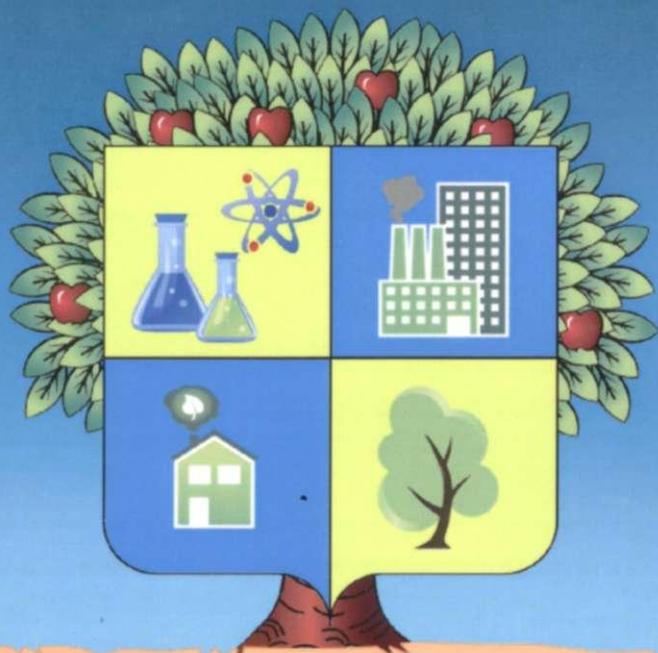


ФГБОУ ВПО «Вятский государственный гуманитарный университет»



**Закономерности функционирования
природных и антропогенно
трансформированных экосистем**

22 - 23 апреля 2014 г.

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

**Закономерности функционирования
природных и антропогенно
трансформированных экосистем**

Материалы
Всероссийской научной конференции
22–23 апреля 2014 г.

Киров 2014

ББК 28.081.8я431

З-19

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

Редакционная коллегия:

Т. Я. Ашихмина, профессор, д. т. н., З. Л. Баскин, профессор, д. т. н.,
Л. И. Домрачева, профессор, д. б. н., Л. В. Кондакова, доцент, д. б. н.,
И. Г. Широких, с. н. с., д. б. н., Е. В. Дабах, доцент, к. б. н., Г. Я. Кантор, с. н. с.,
к. т. н., С. Ю. Огородникова, доцент, к. б. н., А. С. Олькова, доцент, к. т. н.,
Е. В. Рябова, доцент, к. б. н., Г. И. Березин, к. б. н., В. А. Титова, с. н. с.,
Т. И. Кутявина, н. с.

З-19 Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем: Материалы Всероссийской научной конференции. (г. Киров, 22–23 апреля 2014 г.). Киров: Изд-во ООО «ВЕСИ», 2014. 363 с.

ISBN 978-5-4338-0157-8

В сборнике материалов Всероссийской научной конференции «Закономерности функционирования природных и антропогенно трансформированных экосистем» представлены результаты исследований ученых в области особенностей формирования и развития эко- и биосистем различных уровней организации и генезиса. В материалах обсуждаются закономерности и многообразие факторов, формирующих устойчивость природных и антропогенно трансформированных экосистем, механизмы их адаптации. Отдельный раздел сборника посвящен современным достижениям методологии оценки состояния природных и антропогенно трансформированных экосистем.

Проведение конференции и издание сборника материалов конференции поддержано грантом РФФИ, проект № 14-04-06014г_2_2014.

ISBN 978-5-4338-0157-8

Тексты докладов, опубликованные в сборнике, сохраняют авторскую редакцию.

ББК 28.081.8я431

© ФГБОУ ВПО «Вятский государственный гуманитарный университет», 2014

© ФГБУН Институт биологии Коми научного центра УрО РАН, 2014

СОДЕРЖАНИЕ

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

<i>Головки Т. К., Пыстина Т. Н., Семенова Н. А.</i> Лишайники бореальных лесов и механизмы их устойчивости (на примере представителей <i>Peltigeralis</i>).....	10
<i>Горностаева Е. А., Домрачева Л. И., Березин Г. И.</i> Цианобактерии как фактор детоксикации тяжелых металлов в почве	14
<i>Оборин В. А., Чернядьев А. В., Эсаулов В. А.</i> Возможности и перспективы исследования мембран эритроцитов в качестве модели при изучении воздействия на организм различных экологических факторов.....	20

СЕКЦИЯ 1

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

<i>Далькэ И. В., Чадин И. Ф.</i> Инвазии как фактор трансформации природных экосистем: механизмы самоподдержания и расселения чужеродных видов (на примере борщевика Сосновского).....	23
<i>Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Кондакова И. А.</i> Осеннее «цветение» почв природных экотопов	26
<i>Хасенова А. Х., Треножникова Л. П., Усикбаева М.</i> Изучение биоразнообразия актиномицетов в аридной зоне Иле-Балхашского заповедника	30
<i>Журавлёва И. А.</i> Пластичность паслёна сладко-горького на уровне симподиальной оси	33
<i>Савенкова С. А., Шувалова Ю. А., Волкова Е. М.</i> Индикация палеоусловий болот по данным ботанического состава торфов (на примере Тульской области)	37
<i>Хлебникова А. О., Прокашев А. М.</i> Гранулометрический состав дерново-подзолистых почв со сложным органопрофилем пуговых ландшафтов Вятского Прикамья	41
<i>Перешеина О. А., Рябова Е. В.</i> Фитоценотические ряды в разрезе долины р. Быстрица в Оричевском районе Кировской области	45
<i>Князева Е. В., Лачоха Е. П.</i> Экологические группы растений антропогенно нарушенных местообитаний в заповеднике «Нургуш».....	48
<i>Медведева Н. В., Титов В. Н.</i> Оценка состояния лесных насаждений и дуба черешчатого в Саратовской области	51
<i>Шаклеина М. Н., Шабалкина С. В.</i> Особенности экологии <i>Petasites spurius</i> (Retz.) Reichenb.....	55
<i>Савиных Н. П., Зыкин А. Е., Князев Е. В.</i> Состояние подроста <i>Pinus sylvestris</i> L. для определения способа возобновления сосняков	59
<i>Савиных Н. П., Бузмакова Н. С.</i> Особенности экологии пиона Марьин корень	61

Рябова Е. В. Ценопопуляции редких степных видов растений на юго-востоке Кировской области.....	65
Борисова Е. А. Формализованная оценка рекреационной устойчивости почвенно-растительного покрова ООПТ Удмуртии	69
Фардеева М. Б., Ямбулатова Е. С. Акклиматизация инвазионных видов деревьев (<i>Radus maackii</i> , <i>Radus pennsylvanica</i> , <i>Juglans mandshurica</i>) на территории Волжско-Камского заповедника	72
Газизова О. А. К изучению жуужелиц (Coleoptera: Carabidae) заказника «Белоярский» Республики Коми	76
Чайкин С. А., Храмов А. Ф., Егوشي́на Т. Л. Репродуктивные показатели популяции лося на территории Пермского края.....	79
Голикова Е. А. Паразитофауна ерша <i>Gymnocyphalus cernuus</i> (L.) из Средней Печоры	83
Ишкаева А. Ф. Фауна и экология ксилофильных и мицетофильных жуков-чернотелок (Coleoptera, Tenebrionidae) Республики Коми	86
Башлыкова Л. А. Состояние популяции мышевидных грызунов, обитающих в условиях повышенного фона ионизирующего излучения.....	90
Мустафина Л. К., Шурмина Н. В., Унковская Е. Н., Тарасов О. Ю. Растворимые формы железа в разнотипных озерах Волжско-Камского заповедника.....	94
Кутявина Т. И., Малыгина О. Н., Липатникова К. А., Домрачева Л. И. Определение качества воды Омутнинского пруда по данным химического и микробиологического анализов.....	98

СЕКЦИЯ 2

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

Кургаева А. В., Климентова Е. Г. Оценка экологического состояния рек Свяга и Сызранка в пределах Ульяновской области	101
Кочурова Т. И. Гидробиологический мониторинг р. Осиновка в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов.....	104
Злобина В. Л. Содержание и значение мониторинга родниковых систем	108
Цепелева М. Л. Сезонная динамика зообентоса р. Елховка	112
Потапова Н. С., Дабах Е. В. Редкие элементы в донных отложениях в зоне влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка.....	116
Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Изучение гидрохимического состава водоёма, подверженного эвтрофированию (на примере Омутнинского пруда).....	120
Акайкин Д. В., Петров А. М. Воздействие нефтяного загрязнения на токсикологические характеристики почв разного механического состава	123
Шабалина Ю. С., Олькова А. С., Березин Г. И. Оценка состояния почв г. Кирова по содержанию тяжелых металлов и интегральной токсичности	125

Рыкова А. И., Плотникова О. М. Использование ферментативной активности почв в мониторинге объекта по уничтожению химического оружия в г. Щучье	129
Петряева Ю. С., Климентова Е. Г. Оценка экологического состояния почв г. Барыш Ульяновской области.....	131
Кужина Г. Ш., Семенова И. Н., Усачева М. Ю., Серегина Ю. Ю. Биотестирование техногенно загрязненных почв окрестностей Туканского карьера (Республика Башкортостан)	134
Самыкина М. В. Особенности накопления минеральных форм азота в формирующихся почвогрунтах Усть-Сокского карьера Самарской области ..	137
Гайфутдинова А. Р., Домрачева Л. И., Кондакова Л. В. Влияние азидата натрия на глубинную и наземную микрофлору почвы	139
Зыкова Ю. Н., Домрачева Л. И. Количественная характеристика комплексов микромицетов городских почв	141
Пестов С. В. Мухи-журчалки (Diptera, Syrphidae) г. Сыктывкара и окрестностей	144
Артемкина Н. А., Горбачева Т. Т. Некоторые особенности химического состава различных видов растений в ельниках в условиях загрязнения.....	147
Долгодворова А. П. Регуляция содержания селена в яровом ячмене.....	150
Плотникова О. М., Пупкова А. Н. Особенности мониторинга тяжелых металлов в почвах районов уничтожения химического оружия при совместном присутствии с метилфосфонатами.....	154
Еськов Е. К., Еськова М. Д., Выродов И. В. Загрязнение свинцом и кадмием древесно-кустарниковой и травянистой растительности, произрастающей на селитебных территориях	156
Ковязин В. Ф., Хайтов В. М., Кудрявцева Е. П. Оценка влияния дноуглубительных работ на популяцию брахиопод Белого моря	159
Маркова В. А. Характеристика отходов угольного разреза.....	162
Зимонина Н. М. Участие почвенных водорослей в восстановлении почвенно-растительного покрова на породных отвалах закрытой шахты «Юнь-Яга».....	164
Изместьева А. В., Казакова О. Ю., Адамович Т. А. Исследование снегового покрова в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса методами биотестирования в острых и хронических экспериментах	168
Филатов В. Ю., Фукс С. Л., Хитрин С. В., Казиев С. А., Михалицына Ю. С. Мониторинг техногенного загрязнения окружающей среды отходами производства фторполимеров.....	170
Елькина Т. С., Домрачева Л. И. Влияние отходов производства фторопластов на динамику роста длины мицелия почвенных микромицетов.	174
Елькина Т. С., Домрачева Л. И., Кондакова Л. В. Сравнение токсичности отходов производства фторопластов на почвенную микрофлору и наземные биоплёнки.....	177
Сунцова Е. С., Ашихмина Т. Я., Кантор Г. Я. Радиоэкологические исследования на территории в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса	180

Пяткова С. В., Шевченко Ю. С. Применение метода биологического мониторинга для оценки качества природных вод в районе расположения хранилища радиоактивных отходов.....	185
Безносиков В. А., Лодыгин Е. Д., Шуктомова И. И. Фоновое содержание радионуклидов в почвах муниципального района «Сосногорск» и городского округа «Ухта» Республики Коми.....	187

