a$  3,1-3,9), массовая доля углерода которых от общего водорастворимого углерода в основном не превышает 5% [3, 8–10]. Практически все идентифицированные кислоты имеют более высокие значения  $pK_a$  по сравнению с фтороводородной кислотой, т.е. в отсутствие обменных протонов в вытяжках  $HF$  не образуется. Следовательно, метод ПТ для оценки кислотной составляющей ОБК почв в подобном случае должен давать удовлетворительный результат. В системе, где присутствует смесь сильной и слабой кислот, также возникают совмещенные протолитические процессы: хлороводородная кислота подавляет ионизацию уксусной кислоты и вносит искажения в результаты титрования в присутствии  $NaF$ , о чем сказано выше. Контроль измерений количества эквивалентов алюминия (III) в растворе  $KCl$  выявил, что относительная погрешность не превышает 3 % (табл. 1).

Таблица 1

**Погрешности измерений количества эквивалентов алюминия (III)**

Объем солевого раствора хлорида алюминия $V$ , $cm^3$	Количество эквивалентов алюминия (III), $n(\frac{1}{3} Al^{3+})$ в солевом растворе, ммоль		Относительная погрешность $\delta$ , %
	аттестованное	измеренное	
25,00	0,300	0,297	-1,0
	0,600	0,589	-1,9
	0,900	0,870	-3
	1,200	1,224	2,0
	1,500	1,547	3

Дополнительно были исследованы солевые растворы смеси хлорида алюминия и уксусной кислоты (рис. 2), как кислоты, образующей комплексные соединения с алюминием с относительно низкой константой устойчивости. В модельных растворах сумма измеренных количеств уксусной кислоты и эквивалентов хлорида алюминия соответствует введенной. Осадок гидроксида алюминия появляется при  $pH$  4–4,5. Такую же кислотность раствора обуславливает и уксусная кислота. Поэтому при титровании смеси слабой ки-

слоты и ионов алюминия одновременно происходит связывание ионов  $\text{OH}^-$  обоими компонентами раствора – отдельного скачка на кривой титрования для кислоты не наблюдается. Однако, в случае, если в вытяжке присутствуют более устойчивые, чем фторидные, комплексные соединения  $\text{Al}$ , то содержание элемента в этих комплексах при раздельном определении составляющих ОБК оказывается неучтенным. Примером таких комплексов являются соединения, в которых в качестве лигандов выступают анионы идентифицированных в почвах салициловой [11], галловой [12] кислот.

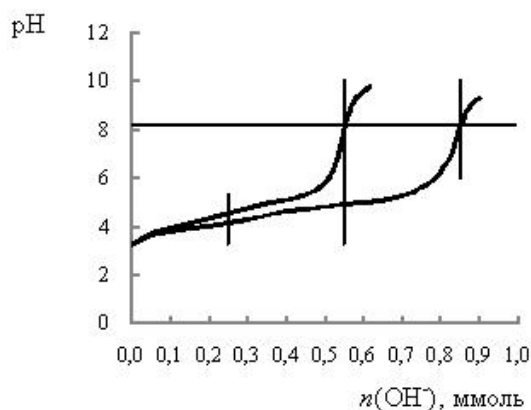


Рис. 2. Кривые титрования  $25,0 \text{ см}^3$  солевых растворов: эквивалентов алюминия (III) (0,3 ммоль), и уксусной кислоты (0,25 ммоль); эквивалентов алюминия (III) (0,6 ммоль) и уксусной кислоты (0,25 ммоль)

Таким образом, в ходе исследования выявлено, что при оценке ОБК сильноокислых почв, в которых ионы  $\text{H}^+$  вытесняются в солевой экстракт в ходе реакции обмена ионами  $\text{K}^+$ , могут возникать равновесия, препятствующие достоверному определению компонентов в составе общей обменной кислотности. Способом, исключая подобные проблемы, будет сочетание двух методов – потенциометрического титрования для определения общей обменной кислотности и атомно-эмиссионного – для учета содержания ионов металлов (алюминия, железа, марганца) в ее составе. Аналогичный подход используется в зарубежной методике оценки ОБК, в котором в качестве экстрагента используется хлорид бария [13].

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ № 16-04-00749 «Кислотный профиль как базовый регулятор почвообразовательных процессов (на примере арктических экосистем)».*

### Литература

1. Шамрикова Е. В. Кислотность КС1-вытяжек из органогенных горизонтов почв: источники, возможные равновесия // Почвоведение, 2010. № 7. С. 811–818.
2. Шамрикова Е. В. Кислотные и основные компоненты минеральных горизонтов почв таежной зоны Республики Коми, обуславливающие обменную кислотность // Почвоведение, 2008. № 2. С. 183–192.
3. Шамрикова Е. В., Денева С. В., Кубик О. С., Пунегов В. В., Кызьюрова Е. В., Боброва Ю. И., Зуева О. М. Кислотность органогенных горизонтов арктических почв побережья Баренцева моря // Почвоведение. 2017. № 11.

4. Белавин И. Ю., Сергеева В. П., Буцеева А. А., Бесова Е. А., Корнеева Н. Н., Семенова Н. С., Артамкина О. Б., Артамкин С. А., Логинова О. В., Албегова Д. З. Общая и неорганическая химия. Ч. 2. Неорганическая химия: учебное пособие / Под ред. проф. В. В. Негребецкого. 3-е изд., перераб. и доп. М.: РНИМУ, 2014. 124 с.
5. Блументаль Г., Энгельс З., Фиц И., Хабердитцль В., Хекнер К. Х., Хенрион Г., Ландсберг Р., Шмидт В., Шольц Г., Штарке П., Вильке И., Вильке К. Т. Аноганикум: В 2-х т. Т. 1. Пер. с нем. / Под ред. Л. Кольдица. М.: Мир, 1984. 672 с.
6. Практикум по неорганической химии (методическое пособие) / Составители: А. В. Кертман, Н. А. Хридохин, С. В. Кертман, О. В. Андреев, Г. М. Можяев, В. А. Турнаев, Т. М. Бурханова. Тюмень: Изд-во ТюмГУ, 2000. 136 с.
7. Zhong Q., Poth L., Ford J. V., Castleman Jr. A. W. Dissociation dynamics of the HCl dimer ion // Chemical Physics Letters. 1998. № 286. P. 305–310.
8. Шамрикова Е. В., Груздев И. В., Пунегов В. В., Хабибуллина Ф. М., Кубик О. А. Водорастворимые низкомолекулярные органические кислоты в автоморфных суглинистых почвах тундры и тайги // Почвоведение. 2013. № 6. С. 691–697.
9. Шамрикова Е. В., Каверин Д. А., Пастухов А. В., Лаптева Е. М., Кубик О. С., Пунегов В. В. Водорастворимые органические кислоты торфяных мерзлотных почв юго-востока Большеземельской тундры // Почвоведение. 2015. № 3. С. 288–295.
10. Шамрикова Е. В., Кубик О. С., Пунегов В. В., Груздев И. В. Влияние разнообразия биоты на состав низкомолекулярных водорастворимых органических соединений почв южной тундры // Почвоведение. 2014. № 3. С. 295–303.
11. Adams W. A., Evans G. M. Effects of lime applications to upland catchment on soil properties and the chemistry of drainage waters // J. Soil Sci. 1989. № 40. P. 585–597.
12. Bertsch P. M., Layaton W. J., Barnhisel R. I. Speciation of Hydroxy-Aluminium Solution by Wet Chemical and Aluminium-27 NMR Methods // Soil Sci. Soc. Am. J. 1986. № 50. P. 1449.
13. Cools N., De Vos B. Sampling and Analysis of Soil. Manual Part X, In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Haurg. : UNECE, ICP Forests, 2010. 208 pp. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]

## **АМФИФИЛЬНОСТЬ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПОЧВ ПРИПОЛЯРНОГО УРАЛА**

*Т. Е. Беднягина<sup>1</sup>, В. В. Старцев<sup>2</sup>, А. А. Дымов<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Ухтинский государственный технический университет,  
tatjana.bednyagina@yandex.ru*

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

В окружающей среде амфифильные свойства органического вещества (ОВ) почв характеризуют его сродство к воде, миграционные возможности, формируя определенный тип гумусового профиля для конкретных экологических условий [1]. Органическое вещество, сосредоточенное в почвах северных горных регионов, является одним из важнейших пулов углерода для наземных экосистем. В почвах Приполярного Урала сосредоточены существенные запасы углерода [2]. Выделяют особую роль органического вещества в эволюции почв, формирующихся в горных областях. В настоящее время большинство современных методов изучения органического вещества на-

правлено на упрощение сложной системы ОВ и выявление различных фракций, характеризующихся определенными свойствами. Среди современных методов фракционирования широко используется хроматография гидрофобного взаимодействия (ХГВ), которая позволяет разделить и выделить различные компоненты ОВ, обладающие молекулярной однородностью по средству к реакции гидрофобного связывания.

Цель работы – изучение содержания гидрофильных и гидрофобных фракций органического вещества почв Приполярного Урала.

На Приполярном Урале выделяют горно-тундровый, подгольцовый и горно-лесной растительные пояса [3]. Объектами исследования послужили верхние минеральные горизонты почв, формирующиеся в разных высотных растительных поясах. Район исследования относится к северной части Приполярного Урала на территории национального парка «Югыд ва», бассейн р. Кожим. Согласно почвенно-географическому районированию территория исследования относится к округу Приполярного Урала горно-тундровых и горно-лесных глееподзолистых потечно-гумусовых почв. Каждому высотному поясу соответствует свой тип почв. Всего выбрано 12 почвенных разрезов, по 4 из каждого растительного пояса. Горно-лесной пояс состоит преимущественно из лиственничников, в которых преобладающими почвами являются подзолы. Для подгольцового пояса основной тип растительности – разнотравные луга и луговины с серогумусовыми почвами. В горно-тундровом поясе преобладает лишайниково-кустарничково-зеленомошная растительность, под которой формируются подбуры. Кроме этого в нижних частях склонов для горно-тундрового пояса характерно близкое подстиление льдистыми многолетнемерзлыми породами (ММП). В данных условиях формируются торфяно-глееземы мерзлотные.

Химический анализ почв выполнен в ЦКП «Хроматография» Института биологии Коми НЦ УрО РАН общепринятыми методами [4]. Названия почв даны по [5]. Хроматографическое фракционирование проводили на колонке 1x10 см с гидрофобизированным гелем агарозы (Octyl Sepharose CL-4B, Pharmacia) на хроматографе BioLogic LP (BioRad, USA). Хроматография гидрофобного взаимодействия позволяет разделить ОВ на 5 молекулярно-гомогенных фракций. Гумусовые вещества (ГВ), входящие в первые две хроматографические фракции отнесены к гидрофильным (Hf). ГВ в составе третьей, четвертой и пятой хроматографической фракции – к гидрофобным (Hb). Гидрофильные фракции представлены насыщенными азотом низкомолекулярными алифатическими соединениями. Третья и четвертая фракции представлены более высокомолекулярными восстановленными органическими соединениями ароматической природы. При этом в четвертой фракции преимущественно присутствуют лигниноподобные соединения. Пятая фракция представлена ГВ связанными с железом и алюминием [1, 6].

Анализ физико-химических свойств позволил выявить, что почвы, формирующиеся под лесной растительностью, сильноокислые  $pH_{H_2O}$  2,5–4,4 ед.. Минеральные горизонты обладают слабой насыщенностью основаниями (3–

17%). Максимальные концентрации углерода и азота выявлены для подстилок, в которых широкое отношение показателя C/N указывает на медленный процесс разложения растительного опада. Почвы подгольцового пояса менее кислые, показатели pH в минеральных горизонтах близки к нейтральным значениям  $pH_{H_2O}$  6,2 ед. Среди всех исследованных почв серогумусовые почвы наиболее насыщены основаниями (32–84%). Верхние серогумусовые горизонты подгольцового пояса содержат высокие концентрации углерода 0,8–8,2%. Почвы горно-тундрового пояса среднекислые, но в минеральных горизонтах значения pH приближаются к нейтральным (3,3–6,3 ед.  $pH_{H_2O}$ ). Распределение обменных катионов  $Ca^{2+}$  и  $Mg^{2+}$  по профилю почв носит регрессивно-аккумулятивный характер с максимальным содержанием в органогенных горизонтах. Высокое содержание углерода выявлено для подстилок и торфяных горизонтов, которые имеют широкие значения отношения C/N (19–53), в минеральных горизонтах – 6–19. Максимальные концентрации углерода в верхнем минеральном горизонте ВН выявлены для торфяно-глеезема мерзлотного (22,2%), что согласуется с литературными и ранее полученными для данного региона данными [2, 7–9].

На основании [1] можно предположить, что гидрофильные органические соединения (относимые к первой и второй фракциям) преимущественно представлены миграционно-способными соединениями, которые хорошо растворяются в водных растворах и включают в себя основной запас легкодоступных питательных веществ. Гидрофобные фракции (3–5 фракции) состоят из более высокомолекулярных соединений, которые представлены биополимерами различной степени разложения и обладают возможностями закрепления на минеральной матрице почв. Проведенные исследования методом хроматографии гидрофобного взаимодействия показали, что почвы, формирующиеся в разных высотных поясах, обладают некоторыми различиями по амфифильности органического вещества (табл. 1). В целом в исследованных почвах в составе лабильного почвенного ОВ преобладают фракции наиболее гидрофильных соединений первой фракции и органические вещества пятой фракции.

Верхние минеральные горизонты почв горно-лесного пояса характеризуются высоким содержанием первой гидрофильной фракции 29,4–63,9%. Максимальное содержание пятой гидрофобной фракции (до 66,2%) выявлено для иллювиально-железистых горизонтов ВФ. По отношению сумм гидрофильных фракций к гидрофобным выявлено преобладание гидрофобных фракций. Вероятно, это связано с выносом из элювиальных и аккумуляцией в нижних горизонтах низкомолекулярных органических соединений, которые способствуют извлечению железа и алюминия. Кроме этого, органическое вещество древесных остатков богато лигнином, что приводит к увеличению содержания гидрофобных фракций (4 фракция – 2,3–16,4%).

Таблица 1

**Относительное содержание хроматографических фракций в составе ла-  
бильного почвенного органического вещества**

Разрез	Горизонт	Глубина, см	Номер фракции					Сумма		Dh
			1	2	3	4	5	Hf	Hb	
<b>Горно-лесной пояс</b>										
I	Ehi	18-25	37,0	6,6	47,9	8,4	0,1	43,5	56,5	0,8
	BF	25-32	40,2	5,6	11,3	5,8	37,1	45,8	54,2	0,8
II	E	10-22	29,4	2,3	6,7	10,5	51,1	31,7	68,3	0,5
	BF	22-40	32,9	2,9	3,2	3,3	57,7	35,8	64,2	0,6
III	Ehi	5-10	31,1	9,1	4,3	6,4	49,1	40,2	59,8	0,7
	BF	10-30	30,0	1,3	0,3	2,3	66,2	31,3	68,7	0,5
IV	E	5-15(20)	63,9	4,5	12,5	16,4	2,6	68,5	31,6	2,2
	BHF	15(20)-40	55,3	5,4	20,6	16,3	2,4	60,7	39,3	1,5
<b>Подгольцовый пояс</b>										
I	AУ	5-10	52,3	12,6	22,1	10,5	2,5	64,9	35,1	1,9
	AУВ	10-25	45,3	2,9	8,4	7,8	35,7	48,2	51,8	0,9
II	AУ	1-10	56,2	2,4	8,3	6,2	26,8	58,6	41,4	1,4
	CRM	10-30	42,4	0,3	2,6	4,7	50,0	42,7	57,3	0,7
III	AУ	1-9	44,7	8,8	31,2	12,6	2,8	53,5	46,5	1,1
	BH	10-30	56,3	2,9	7,6	2,9	30,3	59,3	40,7	1,5
IV	AУ	5-15	38,7	14,5	23,0	19,2	4,6	53,2	46,8	1,1
	AУ2	15-25	40,8	7,3	11,3	10,9	29,7	48,1	51,9	0,9
<b>Горно-тундровый пояс</b>										
I	BH	10-20(30)	31,9	12,9	32,5	20,4	2,3	44,8	55,2	0,8
	BG	20(30)-50	49,3	0,9	9,2	17,1	23,5	50,2	49,8	1,0
II	BH	10-20	24,7	6,1	48,9	18,6	1,7	30,8	69,2	0,4
	BCg	20-40	25,7	0,6	1,5	5,8	66,4	26,3	73,7	0,4
III	BH	30-35	38,8	7,8	19,6	28,0	5,9	46,6	53,4	0,9
	BG <sup>⊥</sup>	35-50	19,5	2,0	4,1	8,6	65,8	21,5	78,6	0,3
IV	G	8-22	17,3	0,0	1,8	5,5	75,4	17,3	82,7	0,2
	BCg	22-45	15,1	1,7	2,2	80,4	0,7	16,7	83,3	0,2

Примечание: Hb – гидрофобные фракции, Hf – гидрофильные.