СЕКЦИЯ 3

МЕХАНИЗМЫ АДАПТАЦИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ РАЗНЫХ УРОВНЕЙ ОРГАНИЗАЦИИ

Соловьёва Е. С., Широких И. Г. Сорбция ионов свинца изолятами стрептомицетов из экотопов с различным уровнем антропогенной нагрузки .	190
Гребёнкина О. Н., Фокина А. И., Жмак М. С., Огородникова С. Ю., Васильева А. Н. Исследование влияния ионов меди (II) и никеля (II) на почвенные цианобактерии.....	193
Гайсина Д. Ф. Влияние токсических эффектов ионов свинца на содержание водорастворимых белков в тканях водного погруженного растения <i>Ceratophyllum demersum</i>	197
Ханжун А. А., Охупкина В. Ю. Изучение влияния тяжелых металлов на фитотоксичность культуры природного изолята <i>Fusarium culmorum</i>	200
Товстик Е. В., Широких И. Г., Огородникова С. Ю. Действие метилфосфоновой кислоты на споры стрептомицетов	204
Горностаева Е. А., Домрачева Л. И. Влияние возрастающих концентраций ионов меди (II) на развитие почвенной альго-миклофлоры.....	206
Елькина Т. С., Домрачева Л. И. Последствие отходов производства фторопластов СКФ-32 на рост и развитие ярового ячменя сорта Эльф.....	210
Товстик Е. В., Широких И. Г., Широких А. А. Выявление новых микроорганизмов – деструкторов трудноразлагаемых сельскохозяйственных отходов	212
Гайнуллина З. А., Горленко А. С. Влияние отхода шлака сталеплавильного производства на показатели биологической активности серых лесных почв в модельном эксперименте.....	216
Кардакова А. С., Кондакова Л. В., Дабах Е. В. Почвенные водоросли полигона промышленных отходов ЗАО «Омутнинский металлургический завод».....	219
Гаевский Е. Е., Буховец В. В. Некоторые особенности формирования альгофлоры дерново-подзолистой оптимизированной песчаной почвы	222
Кудряшов Н. А., Домрачева Л. И., Огородникова С. Ю. Специфика воздействия метилфосфоновой кислоты и глифосата на фототрофные микробные комплексы почвы	224
Некрасова Ю. Н., Дабах Е. В., Олькова А. С. Изучение процессов комплексообразования в водных растворах ионов алюминия и фторид-ионов и их влияния на токсичность модельных растворов.....	228

Дворников М. Г. Формирование баланса углерода в природных и преобразованных биогеоценозах Вятско-Камского междуречья	231
Тестов Ю. Б., Ковальский Н. Г., Михин А. Г. Воздействие инсектицидного препарата (Малатион) на гематологические показатели млекопитающих	235
Раскоша О. В. Влияние надземной массы серпухи венценосной и семян пажитника на гормональный статус мышей	238
Воробьева О. В., Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф., Юсупов В. И., Воробьева Н. Н. О влиянии электромагнитного излучения на показатели жизнедеятельности <i>Daphnia magna</i> Straus при проведении биотестирования .	240
Бознак Э. И., Рафиков Р. Р. Морфологическая изменчивость верховки <i>Leucaspius delineatus</i> и уклеи <i>Alburnus alburnus</i> в водоемах бассейна р. Печора.....	242
Малышев Р. В. Перспективы использования свч электромагнитного излучения для уничтожения сорных растений (на примере <i>Heracléum sosnowskyi</i>)	246
Видякин А. И. Эволюционно-генетические основы постгляциальной адаптации сосны обыкновенной (<i>Pinus sylvestris</i> L.) и восстановления антропогенно трансформированных популяций	248
Каратаева Т. А., Волкова Е. М., Ольчев А. В. Физиологические особенности болотных растений как показатель адаптации к условиям произрастания	251
Фокин М. А., Помелов А. В. Влияние гербицидов и микробиологического препарата Ризоагрин Б на зараженность семян ярового ячменя фитопатогенами	255
Колосова Е. С., Рябова Е. В., Березин Г. И., Пестов С. В. Влияние факторов среды на повреждение листьев березы повислой и рябины обыкновенной вредителями и болезнями в районе ОАО «Объединенная химическая компания «УРАЛХИМ»	258
Чирухина М. П., Жебелюк К. В., Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Влияние фосфорсодержащих соединений на активность пероксидаз и жизнеспособность семян ячменя при прорастании	262
Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Биохимические реакции дикорастущих растений на действие фторида натрия	265
Григориади А. С., Амирова А. Р. Адаптация фиторемедиантов <i>Tagetes erecta</i> L. к условиям нефтешламового загрязнения	268
Кузнецова Т. В., Тарасов О. Ю., Петров А. М. Влияние нефтяного загрязнения на микробное сообщество дерново-подзолистых почв	271
Раскоша О. В., Ермакова О. В. Уровень микроядер и апоптоза в клетках щитовидной железы мышей после воздействия гамма-излучения в дозе 30 сГр.....	274
Гарда С. А., Даниленко С. Г., Литвинов Г. С. Скрининг микрофлоры сельскохозяйственной птицы.....	275
Башлыкова Л. А. Чувствительность облученных мышей линии Af и их потомков (F1-F2) к химическому мутагену.....	278

Юрчак И. В., Фальфушинская Г. И., Гнатишина Л. Л., Соколова И. М., Столяр О. Б. Оценка адекватности ответа на стресс как характеристика условий существования *in situ* на примере двустворчатого моллюска 282

СЕКЦИЯ 4

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

Бурков Н. А. Методологические вопросы экологического нормирования.....	286
Олькова А. С. Обеспеченность природоохранной практики методиками биотестирования	289
Гершкович Д. М., Исакова Е. Ф. Воздействие потенциально токсичных веществ на продолжительность жизни <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg в пожизненных испытаниях	295
Олькова А. С., Ситникова К. К. Исследование влияния сезонной динамики двигательной активности низших ракообразных	299
Бардина В. И. Исследование субстратного метода фитотестирования при оценке состояния почв рекреации.....	302
Фокина А. И., Черезова К. О., Кузнецова Е. О., Лялина Е. И. Тактика исследования трансформации соединений меди и никеля в клетках почвенных цианобактерий	305
Семенов А. Н. Возможность оценки состояния окружающей среды по фитолитному составу растений	309
Жуйкова И. А., Пупышева С. А. Палиноспектры как показатели геоэкологического состояния климата и ландшафтов	313
Лялина Е. И., Фокина А. И., Ашихмина Т. Я., Олькова А. С., Смирнова Е. А., Мустафин Д. И. Синтез и изучение свойств медьсодержащих соединений глутатиона.....	316
Кегиян М. Г., Пукальчик М. А., Гайнуллина З. А., Горленко А. С. Особенности измерения интенсивности эмиссии CO ₂ в почвоподобных телах (на примере буровых шламов)	320
Гонина Е. С., Мошкина Э. П., Шихова Л. Н. Изменение величины рН при освоении болотных почв торфомассива «Зенгинский»	322
Швакова Э. В., Зуева А. К. Сезонная динамика активности уреазы и инвертазы почвы.....	325
Маслова Е. В., Мащенко З. Е., Шаталаев И. Ф. Исследование токсичности антибиотиков пенициллинового ряда при действии на микроорганизмы модельной гидроэкосистемы	328
Потапов С. В., Фокина А. И., Лялина Е. И. Метод добавок совместно с методом разбавления пробы в экологическом мониторинге.....	330
Петраш В. В., Литяева М. П. Оценка возможностей применения спектрально-динамического экспресс-анализа для биомониторинга и контроля химического загрязнения окружающей среды.....	333

Кувичкина Т. Н., Капаруллина Е. Н., Сафонов А. В., Доронина Н. В., Решетилов А. Н. Метод определения диэтилентриаминпентаацетата и его комплексов с металлами в водной среде	336
Охалкина В. Ю., Злобина Ю. А. Изучение чувствительности культуры штамма <i>Escherichia coli</i> М-17 к соединениям тяжелых металлов в опытах на установление хронической токсичности	339
Коваль Е. В., Лопатина А. Н., Огородникова С. Ю. Изучение совместного действия метилфосфоновой кислоты и пирофосфата натрия на цианобактерию <i>Nostoc linckia</i>	343
Новикова Е. А. Оценка влияния объекта уничтожения химического оружия на динамику состояния лесного покрова с использованием спектральных индексов растительности (NDVI) и влагосодержания (NDWI)	347
Титова В. А. Геоинформационные и космические технологии в экологии.....	350
Кантор Г. Я. Создание интегрированной информационно-аналитической системы комплексного экологического мониторинга и контроля в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса.....	354
Панина Е. П., Вишняков А. Э., Попов А. И. Характеристика биологической активности гуминовых веществ с помощью определения величины митотического индекса	356
Попов А. И. Оптимизация потенциальных возможностей продукционного процесса высших растений.....	359

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

ЛИШАЙНИКИ БОРЕАЛЬНЫХ ЛЕСОВ И МЕХАНИЗМЫ ИХ УСТОЙЧИВОСТИ (НА ПРИМЕРЕ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ PELTIGERALIS)

Т. К. Головки, Т. Н. Пыстина, Н. А. Семенова
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, golovko@ib.komisc.ru

Лишайники являются неотъемлемым компонентом многих экосистем и растительных сообществ. По разным оценкам в мире насчитывается от 17500 до 20000 видов. Лишайники – устойчивая, саморегулирующаяся ассоциация гриба и водорослей. Время происхождения лишайникового симбиоза определить трудно, они практически не сохранились в ископаемом состоянии. Судя по находкам, уже 200 млн. лет назад лишайники были представлены достаточно сложно организованными кустистыми и листоватыми формами. Произошли лишайники в результате перехода некоторых представителей различных групп грибов от гетеротрофного способа питания к использованию продуктов ассимиляции автотрофной водоросли.

Присутствие фотосинтезирующего компонента (зеленые водоросли и/или цианопрокариоты) превращает грибной гетеротрофный организм в автотрофную ассоциацию (Войцехович и др., 2011). Благодаря тесному взаимодействию фото- и микобионта, лишайникам удалось освоить различные местообитания, часто неблагоприятные для других организмов (Тарасова и др., 2012). Они являются пионерными организмами в освоении безжизненных пространств, участвуют в начальных этапах почвообразования на каменистых субстратах. Доминируют в тундрах и на обнажениях горных пород. В бореальной зоне преобладает лесная растительность. Средообразующим фактором является древесный ярус, создающий определенный микроклимат. Значительная часть лишайников обитает на стволах и ветвях деревьев (эпифитная группа). Эпигейные лишайники поселяются на почве и участвуют в формировании мохово-лишайникового яруса. На мертвой древесине развиваются эпиксильные лишайники.

Бореальные лишайнофлоры Голарктического царства обследованы неполно. Большая часть видов обладает циркумполярным распространением. По мнению (Ahti, 1977), этому способствуют относительное однообразие экологических условий, слабое влияние флорогенетических изоляций и замедленное протекание эволюционных процессов компонентов флоры. В настоящее время в Республике Коми, основная часть территории которой занята лесами, выявлено 1147 видов лишайников из 70 семейств и 261 рода (Пыстина, 2003). С учетом лишайнофильных грибов, традиционно включаемых в лишайнологические списки, лишайнобиота представлена 1325 видами, относящимися к 81 семейству

и 340 родам. Современный список объединяет приблизительно 75 процентов ожидаемого видового богатства лишайников РК. Согласно предварительным данным, для подзоны южной тайги РК известно 259 вида лишайников, для средней тайги – 687, для северной тайги – 453, для крайнесеверной тайги – 437, для лесотундры – 346, для тундры – 240. Для западного макросклона Урала приводится 931 вид, из них для Северного Урала – 789, Приполярного – 674, Полярного – 174. Современный список охраняемых лишайников включает 82 вида. Популяции подавляющего большинства видов, включенных в Красную книгу Республики Коми, охраняются на территориях природно-заповедного фонда. Специалистами – геоботаниками и лишайниками Института биологии создана коллекция, насчитывающая около 12 тыс. образцов (более 800 видов), хранящихся в основном фонде. Коллекция регулярно пополняется сборами из различных районов республики и прилежащих территорий, включая Кировскую область (Лишайники ..., 2008).

Жизнь лишайников, как и любого растительного организма, протекает в нестабильной среде, воздействие которой нередко вызывает стресс. Поэтому выявление механизмов устойчивости и приспособления к постоянно меняющимся внешним условиям представляет важный аспект изучения биологии и экологии лишайников. Особое значение исследования такого плана приобретают в связи с обострением проблем региональной экологии на фоне глобальных изменений климата. Важным фактором потери видового разнообразия бореальной лишайнобиоты является нарушение и антропогенная трансформация природных местообитаний, загрязнение окружающей среды. Лишайники широко используются в целях биоиндикации среды, оценки степени ее загрязнения, что обусловлено способностью данных организмов поглощать поллютанты всей поверхностью и аккумулировать их в слоевище (Бязров, 2002). Наиболее подходит для этих целей эпифитная группа лишайников, обитающих на стволах и ветвях деревьев.

Лишайники являются пойкилогидрическими фотоавтотрофами, отличаются высокой резистентностью к обезвоживанию и промораживанию – факторам, вызывающим необратимые изменения в структуре и метаболизме клеток многих других живых организмов. Они не только выживают после такого рода воздействий, но и быстро восстанавливают свою жизнедеятельность. Устойчивость – комплексная реакция, она обусловлена наследственной природой организма и достигается с помощью различных механизмов: избегания действия неблагоприятных факторов, наличия различных структурных (анатомо-морфологических) приспособлений, благодаря физиолого-биохимическим изменениям и активации систем репарации повреждений.

Представители порядка *Peltigerales* часто используются в качестве модельных объектов для изучения механизмов резистентности лишайников. Они широко распространены в мире, произрастают на коре деревьев, мхах, почве, камнях. В настоящее время порядок состоит из двух подотрядов, 7 семейств и около 45 родов, таких как *Lobaria* и *Peltigera*. Слоевище представителей порядка листовое или чешуйчатое. Большинство видов содержит цианобактерии, не-

большое число – цианобактерии и зелёные водоросли, и лишь несколько видов содержит только зелёные водоросли.

Основная часть наших экспериментальных исследований проведена на талломах крупно-листоватого лишайника *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm – лобария легочная. Хотя вид занесен в «Красную книгу РФ» и «Красную книгу РК» с категорией охраны 2 (таксон с неуклонно сокращающейся численностью), *L. pulmonaria* достаточно широко распространена в пределах таежной зоны республики. Наиболее высокие показатели обилия вида отмечены в южных и центральных районах. Здесь лишайник произрастает преимущественно на стволах осины в старовозрастных осиновых лесах, возникших на месте гарей. В ходе сукцессии осинники постепенно сменяются темнохвойными лесами, встречаемость и обилие вида в которых существенно снижаются. Вторым важным биотопом являются влажные долинные и приручейные ельники, где лобария обитает в основном на коре ивы козьей и рябины. Данные участки леса представляют собой рефугиумы и являются ключевыми местообитаниями для многих видов лишайников, в том числе и *L. pulmonaria* (Пыстина, Семенова, 2009).

Содержание воды в организме играет важную роль в регуляции метаболизма и поддержании жизнедеятельности лишайников (Alpert, 2000). В оптимальных условиях лишайники бореальной зоны способны ассимилировать CO_2 со скоростью 3–5 мкмоль/м²с, что немногим уступает величинам, измеренным у хвойных и листьев многих травянистых видов растений лесной экологической группы (Далькэ, Головки, 2013). Увлажненный таллом лобарии имеет зеленую окраску, так как гифы гриба, образующие верхний (коровый) слой, хорошо пропускают свет к водорослевому слою, что придает таллону зеленую окраску. При подсыхании таллом сжимается и скручивается по краям, что приводит к уменьшению его площади, и приобретает серо-коричневую окраску. Такое явление часто наблюдается в природе, когда талломы подвергаются десикации. Скручивание таллома и наличие пигментации верхнего корового слоя можно рассматривать как структурный механизм защиты фотобионта от фотоингибирования и светоиндуцируемого повреждения.

Хлорофилл является маркером фотобионта. В расчете на 1 м² площади талломы лобарии содержат в среднем 150–180 мг хлорофилла. Фонд зеленых пигментов возрастает к концу лета, а к весне следующего года заметно уменьшается. К зиме повышается относительное содержание и уровень деэпоксидации каротиноидов ксантофиллового цикла (ВКЦ), что может указывать на роль ВКЦ в защите фотобионта в неблагоприятный период года, когда фотосинтетическая ассимиляция углерода ингибируется низкими температурами. Результаты наших исследований свидетельствуют о сохранении высокой способности фотобионта лишайников рода *Peltigera* к фотосинтезу после ночных заморозков в поздне-осенний период.

Данных о температуре замерзания воды в организме пойкилогидрических фотоавтотрофов очень мало. Для некоторых видов лишайников пограничной температурой считается – 5 °С. С помощью метода биологической калориметрии нами установлено, что температура фазового перехода вода-лед в талломе

лобарии в весенне – летний период составляла – $7,8 \pm 0,4$ °С, а зимой была примерно на 2,5 °С ниже (Головки и др., 2013). Ранней весной и поздней осенью в лед превращалось 30–35%, а летом – до 50% содержащейся в талломах воды. При замораживании таллома свободная вода выходит из клеток фото- и микобионта и кристаллизуется в межклеточном пространстве. Воздействие отрицательной температуры не оказывает существенного влияния на функциональную активность фотобионта после оттаивания. Спустя 15–20 ч. после низкотемпературного воздействия опытные образцы не отличались от контрольных по интенсивности фотохимии и скорости ассимиляции CO_2 .

В летний период потеря хорошо гидратированными талломами 50% влаги не оказывала существенного влияния на фотосинтетическую активность. Заметное снижение ассимиляции отмечали при потере 85% влаги. В воздушно-сухом состоянии талломы не проявляли фотохимической активности и интенсивно выделяли CO_2 на свету. В сухой жаркий период положительный газообмен талломов лобарии, обитающих на стволах деревьев, наблюдался только в ранние утренние часы, когда они поглощали конденсированную влагу из атмосферного воздуха. Большинство цианобионтных лишайников рода *Peltigera* предпочитают более сырые и темные места, встречаются на валеже, среди мхов на почве и мхов, обрастающих основания стволы. Такие условия способствуют сохранению влаги и поддержанию метаболической активности слоевищ.

Продукты метаболизма лишайников подразделяют на первичные (белки, сахара, липиды, аминокислоты, многоатомные спирты-полиолы, витамины) и вторичные (разнообразные органические соединения – лишайниковые вещества), которые могут составлять до 20% массы таллома (Muggia et al., 2009). Они обнаружены в верхнем коровом и медуллярном слоях. Откладываются в межклеточном пространстве, инкрустируют поверхность грибных гиф и водорослевых клеток. Содержание и соотношение лишайниковых веществ зависит от условий среды (свет, температура, влажность), подвержено сезонным колебаниям. Лишайниковые вещества играют важную экологическую роль, защищают слоевища от биотических и абиотических факторов, обладают антиоксидантной активностью, поддерживают баланс между компонентами лишайниковой ассоциации (Mitrović et al., 2011). Их используют в медицине, косметологии, как натуральные красители в текстильной промышленности и др.

Работа выполнена при частичной поддержке РФФИ (грант №12-04-00554).

Литература

- Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге. М.: Научный мир, 2002. 336 с.
- Войцехович А. А., Михайлюк Т. И., Дариенко Т. М. Фотобионты лишайников. 1: разнообразие, экологические особенности, взаимоотношения и пути совместной эволюции с микобионтом // Альгология. 2011. Т. 21. № 1. С. 3–26.
- Далькэ И. В., Головки Т. К. Актуальные вопросы современной экологической физиологии растений и пути их решения (на примере изучения природной флоры бореальной зоны) // Известия Самарского научного центра РАН, 2013. Т. 15. № 3(4). С. 1278–1281.
- Головки Т. К., Далькэ И. В., Захожий И. Г., Дымова О. В., Малышев Р. В., Коковкина Е. В. Механизмы устойчивости и адаптивные реакции пойкилогидрических фотоавтотроф-

ных организмов // Факторы устойчивости растений в экстремальных природных условиях и техногенной среде: Матер. Всеросс. науч. конф. (Иркутск, 10–13 июня 2013 г.). Иркутск, 2013. С. 5–7.

Лишайники бореальных лесов: Матер. межд. совещания (Сыктывкар, 26 мая – 1 июня 2007) / Под ред. Т. Н. Пыстиной. Сыктывкар, 2008. 236 с.

Пыстина Т. Н. Лишайники таежных лесов европейского Северо-Востока (подзоны южной и средней тайги). Екатеринбург, 2003. 240 с.

Пыстина Т. Н., Семенова Н. А. Экологические особенности лишайника *Lobaria pulmonaria* (Lobariaceae) в Республике Коми // Ботанический журнал. 2009. Т. 94. № 1. С. 48–58.

Тарасова В. Н., Андросова В. И., Сониная А. В. Лишайники. Ч. 2. Физиология, экология, лишеноиндикация. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ. 268 с.

Ahti T. Lichens of the boreal coniferous zone // Lichen ecology. Acad. Press: London, 1977. P. 147–181.

Alpert P. The discovery, scope, and puzzle of desiccation tolerance in plants // Plant Ecology, 2000. V.151. P. 5–17.

Muggia L., Schmitt I., Grube M. Lichens as treasure chests of natural products // SIM News. 2009. V. 59. P. 85–97.

Mitrović T., Stamenković S., Cvetković V., Nicolíć M., Tošić S., Stojičić D. Lichens as source of versatile bioactive compounds // Biologica Nyssana. 2011. V. 2. N 1. P. 1–6.

ЦИАНОБАКТЕРИИ КАК ФАКТОР ДЕТОКСИКАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ

Е. А. Горностаева¹, Л. И. Домрачева^{1,2}, Г. И. Березин³

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
g_lentochka@mail.ru,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

³ *Вятский государственный гуманитарный университет*

Цианобактерии (ЦБ) – это фототрофные прокариоты, которые распространены повсеместно в биосфере: в морях и пресных водоемах, составляя весомую долю фитопланктона; участвуют в почвообразовательном процессе и составляют обязательный компонент сообщества почвенных микроорганизмов. В настоящее время известно более 1500 видов ЦБ. Это единственные фототрофы, одновременно способные к кислородному фотосинтезу и азотфиксации. Это древнейшие организмы, которые оказали решающее влияние на эволюцию земной атмосферы, создав кислородную атмосферу (Громов, 1996). ЦБ характеризуются исключительно высокой приспособленностью к крайне неблагоприятным условиям существования, благодаря своим биохимическим и физиологическим свойствам и возможности аккумулировать и обезвреживать различные поллютанты. Так, адаптация ЦБ к неблагоприятным внешним воздействиям обусловлена интенсивным выделением внеклеточной слизи. Чем больше выделяется слизи, тем эффективнее связывают металлы из раствора. Связывание ТМ осуществляется как полисахаридами, так и липофильной фракцией клеток. Доказана большая роль глутатиона и ферментов глутатионпероксидазы и глутатионредуктазы в связывании ионов тяжелых металлов (ТМ). Возможна и дистанционная детоксикация, при которой система защиты ЦБ от ТМ включает свя-

зывание металла не только клеточными структурами, слизистой оболочкой, но и экзополисахаридами в культуральной среде. В обезвреживании поллютантов большую роль играют гетеротрофные спутники ЦБ (Домрачева и др., 2009).