Почвы, формирующиеся в подгольцовом поясе под разнотравными луговыми сообществами, характеризуются несколько большим содержанием гидрофильных фракций органического вещества в верхних серогумусовых горизонтах (первая фракция – 38,7–56,3%; вторая – 0,3–14,5%), по сравнению с подзолами горно-лесного пояса. В травяных сообществах преобладающая доля фитомассы представлена подземными органами растений, поэтому ОВ, поступая непосредственно в почву, лучше и быстрее там сохраняется и аккумулируется. Серогумусовые почвы характеризуются небольшим уменьшением гидрофобных фракций за счет уменьшения соединений связанными с железом и алюминием.

Почвы горно-тундрового пояса характеризуются значительным преобладанием гидрофобных фракций ОВ в верхних минеральных горизонтах. Максимальное содержание выявлено для четвертой (5,5–80,4%) и пятой (0,7–



75,4%) хроматографических фракций. Вероятно, это может быть связано с процессами увлажнения исследованных почв. Почвы горно-тундрового пояса формируются под мохово-лишайниковыми растительными ассоциациями, что определяет наземное поступление растительного опада богатого лигнином. Почвы располагаются как на вершинах склонов при промывном водном режиме, так и у подножий при близком залегании ММП, которые служат водупором. Характерно возрастание степени гидроморфизма, при которой развиваются процессы оглеения, в результате чего происходит накопление соединений, связанных с Fe и Al [10].

Степень гидрофильности (Dh) существенно различается для почв рассматриваемых горных высотных поясов. Для подзолов наибольшей степенью гидрофильности обладают элювиальные горизонты (0,5–2,2), в иллювиальных значения несколько меньше (0,6–1,5). В нижних минеральных горизонтах наблюдается увеличение гидрофобной части на фоне уменьшения содержания углерода. В почвах подгольцового пояса сохраняются те же закономерности. Однако в результате развития почв под луговыми растительными сообществами и внутрипочвенного поступления ОВ увеличиваются показатели Dh в серогумусовых горизонтах (1,1–1,9). В почвах горно-тундрового пояса, формирующихся в условиях повышенного гидроморфизма и увеличении степени развития процессов оглеения, выявлено усиление гидрофобности ОВ в верхних минеральных горизонтах (0,2–0,9). Максимальными показателями степени гидрофильности характеризуются горизонты ВН с высоким содержанием органического углерода.

*Исследование выполнено при финансовой поддержке проекта РФФИ № 18-34-00618.*

### Литература

1. Милановский Е. Ю. Гумусовые вещества почв как природные гидрофобно-гидрофильные соединения. М.: ГЕОС, 2009. 186 с.
2. Дымов А. А., Жангуров Е. В., Старцев В. В. Почвы северной части Приполярного Урала: морфология, физико-химические свойства, запасы углерода и азота // Почвоведение. 2013. № 5. С. 507–516.
3. Горчаковский П. Л. Растительный мир высокогорий Урала. М.: Наука, 1975. 248 с.
4. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л. А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
5. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный институт им В. В. Докучаева, 2008. 182 с.
6. Дымов А. А., Милановский Е. Ю. Изменения органического вещества таежных почв в процессе естественного лесовозобновления растительности после рубок (Средняя тайга Республики Коми) // Почвоведение. 2014. № 1. С. 39–47.
7. Горячкин С. В. Почвенный покров Севера (структура, генезис, экология, эволюция). М.: ГЕОС, 2010. 414 с.
8. Старцев В. В., Жангуров Е. В., Дымов А. А. Характеристика почв высотных поясов хребта Яптикнырд (Приполярный Урал) // Вестн. Том. гос. ун-та. Биология. 2017. № 38. С. 6–27.

9. Dymov A. A., Zhangurov E. V., Hagedorn F. Soil organic matter composition along altitudinal gradients in permafrost affected soils of the Subpolar Ural Mountains // *Catena*. 2015. Vol. 131. P. 140–148.

10. Зайдельман Ф. Р. процесс глееобразования и его роль в формировании почв. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1998. 316 с.

## **ИЗМЕНЕНИЯ СРЕДНЕТАЕЖНЫХ ПОЧВ РЕСПУБЛИКИ КОМИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРЕОБЛАДАЮЩИХ АНТРОПОГЕННЫХ И ЕСТЕСТВЕННЫХ ФАКТОРОВ**

*А. А. Дымов*

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

Таяжные леса являются важнейшим типом биома Российской Федерации. Они выполняют ключевую экологическую роль в регулировании климата всей планеты. Почвы бореальных лесов содержат приблизительно 30% общепланетарных запасов почвенного углерода. Почвы лесных ландшафтов регулируют химический состав поверхностных и грунтовых вод. Современные изменения лесных почв связаны с ведением лесозаготовительной деятельности, с пожарами, с использованием их в качестве сельскохозяйственных угодий. В связи с этим, цель исследования заключалась в выявлении закономерностей изменений почв лесных экосистем на территории среднетаежной подзоны Республики Коми в ходе послерубочных, постпирогенных и постагрогенных сукцессий.

С позиции выявления общих закономерностей функционирования почвенных систем предприняты попытки систематизации воздействия в зависимости от силы, интенсивности и характера воздействия (табл. 1). Для оценки изменений лесных почв необходимо оценить последствия воздействий различных факторов на экосистемы и рассмотреть изменение основных свойств почв и факторов, способствующих их изменению. Наибольшие изменения лесных почв происходят при непосредственном воздействии. Изменения почв при рассматриваемых факторах имеют ряд общих закономерностей, но при этом наблюдается и ряд различий в зависимости от типа воздействия.

Напрямую, в ходе промышленных рубок происходит нарушение морфологических свойств лесных почв на трелевочных волоках и лесопогрузочных площадках. На пасечных участках морфологические и физико-химические свойства в большей степени изменяются уже в ходе дальнейшей лесовосстановительной сукцессии. На основании проанализированных данных следует отметить, что подзолистые почвы на пасечных участках будут проходить стадии подзолистых глееватых почв и, в ходе дальнейшего лесовозобновления, будут приближаться к исходному состоянию. Подзолы литобарьерные на первых стадиях после рубки на пасечных участках трансформируются в торфяно-подзолы глеевые литобарьерные, которые, после смыкания крон вновь формирующегося леса, переходят в подзолы литобарьерные глееватые [1]. Подзолистые почвы и подзолы литобарьерные на трелевочных волоках и ле-

сопогрузочных площадках трансформируются в турбоземы детритные, сохраняющие диагностирующее строение длительное время. Вероятно, в дальнейшем турбоземы могут эволюционировать в дерново-подзолистые почвы [2].

Таблица 1

**Систематизация преобладающих вторичных почвенных сукцессий  
в лесных экосистемах**

По типу воздействия	Послерубочные	Постпирогенные	Постагрогенные
Глубина и характер воздействия	<b><i>Поверхностные</i></b>		
	<i>на пасечных участках</i>	<i>беглые низовые пожары</i>	одноразовое использование в качестве подсек
	<b><i>Полнопрофильные</i></b>		
	<b><i>Турбогенные</i></b> <i>на физически нарушенных участках – волоках и лесопогрузочных площадках</i>	<i>пожары средней и высокой интенсивности, гари</i>	при вспашке
		<b><i>Очаговые</i></b> <i>полугидроморфные почвы</i>	
Характер восстановления	Естественное / Управляемое / Комплексное		
Преобладающий ЭПП	Подстилкообразование, глеевый, дерновый, иллювиально-гумусовый		
Характер изменения системы ПОВ	Углерод депонирующие; углерод эмитирующие; нейтральные		

Пирогенные изменения почв зависят от типа горючего материала, сезона пирогенного воздействия, исходного типа леса и интенсивности пожара. Пирогенные прианки прослеживаются на различной глубине. Так, при беглых низовых пожарах происходит лишь частичное сгорание подстилок, при верховых и низовых пожарах высокой интенсивности прямому пирогенному воздействию подвержены верхние минеральные горизонты до глубины 20–30 см [3]. Почвы фитоценозов, подвергшихся пожарам, трансформируются в пирогенные подтипы: подзолы пирогенные, подзолистые пирогенные, торфяно-подзолы пирогенные. Признаки пирогенеза сохраняются в почвах длительное время, как минимум до 150 лет [4].

Для постагрогенных почв наиболее типичным является сохранение агрогумусового (старопахотного) горизонта, обычно со следами углистых включений, свидетельствующих о подсечном этапе земледелия [5]. Значительная площадь сельскохозяйственных территорий, выведенных из активного пользования, на территории средней тайги проходит стадию сенокосов. В ходе сукцессионных смен наблюдается постепенная смена дернового горизонта маломощной подстилкой. С возрастом залежи возрастает выраженность элювиальных горизонтов, что вероятно связано с возрастанием продукции

водорастворимых форм органических соединений и активизация подзолообразовательного процесса.

На различных этапах сукцессионного развития экосистем интенсивность выраженности элементарных почвообразовательных процессов (ЭПП) различна. Так, для почв вырубок характерно развитие процессов заболачивания на первых этапах после лесозаготовительных мероприятий. На втором и третьем десятилетии после воздействия интенсивность проявления процессов заболачивания существенно уменьшается. Лесная подстилка является одним из наиболее чутко реагирующих параметров на изменение гидрологического режима лесных территорий. Интервалы изменений значений составляют от минус 0,04 до 0,69 см год<sup>-1</sup>. При этом в различных типах леса и почвенных условиях изменение мощностей подстилок после рубок происходит по-разному. В подзолах под ельниками и сосняками после рубок происходит минерализация подстилок со скоростью 0,04 см год<sup>-1</sup>. Наибольший рост мощности подстилок выявлен для почв с возможным водоупором нижними генетическими горизонтами (двучленные отложения) в первые десятилетия после рубок и составляет 0,4–0,69 см год<sup>-1</sup>.

В таблице 2 представлены общие закономерности изменения системы почвенного органического вещества (ПОВ) непосредственно при факте воздействия и в ходе естественного возобновления растительности с разбивкой на поверхностные и полнопрофильные сукцессии. Пулы почвенного органического вещества в различной степени изменяются при рассматриваемых внешних факторах.

Рубки леса на пасечных участках слабо влияют на запасы углерода и азота, но при этом в ходе естественного лесовозобновления возможно как возрастание, так и уменьшение запасов углерода в зависимости от гидрологических условий, типа леса и особенностей проведения лесозаготовительных работ. На механически нарушенных участках наблюдается снижение запасов углерода в подстилках, при возрастании данного показателя в ходе сукцессии до уровня условно-фоновых значений. Но при этом в турбоземах сосредоточены значительные количества углерода в крупных древесных остатках, которые не разлагаются длительное время и могут способствовать возрастанию общих запасов углерода и азота в длительной перспективе. Вовлечение в сельскохозяйственное использование способствует уменьшению запасов углерода в почвах, но при дальнейшем естественном лесовозобновлении наблюдается увеличение запасов как в подстилках, так и в верхних минеральных горизонтах (табл. 2). В поверхностных сукцессиях всех типов наблюдается обогащение органического вещества органогенных горизонтов азотом в ходе вторичных сукцессий.

На первых этапах в ходе постпирогенных и постагрогенных поверхностных и полнопрофильных сукцессий происходит уменьшение содержания щелочерастворимого органического вещества и последующее восстановление его концентрации. В пирогенных и постагрогенных почвах наблюдается возрастание гидрофильности органического вещества при дальнейшем умень-

шении данного показателя. Лесные подстилки регулируют содержание водорастворимых форм органических соединений. Удаление подстилок в почвах полнопрофильных сукцессий приводит к существенному снижению углерода водорастворимых соединений, особенно в почвах, подвергшихся пожарам и сельскохозяйственному освоению.

Таблица 2

**Некоторые изменения системы почвенного органического вещества в ходе различных сукцессий**

Параметр	При воздействии по сравнению с почвами условно-фоновых ландшафтов / в ходе сукцессий					
	Послерубочные		Постпирогенные		Постагрогенные	
	а	б	а	б	а	б
Запасы углерода и азота в профиле почвы (1 м), кг м <sup>-2</sup>	- /↑↓	↓/↑	↓/↑	↓/↑	- /↑	↓/↑
Доля запасов углерода и азота органогенных горизонтов в общих запасах	- /↑	↓↓/↑	↓/↑	↓↓/↑	↓/↑	↓↓/↑
Насыщенность азотом ОВ органогенных горизонтов (по отношению С:N)	- /↑	↓/↑	- /↑	↓/↑	- /↑	↓/↑
С <sub>щ.</sub> ОВ верхнего минерального горизонта, %	- /↑	↓/↑	↓/↑	↓/↑	↓/↑	↓/↑
Степень гидрофильности щелочерастворимого ОВ верхнего минерального горизонта	- /↑	- /↓	↑/↓	↑/↓	↑/↓	↑/↓
С <sub>вос</sub> , %	- /-	↓/↑↑	↓/↑	↓↓/↑↑	↓/↑	↓↓/↑↑
С <sub>орг.</sub> свободного ОВ, %	- /-	↑/↑↑	↑/↑	↑/↑↑	↓/↑	↓/↑↑
С <sub>орг.</sub> окклюдированного ОВ, %	- /-	↓/-	↑/↑	↑/↑↑	↓/↑	↓/↑
Насыщенность азотом ОВ легких фракций (по отношению С:N)	- /↓	↑/↑↑	↓/↑	↓/↑	↓/↑	↓/↑
Ароматические структуры в ОВ подстилки, %	- /↑	↑/н.о.	↑/↓	н.о.	н.о.	

Обозначения: \* минус – достоверных изменений нет; ↑ – показатель возрастает, ↑↑ – сильно возрастает; ↓ – показатель снижается; ↓↓ – сильно снижается; ↑↓ – показатель может снижаться либо увеличиваться в зависимости от ряда факторов; а – поверхностные сукцессии; б – полнопрофильные сукцессии; н.о. – не определяли.

Состав денсиметрических фракций хорошо отражает особенности антропогенного воздействия. Выявлено, что в ходе послерубочных, постпирогенных и постагрогенных сукцессий происходит возрастание содержания углерода в составе фракций свободного органического вещества. Содержание органического вещества в окклюдированных фракциях в большинстве случаев в ходе полнопрофильных сукцессий сначала уменьшается, а потом возрастает. Таким образом, особенности органического вещества отражают сукцессионный статус почв и являются чуткими индикаторами характера землепользования.

## Литература

1. Дымов А. А. Влияние сплошных рубок в бореальных лесах на почвы (обзор) // Почвоведение. 2017. № 7. С. 787–798. doi: 10.7868/S0032180X17070024.
2. Дымов А. А. Почвы механически нарушенных участков лесосек средней тайги Республики Коми // Лесоведение. 2018. № 2. С. 130–142. doi: 10.7868/S0024114818020055.
3. Dymov A. A., Gabov D. N. Pyrogenic alterations of Podzols at the North-East European part of Russia: morphology, carbon pools, PAH content // Geoderma. 2015. Vol. 241–242. P. 230–237. doi: 10.1016/j.geoderma.2014.11.021.
4. Dymov A. A., Abakumov E. V., Bezkorovainaya I. N., Prokushkin A. S., Kuzakov Ya.V., Milanovsky E.Yu. Impact of forest fire on soil properties (review) // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 4. С. 11–22.
5. Dymov A. A., Dubrovskiy Y. A., Startsev V. V. Postagrogenic development of Retisols in the middle taiga subzone of European Russia (Komi Republic) // Land Degradation and Development. 2018. V. 29. P. 495–505. doi: 10.1002/ldr.2881.

## ВЛИЯНИЕ СВАЛОК ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА И ПОТРЕБЛЕНИЯ НА ПОЧВУ (НА ПРИМЕРЕ КОСТРОМСКОЙ ОБЛАСТИ)

*М. Ю. Балашова*

*Костромской государственный университет, m.balashova44@mail.ru*

Проблема упорядоченного размещения отходов – то есть их временного хранения (складирование отходов в специализированных объектах сроком более чем одиннадцать месяцев в целях утилизации, обезвреживания, захоронения) и окончательного захоронения (изоляция отходов, не подлежащих дальнейшей утилизации, в специальных хранилищах в целях предотвращения попадания вредных веществ в окружающую среду) – представляется одной из актуальных проблем обращения с отходами производства и потребления [1].

В настоящее время в государственный реестр объектов размещения отходов включено 17 объектов размещения отходов, расположенных на территории Костромской области, в том числе: 7 объектов размещения твердых коммунальных отходов, 1 объект размещения промышленных отходов и 9 объектов размещения отходов производства и потребления промышленных предприятий (шлакозолоотвалы, шламохранилища, помехохранилища и др.) [1, 2].

Значительное негативное воздействие на окружающую среду оказывают стихийные, относительно мелкие, но многочисленные и трудноконтролируемые свалки твердых коммунальных отходов.

На территории региона расположены исторически сложившиеся объекты размещения отходов, не включенные в государственный реестр объектов размещения отходов. Общая площадь таких объектов составляет более 100 га.

Несанкционированные свалки в большинстве случаев являются источниками загрязнения различными вредными веществами почвенно-земельных ресурсов, атмосферного воздуха, водных ресурсов.

Кроме того, указанные объекты могут служить источником так называемого «биологического» загрязнения, поскольку способствуют распростра-

нению крыс, являются местом нежелательного скопления птиц и привлечения диких животных.

Почва является компонентом биосферы, геохимически аккумулирующим компоненты загрязнений [3].

В связи с тем, что почва относится к легкоразрушаемому, почти невозполняемому природному ресурсу, необходимо контролировать содержание свинца, ртути, мышьяка, 3,4 бенз(а)пирена, биогенных элементов [4].

Свалки являются источником загрязнения почв тяжелыми металлами. Тяжелые металлы концентрируются в приповерхностном слое почвы и в последствии могут мигрировать в растения, поступать в подземные и поверхностные воды, живые организмы.

Проведенные исследования на территории свалки в Костромском районе показывают локальное загрязнение почвы. Значение содержания свинца (валовое) превышает ПДК в 6,8 раза и фоновой концентрации в 23 раза. Повышенные (по сравнению с фоном) содержания сульфатов в 6 раз, нефтепродуктов в 3 раза, цинка в 2,7 раза, меди в 18 раз, кадмия в 1,7 раза дополнительно ухудшают состояние почвы.

По значению суммарного показателя концентрации  $Z_c = 47,99$  почву следует отнести к категории «опасная».

Суммарный показатель концентрации ( $Z_c$ ) представляет собой сумму превышений над фоновым уровнем накапливающихся элементов, является индикатором неблагоприятного воздействия на здоровье населения.

Результаты количественного химического анализа почвы представлены в таблице.

Наличие вышеуказанных загрязнений вероятнее всего связано со складированием на свалке отходов, содержащих в своем составе свинец.

Таблица

**Результаты количественного химического анализа почвы**

№	Наименование показателя	Единицы измерения	Результаты количественного химического анализа					ПДК, ОДК мг/кг
			проба 1	проба 2	проба 3	проба 4	проба 5	
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1.	Нефтепродукты	мг/кг	271,21	103,59	45,10	92,18	85,85	-
2.	Сульфаты	мг/кг	83,05	1,13	0,71	2,33	13,84	160,0
3.	Нитраты	мг/кг	9,62	12,74	24,71	7,14	9,73	130
4.	Свинец	мг/кг	219,60	1,48	16,29	4,59	9,45	32,0
5.	Кадмий	мг/кг	0,24	0,05	0,1	0,06	0,14	2,0
6.	Медь	мг/кг	57,66	3,49	39,20	4,16	3,18	132,0
7.	Марганец (под- под- вижная)	мг/кг	34,30	35,06	48,08	33,0	105,90	500, pH>6 400, pH<6

1	2	3	4	5	6	7	8	9
8.	Цинк	мг/кг	95,40	11,38	29,90	18,75	34,40	220,0
9.	Никель	мг/кг	7,65	5,71	12,80	11,20	11,64	80,0
10.	3,4 бенз(а)пирен	мг/кг	0,00008	не обнаружено	не обнаружено	не обнаружено	не обнаружено	0,02
11.	Водородный показатель рН	единицы	7,11	7,52	7,49	6,03	5,94	
12.	Суммарный показатель концентрации, Zс		47,99	0	11,3	0	-	<16

Окончание таблицы

Накопление свинца в поверхностном слое почв имеет огромное экологическое значение, потому что этот элемент сильно воздействует на биологическую активность почв. Повышенное содержание свинца в почвах может ограничивать энзиматическую активность микробиоты, вследствие чего заметно возрастает накопление не полностью разложившихся органических веществ, особенно таких, которые и в нормальных условиях быстро не разлагаются, например, целлюлоза [5].

Содержание в почвах тяжелых металлов сверх допустимого количества негативно влияет на почвенные процессы, плодородие почв.

Свинец способен оказывать эмбриотропное действие на живые организмы, а именно, вызывать нарушения в развитии эмбриона [5].

Таким образом, неконтролируемые физико-химические процессы, происходящие на свалках вследствие возгорания, разложения, окисления отходов могут нанести значительный ущерб здоровью людей.

В свете представленной проблематики является целесообразным дальнейшая разработка теоретических вопросов и проведение исследований, связанных с оценкой антропогенного воздействия свалок на экосистемы в Костромской области. Мы предполагаем проанализировать и оценить влияние несанкционированных свалок твердых коммунальных отходов на все компоненты окружающей природной среды: почвы, поверхностные и подземные воды, атмосферный воздух. Костромская область – экологически благополучный регион, и наши исследования позволят выявить степень воздействия свалок на компоненты окружающей среды.

#### Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году».



2. Региональный доклад об экологической ситуации в Костромской области в 2017 году Департамента природных ресурсов и охраны окружающей среды Костромской области. Кострома, 2018.

3. Реймерс Н. Ф. Природопользование: словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.

4. Алексеенко В. А., Бузмаков С. А., Панин М. С. Геохимия окружающей среды. Пермь, 2013. 359 с.

5. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. М.: Мир, 1989. 439 с.

## **РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ ГОМЕЛЬЩИНЫ**

*А. Ф. Карпенко*

*Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, kaf51@list.ru*

По данным национального статистического комитета Беларуси общая земельная площадь в республике составляет 20,76 млн. га, из которых 41,1% приходится на сельскохозяйственные земли, 42,2% занимают лесные земли, 6,1% находятся под болотами и водными объектами. По ряду объективных причин в республике происходит постоянное перераспределение земель. Например, только с 2011 по 2017 гг. количество сельскохозяйственных земель уменьшилось на 358 тыс. га или на 4,0%, под болотами и водными объектами – на 72 тыс. га или на 5,4%, одновременно количество лесных земель приросло на 202 тыс. га или на 2,4% и прочих земель – на 227 тыс. га или на 11,6%. В настоящее время в распоряжении Министерства сельского хозяйства и продовольствия Беларуси находятся 8,54 млн. га сельскохозяйственных земель, из которых 5,68 млн. га или 66,6% составляют пахотные. На площади мелиорированных земель приходится 3,44 млн. га, удельный вес которых в общей земельной площади составляет 16,6% [1].

Известно, что Беларусь, как и Россия, пострадала от Чернобыльской катастрофы. В настоящее время в Беларуси площади сельскохозяйственных земель, загрязненных цезием-137 и находящихся в пользовании организаций, составляют 903,1 тыс. га или 10,6% от общей площади сельскохозяйственных земель. При этом 40,3% данных земель расположено в Гомельской и 19,8% в Могилевской областях.

Площадь земельного фонда Министерства лесного хозяйства Беларуси, загрязненного цезием-137, составляет 1375,9 тыс. га или 14,5% от общей площади лесного фонда, из которых 36,3% приходится на Гомельскую и 32,6% на Могилевскую области. Следует отметить, что количество загрязненных земель из-за радиоактивного распада радионуклидов постепенно уменьшается. Например, с 2011 по 2017 гг. количество загрязненных цезием-137 сельскохозяйственных земель уменьшилось на 95,6 тыс. га (в среднем на 15,9 тыс. га ежегодно) или на 9,6%. Такая же тенденция отмечается и в отношении загрязнения лесного фонда [2].

В Беларуси на постоянной основе организована и проводится система наблюдений за использованием почв и состоянием земельного фонда. К задачам мониторинга относится своевременное выявление изменений почв, определение их состояния, а также выработка мер по предупреждению и устранению последствий негативных воздействий [3, 4]. Проведение мониторинга состояния сельскохозяйственных земель, в том числе и радиологического, в республике возложено на областные проектно-изыскательские станции химизации сельского хозяйства. Так, ежегодная исследовательская и производственная деятельность коммунального унитарного предприятия Гомельская областная проектно-изыскательская станция химизации сельского хозяйства (ОПИСХ) направлена на дальнейшее повышение эффективности агрохимического и радиологического обследования сельскохозяйственных предприятий, разработку необходимой проектно-сметной документации, нацеленной на повышение плодородия почвы, обследование и картирование загрязненных угодий в хозяйствах области.

Производственная работа Гомельской ОПИСХ строится в соответствии с утверждаемой программой работы на предстоящий год. Ежегодно станцией проводятся исследования сельскохозяйственных земель ряда районов Гомельской области на определение в почве агрохимических показателей и содержание радионуклидов цезия-137 и стронция-90 с последующим картированием обследованных угодий. Радиологическое обследование сельскохозяйственных земель загрязненных районов для определения плотности загрязнения  $^{37}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , а также контроль качества растениеводческой продукции на содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  относится к одному из основных направлений деятельности станции [5].

Агрохимическое и радиологическое обследования земель организуются в соответствии с методическими указаниями: «Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных земель Республики Беларусь» и другими нормативными документами [6–8]. Одновременно методическое руководство организацией работ осуществляет РУП «Институт почвоведения и агрохимии НАН Беларуси».

В настоящее время на территории Гомельской области имеется 1, 32 млн. га сельскохозяйственных угодий. В течение 2017 года Гомельской ОПИСХ совместное агрохимическое и радиологическое обследование сельскохозяйственных земель проводилось в четырёх районах. Станцией была обследована почва и отобраны её пробы на площади 177,5 тыс. га или 13,4% от имеющихся в области сельскохозяйственных угодий. Из них 12,7% приходилось на пашню, сад, улучшенные луговые земли, 0,7% – на естественные луговые земли. Всего было отобрано 18,53 тыс. проб почвенных образцов, из которых 92% приходилось на сельскохозяйственные земли и 8 % на естественные луговые. На сельскохозяйственных землях одна усредненная проба почвы отбиралась с площади 9,08 га, естественных луговых угодьях – с площади 6,20 га. Все пробы почвы были проанализированы на агрохимические и радиологические показатели.

Полученные уточненные агрохимические и радиологические данные обследованных земель оформляются в виде картограмм и экспликаций площадей по районам в разрезе хозяйств и в целом по области. Экспликации представлены для планирования и проведения агрохимических и защитных мероприятий в Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС, в Министерство сельского хозяйства и продовольствия Беларуси, в сектор по агрохимическому обслуживанию Комитета по сельскому хозяйству и продовольствию Гомельского облисполкома, в обследованные районы области. Картограммы плотности загрязнения почв радионуклидами после согласования с РУП «Институт почвоведения и агрохимии НАН Беларуси» и с Минсельхозпродом (сектор сельхозрадиологии и охраны окружающей среды) также передаются в Государственное учреждение «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторинга окружающей среды».

В результате радиологического обследования установлено, что площадь сельскохозяйственных и естественных луговых земель области, загрязненных цезием-137 с плотностью  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  и более, составляет 529,0 тыс. га или 43,2% от площади сельскохозяйственных угодий, имеющих в распоряжении сельскохозяйственных организаций и фермерских хозяйств. Сравнение загрязненных цезием-137 угодий на конец года с их количеством на начало года (533,3 тыс. га) свидетельствует, что их количество уменьшилось на 4,3 тыс. га или на 0,3% [2]. Согласно экспликации обследованных площадей, из имеющихся в области 21 района только в одном районе плотность загрязнения цезием-137 не превышает  $1,0 \text{ Ки/км}^2$ . В двух районах плотность загрязнения цезием-137 колеблется от менее  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  до  $4,9 \text{ Ки/км}^2$ . В семи районах области плотность загрязнения цезием-137 находится в пределах от менее  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  до  $9,9 \text{ Ки/км}^2$ , в одном районе – от менее  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  до  $14,9 \text{ Ки/км}^2$ , в двух районах – от менее  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  до  $29,9 \text{ Ки/км}^2$ . В остальных районах области плотность загрязнения составляет от менее  $1,0 \text{ Ки/км}^2$  до  $30 - 39,9 \text{ Ки/км}^2$ . Земли с плотностью загрязнения цезием-137 от  $30 \text{ Ки/км}^2$  и выше  $40 \text{ Ки/км}^2$  (всего 323 га) установлены на землях в восьми районах.

Загрязнение территории области стронцием-90 носит более локальный характер. По результатам исследований Гомельской ОПИСХ следует, что данным радионуклидом в области загрязнено 24,2% сельскохозяйственных земель. В четырёх районах плотность загрязнения земель не превышают  $0,15 \text{ Ки/км}^2$ . В пяти районах она колеблется от менее  $0,15 \text{ Ки/км}^2$  до  $0,30 \text{ Ки/км}^2$ , в одном районе – от менее  $0,15 \text{ Ки/км}^2$  до  $0,50 \text{ Ки/км}^2$ , в остальных районах области плотность загрязнения колеблется от менее  $0,15 \text{ Ки/км}^2$  до  $1,00 \text{ Ки/км}^2$ . В наиболее пострадавших Брагинском, Добрушском, Наровлянском и Хойникском районах продолжают оставаться земли с плотностью загрязнения стронцием-90 от  $1,01 \text{ Ки/км}^2$  до  $2,00 \text{ Ки/км}^2$  (14510 га), выше  $2,01 \text{ Ки/км}^2$  – в Брагинском и Хойникском районах (869 га) и более  $3,0 \text{ Ки/км}^2$  – в Хойникском районе (38 га).

В Беларуси на территории радиоактивного загрязнения сельскохозяйственное производство разрешено на землях с плотностью загрязнения цезием-137 до 40 Ки/км<sup>2</sup> и стронцием-90 до 3 Ки/км<sup>2</sup>. Удельный вес земель с плотностью загрязнения цезием-137 более 40 Ки/км<sup>2</sup> не превышает 0,014% (рис. 1).