Большая часть ТМ присутствует в природе в виде руд и соединений. Кроме того, в малых количествах они присутствуют в морской воде, растениях и других организмах. ТМ играют важную роль в обменных процессах, но, несмотря на это, в высоких концентрациях вызывают загрязнение почв и водоемов, вредно воздействуя на экосистемы. Как и другие химические загрязнители, ТМ попадают в среду обитания человека в результате не только природных процессов, например, вулканических извержений, но и, главным образом, вследствие активной производственной деятельности человека. Промышленность, теплоэнергетика, автотранспорт и муниципальные отходы – все это источники техногенного загрязнения, они разнообразны, но все же, основными являются газопылевые выбросы и сточные воды промышленных предприятий.

В импактной зоне предприятий-загрязнителей формируются локальные аномалии, где содержание некоторых ТМ в несколько десятков, сотен и даже тысяч раз может превышать ПДК, что представляет реальную опасность для здоровья человека и животных. Примерами территорий, почвы которых содержит повышенное содержание ТМ, в частности являются горно-металлургический комбинат (Республика Северная Осетия-Алания) и Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК), расположенный в Кировской области. Приведенный химический анализ почв и субстратов показал сильнейшее загрязнение рассматриваемых почв и грунтов.

Так, по результатам химического анализа почвенных образцов, взятых у горно-металлургического комбината, можно судить о сильнейшем загрязнении рассматриваемых почв и грунтов (Горностаева, 2012). Для анализа отбирались почвенные образцы верхнего горизонта (0–5 см). В качестве фоновой точки была взята проба почвы на территории, расположенной в 80 км от предприятия. Содержание ТМ в почве определяли атомно-абсорбционным методом (Методика..., 2007) на базе экоаналитической лаборатории ВятГГУ.

Таблица 1

**Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почве
горно-металлургического и химического комбинатов (мг/кг)**

Варианты	Cu	Pb	Cd	Ni	Zn
Зона горно-металлургического комбината					
Контроль	0,49±0,02	6,05±0,15	0,09±0,01	1,18±0,004	71,00±0,71
1 точка	46,25±0,35	185,00±17,20	119,00±18,00	25,01±0,10	1400±106,06
2 точка	2895,75±3,18	7736,00±5,65	298,75±4,59	42,75±0,36	8187,50±159,00
3 точка	91,50±1,41	829,25±14,5	34,25±0,35	5,80±0,31	3350,00±144,0
Зона химического комбината					
904	0,75±0,17	3,9±0,8	0,48±0,12	3,9±1,1	13±4
906	2,4±0,6	25±5	1,08±0,27	17±5	32±10
907	3,6±0,8	33±7	1,7±0,14	9,0±2,5	73±24
913	0,55±0,13	1,9±0,4	0,11±0,03	2,1±0,6	1,8±0,6
918	4,0±1,0	35±7	2,1±0,5	7,2±2,0	87±29
920	0,90±0,21	11,9±2,5	0,56±0,14	3,6±1,0	16±5

Варианты	Cu	Pb	Cd	Ni	Zn
921	0,87±0,2	8,1±1,7	0,48±0,12	3,8±1,1	21±7
П-13	3,3±0,8	38±8	1,8±0,5	6,3±1,8	64±21
ПДК	3,0	6,0	0,5	4,0	23,00

На всех опытных участках содержание валовых и подвижных форм таких элементов, как Pb, Ni, Cu, Cd и Zn, во много раз превышает значения ПДК (табл. 1). В фоновой точке показатели не превышают значения ПДК, кроме содержания цинка, которое выше в 3 раза. Максимальное превышение содержания подвижных форм всех рассмотренных ТМ наблюдалось во 2 точке, так содержание Pb в 1289 раз выше значения ПДК (7736,00 мг/кг), Cu – в 965 раз (2895,75 мг/кг), Cd – в 596 раз (298,75 мг/кг), Zn – в 356 раз (8187,50 мг/кг), Ni – в 11 раз (42,75 мг/кг). Концентрация ТМ настолько велика, что даже в процессе пробоподготовки окраска раствора была яркой зеленовато-голубой, обусловленной наличием солей никеля (II) и меди (II). Территория КЧХК не отличается подобной загрязненностью. Максимальное превышение показателей ПДК, по сравнению со всеми ТМ, наблюдается по Pb, которое увеличено в 6,3, 5,8, 5,5 раз в пробах П-13, 918, 907 соответственно. Превышение по Ni в исследуемых пробах наблюдается в 4,25 раза и составляет 17 мг/кг. Во всех остальных случаях превышение уровня ПДК больше чем в 3 раза не обнаружено. Самые загрязненные пробы – 918, П-13, 907, расположены вдоль озера Просное, что говорит о загрязненности данного водоема и прилегающей к нему территории. Судя по содержанию ТМ в пробе фоновой территории, даже на расстоянии 80 км заметно влияние комбината.

Безусловно, загрязнение почвы ТМ сказывается на развитии и функционировании микробных группировок. Однако, комплексный характер загрязнения территорий не позволяет давать точные ответы о характере воздействия ТМ на определенные группы почвенных микроорганизмов. Чтобы иметь четкие представления о специфике действия конкретных ТМ на почвенные микроорганизмы требуется проведение полевых опытов, в ходе которых в «чистую» почву вносят возрастающие концентрации определенных ТМ. В серии опытов, которые мы проводили на опытном поле ВГСХА в 2012 г., в почву вносили возрастающие концентрации меди в виде соли ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) в различных концентрациях – 3; 150; 300 мг/кг, что соответствует 1; 50; 100 ПДК для почвы. Водные растворы токсикантов вносили в почву после посадки семян, проливая 10–15 см верхнего горизонта. Почва на данной территории дерново-подзолистая, среднесуглинистая: рН – 5,3, гумус – 1,74%. Площадь учетной делянки – 0,24 м². Повторность опыта 3-х кратная. Покровные культуры – пшеница сорта Ирень и горчица белая (*Sinapis alba* L.). Пробы для количественного анализа были отобраны с глубины 5 см во время уборки урожая в сентябре: пшеница – через 15 недель после посева, горчица – через 12 недель после посева. Численность ЦБ определяли на мазках методом прямого счёта (Домрачева, 2005). Повторность счета была девятикратная. Были проведены 2 серии опытов: 1) изучение состояния ЦБ в почве, загрязненной ТМ под горчицей и пшеницей;

2) изучение защитного действия чистых культур ЦБ при выращивании горчицы и пшеницы в почве, загрязненной медью.

Целью этой работы было изучение состояния популяций ЦБ, вегетирующих в почве, загрязненной медью с глубины.

Результаты опыта представлены на рисунке 1.

Абсолютные показатели численности ЦБ в контрольном варианте различаются в почве под пшеницей и горчицей с превалированием этих показателей под горчицей, что вполне можно связать с особенностями корневой системы однодольных и двудольных растений. Наиболее четкий характер угнетающего действия меди на популяции ЦБ проявляется под посевами горчицы. Так, при концентрации 300 мг/кг численность ЦБ равна 1230 ± 40 тыс. клеток/г. При концентрации 150 мг/кг значения в первом и втором варианте схожи – 2430 ± 40 и 2670 ± 800 тыс. клеток/г. Коэффициент корреляции Пирсона между концентрацией меди в почве и численностью ЦБ равен 0,96. Следовательно, наблюдается следующая тенденция – чем выше концентрация меди, тем меньше численность ЦБ.

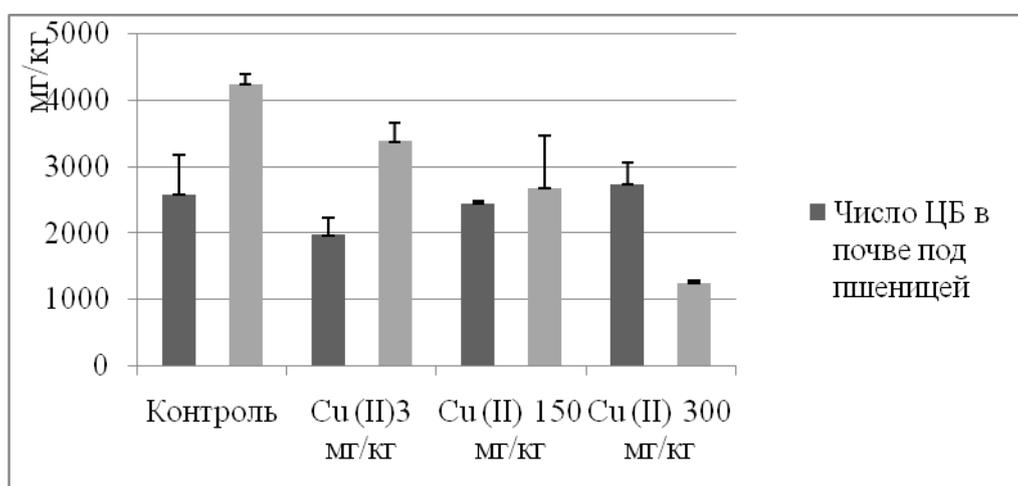


Рис. 1. Общая численность ЦБ в почве под посевами пшеницы и горчицы, тыс. клеток/г

В то же время в почве под пшеницей не происходит существенного угнетения развития ЦБ. Практически во всех вариантах численность этой группы микроорганизмов составляет 2,0–2,5 млн. клеток/г. Коэффициент корреляции в данном случае равен 0,1, что доказывает некую устойчивость культуры к ТМ. Таким образом, действие ТМ во многом обусловлено тем, в какой почве и под какими покровными культурами развиваются ЦБ.

Результаты опыта показали, что цианобактериальная обработка семян растений перед посадкой усиливает извлечение ТМ растением из почвы. Для этого опыта использовали штаммы ЦБ *Nostoc linckia* (Roth.) Born and Flah. № 271 и *Fischerella muscicola* из коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры биологии растений, селекции и семеноводства, микробиологии ВГСХА. Были выделены контрольные варианты для каждой серии опытов. Это варианты, в которых обработка семян ЦБ не проводилась или, в соответствующих вариантах, проводилась – *N. linckia* и *Fisch. muscicola*. Воздействия ТМ на почву данных участков не было. В других вариантах с внесением в почву меди, схема

опыта так же включала посев семян горчицы и пшеницы без обработки и с обработкой ЦБ.

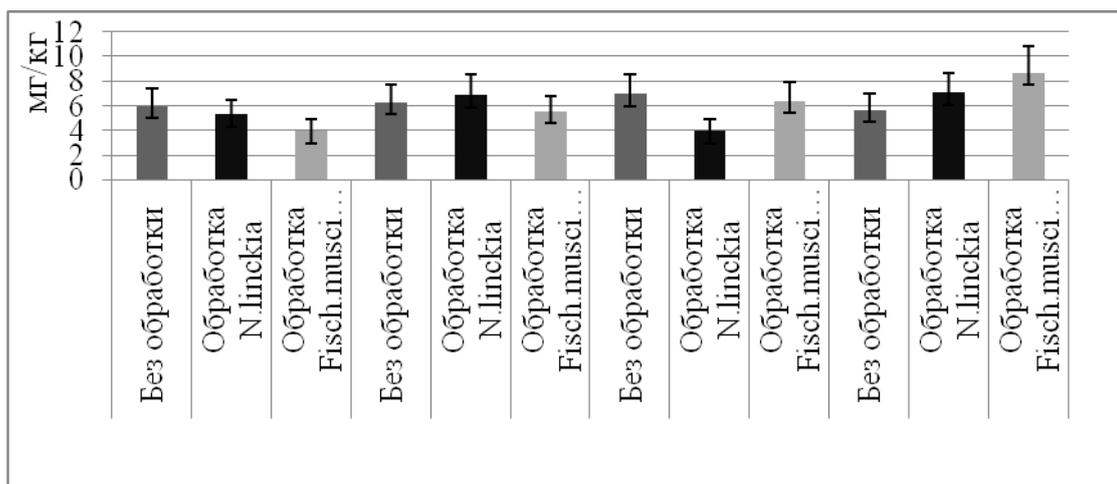


Рис. 2. Содержание меди в семенах и вегетативной массе горчицы, мг/кг

Опыты, проводимые с горчицей, показали, что обработка семян *Fisch. muscicola* резко повышает уровень извлечения меди из почвы растением (рис. 2). Так, при 1, 50 и 100 ПДК извлечение меди составляет $5,6 \pm 1,2$, $6,4 \pm 1,5$, $8,7 \pm 2,1$ мг/кг соответственно. Поэтому, в данном случае скорее следует говорить не о защитной роли цианобактериальной обработки для растения, а возможности использования циано-растительного комплекса для целей фиторемедиации почв, загрязненных медью. Таким же действием при высоких концентрациях меди обладает и *N. linckia*. Так, при концентрации ТМ 300 мг/кг содержание ТМ в семенах и вегетативной массе равно $7,1 \pm 1,6$ мг/кг. Следовательно, можно рассматривать горчицу, семена которой обработаны ЦБ, в качестве потенциального фиторемедиатора почв.