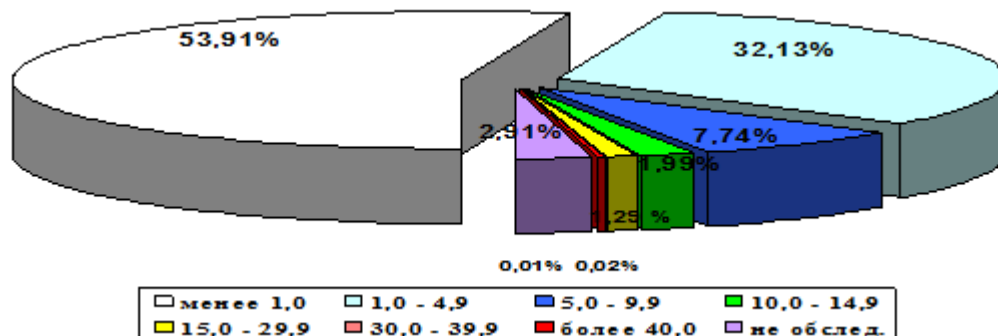


Рис. 1. Удельное распределение плотности загрязнения цезием-137 сельскохозяйственных земель Гомельской области на 01.01.2018 года

Земли с плотностью загрязнения стронцием-90 более 3 Ки/км<sup>2</sup> занимают около 0,013% (рис. 2). Указанные земли расположены среди земель с меньшей плотностью загрязнения в виде небольших локальных пятен, которые вывести из использования не представляется возможным.

Наряду с другими аккредитованными лабораториями области лабораторией радиологии Гомельской ОПИСХ осуществляется анализ растениеводческой продукции на содержание радионуклидов в период заготовки зерна, картофеля. Радиохимическим методом на содержание <sup>90</sup>Sr всего в области было проанализировано 805 проб зерна и 40 проб картофеля. Из них лабораторией радиологии Гомельской ОПИСХ исследовано 95 проб зерна и 18 проб картофеля. В 45 пробах зерна (12769 тонн) было установлено превышение допустимого уровня содержания <sup>90</sup>Sr в сельскохозяйственном сырье на продовольственные цели, что составило 5,6% от общего числа всех исследованных проб. В пробах картофеля превышение норматива по содержанию <sup>90</sup>Sr выявлено только в организациях Брагинского района.

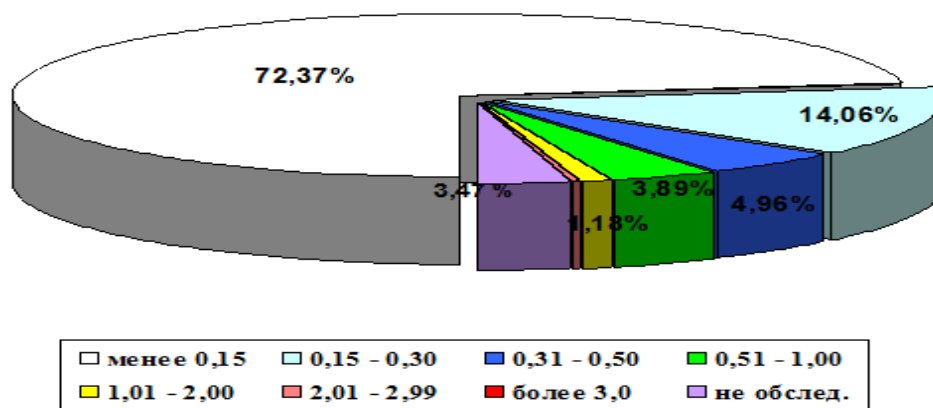


Рис. 2. Удельное распределение плотности загрязнения стронцием-90 сельскохозяйственных земель Гомельской области на 01.01.2018 года

В соответствии с техническим регламентом Таможенного союза (ТР ТС 015/2011 «О безопасности зерна») лабораторией радиологии Гомельской ОПИСХ проводился также контроль радиологического качества зерна рапса. В 24 образцах рапса (45,0% от обследованных) отмечено превышение допустимого уровня содержания  $^{90}\text{Sr}$ .

Таким образом, на территории Гомельской области ежегодно на содержание в почве радионуклидов цезия-137 и стронция-90 обследуется до 13,4% сельскохозяйственных земель. Проведение радиологического мониторинга загрязненных сельскохозяйственных земель свидетельствует, что их количество на территории Гомельской области ежегодно снижается на 0,3%. В настоящее время в двух районах земли, загрязненные цезием-137, отсутствуют. В отношении стронция-90 установлено, что данным радионуклидом не загрязнены продуктивные земли в четырех районах. Радиологическое обследование земель не только позволяет оценить обстановку на загрязненной территории, но и является основой для разработки мероприятий по получению растениеводческой продукции, удовлетворяющей санитарно-гигиеническим требованиям.

#### Литература

1. Сельское хозяйство Республики Беларусь. Статистический сборник. Минск, 2017. С. 52–110.
2. Охрана окружающей среды в Республике Беларусь. Статистический сборник. Минск, 2017. С. 218–219.
3. Подоляк А. Г., Валетов В. В., Карпенко А. Ф. Научные аспекты сельскохозяйственного производства в постчернобыльских условиях: Монография. Мозырь, МГПУ им. И. П. Шамякина, 2017. 242 с.
4. Белоус Н. М., Подоляк А. Г., Карпенко А. Ф., Смольский Е. В. Эффективность защитных мероприятий при реабилитации кормовых угодий России и Беларуси, загрязненных после катастрофы на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 4. С. 405–413.
5. Агрохимическая и радиологическая характеристика почв сельскохозяйственных земель Гомельской области. Гомель: КУП «Гомельская ОПИСХ», 2009. 438 с.
6. Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 2012–2016 годы. Минск: Институт радиологии, 2012. 121 с.
7. Крупномасштабное агрохимическое и радиологическое обследование почв сельскохозяйственных земель Республики Беларусь: методические указания / И. М. Богдевич [и др.] под ред. И. М. Богдевича. Минск: Институт почвоведения и агрохимии, 2012. 48 с.
8. Инструкция по известкованию кислых почв сельскохозяйственных угодий Республики Беларусь. Минск, 1997. 26 с.

# АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

*С. В. Любова<sup>1</sup>, Т. А. Блынская<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Северный Арктический федеральный университет имени М. В. Ломоносова,  
s.lyubova@narfu.ru*

<sup>2</sup> *Институт комплексных исследований Арктики ФИЦКИА РАН,  
tanja315@yandex.ru*

Плодородие почвы – способность почвы удовлетворять потребность растений в элементах питания, влаге и воздухе, а также обеспечивать условия для их нормальной жизнедеятельности [1]. По мнению Л. Л. Шишова и др. «плодородие почвы – это ее специфическое свойство, формирующее накопленные ресурсы вещества, энергии и информации, которые используются растениями в процессе функционирования агроэкосистемы» [2]. Формирование плодородия почвы происходит в условиях действия определенных факторов почвообразования в процессе развития экосистемы, одновременно характер и особенности развития экосистемы определяются уровнем плодородия [3].

Плодородие почвы – интегральный показатель и характеризуется группами показателей свойств почвы: агрохимическими, агрофизическими и агробиологическими, наиболее важными являются первые. При экологической оценке земель плодородие почвы рассматривается не только как удовлетворение потребности растений в условиях жизни, но и сохранение экологических функций ландшафта [4]. Плодородие почв в современном мире выступает не только как агрономическая категория, но и как социальная, экономическая и политическая. Эффективное плодородие иногда называют экономическим, оно обеспечивает продуктивность культур, т.е. это результат реализации потенциального плодородия. В агроценозах эффективное плодородие, реализуемое в виде урожая сельскохозяйственных культур, обусловлено не только естественным плодородием почв и климатическими условиями, но зависит от способности использовать почвы в производстве, от развития науки и техники и реализации их достижений.

В Архангельской области отмечается снижение площадей сельскохозяйственных угодий, находящихся в аграрном обороте. В 1998 г. посевные площади составляли 230,1 тыс. га, в 2016 г. – 73,6 тыс. га, сократились посевные площади, в том числе, под зерновыми культурами с 27,9 до 3,2 тыс. га, под кормовыми культурами с 175,1 до 59,2 тыс. га, под картофелем 23,2 до 10,0 тыс. га, соответственно. Произошло сокращение производства растениеводческой продукции, например, в 1998 г. получено картофеля 372,8 тыс. т, а в 2016 г. – 143,1, овощных культур 69,5 и 32,7, соответственно. Ввоз, включая импорт, увеличился за анализируемый период в несколько раз: по картофелю с 1,7 до 33,9 тыс. т, по овощным культурам с 11,2 до 66,5 тыс. т. Сокращение кормовых угодий оказало влияние на производство молока в области. В

1998 г. производство молока составляло 190,0 тыс. т, в 2016 г. – 124,9 тыс. т, ввоз молочных продукции возрос с 27,6 до 92,4 тыс. т [5].

Снижение показателей производства сельскохозяйственной продукции обусловлено многими факторами, один из которых – изменение свойств почвы сельскохозяйственных угодий в результате экстенсивной эксплуатации земельных ресурсов.

По данным ФГБУ станция агрохимической службы «Архангельская» (на 01.01.2016 г.) средневзвешенное значение обменной кислотности (рН солевой вытяжки) пахотных земель Архангельской области составляет 5,54 (категория – слабокислая) (табл.1). При этом доля кислых почв с рН менее 5,5 составляет 42% от общей площади пашни, а близких к нейтральным и нейтральных (рН более 5,6) – 60%, но отмечается тенденция закисления (табл. 2).

Таблица 1

**Средневзвешенное значение агрохимических свойств почвы пашни  
Архангельской области**

Показатель	1991– 1995 гг.	1996– 2000 гг.	2001– 2005 гг.	2006– 2010 гг.	2012 г.	2014 г.	2016 г.
Содержание P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , мг/кг	185	181	180	177	176	174	173
Содержание K <sub>2</sub> O, мг/кг	134	128	128	130	131	133	133
Содержание гумуса, %	2,45	2,58	2,63	2,67	2,67	2,72	2,79
рН сол	5,69	5,68	5,62	5,61	5,60	5,59	5,54

Таблица 2

**Динамика площадей пахотных земель за 15 лет  
со значением рН менее 5,5 (категория – кислые)**

Показатель	1999 г.	2004 г.	2009 г.	2014 г.	2016 г.
Площадь тыс. га	87,4	92,0	95,9	100,8	112,4
Доля, %	33	35	38	40	42

Средневзвешенное значение содержания подвижного фосфора (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) в почве пашни – 173 мг/кг почвы, по классификации почв по обеспеченности питательными веществами – 5 класс, содержание высокое. Доля почв с низким и средним содержанием фосфора составляет 20% от общей площади пашни, с повышенным до очень высокого – 80%.

Содержание обменного калия (K<sub>2</sub>O) в пахотных угодьях области составляет в среднем 133 мг/кг почвы – 4 класс обеспеченности, повышенное содержание. Доля почв с низким и средним содержанием подвижного калия – 45%, с повышенным до категории очень высокого – 55%. Повышенное содержание основных питательных веществ в почвах пашни в среднем по Архангельской области обусловлено комплексом мер, проводимых в Нечерноземной зоне в семидесятых и восьмидесятых годах двадцатого века, включающих внесение фосфорных и калийных удобрений, известкование.

Содержание гумуса в среднем по области в почвах пашни – 2,79%, в сравнение с предыдущими годами содержание имеет тенденцию к увеличению. Положительную динамику можно связать с изменениями в структуре посевных площадей, увеличением доли многолетних и однолетних трав, которые оставляют после уборки в почве большое количество растительных остатков в среднем 2–5 т/га, что составляет 15–25% от урожайности этих культур, в отличие от пропашных культур (картофель, корнеплоды, овощные), после которых остается только 0,8–1,2 т/га [6].

Доля почв с содержанием гумуса более 2% постепенно повышается, что позитивно отражается на повышении устойчивости почвы к стрессовым ситуациям, выполнению санитарно–экологических функций. Органическое вещество почвы положительно влияет на режимы и свойства почвы. Повышенное содержание гумуса способствует формированию оптимальных физических и физико-механических свойств почвы за счет оструктурирования, и, как следствие, улучшению водно-воздушного режима, что особенно важно для суглинистых и глинистых почв.

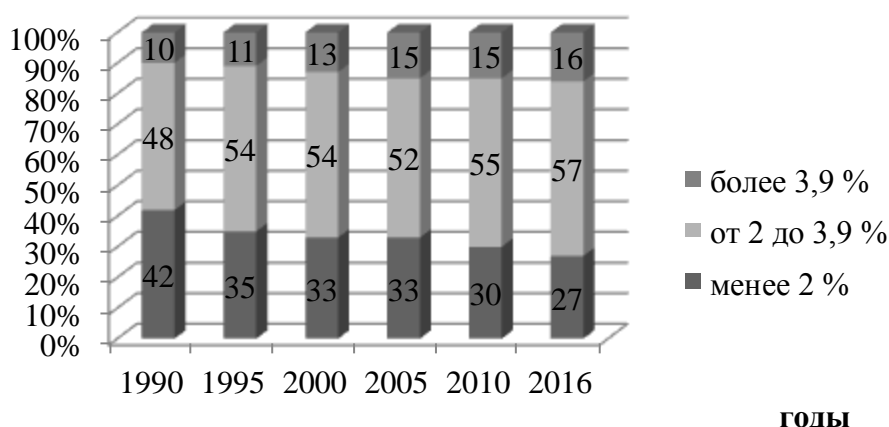


Рис. Соотношение площадей пахотных земель с различным содержанием гумуса, %

Показатели, характеризующие плодородие почвы, достаточно высокие. Это объясняется тем, что при выведении сельскохозяйственных земель из оборота в первую очередь изымаются менее плодородные почвы с нарушением водно-воздушного режима. Значительная часть сельскохозяйственных территорий области (13%) страдает от переувлажнения, 78,1 тыс. га сельскохозяйственных угодий заболочены, 152,4 тыс. га сельскохозяйственных земель переувлажнены, в том числе пашни – 15,0%, сенокосов – 48%, пастбищ – 38%.

Современные тенденции применения минеральных удобрений зависят от финансового положения аграрных предприятий. Динамика применения удобрений на сельскохозяйственных угодьях Архангельской области представлена в таблице 3.

Таблица 3



## Динамика внесения удобрений в почву сельскохозяйственных угодий Архангельской области

Показатель	1990 г.	2001 г.	2006 г.	2012 г.	2016 г.
Внесение минеральных удобрений, кг/га	55,2	3,7	17,4	19,3	26,3
Всего внесено минеральных удобрений тыс. т	44,7	0,8	1,1	1,3	1,3
Внесение органических удобрений, т/га	12,5	3,1	2,9	3,6	4,4
Всего внесено органических удобрений тыс. т	3195,3	560,6	358,5	237,1	210,2

Снижение норм органических и минеральных удобрений существенно сказывается на урожайности, валовых сборах и качестве растениеводческой продукции, эти показатели характеризуют обеспеченность населения области местной продукцией, а, следовательно, связаны с продовольственной безопасностью области и страны в целом.

Воспроизводство плодородия почвы, улучшение ее свойств и гумусного состояния – одна из основных задач адаптивно-ландшафтного земледелия, которая эффективно решается при комплексном использовании агрохимических средств. Научно-обоснованная система применения органических и минеральных удобрений в сочетании с химической мелиорацией позволяет оптимизировать параметры показателей плодородия, основные физико-химические и химические свойства почвы и повысить урожайность сельскохозяйственных культур в среднем на 20–40%.

### Литература

- ГОСТ 27593-88. Почвы. Термины и определения.
- Шишов Л. Л., Карманов И. И., Дурманов Д. Н. Критерии и модели плодородия почв. М.: Агропромиздат, 1987. 183 с.
- Володин В. М. Экологические основы оценки и использования плодородия почв. М.: ЦИНАО, 2000. 335 с.
- Любова С. В., Блынская Т. А., Любова Н. В. Плодородие сельскохозяйственных земель Архангельской области и ее продовольственная безопасность // Почвоведение – продовольственной и экологической безопасности страны: Тезисы докладов VII съезда Общества почвоведов им. В. В. Докучаева и Всерос. с междунар. участием науч. конф. 2016. С. 40–41.
- Статистический ежегодник Архангельской области. 2016: статистический сборник / Федер. служба гос. статистики, Упр. Федер. службы гос. статистики по Арханг. обл. и Ненец. автоном. окр. (Архангельскстат); [редкол.: И. Н. Козакова (пред.) и др.]. Архангельск: Архангельскстат, 2017. 194 с.
- Агроэкологическая оценка сельскохозяйственных угодий Архангельской области: монография / Т. А. Блынская, С. В. Любова, О. Д. Кононов, Е. Н. Наквасина. Архангельск: ИПЦ САФУ, 2013. 124 с.

## ОПЫТ ПОВЕРХНОСТНОГО ИЗВЕСТКОВАНИЯ КАРБОНАТОМ КАЛЬЦИЯ ХИМИЧЕСКОГО СИНТЕЗА СТАРОВОЗРАСТНЫХ ПОСЕВОВ БОБОВО-ЗЛАКОВЫХ ТРАВСТОЕВ

*А. П. Кислицына*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
ФАНЦ Северо-Востока, Kislitsina.56@mail.ru*

Кислотность почвы – показатель, влияющий на рост и продуктивность растений. Одной из многочисленных бобовых культур, которая может произрастать на кислых почвах, является лядвенец рогатый. Он лучше других культур переносит избыточную кислотность пахотного и подпахотного горизонтов, хорошо растет при рН 4,5–5,0 [1]. Однако оптимальный показатель почвенной кислотности для нормального развития растений рН 5,5–6,5, так как при рН 5,0–6,0 отмечается хорошее развитие симбиотического аппарата [2].

Лядвенец рогатый, достигая полного развития на 2–3 годы жизни, сохраняется в травостое 6–8 лет [3]. При возделывании на кислых почвах с годами его урожайность резко снижается, поэтому одним из основных мероприятий для дальнейшего сохранения продуктивности может быть известкование.

При невозможности проведения известкования рекомендуют внесение извести в небольших дозах в верхний слой почвы перед посевом, что может значительно улучшить развитие лядвенца [3]. Также для повышения продуктивности кислых низкоплодородных естественных лугов используют поверхностное внесение извести, хотя её действие на продуктивность луга бывает ниже, чем при коренном улучшении [4].

Для сохранения продуктивности трав в опыте по изучению режимов использования травосмеси лядвенца с тимофеевкой отдела кормопроизводства ФГБНУ ФАНЦ Северо-Востока было проведено поверхностное известкование карбонатом кальция химического синтеза (ККС).

Целью исследований была оценка скорости изменения кислотности среднесуглинистой почвы при поверхностном внесении ККС.

Объектами исследования были образцы почв, отобранные послойно с трех вариантов полевого опыта отдела кормопроизводства ФГБНУ ФАНЦ Северо-Востока осенью 2017 и 2018 гг.

Опыт был заложен на опытном поле ФГБНУ ФАНЦ Северо-Востока в 2011 г. на дерново-подзолистой среднесуглинистой сильнокислой (рН – 3,8–4,12) почве, содержащей в пахотном слое (0–20 см) 106 мг/кг почвы  $P_2O_5$  и 96 мг/кг почвы  $K_2O$ . Фосфорно-калийные удобрения были внесены под предпосевную культивацию в дозе  $P_{60} K_{60}$  в виде простого суперфосфата и хлористого калия. Высевали сорт лядвенца рогатого Солнышко (оригинатор НИИСХ Северо-Востока), тимофеевки луговой – Ленинградская 204 (Северо-Западный НИИСХ). Посев трав был проведен в весенний период беспокровно. Учетная площадь делянки составляла  $14 м^2$ , повторность – четырехкрат-

ная, размещение вариантов - последовательное в один ярус. Сроки скашивания травосмеси - по фазам развития лядвенца рогатого [5].

В 2016 г. на половине участков из каждой повторности было проведено известкование (3 т/га извести). Известкование проводили карбонатом кальция химического синтеза (ККС).

Скорость взаимодействия известковых удобрений с почвой и продолжительность их действия зависят от химических свойств извести и её гранулометрического состава. ККС – мелкодисперсный порошок, имеющий высокую химическую активность [6]. Известно, что при его использовании с заделкой плугом или культиватором нейтрализация почвенной кислотности происходит в течение одного года [7].

Почвенные образцы отбирались с вариантов опыта, имеющих различные режимы использования травостоев. Вариант 1-й: использование травостоев двуукосное при скашивании в фазу цветения лядвенца рогатого, 3-й вариант: использование трав трёхукосное при скашивании в фазу ветвления лядвенца рогатого, 5-й-использование трёхукосное при скашивании в фазу бутонизации-цветения и ветвления.

Установлено, что через год после проведённого известкования к осени 2017 г. произошло снижение обменной кислотности почвы в верхних слоях пахотного горизонта, наиболее значительное – 1,82–2,58 ед. рН – в поверхностном слое 0–5 см (табл.). К концу вегетации 2018 г. отмечено вымывание кальция в нижележащие слои и нейтрализация кислотности до среднекислых значений в слое почвы 10–20 см. Также прослеживается тенденция подкисления верхнего 0–5 см слоя почвы, обусловленная нисходящей миграцией карбоната кальция.

Таблица

**Влияние поверхностного известкования на изменение обменной кислотности дерново-подзолистой почвы под лядвенце-тимофеечными травостоями**

Вариант	рН <sub>ксл</sub>		Сдвиг рН, ед.	рН <sub>ксл</sub>	Сдвиг рН в 2018 г.. по отношению к исходному
	Без известкования	Известкование		Известкование	
				2017год	
1в. слой 0-5см	4,63	6,89	+2,26	6,48	-0,41
слой 5-10см	4,35	5,56	+1,21	5,71	+0,15
слой 10-20см	4,53	4,80	+0,27	5,07	+0,27
3в. слой 0-5см	4,9	7,26	+2,36	6,59	-0,67
слой 5-10см	4,03	5,85	+1,82	5,53	+0,32
слой 10-20см	4,11	4,33	+0,22	4,78	+0,45
3в. слой 0-5см	4,56	7,14	+2,58	6,59	-0,55
слой 5-10см	4,12	5,80	+1,68	5,57	-0,23
слой 10-20см	3,75			4,52	+0,77

Следует отметить, что миграция карбоната кальция и, соответственно, нейтрализация кислотности в слоях почвы 5–10 см и 10–20 см в большей мере отмечалась в варианте 3. Возможно это обусловлено более изреженным травостоем на этом варианте опыта и, соответственно, более рыхлой дерниной. Урожайность трав (в сухом веществе), в среднем за 5 лет использования на 1 варианте составляла 6,23 т/га, на третьем – 4,1 т/га, на пятом – 4,69 т/га.

Таким образом, при проведении поверхностного известкования старовозрастных посевов лядвенца с тимофеевкой ККС без заделки в почву уже к концу первого года взаимодействия мелиоранта с почвой происходит снижение кислотности почвы в слое 0–10 см. Ко 2-му году миграция оснований и нейтрализация кислотности до среднекислых значений рН происходит и в слое почвы 10–20 см. Глубина миграции карбоната кальция и величина его накопления в более глубоких слоях почвы выше при трехукосном использовании трав и зависит от развития корневых систем и плотности дернины.

### Литература

1. Тихвинский С. Ф., Тючкалов Л. В., Юферева Н. И. Производство и улучшение качества кормов в условиях Кировской области. Киров, Вятская ГСХА, 2009. 194 с.
2. Тумасова М. И., Грипась М. Н., Устюжанин И. А. Технология возделывания лядвенца рогатого на корм и семена. Киров, 2004. 52 с.
3. Вавилов П. П., Посыпанов Г. С. Бобовые культуры и проблема растительного белка. М.: Россельхозиздат, 1983. 256 с.
4. Андреев Н. Г., Тюльдюков В. А. Теория и практика луговодства. М.: Россельхозиздат, 1977. 632 с.
5. Фигурин В. А., Кислицына А. П., Сунцова Н. П. Создание продуктивных травостоев с новыми сортами клевера лугового и лядвенцем рогатым // Кормопроизводство. № 2. 2010. С. 27–30.
6. Влияние гранулометрического состава известковых материалов на свойства почв и урожайность сельскохозяйственных культур / Л. В. Яковлева, З. П. Небольсина, Л. П. Липовских, В. А. Романова // Методы оценки нетрадиционных химических мелиорантов. Л.: Пушкин, 1987. С. 17.
7. Юлушев И. Г. Рекомендации по использованию карбоната кальция химического синтеза в системе удобрений севооборота. Киров, 1987. 49 с.

## **ВЛИЯНИЕ БОБОВЫХ И БОБОВО-ЗЛАКОВЫХ ТРАВ НА ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА СУПЕСЧАНОЙ, ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ СРЕДНЕСУГЛИНИСТОЙ ПОЧВЫ В УСЛОВИЯХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*В. А. Езимов<sup>1,2</sup>, А. А. Платунов<sup>1</sup>*

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,  
Ботанический сад Вятского государственного университета*

Почва – важный природный объект, главный источник получения продуктов питания для человека и животных, а также пространственный базис размещения и развития всех отраслей народного хозяйства.

Образуюсь и развиваясь в зависимости от сочетания различных природных факторов, почвенный покров различается большой неоднородностью. Это разнообразие, являясь отражением разных по воздействию и направленности почвенных процессов и режимов, проявляется, прежде всего, в различии почв по гранулометрическому и химическому составу, физико-химическим и биологическим свойствам. Все они вместе определяют агропроизводственную ценность почвы, её плодородие. Поэтому от степени их изученности во многом зависит эффективное использование и разработка рациональной и прогрессивной системы агротехнических и организационных мероприятий, направленных на повышение уровня почвенного плодородия и урожайности [1].

Целью проводимых исследований является экспериментальная работа по совершенствованию полевого травосеяния, позволяющая повысить продуктивность агрофитоценозов многолетних бобовых и бобово-злаковых травостоев, сохранение и повышение почвенного плодородия.

Задачи исследования:

– изучить влияние многолетних бобовых и бобово-злаковых трав первого и второго года жизни на агрофизические свойства дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы;

– выявить наиболее продуктивные агрофитоценозы в зависимости от состава травостоя.

Для решения поставленных выше задач на кафедре общего земледелия и растениеводства в 2017 г. был заложен многолетний полевой опыт на территории опытного поля Вятской ГСХА с различным набором злаковых и бобовых многолетних трав, а также зерновой фуражной культуры. За контроль взят традиционный для условий Кировской области травопольный севооборот с процентным насыщением зерновых фуражных культур 50%, кормовых 50%, включающий поле клевера лугового сорт «Трио» в качестве подпокровной культуры и пшеницы сорта «Ирень» в качестве покровной культуры соответственно.

Почва опытного участка дерново-подзолистая среднесуглинистая на покровном бескарбонатном суглинке, со следующими агрохимическими показателями: содержание гумуса – 1,76%; pH=5,2; содержание P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 170 мг/кг почвы, K<sub>2</sub>O – 175 мг/кг почвы.

Повторность опыта четырехкратная. Размещение делянок по повторностям систематическое. Общая площадь опытных делянок 48 м<sup>2</sup>, учетная площадь – 44 м<sup>2</sup>. Агротехника возделывания культур – общепринятая для условий Кировской области. Покровная культура – пшеница сорта «Ирень» по норме 5,5 млн. всхожих семян на 1 га. Норму высева покровной культуры снижали от общепринятой на 15%. Многолетние травы представлены следующими сортами и видами: клевер луговой «Трио», лядвенец рогатый «Солнышко», овсяница луговая и тимopheевка луговая. Норма высева семян лядвенца рогатого в двойных травосмесях – 9 кг/га; в тройных – 7; в четверных – 5; клевера лугового «Трио» – в одновидовом посеве 14 кг/га; 10 кг/га, 6

кг/га, 4 кг/га соответственно; овсяницы и тимофеевки луговой в двойных, тройных травосмесях – 5 кг/га соответственно.

Варианты закладки опыта:

I вариант: пшеница + клевер (контроль); II вариант: пшеница + клевер + лядвенец; III вариант: пшеница + клевер + овсяница; IV вариант: пшеница + клевер + лядвенец + овсяница + тимофеевка луговая; V вариант: пшеница + клевер + лядвенец + овсяница.

Экспериментальные исследования проводили в соответствии с рекомендациями, изложенными в учебном пособии Б. А. Доспехова (1989), основах научных исследований В. Ф. Моисейченко и др. (1996); структуру и коэффициент структурности почвы определяли по И. Н. Саввинову; экспериментальные данные обрабатывали методом дисперсионного анализа [2–4].

Способность многолетних бобовых трав (клевер луговой, лядвенец рогатый) произрастать в первый год жизни под покровом других культур является ценным биологическим свойством этих растений [5].

Согласно ранее проведенным исследованиям, возделывание клевера лугового и тимофеевки луговой в смеси по сравнению с одновидовыми посевами способствовало большему накоплению корневой массы в пахотном слое почвы и лучшему оструктурированию пахотного горизонта. Доля агроэкологически ценной фракции с диаметром от 0,25 до 5 мм возросла на 10,4%, а количество поступившего в почву с пожнивными остатками азота было выше после одновидового посева клевера лугового – 224,6 кг/га против 188,6 кг/га в смешанном посеве [6].

Так, многолетние бобовые и бобово-злаковые травы при покровном посеве на кормовые цели позволили повысить продуктивность пашни на 10–65% на незэродированной почве и на несмытой почве – на 26–41% в сравнении с беспокровным посевом. Установлено, что при двухгодичном возделывании клевера лугового корневая система растений уходит в подпахотные горизонты на большую глубину в сравнении с одногодичным возделыванием, а масса корней увеличивается на 30%, что имеет существенное значение для пополнения запасов органической массы не только пахотного, но и подпахотного горизонта дерново-подзолистой почвы [7].

Многие авторы утверждают о положительном действии покровной культуры на многолетние травы. Покровные растения в год посева защищают молодые всходы трав от перегрева и заморозков, сорняков, улучшают микроклимат, повышают влажность почвы в приземном слое, а стерня покровной культуры, оставшаяся после уборки, способствует задержанию снега [8].

Отмечая, что посев под покров возник как метод борьбы с сорняками и служит для получения дополнительной продукции в год посева. Основные преимущества подпокровного посева следующие: при посеве трав в районах с достаточным увлажнением под покров слабозатеняющих и малоиссушающих почву культур задерживается рост сорняков, тем самым создаются благоприятные условия для жизни многолетних трав в первый и последующие годы [9].

Структура почвы является важным фактором регулирования водного, воздушного, теплового, пищевого режимов почвы.