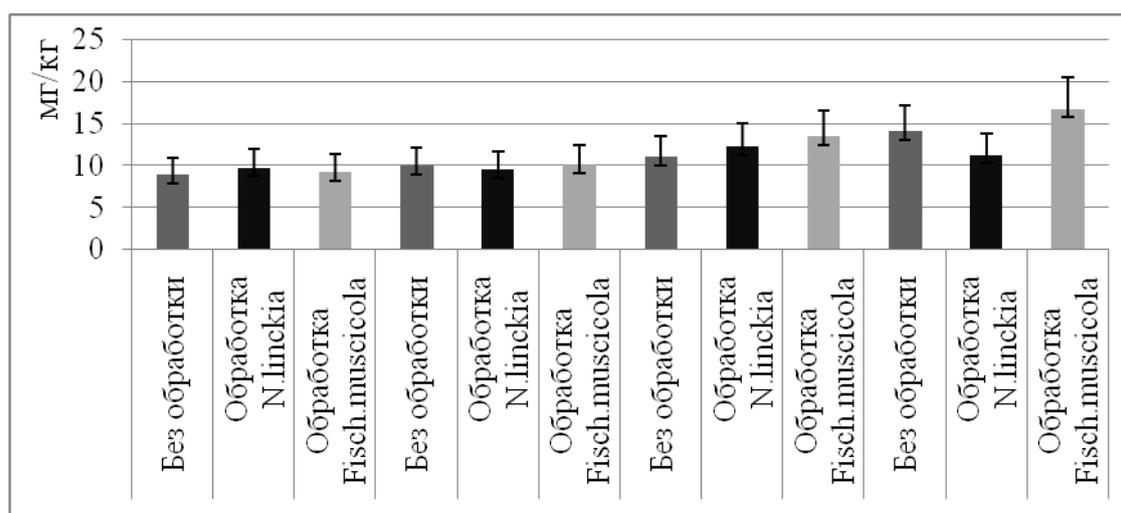


Рис. 3. Содержание меди в семенах и вегетативной массе пшеницы, мг/кг

К сожалению, опыты, проведенные с пшеницей, ценнейшей пищевой культурой, показали, что ни *Fisch. muscicola*, ни *N. linckia* выраженным защитным действием не обладают (рис. 3). Наоборот, наблюдается стимуляция из-

влечения меди растением при цианобактериальной обработке. Однако, факт повышения извлечения меди из почвы в случае обработки семян пшеницы *Fisch. muscicola* не может быть реализован для проведения фиторемедиационных мероприятий из-за высокой пищевой ценности данной культуры.

Таким образом, в ходе проведенных исследований мы установили, что предприятия г. Владикавказ оказывают влияние на содержание отдельных ТМ в почвах и грунтах. Так, на всех опытных участках содержание подвижных форм таких элементов, как Pb, Ni, Cu, Cd и Zn, во много раз превышает значения ПДК. Территория КЧХК не отличается такой загрязненностью. Максимальное превышение наблюдается по свинцу – в 7 раз.

Изучение влияния возрастающих концентраций меди на развитие в почве ЦБ показало, что под разными культурами этот процесс происходит по-разному. Наиболее четкий характер угнетающего действия меди на популяции ЦБ проявляется под посевами горчицы – уменьшение числа фотосинтетиков при увеличивающейся концентрации ТМ. В тоже время, под пшеницей не происходит существенного угнетения развития ЦБ, что доказывает устойчивость культуры к воздействию ТМ.

Определение содержания меди в наземной части растений показало, что цианобактериальная обработка семян перед посадкой усиливает извлечение ТМ из почвы, особенно в случае выращивания горчицы. Отсюда следует, что данные микроорганизмы являются перспективными объектами для фиторемедиации почв, загрязненных медью.

Литература

Горностаева Е. А., Фокина А. И., Злобин С. С. Действие техногенного загрязнения на микробные группировки почв химически загрязненных территорий // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем. Материалы X Всерос.науч.-практ. конф. с междунар. участием Книга 2. Киров, 2012. С. 150–154.

Громов Б. В. Цианобактерии в биосфере // Соросовский образовательный журнал. 1996. Т. 9. С. 33–39.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Попов Л. Б., Зыкова Ю. Н. Биоремедиационные возможности почвенных цианобактерий (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 1. С. 8–15.

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

ВОЗМОЖНОСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЯ МЕМБРАН ЭРИТРОЦИТОВ В КАЧЕСТВЕ МОДЕЛИ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОРГАНИЗМ РАЗЛИЧНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

*В. А. Оборин, А. В. Чернядьев, В. А. Эсаулов
Вятский государственный гуманитарный университет,
Вятский государственный университет*

Эритроциты самая многочисленная популяция клеток крови, обеспечивающая в организме транспорт различных веществ. Наиболее изученной и основной ролью эритроцитов является транспорт газов. Наряду с этим, эритроциты выполняют в организме и другие функции, в том числе являются одним из важнейших носителей информации о процессах, происходящих на уровне тканевых структур. Это обусловлено, во-первых, тем, что эритроциты имеют продолжительность жизни около 120 дней, в течение которых они постоянно находятся в циркулирующей крови, непосредственно контактируют со всеми клетками организма и взаимодействуют биологически активными веществами, образующимися в результате воздействия на организм различных эндо и экзогенных факторов. Во-вторых, зрелые эритроциты не обладают репарационной способностью после воздействия токсических агентов, так как у них отсутствует белоксинтезирующая система. Следовательно, изменения, которые происходят в белковом составе мембран эритроцитов, сохраняются до момента их разрушения. В свою очередь, повреждения мембран эритроцитов может сказаться на их функциональных свойствах. Поэтому перспективным направлением исследований является изучение информации, которой обладают мембраны эритроцитов, при воздействии на организм различных факторов внешней среды, вызывающих изменение его гомеостаза.

Несмотря на то, что мембраны эритроцитов являются одной из доступных клеточных моделей, они редкоприменяются при оценке влияния экологических факторов на организм. Это связано с ограниченными возможностями существующих тестов, сложностью современной аппаратуры и отсутствием интегрального подхода к трактовке полученных показателей.

По нашему мнению, перспективным при получении информации от мембран эритроцитов является изучение их морфофункциональных характеристик.

Мембрана эритроцитов обладает способностью адсорбировать на своей поверхности многие продукты биохимических реакций, выполняя дезинтоксикационную функцию (Копытова, 2006; Лужников, Сыромятников, 1999). В то же время, контакт клетки с эндотоксическими соединениями приводит к нарушению ее метаболизма, результатом чего является изменение сорбционной способности эритроцитов (ССЭ). В клинической практике используется метод определения ССЭ в отношении метиленового синего, разработанный А. А. Тогайбаевым с соавт. (Тогайбаев, Кургузкни, 1988). Метод основан на том, что мембраны эритроцитов отрицательно заряжены, а раствор метиленового синего имеет положительный заряд, они начинают взаимодействовать между собой и

часть метиленового синего адсорбируется эритроцитами. Многочисленными исследованиями показано, что ССЭ изменяется в сторону увеличения при эндогенной интоксикации.

Другим важным свойством мембран эритроцитов является их механическая резистентность, т. е. способность мембран эритроцитов сохранять свою целостность при механических воздействиях на кровь. Из данных литературы известно, что механическая резистентность эритроцитов (МРЭ) изменяется у спортсменов при выполнении высоких физических нагрузок (Ширяев, Ширяев, 1994). Для определения МРЭ используются различные методы, в основе которых лежат механические воздействия на суспензию эритроцитов. Для этого используются различные методические подходы: фильтрация эритроцитов через мембраны или капилляры, центрифугирование эритроцитов, механическое перемешивание клеток в различных устройствах. В нашей лаборатории разработан метод, основанный на дозированном по частоте, силе и времени акустическом воздействии на суспензию эритроцитов (Оборин, 2013; Чернядьев, 2013). С помощью данного метода МРЭ оценивается по определению процента выхода гемоглобина из эритроцитов после воздействия на них звуковых волн.

Важной характеристикой мембран эритроцитов, является их эластичность, так как это свойство мембран обеспечивает прохождение клеток через капиллярное русло. В настоящее время существует ряд методов, позволяющих косвенно оценивать эластичность мембран эритроцитов (ЭМЭ) (Зинчук, Борисюк, 1999; Neuman and Block, 2004; Ramser, Hanstorp, 2010). Более объективным и информативным по нашему мнению, является оценка эластичности мембран эритроцитов с помощью «Нано-пинцета». Студентом ВятГГУ В. А. Эсауловым, под руководством начальника лаборатории НОЦ «Нанотехнологии» ВятГУ А. В. Чернядьева, разработан способ определения ЭМЭ с помощью лазерного «Нано-пинцета» (Оборин, 2013; Чернядьев, 2013).

Интересным направлением исследований является изучение хемилюминесценции мембран эритроцитов. Для этого в настоящее время используются различные биохемилюминометры, позволяющие оценивать по уровню хемилюминесценции состояние антиоксидантной прооксидантной системы, находящихся в мембранах эритроцитов. В лаборатории морфофункциональных исследований крови ВятГГУ имеется в наличии высокочувствительный биохемилюминометр (БХЛ-07), который дает возможность оценивать индуцированную хемилюминесценцию мембран эритроцитов крови у здоровых и больных людей. Данных литературы об исследовании ССЭ, МРЭ, эластических свойств и хемилюминесценции мембран эритроцитов при воздействии на организм неблагоприятных факторов внешней среды в доступной нам литературе не обнаружено.

Мембраны эритроцитов обладают сходным строением и свойствами с мембранами других клеток и биологических структур. Поэтому выявленные изменения в эритроцитарных мембранах являются частным проявлением мембранотропных эффектов эндотоксических агентов.

Таким образом, перспективным направлением исследований является изучение ССЭ, МРЭ, эластических свойств и хемилюминесценции мембран

эритроцитов у биологических объектов, подвергающихся воздействию различных вредных и опасных в экологическом отношении факторов (токсикантами, поллютантами, излучениями и др.). При этом информацию об изменениях, происходящих в мембранах эритроцитов, можно осуществлять в условиях как *in vitro*, так и *in vivo*.

Литература

Копытова Т. В. Исследование сорбционной емкости эритроцитов для оценки характера эндогенной интоксикации при дерматозах // Клиническая лабораторная диагностика, 2006. № 1. С. 18–19.

Лужников Е. А., Сыромятников Е. Д. и др. Сорбционная активность эритроцитов у больных с острыми отравлениями // Клиническая лабораторная диагностика. 1999. № 11. С. 37–38.

Оборин В. А., Чернядьев А. В. и др. Методики определения морфометрических и физиологических характеристик эритроцитов у спортсменов различной квалификации и специализации в тренировочном и соревновательном периоде. Киров: ВятГГУ, 2013. 52с.

Тогайбаев А. А., Кургузкни А. В. и др. Способ диагностики эндогенной интоксикации // Лабораторное дело. 1988. № 9. С. 22–24.