Таблица

**Содержание структурных агрегатов и коэффициент структурности в агрофитоценозах многолетних трав 1-го года жизни под покровом пшеницы (% по фракциям, в среднем за 2017–2018 гг.)**

Вариант опыта	Слой почвы, см	Количество агрегатов (%) с размерами (мм)			
		>7	0,25–7	<0,25	Коэффициент структурности
Пшеница фуражная с подсевом клевера лугового	0-10	38,6	53,3	8,1	1,14
	10-20	37,7	50,9	11,4	1,04
Пшеница фуражная с подсевом клевера лугового и лядвенца рогатого	0-10	35,1	54,6	10,3	1,26
	10-20	39,6	51,65	8,75	1,07
Пшеница фуражная с подсевом клевера лугового и овсяницы луговой	0-10	36,4	55,9	7,7	1,27
	10-20	37,3	52,2	10,5	1,1
Пшеница фуражная с подсевом клевера лугового, лядвенца рогатого, тимофеевки луговой и овсяницы луговой	0-10	34,15	59,3	6,55	1,46
	10-20	37,27	57,4	5,23	1,35
Пшеница фуражная с подсевом клевера лугового, лядвенца рогатого и овсяницы луговой	0-10	38,15	56,2	5,65	1,28
	10-20	37,49	54,9	7,61	1,22

Проведенные исследования по изучению агрегатного состава почвы при воздушно-сухом просеивании по слоям 0–10 и 10–20 см показали, что при посеве многолетних трав под покров пшеницы первого года жизни коэффициент структурности варьировал в пределах от 1,04 до 1,46 (табл.). Максимальное содержание агрономически ценных агрегатов (0,25–7 мм) наблюдалось в вариантах пшеница с подсевом клевера лугового, лядвенца рогатого, тимофеевки луговой и овсяницы луговой 59,3% вследствие активного роста корневой системы бобовых и бобово-злаковых трав, коэффициент структурности составил 1,46.

Из таблицы следует, что уменьшение коэффициента структурности по исследуемому профилю незначительное. Наименьший коэффициент структурности наблюдается в варианте пшеница с подсевом клевера лугового (1,14–10,4). Возможно, этому способствовал наименьший прирост корневой системы клевера лугового в данном агрофитоценозе. Содержание почвенных частиц размером меньше 0,25 мм низкое и находится в пределах от 5,65 до 11,4%.

Таким образом, возделывание в кормовых севооборотах многолетних трав и их смесей по-разному влияет на физико-химические свойства почвы не одинаково. В первый год жизни наиболее благотворное воздействие на свойства почвы проявилось в варианте пшеница с подсевом клевера лугового, лядвенца рогатого, тимофеевки луговой и овсяницы луговой. Увеличилось

количество агрономически ценных агрегатов почвы, а, следовательно, и повысилась её продуктивность и качество.

### Литература

1. Платунов А. А. Шулятьева О. А. Особенности ресурсосберегающего земледелия на легких почвах Нечерноземной зоны. Киров, ООО «Кировская областная типография», 2010. 256 с.
2. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта. М.: Колос, 1989. 335 с.
3. Методические указания по проведению полевых севооборотов с кормовыми культурами / Под ред. Ю. К. Новоселова. М.: ВИК, 1987. 198 с.
4. Моисейченко В. Ф. Основы научных исследований в агрономии. М.: Колос, 1996. 336 с.
5. Лубенец П. А. Люцерна. М.; Ленинград: Сельхозгиз, 1956. 240 с.
6. Платунов А. А., Старкова Д. Л. Развитие и урожайность лядвенца рогатого при подпокровном посеве в условиях Кировской области // Кормопроизводство. 2008. № 8. С. 25–27.
7. Старкова Д. Л. Влияние покровных культур на рост, развитие и урожайность многолетних бобовых трав в звене севооборота в условиях Кировской области: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Йошкар-Ола, 2008. 20 с.
8. Кшникаткина А. Н. Формирование высокопродуктивных агрофитоценозов новых кормовых культур в лесостепи Поволжья: Автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук. Пенза, 1999. 44 с.
9. Фигурин В. А. Агробиологические и технические приемы совершенствования полевого травосеяния в Северо-Восточном регионе Европейской части России. Киров, 2003. 48 с.

## ДИНАМИКА ПОДВИЖНЫХ СОЕДИНЕНИЙ ЦИНКА В ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЕ ПОД ВЛИЯНИЕМ УДОБРЕНИЙ

*О. А. Симонова<sup>1,2</sup>, О. А. Чеглакова<sup>2,3</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, edaphic@mail.ru*

<sup>2</sup> *ФАНЦ Северо-Востока, edaphic@mail.ru*

<sup>3</sup> *Вятская сельскохозяйственная академия*

Сельское хозяйство является важной сферой деятельности человека. Развитие сельскохозяйственных растений во многом зависит от свойств почвы, в том числе от ее химического состава. Многие химические элементы, в том числе и тяжелые металлы, необходимы для нормального роста сельскохозяйственных культур. Тяжелыми металлами чаще всего называют большую группу химических элементов, обладающих свойствами металлов или металлоидов, с плотностью более 5 г/см<sup>3</sup>, атомной массой свыше 40 Да, атомным числом выше 23 [1]. Чаще всего их концентрации в материнской породе не превышают 100 мг/кг. Все тяжелые металлы токсичны для живых организмов в случае избытка содержания [2]. Почва является одновременно и источником металлов и местом их накопления в экосистемах. Изучение содержания тяжелых металлов в пределах целой экосистемы показывает, что многие районы



земного шара содержат аномально высокие концентрации этих элементов [3]. С другой стороны, во многих регионах продуктивность сельского хозяйства лимитируется недостатком таких «необходимых» тяжелых металлов, как Zn, Cu, Mn, и Co [4]. Недостаток этих элементов оказывает влияние на рост микроорганизмов, растений и животных, оказывает серьезное влияние на здоровье людей, поэтому вопросы оценки и контроля над содержанием подобных элементов в окружающей среде являются крайне актуальными.

К одним из важных биогенных элементов относится цинк. Он входит в состав тканей растений и животных и участвует в биохимических процессах. Кларк цинка в земной коре составляет 76 мг/кг [5]. В природной среде он находится в виде соединений, хотя может встречаться и в свободном состоянии [6]. Кроме того, данный элемент входит в состав многих минералов. В почве соединения цинка обладают различной растворимостью, и возможен переход элемента из одной формы в другую.

Существует несколько источников загрязнения почв тяжелыми металлами, в сельском хозяйстве на первом месте стоит внесение удобрений. Химические элементы в минеральных удобрениях являются естественными примесями. Например, цинк может содержаться в простом суперфосфате [7]. Содержание и растворимость разных соединений цинка может изменяться в течение вегетационного периода, что связано не только с антропогенным влиянием, но и с природными факторами.

Исследования проводились в образцах почвы длительного (более 40 лет) стационарного опыта лаборатории агрохимии НИИСХ Северо-Востока (г. Киров) на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве, сформировавшейся на элювии пермских глин. Отбор почвенных проб в 2017 году осуществляли из пахотного слоя (0–20 см) в течение вегетационного периода. Повторность отбора шестикратная, метод отбора рендомизированный (случайный). Подготовка почвенных проб для анализа осуществлялась общепринятыми методами. Содержание подвижных соединений цинка определяли в ацетатно-аммонийном буфере с рН 4,8 в соотношении почва : раствор 1 : 10 методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии (Методика выполнения измерений массовых концентраций токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом, 2001).

Пробы почв отбирались по вариантам внесения удобрений (NPK): 30, 60, 90, 120 и 150 кг/га действующего вещества. В контрольном варианте удобрения не вносились. Применялись следующие минеральные удобрения: аммиачная селитра, суперфосфат двойной гранулированный и хлористый калий.

Статистическая обработка полученных результатов проводилась методом дисперсионного анализа с использованием пакета программ Microsoft Excel 2003 и AGROS 2.07. Значимость различий в содержании элемента по срокам отбора проб оценивалась с использованием критерия Дункана.

В целом содержание подвижных соединений цинка в пахотном горизонте варьировало в пределах от 2,44 до 13,48 мг/кг (табл.). В России предельно допустимые концентрации (ПДК) для данных соединений элемента

составляет 23 мг/кг (ГН 2.1.7.2041-06). Таким образом, несмотря на внесение высоких доз удобрений (120 и 150 кг/га), содержание подвижных соединений цинка не превышает ПДК.

Таблица

**Содержание подвижных соединений цинка в почве, мг/кг**

Вариант	Дата отбора					
	30 мая	16 июня	04 июля	19 июля	08 августа	31 августа
контроль	11,01 ±2,86	11,18 ±2,27	8,05 ±0,58	9,75 ±1,17	3,75 ±1,14	9,17 ±2,86
НПК 30	7,15 ±0,60	10,84 ±3,24	8,98 ±1,31	11,25 ±1,63	7,88 ±1,57	10,96 ±2,63
НПК 60	14,01 ±2,13	7,77 ±1,04	11,14 ±0,65	8,40 ±0,94	5,61 ±1,94	4,43 ±0,58
НПК 90	12,51 ±4,61	6,94 ±0,66	8,52 ±0,93	10,26 ±1,14	5,53 ±2,31	6,84 ±1,70
НПК 120	13,48 ±3,89	11,89 ±1,44	13,05 ±1,47	9,39 ±0,56	3,08 ±0,28	6,87 ±1,98
НПК 150	7,68 ±0,67	10,09 ±1,39	11,38 ±1,77	9,93 ±1,79	2,44 ±0,51	3,95 ±0,58

Внесение разных доз удобрений, с одной стороны, может способствовать увеличению содержания цинка в почве [8]. С другой стороны, степень подвижности элемента может снижаться при внесении удобрений, например, фосфорных, так как фосфаты закрепляют его в почве [9]. В результате обработки данных методом дисперсионного анализа было установлено, что внесение удобрений, в том числе максимальной дозы 150 кг/га, не оказало влияния на изменение содержания подвижных соединений цинка в почве по сравнению с контролем в каждом сроке отбора образцов (табл.).

Кроме влияния разных доз удобрений на содержание исследуемых соединений цинка в почве было изучено его изменение в течение вегетационного периода. При внесении доз удобрений 60, 90, 120 и 150 кг/га произошло снижение количества подвижных соединений элемента в августе (табл.). В контрольном варианте минимальное содержание наблюдалось только в начале августа. Гидротермические условия оказывают влияние на многие процессы в почве, в том числе и на содержание и подвижность тяжелых металлов. Снижение влажности почвы к концу летнего периода могло способствовать переходу элемента в малорастворимые соединения. Например, закреплять цинк и переводить его в более устойчивые соединения способны гуминовые и фульвокислоты [10]. Кроме того, сами растения также влияют на переход металлов из недоступного состояния в усвояемую форму [11]. В результате роста растений могло произойти снижение содержания доступных для них соединений цинка в почве к концу вегетационного периода. Например, при внесении дозы 60 мг/га количество исследуемых соединений элемента в конце мая было максимальным (14,01 мг/кг), а в конце августа минимальным (4,43 мг/кг) (табл.).

Таким образом, несмотря на внесение разных доз удобрений, количество подвижных соединений цинка в среднесуглинистой дерново-подзолистой почве не превышает ПДК. Использование удобрений не вызвало значительного повышения доступных для растений соединений данного элемента в почве. При этом их минимальное количество во всех вариантах (кроме дозы удобрений 30 кг/га) было выявлено в августе, что, вероятно, связано с гидро-термическими условиями и с ростом растений.

### Литература

1. Титов А. Ф., Казнина Н. М., Таланова В. В. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. 194 с.
2. Villiers F., Ducruix C., Hugouvieux V., Bourguignon J. Investigating the plant response to cadmium exposure by proteomic and metabolomic approaches // *Proteomics*. 2011. V. 11. P. 1650–1663. DOI: 10.1002/pmic.201000645
3. Motuzova G. V., Minkina T. M., Karpova E. A., Barsova N. U., Mandzhieva S. S. Soil contamination with heavy metals as a potential and real risk to the environment // *Journal of Geochemical Exploration*. 2014. V. 144. P. 241–246. DOI: 10.1016/j.gexplo.2014.01.
4. Nagajyoti P. C., Lee K. D., Sreekanth T. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review // *Environ Chem Lett*. 2010. V. 8. P. 199–216. DOI 10.1007/s10311-010-0297-8026.
5. Гринвуд Н., Эрншо А. Химия Элементов. М.: Бинوم, 2008. Т. 1. 607 с.
6. Егошина Т. Л., Шихова Л. Н., Лисицын Е. М., Жиряков А. С. Накопление тяжелых металлов в водных экосистемах разной степени загрязненности // *Проблемы региональной экологии*. 2007. № 2. С. 17–23.
7. Белоус Н. М., Шаповалов В. Ф., Моисеенко Ф. В., Драганская М. Г. Влияние различных систем удобрения на накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции // *Вестник Брянской государственной сельскохозяйственной академии*. Брянск, 2006. С. 22–29.
8. Рамазанова Р. Х. Содержание тяжелых металлов в почве при длительном применении минеральных и органических удобрений в агроценозах юго-востока Казахстана // [www.rusnauka.com/27 NII 2010/Ecologia](http://www.rusnauka.com/27_NII_2010/Ecologia).
9. Водяницкий Ю. Н. Экотоксикологическая оценка опасности тяжелых металлов и металлоидов в почве // *Агрохимия*. 2012. № 2. С. 75–84.
10. Протасова Н. А., Щербаков А. П. Микроэлементы (Cr, V, Ni, Mn, Zn, Cu, Co, Ti, Zr, Ga, Be, Ba, Sr, B, I, Mo) в черноземах и серых лесных почвах Центрального Черноземья. Воронеж: Воронеж. гос. ун-т, 2003. 368 с.
11. Протасова Н. А., Беляев А. Б. Химические элементы в жизни растений // *Соровский образовательный журнал*. 2001. Т. 7. № 3. С. 25–32.

## СЕРА В АГРОЗЕМАХ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

*Н. В. Сырчина<sup>1</sup>, В. Н. Молодкин<sup>2</sup>, Т. Я. Ашихмина<sup>1,3</sup>,  
Н. Н. Богатырева<sup>1</sup>, А. С. Кожевникова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Вятский государственный университет, nvms1956@mail.ru*

<sup>2</sup> *ФГБУ ГЦАС «Кировский»,*

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

Сера входит в число важнейших элементов минерального питания растений. Некоторое количество серы растения могут усваивать в форме  $\text{SO}_2$  из воздуха через листья, однако основная доля этого элемента поглощается за счет корневой системы из почвы в виде сульфат-ионов  $\text{SO}_4^{2-}$ . Потребность растений в сере сопоставима с потребностью в фосфоре. По разным оценкам вынос серы с урожаем зерновых культур составляет 10–18 кг/га, а с урожаем крестоцветных может превышать 100 кг/га [1]. Чем выше урожайность, тем больше серы выносится из почвы. Несмотря на исключительную значимость серы для развития растений, проблема дефицита этого элемента в агроземах приобрела высокую актуальность только в последние годы. Многочисленными исследованиями последних лет показано, что на значительных площадях возделываемых земель наблюдается уменьшение содержания доступной для растений серы, приводящее к снижению общей урожайности и ухудшению качества выращиваемой продукции. Особенно ощутим дефицит доступной для растений серы в легких малогумусированных агроземах с промывным водным режимом. Потери серы обусловлены в основном выносом этого элемента с урожаем и вымыванием растворимых сульфатов из корнеобитаемых горизонтов почвы с осадками [2]. Установлено, что риск возникновения серной недостаточности возрастает при сумме годовых осадков более 500 мм [3]. Восполнение соответствующих потерь происходит за счет атмосферных осадков, содержащих растворенный диоксид серы, вносимых в почвы органических и серосодержащих минеральных удобрений (сульфаты калия, аммония, магния, суперфосфат, гипс и др.) и почвообразующих пород. Следует отметить, что балансовые расчеты по поступлению и выносу серы из агроземов представляют определенные трудности в связи с недостаточной изученностью ведущих факторов динамики этого элемента в агроэкосистемах и ограниченной методической и экспериментальной базой.