Ширяев В. В., Ширяев Н. В. Изменение эритроцитов при физической нагрузке // Физиология человека. 1994. № 4. С. 168–170.

Neuman K. C. And Block S. M. Optical trapping. Rev. Sci. Instrum., 2004. Vol. 75. №. 9, P. 2787.

Ramser K, Hanstorp D. Optical manipulation for single-cell studies. Journal of Biophotonics, 2010. V. 3. № 4. pp. 187–206.

СЕКЦИЯ 1

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ИНВАЗИИ КАК ФАКТОР ТРАНСФОРМАЦИИ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ: МЕХАНИЗМЫ САМОПОДДЕРЖАНИЯ И РАССЕЛЕНИЯ ЧУЖЕРОДНЫХ ВИДОВ (НА ПРИМЕРЕ БОРЩЕВИКА СОСНОВСКОГО)

И. В. Далькэ, И. Ф. Чадин

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

Процесс перемещения живых организмов между странами и континентами Земного шара, получивший в конце XX века название биологических инвазий чужеродных видов (от лат. invasion – вторжение, захват армии чужой территории), существенно усилился из-за значительного роста антропогенной нагрузки на окружающую среду и климатических изменений. Чужеродные виды трансформируют структуру и функционирование экосистем, гомогенизируют структуру биоты, вытесняют виды – аборигены, переносят заболевания (Дгебуадзе, 2002). Экономический ущерб от инвазии заносных видов оценивают в США – 137 млрд. долларов, в Индии – 117 млрд. в Бразилии – 50 млрд. в (Тишков, 2005). Одной из первых обобщающих работ по экологии биологических инвазий стала книга С.С. Elton «The Ecology of Invasions by Animals and Plants» (1958). В настоящее время процесс инвазии рассматривают как важный предиктор глобальных экологических изменений (Vitousek et al., 1996). Теория прогнозирования биологического вторжения и регуляция численности чужеродных видов относятся к приоритетным направлениям исследований (Mack et al., 2000). Проблемы инвазий обсуждают в изданиях: Biological Invasions, Diversity and Distributions, Российский журнал биологических инвазий, в международных и региональных научных организациях: Международный союз охраны природы (IUCN), Северноевропейская и Балтийская сеть по инвазивным чужеродным видам (NOBANIS), Европейский консорциум исследователей (DAISIE), Северо-американская (NAPPO) и Европейская (EPPO) организации защиты растений, Международное общество исследования инвазивных, сорных видов (IWSS), Центр инвазивных видов в Канаде (IAS Canada); разрабатываются научные программы и базы данных (список баз данных: 1–8). Вопросы, связанные с биологическими инвазиями решают в рамках двух основных направлений: первое – ликвидация последствий вторжений, второе – предупреждение вторжений. Второе, наиболее эффективное направление включает ряд аспектов: 1) оценку риска инвазий – выявление видов и определение направления вторжения; 2) снижение риска инвазий – контроль «коридоров», использование карантинных мер; 3) научное и информационно-аналитическое обеспечение –

картирование, изучение общих принципов вторжения и его прогноз. Исследованиям биологии чужеродных видов в значительной степени способствует мультидисциплинарный подход.

Инвазионный вид (популяция) – это вид (популяция, группа популяций), успешно прошедший четыре стадии инвазионного процесса: дальний перенос, интродукция, натурализация, распространение, преодолев при этом последовательно шесть барьеров: географический, границы участков искусственного культивирования, выживание, размножение, распространение, сопротивление окружающей среды на вновь занимаемых территориях в течение достаточного длительного времени (Blackburn et al., 2011). В качестве факторов, определяющих способность к инвазии, рассматривают типы адаптивных стратегий видов, наличие или отсутствие естественных врагов, норму реакции, эффективность использования свободных ресурсов среды, аллелопатию, гибридизацию. Полагают, что восприимчивость естественных сообществ к инвазиям повышается с ростом количества неиспользуемых ресурсов (Davis et al., 2000) и со снижением видового богатства (Виноградова и др., 2009).

Классическими примерами вторжения являются последствия интродукции кроликов (*Oryctolagus cuniculus*) в Австралии, распространения водного гиацинта (*Eichhornia crassipes*) и моллюска речной дрейссены (*Dreissena polymorpha*) в водоемах Северной Америки и в системе рек Центральной Европы. Такие виды как гребневик мнemiопсиса (*Mnemiopsis leidyi*) в Черном и Азовском морях, речной бобр (*Castor fiber*), канадский бобр (*C. canadensis*), способные перестроить всю экосистему, названы ключевыми. В ходе выполнения паневропейского проекта DAISIE проведена инвентаризация более 11 тыс. чужеродных видов Европы. Выделено 100 наиболее вредоносных видов, включающих: грибы – 3, наземные растения – 18, наземные беспозвоночные – 16, позвоночные животные – 15, водные – 16 и прибрежноводных – 32 вида (список баз данных: 5).

Территория России располагает всеми условиями, необходимыми для биологической инвазии: обширная площадь, высокий уровень антропогенного влияния, инвазивные «коридоры», слабый контроль за перемещением видов, недостаточная информированность населения и уровень законодательной базы. В биосферных резерватах России отмечено 46 видов чужеродных млекопитающих. Особенно активными оказались американская норка, ондатра и енотовидная собака (Павлов и др., 2007). В Приморье доля вселенцев в сообществе речных рыб может достигать 30% по массе (Колпаков и др., 2008). В заливе Петра Великого в 2007–2009 гг. обнаружено 10 потенциально токсичных и 5 новых видов микроводорослей (Морозова и др., 2010). Флора Средней России насчитывает 52 вида, различающиеся по степени натурализации и инвазионному статусу. Ведущими семействами являются Compositae (14 видов), Gramineae (7), Cruciferae и Rosaceae (по 4), Onagraceae (3) (Виноградова и др., 2009).

Примером успешной инвазии можно считать распространение за пределы естественного ареала борщевика Сосновского (*Heracleum sosnowskyi*), кавказского горнолесного субальпийского лугового вида. Географический барьер на север России, куда борщевик вводили в культуру в качестве перспективного

силосного растения, вид успешно прошел в 1960–1980 гг. (Сацыперова, 1984). В конце 80-х годов выйдя из-под сельскохозяйственного контроля, он распространился за пределы агроценозов. Экологические барьеры были преодолены благодаря видовым и популяционным особенностям, эффективным механизмам расселения борщевика.

Нашими исследованиями (Далькэ, Чадин, 2010; Далькэ и др., 2012) установлено, что в процессе натурализации во вторичном ареале на севере борщевик формирует монодоминантные заросли. Высокая конкурентоспособность по отношению к травянистым видам природной флоры обеспечивается за счет формирования сомкнутого полога листьев с высокой эффективностью использования ресурсов среды: света, воды, азота. Самоподдержание борщевика связано с доминированием ювенильных растений и генетическим сохранением поликарпических особей в структуре популяции. Быстрое восстановление структуры зарослей происходит за счет наличия постоянного фонда почек, формирующих побеги, интенсивного расходования и обновления почвенного банка семян в течение вегетации, высокой семенной продуктивности. Распространение борщевика обеспечено достаточным фондом семян, остающихся длительное время на соцветиях и участвующих в процессах дальнего переноса. Расселение вида происходит преимущественно по антропогенно нарушенным местобитаниям и ограничивается сравнительно высокими требованиями к условиям почвенного питания. По нашим наблюдениям, растения борщевика способны к внедрению в лесные сообщества с несомкнутым древесным пологом.

Работа выполнена при поддержке проекта № 13-4-028-КНЦ Ориентированных фундаментальных исследований УрО РАН «Моделирование распространения семян и образования новых ценопопуляций инвазионного вида *Heracleum sosnowskyi* Manden. в агроклиматической зоне Республики Коми».

Литература

Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 436 с.

Далькэ И. В., Чадин И. Ф. Влияние глифосатсодержащего гербицида на рост, развитие и функциональные показатели борщевика Сосновского // Известия Коми НЦ УрО РАН. 2010. № 4 (4). С. 36–41.

Далькэ И. В., Чадин И. Ф., Захожий И. Г., Малышев Р. В., Головки Т. К. Борщевик Сосновского – инвазивный вид в агроклиматической зоне Республики Коми // Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов. Материалы II-ой Межд. науч.-практ. конф. Минск, 2012. С. 440–443.

Дгебуадзе Ю. Ю. Проблемы инвазий чужеродных организмов // Экологическая безопасность и инвазии чужеродных организмов: Сб. матер. круглого стола Всерос. конф. по экологической безопасности России (4–5 июня 2002 г.). М.: ИПЭЭ им. А. Н. Северцева, IUCN (МСОП), 2002. С. 11–14.

Колпаков Н. В., Барабанщиков Е. И., Чепурной А. Ю. Видовой состав, распределение и биологическое состояние чужеродных видов рыб в эстуарии р. Раздольной (залив Петра Великого, Японское море) // Российский журнал биологических инвазий. 2008. № 2. С. 55–66.

Морозова Т. В., Селина М. С., Стоник И. В., Шевченко О. Г., Звягинцев А. Ю. Фитопланктон балластных вод судов в порту Владивосток // Российский журнал биологических инвазий. 2010. № 4. С. 45–52.

Павлов Д. С., Дгебуадзе Ю. Ю., Бобров В. В., Хляп Л. А. Чужеродные виды млекопитающих в биосферных резерватах России // Заповедники России и устойчивое развитие: Матер. юбилейной конф., посвященной 75-летию Центрально-лесного госуд. природного биосферного заповедника, 21–25 августа 2007. Великие Луки, 2007. С. 60–67.

Сацыперова И. Ф. Борщевики флоры СССР – новые кормовые растения. Л.: Наука, 1984. 223 с.

Тишков А. А. Биосферные функции природных экосистем России. М.: Наука. 2005. 309 с.

Blackburn T. M., Pyšek P., Bacher S., Carlton J. T., Duncan R. P., Jarošík V., Wilson J. R. U., Richardson D. M. A proposed unified framework for biological invasions // Trends in Ecology & Evolution. 2011. V. 26. № 7. P. 333–339.

Davis M. A., Grime J. P., Thompson K. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invisibility // Journal of Ecology. 2000. V. 88. № 3. P. 528–534.

Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale, W. M., Evans H., Clout M., Bazzaz, F. A. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control // Ecological Applications. 2000. V. 10. № 3. P. 689–710.

Vitousek P. M., D'Antonio C.M., Loope L. L., Westbrooks R. Biological invasions as global environmental change // American Scientist. 1996. V. 84. № 5. P. 468–478.

<http://i3n.iabin.net/index.html>

<http://Invasive.org>

<http://spfnic.fs.fed.us/exfor>

<http://www.europe-aliens.org>

<http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>

<http://www.gisp.org/index.asp>

<http://www.issg.org/database/welcome>

<http://www.sevin.ru/invasive>

ОСЕННЕЕ «ЦВЕТЕНИЕ» ПОЧВ ПРИРОДНЫХ ЭКОТОПОВ

Л. В. Кондакова^{1,2}, Л. И. Домрачева^{1,2,3}, И. А. Кондакова¹

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_eco@vshu.kirov.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

³ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

Водоросли и цианобактерии (ЦБ) являются постоянными обитателями почвы. Способность их к массовому размножению на поверхности почвы с образованием пленок, корочек и других разрастаний была отмечена еще в начале XX века (Fritsch, 1907; Келлер, 1926; Bristol-Roach, 1927; Рихтер и Орлова, 1928; Штина, 1959 и др.). Позднее особенности данного явления получили название «цветение» почвы. Оно возникает при благоприятном сочетании важнейших для жизнедеятельности микрофототрофов факторов: светового режима, влажности, наличия биогенных элементов и др. «Цветение» почвы представляет собой особый случай развития сообщества микроорганизмов, при котором возможно определение видового состава путем прямого микроскопирования пленок. Наличие вида в составе сообщества свидетельствует об его активной жизнедеятельности и функционировании, что имеет большое значение в биоиндикационной оценке среды.