До конца XX века основной вклад в бесперебойное снабжение пашни серой вносили атмосферные осадки. За счет осадков в пашни поступало до 20 и более кг/га серы. Данного количества было достаточно для поддержания положительного баланса серы в агроземах [4]. Ситуация существенно изменилась в начале XXI века в связи с уменьшением загрязнения атмосферы серосодержащими техногенными выбросами. В настоящее время в большинстве развитых стран мира (США, страны Северной Европы, Россия и др.) поступление серы с осадками не компенсирует вынос данного элемента из пашни и основным источником восполнения дефицита серы становятся серосо-

держащие удобрения. Недостаточное внимание к внесению соответствующих удобрений приводит к прогрессирующему дефициту доступных для растений соединений серы.

Проблема развивающегося серного дефицита в полной мере затронула пахотные земли России. Согласно результатам агрохимического мониторинга 57,8% пашни РФ характеризуются низкой и 32,3% средней степенью обеспеченности подвижной серой. Данная ситуация складывается практически во всех регионах страны, в том числе в Кировской области.

По данным ФГБУ ГЦАС «Кировский» для 51% пахотных земель области характерно низкое (менее 6,0 мг/кг) и для 47% пашни – среднее (6,1–12 мг/кг) содержание подвижной серы. Только 2% возделываемых земель характеризуется повышенным (более 12 мг/кг) содержанием доступных форм данного элемента. Средневзвешенное содержание подвижной серы в агроземах области, согласно данным последнего цикла обследований (2007–2017 гг.), составило 5,9 мг/кг, что соответствует низкому уровню обеспеченности. В предыдущем цикле обследования (2001–2007 гг.) этот показатель достигал 6,5 мг/кг. По сравнению с предыдущим циклом обследования доля агроземов с низким содержанием серы увеличилась на 22%, а доля агроземов с высоким содержанием сократилась в 3 раза. Особенно резкое уменьшение подвижных форм серы наблюдается в пахотных землях Малмыжского, Зуевского, Верхошижемского, Кирово-Чепецкого, Арбажского районов. Если в 2001–2007 гг. доля пашни с низким содержанием подвижной серы в Малмыжском районе составляла 17%, то в 2007–2017 гг. этот показатель достиг 78%. В Арбажском районе доля пашни с низким содержанием серы за аналогичный период возросла с 60 до 78%, в Кирово-Чепецком – с 47 до 83%, в Зуевском – с 59 до 95%.

Пахотные земли различных агроклиматических зон области характеризуются различной степенью обеспеченности подвижной серой. Снижение доли агроземов с низким содержанием серы выявлено только в Немском (с 51 до 29%), Советском (с 90 до 69%) и Сунском (с 46 до 15%) районах. Средневзвешенное содержание подвижной серы в агроземах данных районов составляет: в Немском – 7,0 мг/кг; в Советском – 5,6 мг/кг; в Сунском – 7,9 мг/кг.

Наиболее низкие значения средневзвешенных показателей содержания подвижной серы в обследованных агроземах на 01.01.2018 г. установлены для Белохолуницкого (3,6 мг/кг), Зуевского (3,8 мг/кг), Орловского (4,1 мг/кг), Тужинского (4,4 мг/кг) районов, а самые высокие для Лебяжского (8,6 мг/кг), Нагорского (8,3 мг/кг) районов и города Кирова (8,2 мг/кг).

В целом агроземы южной агроклиматической зоны области обеспечены подвижной серой лучше, чем агроземы центральной и северной зон. Средневзвешенное содержание подвижной серы в пашне северной и центральной зоны составляет 5,6 мг/кг и 5,7 мг/кг соответственно, а южной 6,5 мг/кг. Тенденция к возрастанию содержания подвижной серы в почвах в направлении север – юг может быть обусловлена меньшим количеством осадков, способствующих вымыванию легко растворимых сульфатов из почвы, более высо-

ким содержанием органического вещества в агроземах южной агроклиматической зоны и более благоприятными условиями для минерализации органических веществ под воздействием почвенной микрофлоры в относительно мягких климатических условиях юга области.

Значительное количество серы аккумулируется в органическом веществе почв. По разным оценкам накопление органически связанной серы в различных типах почв может составлять до 90 и более процентов от ее валового содержания [5, 6]. В процессе минерализации органического вещества сера окисляется до сульфат-ионов, которые служат дополнительным источником минерального питания растений. Следует отметить, что процессы мобилизации органически связанной серы протекают достаточно медленно и не могут рассматриваться в качестве источника быстрого восполнения дефицита этого элемента в почвах [5].

Существенное обеднение агроземов Кировской области подвижной серой свидетельствует об усиливающемся дисбалансе между поступлением и выносом сульфатов из пахотных земель.

Расчеты баланса серы, выполненные для агроземов Марийской АССР (примыкает к южным границам Кировской области), показали, что в 2010–2013 гг. за счет атмосферных осадков в почвы попадало в среднем 6,77 кг/га серы. В 70-е годы XX века этот показатель был почти на 30% больше и составлял 8,74 кг/га. Уменьшение содержания серы в осадках обусловлено, в основном, снижением загрязнения воздуха за счет техногенных источников [7]. Аналогичная ситуация характерна и для Кировской области. Только за период с 2012 по 2017 гг. валовый выброс диоксида серы в атмосферу от стационарных источников Кировской области сократился в 2,8 раза [8, 9], что, безусловно, положительно отразилось на качестве атмосферного воздуха в регионе, но отрицательно на балансе серы в почвах. По имеющимся оценкам, в Волго-Вятском регионе разница между количеством поглощенной из атмосферы, внесенной и вымытой с осадками серой находится в пределах 0,6–2,9 кг/га [1]. При этом вынос серы из пашни с урожаем зерновых культур составляет около 12 кг/га. За счет минеральных и органических удобрений восполнить недостаток серы не удастся, поскольку объемы внесения этих удобрений значительно ниже дефицита основных элементов минерального питания в почвах. Объемы внесения минеральных удобрений в пахотные земли области в 2016–2017 гг. в среднем составили 27–28 кг действующих веществ на га, объем внесения органических удобрений – 1,9–1,8 т/га соответственно, доля площадей подвергнутых фосфоритованию и известкованию была ниже 1% [10]. Таким образом, за счет органических и неорганических удобрений в почвы области было внесено немногим более 1 кг/га серы. Вместе с тем, рекомендуемые нормы внесения серы под злаковые культуры составляют 30–60 кг/га, а под крестоцветные – 90–120 кг/га (на малобуферных почвах нормы внесения серы сокращаются) [1]. Указанные нормы требуют уточнения и научного обоснования применительно к агроземам Кировской области, поскольку как недостаток, так и избыток подвижной серы в почвах приводит к

нежелательным последствиям. Так, избыточное внесение сульфатов может привести к повышению кислотности почвы, ухудшить снабжение растений молибденом и селеном [11]. Данные аспекты имеют большое значение для почв Кировской области, большинство из которых характеризуются повышенной кислотностью и низким содержанием соответствующих микроэлементов.

Следует отметить, что проблема обеспеченности почв Кировской области серой исследована крайне недостаточно. Особые затруднения вызывают вопросы, связанные с валовым содержанием серы в почвах. И если количество данного элемента в органическом веществе можно оценить по результатам агрохимического мониторинга, то сведений о влиянии почвообразующих пород на содержание серы в почвах области практически нет. Отсутствуют данные о динамике мобилизации и иммобилизации серы в различных типах почв, а также сведения о характере перемещения различных форм серы по почвенному профилю. Интерес представляют и вопросы, связанные с влиянием различных видов серосодержащих удобрений на комплекс агрохимических свойств почвы и агроценозы в целом. Выполнение систематических исследований в соответствующем направлении позволит создать необходимую научную базу для повышения эффективности сельскохозяйственного производства в регионе, а также для сохранения и повышения плодородия почв.

### Литература

1. Аристархов А. Сера в агроэкосистемах России: мониторинг содержания в почвах и эффективность ее применения // Международный сельскохозяйственный журнал. 2016. № 5. С. 39–47.
2. Лукин С. В., Меленцова С. В., Авраменко П. М. Динамика содержания подвижной серы в почвах Белгородской области // Достижения науки и техники АПК. 2006. № 2. С. 21–22.
3. Слюсарев В. Н. Сера в почвах Северо-Западного Кавказа: Дис. ... д-ра с.-х. наук Краснодар, 2008. 348 с.
4. Camberato J., Casteel S. Sulfur deficiency (Purdue University Department of Agronomy Soil Fertility Update, July 11, 2017) [Электронный ресурс] URL: <https://www.agry.purdue.edu/ext/corn/news/timeless/sulfurdeficiency.pdf> (Дата обращения 10.11.2018).
5. Миккелсен Р., Нортон Р. Сера в почвах и серосодержащие удобрения // Питание растений. 2014. № 3. С. 6–9.
6. Слюсарев В. Н. Сера в почвах Северо-Западного Кавказа: Дис. ... д-ра техн. наук. М., 2007. 157 с.
7. Иванова А. В. Баланс серы в севооборотах и эффективность серосодержащих удобрений в условиях дерново-подзолистых почв Республики Марий Эл: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Усть-Кинельский, 2018. 18 с.
8. Мальцева Н. С. Анализ экологической обстановки в Кировской области URL: <http://srtv.gks.ru> (Дата обращения 10.11.2018).
9. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2017 году: Региональный доклад / Под общей ред. А. В. Албеговой. Киров. 2018. С. 6–7.
10. Итоги работы АПК (Министерство сельского хозяйства и при родопользования Кировской области: [сайт]. URL: <http://www.dsx-kirov.ru> (Дата обращения 10.11.2018).

11. Нортон Р., Миккелсен Р., Дженсен Т. Значение серы в питании растений // Питание растений. 2014. № 3. С. 2–5.

## **ИЗУЧЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ПОДВИЖНОГО ФОСФОРА В ПОЧВАХ ГОСУДАРСТВЕННОГО ПРИРОДНОГО ЗАКАЗНИКА «ПИЖЕМСКИЙ»**

*Ю. А. Злобина, Н. В. Васильевых, Т. А. Адамович  
Вятский государственный университет, juliazlobinafph11@yandex.ru*

В отличие от азота, соединения которого неустойчивы в почве и легко теряются в результате денитрификации и вымывания, большая часть фосфорных соединений в почве нерастворима и практически из нее не вымывается. Слабая растворимость фосфорсодержащих минеральных и органических соединений является основной причиной низкой доступности фосфатов почвы растениями [1]. Ежегодно с урожаем сельскохозяйственных растений из почвы выносятся от 10 до 40 кг/га фосфора. Поэтому значительные количества его соединений дополнительно вносятся в почву с органическими и минеральными удобрениями. Соединения фосфора в почве содержатся в почвенном растворе, находятся в адсорбированном состоянии на поверхности неорганических компонентов почвы, присутствуют в твёрдой фазе почв в виде аморфных и кристаллических минералов и входят в состав органических соединений почвы.

Объектами исследования являлись почвы природоохранной территории – заказника «Пижемский», расположенного в Кировской области.

Преобладающими типами почв на исследуемой территории являются аллювиальные дерновые.

Отбор проб почв для исследования в заказнике «Пижемский» осуществляли на площадках (№ 1, 4 – луговые и 2, 3, 5, 6, 7 – лесные фитоценозы), расположенных по течению р. Пижма (рис. 1). Отбор образцов проводили из верхних горизонтов почв с глубины 0–10; 10–25 см, включая толщу дернины в луговых и подстилки в лесных фитоценозах, в летний период (июль–август) 2017 г.

Определение подвижного фосфора в пробах почв проводили методом Кирсанова в модификации ЦИНАО [2].

Содержание подвижного фосфора в почвенных образцах участков исследования сильно варьировало (рис. 2). В большинстве образцов почв содержание подвижного фосфора находилось ниже предела обнаружения метода. Исключение составили участки № 1 и 4 под луговыми фитоценозами, участки № 2 и 3 под лесными фитоценозами. Максимальное содержание подвижного фосфора отмечено в верхних слоях почв исследуемых участков.



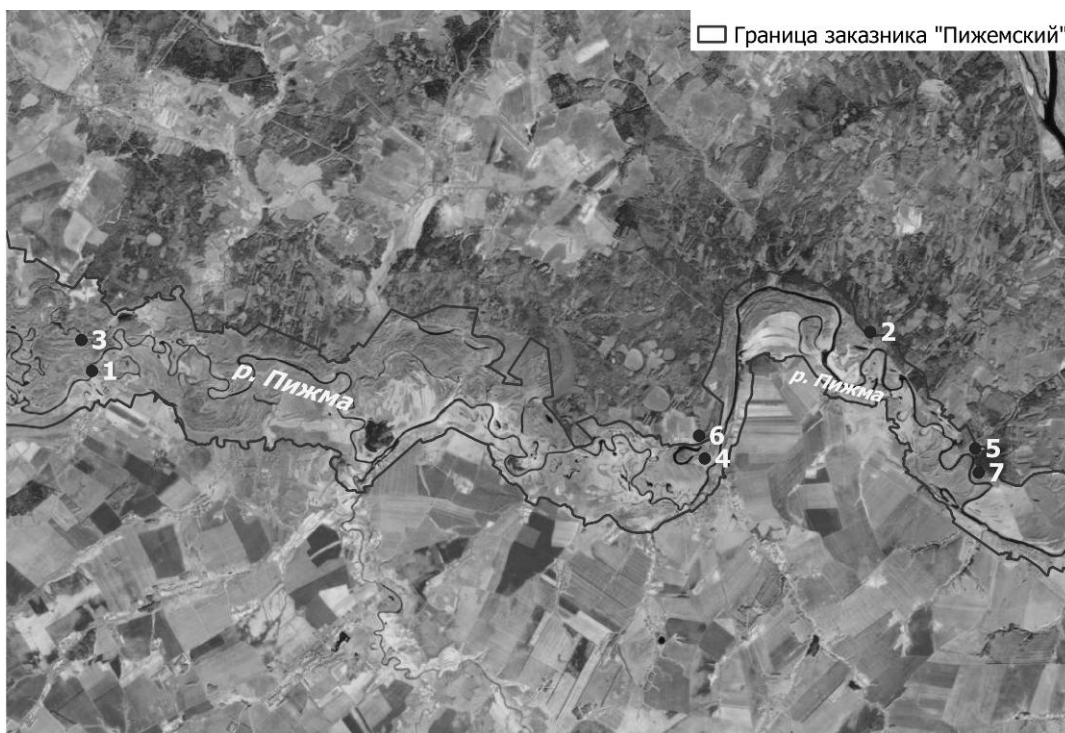


Рис. 1. Карта-схема участков отбора проб почв на территории ГПЗ «Пижемский»

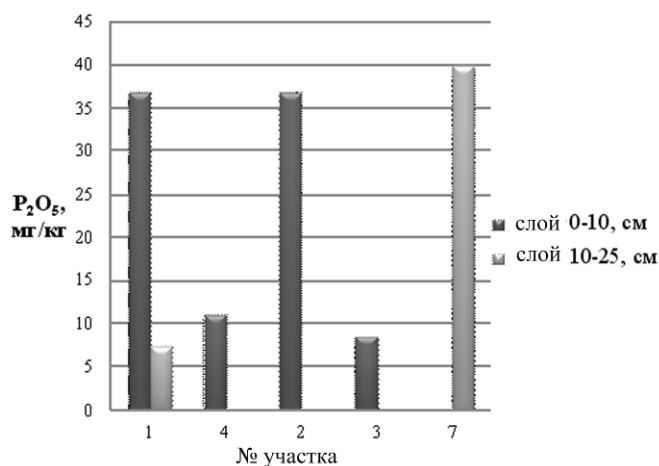


Рис. 2. Содержание подвижного фосфора в пробах почв на территории заказника «Пижемский»

Примечание: на участках № 4, 2, 3 – в нижнем слое содержание  $P_2O_5$  не обнаружено; на участке № 7 – в верхнем слое содержание  $P_2O_5$  не обнаружено.