В природных экосистемах развитие сообществ микрофототрофов заканчивается размножением ЦБ, представленных безгетероцистными и гетероцистными видами с присутствием представителей других отделов почвенных водорослей. Качественный состав пленок «цветения» является индикационным признаком (Домрачева, 2005; Кондакова, Домрачева, 2007). В агроэкосистемах в осенних пленках на дерново-подзолистых почвах преобладают представители гетероцистных ЦБ – виды родов *Cylindrospermum*, *Anabaena*, *Nostoc*. В экосистемах, испытывающих техногенную нагрузку, характер «цветения» определяется загрязнением почвы. Так, вблизи предприятий Кирово-Чепецкого химического комбината практически отсутствуют азотфиксаторы, сукцессия завершается безгетероцистными ЦБ. В урбоэкосистемах качественный и количественный состав фототрофных биопленок отражает уровень антропогенной нагрузки и характер загрязнения (Домрачева, Кондакова, 2010). В конце лета (период наиболее интенсивного «цветения» почвы) наземные биопленки городской среды представляют собой многовидовые сообщества с доминированием различных видов ЦБ: *Nostoc paludosum*, *N. muscorum*, *Trichromus variabilis*, *Phormidium autumnale*, *Ph. boryanum*, *Ph. uncinatum* и диатомовых водорослей *Hantzschia amphioxys*, *Nitzschia palea*, *Luticola mutica* и др. При этом плотность клеток в пленках «цветения» чрезвычайно велика и колеблется в разных зонах города от 18 до 93 млн. клеток/см².

Наблюдение «цветения» почвы в природных условиях, установление видовой и численной принадлежности микрофототрофов его вызывающих, сохраняет актуальность в экологических исследованиях.

Цель данной работы – изучить «цветение» почв природных экотопов.

Пробы для исследования отбирались в сентябре-ноябре 2013 года в районе поселка Сидоровка Нововятского района города Кирова в двух экотопах: на опушке елово-соснового леса и на пойменном лугу у озера Холуново (старица р. Вятки). Определение видового состава осуществляли методом прямого микроскопирования свежесобранных образцов и постановкой чашечных культур со стеклами обрастания (Штина, Голлербах, 1976). Численность фототрофов определяли прямым микроскопированием почвы (Домрачева, 2005).

В пленках «цветения» изучаемых экотопов был выявлен 81 вид почвенных водорослей и цианобактерий, в том числе Cyanobacteria – 31 вид (38,3%), Chlorophyta 29 (35,8%), Xanthophyta – 8 (9,9%), Eustigmatophyta – 3 (3,7%), Bacillariophyta – 8 (9,9%), Euglenophyta – 2 (2,4%).

Наиболее богатые видами сообщества микрофототрофов отмечены на опушке елово-соснового леса (42 вида) и берегу пойменного луга (40 видов) (табл. 1)

Таблица 1

**Количество видов фототрофов в пленках «цветения» природных экотопов
(1 – число видов, 2 – процент)**

Экотоп	Почва	Cyanobacteria		Chlorophyta		Xanthophyta		Eustigmatophyta		Bacillariophyta		Всего видов
		1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
Берег пойменного луга	Аллювиальная дерновая	13	32,5	17	42,5	3	7,5	0	0	6	15	40*
Пойменный луг	Аллювиальная дерновая	16	59,3	4	14,8	1	3,7	0	0	6	22,2	27
Опушка	Дерново-подзолистая	23	54,8	9	21,4	3	7,1	2	4,8	5	11,9	42
Опушка на границе с лесом	Подзолистая	7	63,6	4	36,4	0	0	0	0	0	0	11
Лесная просека	Подзолистая	4	33,3	7	58,4	0	0	0	0	1	8,3	12

Примечание: * – встречен 1 вид Euglenophyta

Преобладают ЦБ, составляя 32,5–59,3% видового разнообразия пленок. Анализ экологической структуры биопленок по жизненным формам показал, что почти во всех изучаемых экотопах преобладают Р-, В-формы (табл. 2). Представители Р-формы – нитевидные ЦБ, ксерофиты, при макроскопических разрастаниях образуют на поверхности почвы тонкие кожистые пленки; В-форма – диатомовые водоросли, живущие в поверхностных слоях влажной почвы, холодостойкие, светлюбивые; CF- и PF- формы – азотфиксирующие ЦБ.

Таблица 2

Экологическая структура биопленок природных экотопов

Экотоп	Формула эковиоморф
Берег пойменного озера	$P_8B_6H_6X_5Ch_4hydr_3C_2CF_2M_2amph_2$
Пойменный луг	$P_{10}B_6CF_3X_2C_2PF_1Ch_1M_1H_1$
Опушка	$P_{11}X_8B_5CF_5H_4PF_2Ch_2hydr_2M_1amph_1$
Опушка на границе с лесом	$P_4X_1PF_1CF_1H_1C_1M_1hydr_1$
Лесная просека	$C_3P_2hydr_2PF_1CF_1X_1B_1amph_1$

Согласно литературным данным для лесных биогеоценозов спектр жизненных форм характеризуется резким преобладанием двух жизненных форм – Х и С- (Алексахина, Штина, 1984). Преобладание представителей Р-формы в изучаемых экотопах указывает на нарушение растительного покрова, а наличие представителей В-формы свидетельствует о высокой влажности почвы.

Доминирующие виды водорослей и ЦБ разных экотопов различаются по видовому разнообразию (табл. 3).

Доминанты пленок «цветения» природных экотопов

Экотоп	Доминанты
Берег пойменного озера	<i>Phormidium boryanum</i> , <i>Phormidium autumnale</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Cylindrocystis crassa</i> , <i>Cylindrocystis brebissonii</i> , <i>Tribonema minus</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Пойменный луг	<i>Anabaena sphaerica</i> , <i>Nostoc muscorum</i> , <i>Phormidium formosum</i> , <i>Leptolyngbya foveolarum</i> , <i>Microcoleus vaginatus</i> , <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Nitzschia palea</i>
Опушка	<i>Tolypothrix tenuis</i> , <i>Fischerella muscicola</i> , <i>Scytonema ocellatum</i> , <i>Nostoc paludosum</i> , <i>Phormidium boryanum</i> , <i>Microcoleus vaginatus</i> , <i>Klebsormidium flaccidum</i> , <i>Cylindrocystis crassa</i> , <i>Cylindrocystis brebissonii</i> , <i>Hantzschia amphioxys</i> , <i>Pinnularia borealis</i>
Опушка на границе с лесом	<i>Phormidium boryanum</i> , <i>Leptolyngbya angustissima</i> , <i>Klebsormidium nitens</i> , <i>Pseudococcomyxa simplex</i>
Лесная просека	<i>Anabaena sp.</i> , <i>Fischerella muscicola</i> , <i>Phormidium boryanum</i> , <i>Cylindrocystis crassa</i> , <i>Pinnularia borealis</i>

На берегу пойменного озера «цветение» почвы отмечено на участках с разреженным растительным покровом. Доминируют безгетероцистные ЦБ (*Phormidium boryanum*, *Ph. autumnale*) и диатомовые водоросли (*Nitzschia palea*, *Hantzschia amphioxys*). Из зеленых водорослей – влаголюбивые (*Cylindrocystis crassa*, *C. brebissonii*) и гидрофильные виды (*Cosmarium*). Доминантами пойменного луга являются ЦБ и диатомовые водоросли.

«Цветение» почвы лесной опушки вызвано разрастаниями азотфиксирующих видов (*Tolypothrix tenuis*, *Fischerella muscicola*, *Scytonema ocellatum*, *Nostoc paludosum*) и безгетероцистных форм ЦБ (*Phormidium boryanum*, *Microcoleus vaginatus*). На границе с лесом слабое «цветение» почвы вызвано зелеными водорослями (*Klebsormidium nitens*, *Pseudococcomyxa simplex*) и безгетероцистными ЦБ (*Phormidium autumnale*, *Leptolyngbya angustissima*). «Цветение» почвы на лесной просеке вызвано разрастаниями мхов и ЦБ.

Количественное обилие фототрофов при «цветении» почвы в природных экотопах может достигать высоких значений. При этом в осенних биопленках доминируют ЦБ, составляя до 92,4% от общей численности клеток (табл. 4).

Таблица 4

Численность клеток фототрофов в биопленках «цветения» (тыс. кл./см²)

Экотоп	Численность клеток фототрофов			
	Водоросли		Цианобактерии	Всего
	зеленые	диатомовые		
Опушка леса	820,0±50,0	210,0±40,0	13160,0±1287,0	14190,0±1377,0

Таким образом, в природных сообществах сукцессия микрофототрофов завершается формированием цианобактериального сообщества с присутствием представителей других отделов почвенных водорослей. В позднеосеннем «цветении» почв природных экотопов особую роль играют азотфиксаторы, представленные значительным видовым разнообразием: *Anabaena sphaerica*, *Calothrix brevissima*, *Calothrix elenkinii*, *Fischerella muscicola*, *Nostoc linchia f. mus-*

corum, *N. paludosum*, *N. punctiforme*, *Scytonema ocellatum*, *Tolypothrix tenuis*. Примечательно, что в пленках «цветения» природных сообществ встречены виды ЦБ, отсутствующие в агро-, техно- и урбоэкосистемах (Кондакова, 2012): *Scytonema ocellatum*, *Fischerella muscicola*, *Gleocapsa minuta*, *Symploca muscorum*.

Литература

Алексахина Т. И., Штина Э. А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984. 148 с.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В. «Цветение» почвы: специфика в агро- и урбоэкосистемах // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы междунар. науч.-практ. конф., посвященной 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров: Вятская ГСХА, 2010. С. 99–107.

Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005, 336 с.

Келлер Б. А. Растительный мир русских степей, полупустынь и пустынь. Воронеж, 1926.

Кондакова Л. В. Альго-цианобактериальная флора и особенности ее развития в антропогенно нарушенных почвах. Дис. ... докт. биол. наук. Сыктывкар, 2012. 356 с.

Кондакова Л. В., Домрачева Л. И. Флора Вятского края. Часть 2. Водоросли (видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров: ОАО «Кировская областная типография», 2007. 192 с.

Рихтер А., Орлова Н. Опыт учета флоры водорослей в почвах г. Саратова // Научно-агрономический журнал, 1928. С. 5–6.

Штина Э. А. Водоросли дерново-подзолистых почв Кировской области // Труды Ботанического института АН СССР. 1959. Сер. 2. Вып. 2. С. 36–141.

Bristol-Roach В. М. On the algae some normal English soils // J. Agric Sci., 1972. Vol. 17. № 4.

Fritsch F. E. The Role of algae growth in the colonization of new ground and in the determination of scenery// Geographic. J., 1907. Vol. 30 № 5.

ИЗУЧЕНИЕ БИОРАЗНООБРАЗИЯ АКТИНОМИЦЕТОВ В АРИДНОЙ ЗОНЕ ИЛЕ-БАЛХАШСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

А. Х. Хасенова, Л. П. Треножникова, М. Усикбаева

*Институт микробиологии и вирусологии Комитета науки
Министерства образования и науки Республики Казахстан, imv_rk@list.ru*

Количество видов, состав и разнообразие микроорганизмов в определенной почве зависит от многих факторов, включая степень аэрации, температуру, влажность, состав питательных веществ и содержание органического вещества. Широкое распределение актиномицетов в природе и, прежде всего в почвах, где они выделяются в наибольшем количестве, определяется их устойчивостью к высушиванию, дефициту источников питания в среде обитания и эффективностью расселения их спор (Звягинцев и др., 2011).

Иле-Балхашский регион характеризуется огромным разнообразием природно-климатических условий, почвенного и водного покрова, поэтому исследование микробных ценозов, населяющих его представляет несомненный науч-

ный и практический интерес. В этом регионе микроорганизмы испытывают значительное стрессовое воздействие из-за засушливого резко-континентального климата и низкого уровня присутствия питательных веществ в природных субстратах. Слабо изученные микробоценозы аридных зон могут обеспечить открытие новых микроорганизмов, в том числе продуцентов новых природных антибиотиков, включая те, которые могут оказаться активными против резистентных болезнетворных микроорганизмов.