С возрастанием глубины наблюдали снижение содержания подвижного фосфора. Исключение составил участок № 7, где содержание подвижного фосфора было максимальным в нижнем слое и составило 40 мг/кг.

Таким образом, почвы заказника «Пижемский» характеризуются низким содержанием подвижного фосфора.

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

### Литература

1. Листопадов И. Н., Шапошникова И. М. Плодородие почвы в интенсивном земледелии. М.: Россельхозиздат, 1984. 205 с.
2. ГОСТ 26261-84. Почвы. Методы определения валового фосфора и валового калия. М.: Издательство стандартов, 1984. 11 с.

## ШАРОВЫЕ КОНКРЕЦИИ В УРОЧИЩЕ «ЖУКОВЛЯНЕ»

*А. Н. Соловьев*

*Всероссийский НИИ охотничьего хозяйства и звероводства  
им. проф. Б. М. Житкова, biomon@mail.ru*

Шаровые конкреции диаметром до полутора и более метров в песчаном карьере у бывшей д. Жуковляне Котельничского района Кировской области (рис. 1) приобретают всё большую известность у туристов под названием «жуковлянские валуны ледникового периода», а то и вовсе не имеющим отношения к науке прозвищем «палеовалуны».

Конкреции лежат по всей площади неглубокого, до 5 м, песчаного карьера, где с 1980 по 1982 гг. добывался песок для строительства железной дороги, и к карьере была подведена железнодорожная ветка. При разработке карьера был вскрыт слой с многочисленными крупными конкрециями, мешавшими выбору песка. По этой причине работы прекратили, а железнодорожную ветку разобрали. Энтузиасты на площади 15,5 га в 2012 г. насчитали 1330 конкреций («каменей») размерами от 70x70x125 до 230x220x130 см, диаметр наиболее крупного – 170 см.

Это не первая находка в Кировской области шаровых конкреций и их генезис подробно освещался в местной печати, включая периодическую [1]. Тем не менее, несмотря на всю очевидность образования жуковлянских «каменных шаров», выдвигаются различные предположения относительно их происхождения. В средствах массовой информации и в некоторых научных публикациях утверждается, что они – наследие ледникового периода – «их сюда принёс ледник». Затем они будто бы обкатывались водами некоего водоёма, придавшим им шарообразную форму, а когда водоём перестал существовать, их занесло песком, в котором они и сохранились. По результатам предварительного исследования, сделано противоречащее реальности заключение, что «типичные для этой залежи песков терригенно грубозернистые аллювиальные образования алевролитово-песчаникового состава, ... общим числом до 1000–1300 штук разной величины, нередко с прослоями гравелитов» «принесены сюда реками более 250 млн. лет назад с герцинского Урала, не уступавшего в то время по высоте современным горам Кавказа» [2]. При этом на подписи к фотографии они обозначены как «песчаниковые шаровидные конкреции», что соответствует истине. Однако в заключительной части повествования вновь утверждается, что эти «песчаные отложения первоначально отложились при участии пермских прарек, стекавших с высоких Уральских гор в Вятское Прикамье ...».

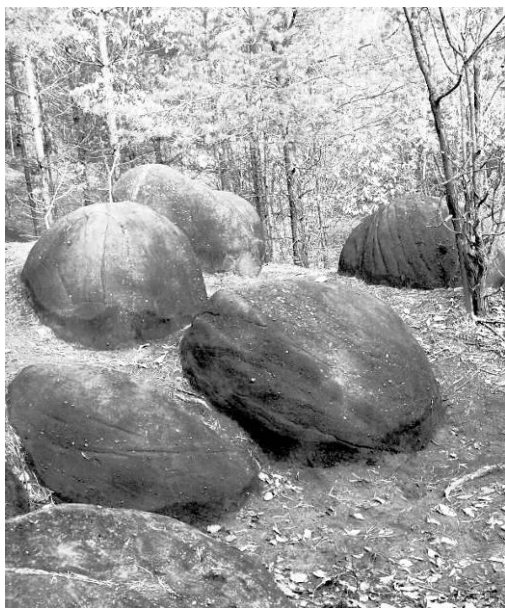


Рис. 1. Шаровые конкреции у быв. д. Жуковляне (Котельничский р-он, Кировская обл.). Внешний вид и внутреннее строение – на сколе видна галька и другие включения

Если бы это было так, то и назывались бы эти «сфероиды» валунами, то есть окатанными текучими водами обломками горных кристаллических (!) пород (никак не песчаников). А валуны, как правило, не имеют сферической формы. Совершенно очевидно, что эти конкреции – сцементированные частицы осадочных пород, образовавшиеся *in situ*, в месте их нахождения.

Смешивание разных понятий [2] вызывает много вопросов – как образовались «песчаниковые сфероиды» на Урале, почему эти аллювиальные образования встречаются не на всём протяжении русел гипотетических рек, «стекавших с высоких гор Урала», и почему их оказалось так много в одном месте!? И главное – почему среди них так много сферической формы, тогда как валуны – не аллювиальные образования и не бывают шаровидными, поскольку это вмерзавшие в горные льды бесформенные обломки горных пород, оглаженные текучими водами таявших льдов.

Из пояснений авторов следует, что образовались жуковлянские сфероиды «за счёт цементирования кальцитовым цементом», доля которого, по их данным, достигает 40–55% объёма породы. Откуда же взялся этот кальцитовый цемент и почему он цементировал песчаниковые отложения не пластами, а шаровидными образованиями?!

В цитируемой публикации объединены несовместимые как по происхождению, так и по нахождению два природных образования – формирую-

щиеся в местах нахождения сцементированные сгустки **осадочных** пород (конкреции) и принесённые ледником окатанные обломки **кристаллических** горных пород (валуны) (рис. 2).

Окатанные обломки гор встречаются в местах водно-ледниковых песчаных отложений. Сползая с гор Скандинавии и Кольского полуострова, ледник увлекал вмёрзшие обломки гнейсов, гранитов, диабазов, диоритов, нефелиновых сиенитов и других горных пород. При движении ледника и во время его таяния текучие воды сгладили эти обломки, которые остались там, где оказались, когда остановились и растаяли льды. Теперь по этим окатанным за тысячелетия камням-валунам определяют направления движения ледников и пределы их распространения. Поэтому очень важно для уточнения границ и особенностей оледенений сохранять в местах их нахождения наиболее крупные валуны в качестве геологических памятников природы.

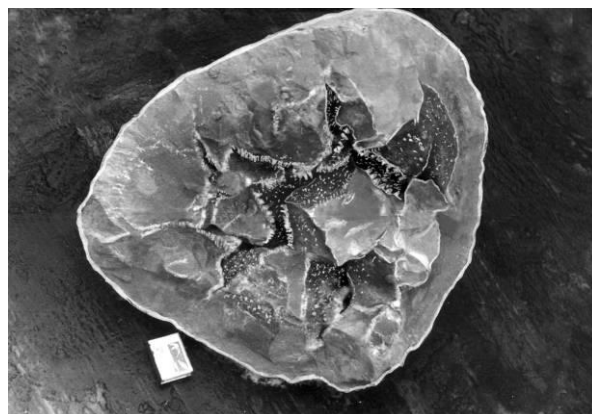


Рис. 2. Шаровая конкреция (слева), валун (окатыш), расколота конкреция-септарий глинистого мергеля с кристаллами кальцита по стенкам трещин усыхания (Кировская обл.)

Следы продвижения ледников хорошо прослеживаются на территории северо-западных районов Кировской области, где валуны различной формы и размеров скандинавского происхождения встречаются по лугам, полям, лесам, долинам рек [3]. По составленным нами обоснованиям были объявлены памятниками природы лабродоритовый валун размером 306х195х220 см в долине р. Куваж в 7 км севернее п. Опарино, валун диаметром 105 см на склоне холма по правому берегу р. Юг севернее с. Шолга Подосиновского района, валун «Чёрный» на левом берегу р. Пушмы ниже бывшей д. Будрино, валун «Гранитовый» (130х95х90 см) в русле у левого берега р. Пушма против д. Серкино; валуны гранитовый (270х150х150 см) и диоритовый (100х70х60 см) в русле Пушмы ниже с. Потёмино.

Другое происхождение имеют находящиеся в осадочных породах конкреции (от лат. *concretio* – стяжение, сгущение) – сцементированные конгломераты рыхлых осадочных пород. Они никак не могут быть валунами – как по происхождению, так и по форме и по составу. Это шаровидные (иногда как бы сплюснутые, неправильно округленные) минеральные агрегаты плот-



но-скрытокристаллического, зернистого или радиально-лучистого строения. Они разрастаются вокруг какого-нибудь центра, нередко вокруг включения органического состава, которое послужило затравкой для начала её роста. Чаще всего конкреции образуются в пористых осадочных породах – песках и глинах. Размеры этих образований – от миллиметров до десятков сантиметров, а иногда до метра и более [4].

Как следует из научного определения, «конкреции – малые минеральные тела округлой формы», образующиеся «... путём роста минеральных агрегатов вокруг ядра-«затравки», каковыми могут служить «органические остатки, углистое вещество или скопления минералов другого состава, и вокруг ядра происходит собирательная кристаллизация». Процесс образования конкреции напоминает формирование жемчуга вокруг попавшей в раковину инородной частицы. Центром роста конкреции может быть отдельная раковина моллюска, скопления органики. Рост конкреции происходит по внешней поверхности.

Органические остатки скапливались в песчаных отложениях устьев рек. Погребённые в толще аллювия, они постепенно разлагались с выделением органических кислот. При постоянной увлажнённости повышенная кислотность вокруг этих остатков способствовала выпадению в осадок из раствора кремнезёма и насыщению породы солями кальция за счёт растворения известковистых раковин. Кремнезём с углекислым кальцием цементировали минеральные частицы в твёрдые каменистые сгустки новой породы – известковистого мергеля. В условиях избыточного увлажнения донных отложений в местах скопления в них органических остатков цементация минеральных частиц происходила радиально во все стороны с образованием шаровых конкреций.

В песках и песчаниках обычны плотные конкреции шаровидной или иных округлых форм. Они формируются в результате цементации отдельных участков рыхлых пород минеральным веществом за счёт переотложения фильтрующимися поровыми растворами кремнезёма, карбонатов, гидроокислов железа, сульфатов.

Образованные в основном коллоидным веществом первичные конкреции, впоследствии преобразуются в минеральные агрегаты. Нередко они тяготеют к определённым литологическим горизонтам, а местами бывают столь многочисленны, что сливаются воедино, образуя участки непрерывных конкреционных пластов протяжённостью в сотни метров и более, что и наблюдается в песчаном слое у д. Жуковляне.

Таким образом, округлые камни в песчаном карьере у бывшей д. Жуковляне Котельничского района Кировской области никакого отношения к оледенениям не имеют – это конкреции, образовавшиеся непосредственно в этом месте в условиях избыточного увлажнения.

Крупные конкреции были обнаружены в глинистой толще при рытье котлована во время строительства ТЭЦ-5 в г. Кирове.

В Советском районе в обрыве склона впадающего в долину р. Немды, Мушинского оврага после спада талых вод и сильных дождей обнажаются многочисленные шаровые (сферические) со спичечный коробок конкреции песчаника – шарыши по-вятски, отчего и обрыв называется Шарышина гора (рис. 3).



Рис. 3. Шарышина гора, шаровая конкреция песчаника (Советский район, Кировская обл.) – слева; валун (Владимирская обл.) – справа

Иногда конкреции содержат внутри полости, стенки которых бывают инкрустированы кальцитом, пиритом, кварцем, халцедоном. Полости и трещины – это результат равномерного сокращения в объёме усыхающего богатого поровой влагой или полужидкого исходного материала и его раскристаллизации, а иногда – перекристаллизации с частичным выносом вещества либо укрупнением зёрен агрегата. Конкреции, внутренняя полость в которых имеет сложную конфигурацию из радиальных, расширяющихся к центру, трещин, принято называть септариями.

В 1985 г. при рытье колодца в пос. Комендатский Верхнекамского района на глубине 8 м были обнаружены каменные образования яйцевидной формы длиной 50–70 см. Одно такое образование рабочие из любопытства раскололи на куски, другое на три части, а самое крупное осталось в колодце. Вес каждого шара более ста килограммов. Сердцевина расколотых шаров жёлтая, зернистая. По описанию чувствовалось, что авторы писем явно выдавали желаемое за действительное, называя эти образования «окаменелостями», применяя конкретные определения «желток», «белок», «скорлупа».

При обследовании выброшенной при рытье колодца голубовато-серой глины мы обнаружили в ней многочисленные остатки морской фауны – раковины пластинчатожаберных моллюсков ауцел и внутренние раковины головоногих моллюсков белемнитов. Внутренняя часть сфероидов была трещиноватой с небольшими пустотами, поверхность которых покрывал полусантиметровый слой кальцита с игольчато-кристаллической поверхностью. Повсюду на сколах породы были видны отпечатки раковин моллюсков, а некоторые

кристаллические образования кальцита имели форму этих раковин. В середине мезозойской эры (юрский период) около 160 млн. лет назад на месте нынешних верхнекамских болот было морское прибрежное мелководье. В тихих лагунах накапливались толщи глин, погребая раковины многочисленных моллюсков – ауцелл, аммонитов, белемнитов, а также известковистые скелеты микроорганизмов. Места их концентрации в условиях избыточно увлажнённого грунта и послужили центрами радиальной цементации минеральных частиц. Кристаллизация кальцита внутри конкреций могла происходить и в более позднее время в условиях болотистой местности. Насыщенная органическими кислотами от гниения остатков растительности болотная вода просачивалась по микротрещинам внутрь конкреций, растворяя раковины и содержащийся в породе кальцит, вызывая образование прожилок кристаллического кальцита. Со временем трещины расширялись, образуя пустоты («жеоды»). Привезённая нами из Верхнекамского района в 1985 г. одна из частей конкреции представлена в экспозиции областного краеведческого музея.

Крупные размеры жуковлянских сфероидов свидетельствуют о древности их происхождения. Начало их образования относится к позднепермской эпохе (ок. 250 млн. лет назад), когда территория области была затоплена тёплым мелководьем казанского моря, превратившегося во второй половине казанского века в цепочку пересыхающих лагун [5]. У многих шаровых конкреций есть выраженная борозда по «экватору», которая может идти как вдоль слоёв, так и поперёк, что свидетельствует о том, что образовались эти борозды, когда конкреции находились в полупогружённом состоянии.

Извлечённые из земной толщи на поверхность песчаниковые конкреции под воздействием перепадов температуры и влажности постепенно разрушаются – раскалываются и рассыпаются. Поэтому нет смысла развозить их по частным усадьбам.

#### Литература

1. Соловьев А. Каменные шары // Кировская правда. 2 июня 1985 г. С. 4.
2. Прокашев А. М., Матушкин А. С., Варган И. А. Литология и почвы урочища Жуковляне // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. Кн. 1. Киров, 2018. С. 163–168.
3. Соловьев А. Н. Сокровища вятской природы. Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, 1986. 159 с.
4. Конкреции // Геологический словарь. М.: Недра, 1978. Т. 1. С. 351.
5. Колчанов В. И. Геологическое прошлое // Энциклопедия земли вятской. Т. 7. Природа. (Составитель А. Н. Соловьев). Киров: Обл. писательская организация, 1997. С. 58–70.





Научное издание

БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И  
ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ СИСТЕМ

Материалы XVI Всероссийской научно-практической  
конференции с международным участием

3–5 декабря 2018 г.

Книга 1

Компьютерная верстка: Е. М. Кардакова

Дизайн обложки: А. С. Тимонов

Подписано в печать 28.11.2018 г. Печать цифровая.

Бумага для офисной техники.

Усл. печ. л. 18,86. Тираж 50 экз. Заказ № 5518.

Отпечатано с готового оригинал-макета в центре полиграфических услуг  
Вятского государственного университета.

610000, г. Киров, ул. Московская, 36.