Цель исследования: изучение состава актиномицетов в аридных зонах Иле-Балхашского заповедника (песчаных почвах пустыни Сары-Есик-Атырау, такыровидных почвах и такырах Баканасской глинисто-песчаной равнины).

Материалы и методы. Объектами исследований являлись образцы природных субстратов из аридных зон Иле-Балхашского заповедника.

Методика исследований включала проведение полевых изысканий, постановку модельных опытов, проведение лабораторных анализов. В полевых условиях по маршрутным исследованиям проводили выбор аридных зон, отбирали образцы почв и ризосферы растений методом конверта (горизонт 0–10 см). Выделение и количественный учет актиномицетов в образцах природных субстратов проводили методом серийных титрований на овсяном агаре (Семенов, 1990). Секции и серии актиномицетов определяли согласно определителю (Гаузе и др., 1983).

Результаты и их обсуждение. Изучен количественный состав микробоценозов 12 образцов песков и 12 образцов ризосферы песчаных растений, 6 образцов такыров, 5 образцов такыровидных почв и 5 образцов ризосферы растений такыровидных почв в аридных зон Иле-Балхашского заповедника: пустыне Сарыесик-Атырау и Баканасской глинисто-песчаной равнине.

В исследуемых образцах определено общее микробное число, которое включало бактерии, актиномицеты и грибы. Установлено присутствие актиномицетов в процентном выражении в общей массе бактерий и их качественный состав. Данные приведены в таблице 1.

Таблица 1

Распространение эколого-трофических групп микроорганизмов в образцах песчаных почв и ризосферы растений Капчагайского района

Образцы	Актиномицеты, $\times 10^3$ КОЕ/г	Серии актиномицетов
Песчаные почвы (Баканас)	4,5–14,0	<i>Chromogenes, Aureus, Albus, Flavus, Ruber, Glausences, Lavendulae-roseus, Coerulescens, Helvolus, Violaceus</i>
Ризосфера песчаных растений (Баканас)	14,0–100,0	<i>Aureus, Albus, Coerulescens, Violaceus, Flavus, Lavendulae-roseus, Chromogenes, Aureus,</i>
Такыры	6,0–55,0	<i>Ruber, Lavendulae -roseus, Albus, Roseus, Chromogenes, Flavus, Coerulescens, Fuscus, Helvolus,</i>
Такыровидные почвы	2,1–75,0	<i>Coerulescens, Ruber, Albus, Chromogenes, Aureus Violaceus, Lavendulae-roseus</i>
Ризосфера такыровидных растений	2,2–73,0	<i>Lavendulae-roseus, Chromogenes, Albus, Coerulescens, Flavus, Aureus, Violaceus, Ruber,</i>

Установлено, что количественное содержание бактерий, актиномицетов и грибов в образцах песков Иле-Балхашского заповедника составляет $4,0-45,0 \times 10^3$ КОЕ/г; $4,5-14,0 \times 10^3$ КОЕ/г; $1,0-1,2 \times 10^3$ КОЕ/г, соответственно. Процентное содержание актиномицетов от общего уровня бактерий в песчаных почвах варьирует в пределах 15,1–50,0%. В образцах ризосферы песчаных растений содержание бактерий, актиномицетов и грибов: $1,9-11,0 \times 10^4$ КОЕ/г; $1,4-10,0 \times 10^4$ КОЕ/г; $1,0-3,0 \times 10^3$ КОЕ/г. Наибольшее количество актиномицетов отмечено в ризосфере эркека (*Agropyrum sibiricum*) – 57,6% и эбелека (*Ceratocarpus uticulosus*) – 52,34%. Общее микробное число в прикорневой зоне растений было в 3,5 раза выше, а присутствие актиномицетов – в 5,5 раза выше, чем в почвенных образцах.

Наряду с сериями *Albus*, *Chromogenes*, *Coerulescens*, наиболее часто встречаемыми являются представители пигментных серий: *Flavus*, *Ruber*, *Violaceus*. Основными сериями актиномицетов в песчаных почвах Иле-Балхашского заповедника были – *Albus*, *Chromogenes*, *Coerulescens*, *Glaucosencens*, *Ruber*, *Lavendulae-roseus*. Качественный состав актиномицетов прикорневой зоны растений песчаных почв Иле-Балхашского заповедника разнообразен. Доминирующими сериями являются *Chromogenesi Albus*, из представителей пигментных серий – *Coerulescens*, *Aureus*, *Flavus*, *Lavendulae-roseus*.

Установлено, что количественное содержание бактерий, актиномицетов и грибов в образцах такыров составляло $8,0-85,0 \times 10^3$ КОЕ/г, $6,0-55,0 \times 10^3$ КОЕ/г, $1,0-2,0 \times 10^3$ КОЕ/г. Процентное содержание актиномицетов в такырах в общей массе бактерий изменялось от 3,5% до 46,7%. Доминирующими сериями в такырах являются *Albus*, *Roseus* и *Chromogenes*. Часто встречаются также актиномицеты серий *Aureus*, *Coerulescens* и *Flavus*.

В образцах такыровидных почв содержание бактерий, актиномицетов и грибов: $6,5-150,0 \times 10^3$ КОЕ/г; $2,1-75,0 \times 10^3$ КОЕ/г; $1,0-2,0 \times 10^3$ КОЕ/г. Процентное содержание актиномицетов в образцах такыровидных почв относительно общего числа бактерий составляло – 7,6–41,7%. Преобладающими сериями являются *Albus* и *Aureus*.

Таким образом, актиномицеты, благодаря своим адаптационным и деструктивным способностям, являются значимым компонентом микробocenозов аридных зон Иле-Балхашского заповедника. В наибольшем численном количестве они распространены в такыровидных почвах и ризосфере пустынных растений. Жизнедеятельность актиномицетов в экстремальных условиях тесно связана с ризосферой растений, где их количество может быть выше, чем в контрольных образцах почв (Abo-Shadi et al., 2010). Ризосферная зона представляет собой своеобразную «буферную» систему, препятствующую воздействию среды на микрофлору. В песчаных почвах ризосферный эффект более ярко выражен.

Для изученных пустынных экосистем также характерно присутствие окрашенных форм актиномицетов. Биосинтез пигментов в сочетании с известной устойчивостью к высушиванию можно рассматривать как адаптационные приспособления к обитанию в условиях пустынь, в частности к высокому уровню радиации.

Литература

Звягинцев Д. Г., Зенова Г. М., Грачева Т. А., Курапова А. И., Дуброва М. С. Разнообразие почвенных актиномицетных комплексов, обусловленное температурными адаптациями мицелиальных актинобактерий // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 1. С. 4–23.

Семенов С. М. Лабораторные среды для актиномицетов и грибов. М.: Агропромиздат, 1990. 283 с.

Гаузе Н. Ф., Преображенская Т. П., Свешникова М. А., Терехова Л. П., Максимова Т. С. Определитель актиномицетов. М.: Наука, 1983. 245 с.

A bo-Shadi M., Sidkey N.M., Al-Mutrafy A.M. Antimicrobial agentproducing microbes from some soils' rhizosphere // J Am Sci. 2010. Vol. 6, № 10. P. 915–925.

ПЛАСТИЧНОСТЬ ПАСЛЁНА СЛАДКО-ГОРЬКОГО НА УРОВНЕ СИМПОДИАЛЬНОЙ ОСИ

И. А. Журавлёва

*Вятский государственный гуманитарный университет,
S-dulcamara@yandex.ru*

Solanum dulcamara L. (паслён сладко-горький) – летнезелёный вегетативно-подвижный поликарпический длиннокорневищный лиановидный полукустарник с симподиально нарастающими осями из серии монокарпических побегов. В структуре симподиальной оси *S. dulcamara* выделяем 2 типа монокарпических побегов:

1) побеги, развивающиеся из почек регулярного возобновления на прошлогодних резидях (исходные побеги, побеги n -го порядка ветвления);

2) побеги, развивающиеся при акросимподиальном нарастании из почек обогащения на приростах текущего года (побеги $n+1$ и последующих порядков ветвления).

Исходя из представлений W. Troll (1964) с последующими дополнениями (Серебрякова, Петухова, 1978; Серебрякова, Павлова, 1986; Борисова, Попова, 1990; Савиных, 1998) для побегов 1 типа характерны следующие структурно-функциональные зоны (рис. 1а):

– нижняя зона торможения (1–2 метамера, в узлах которых находятся катафиллы и паракатафиллы) – НЗТ;

– зона возобновления (5–7 метамеров, почки которых развиваются на следующий год, в узлах расположены паракатафиллы и листья срединной формации) – ЗВ;

– средняя зона торможения (1–2 метамера с листьями срединной формации, пазушные почки которых не трогаются в рост) – СЗТ;

– зона обогащения (1–2 метамера с листьями срединной формации, из пазушных почек которых развиваются побеги обогащения) – ЗО;

– зона соцветия – ЗС.

Побеги $n+1$ и последующих порядков ветвления отличаются большим разнообразием с точки зрения структурно-функционального зонирования. В зависимости от длительности жизни насчитываем 4 варианта таких побегов (рис. 1б, в, г, д).

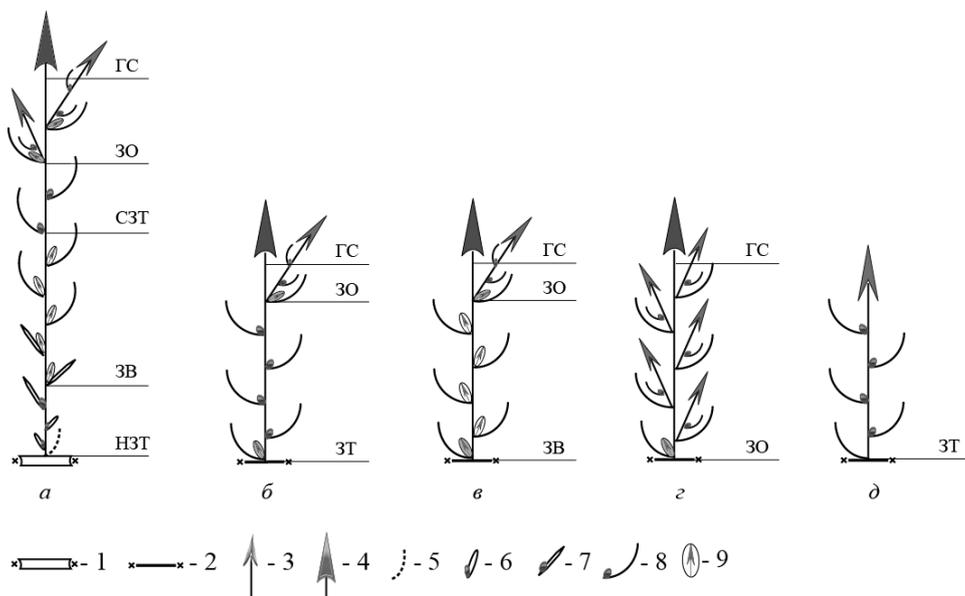


Рис. 1. Структурно-функциональное зонирование монокарпических побегов *S. dulcamara*: а – побег 1-го типа, развивающийся из почки регулярного возобновления (побег условно n порядка); б – побег 2-го типа, развивающийся из пазушной почки на приросте текущего года, полностью отмирающий в конце вегетационного периода (побег условно $n+1$ или $n+2$ порядка); в – побег 2-го типа, развивающийся из пазушной почки на приросте текущего года, входящий в состав многолетней оси растения (побег условно $n+1$ или $n+2$ порядка); г – побег 2-го типа, развивающийся из пазушной почки на приросте текущего года (побег условно $n+3$ порядка ветвления – предпоследнего); д – побег 2-го типа, развивающийся из пазушной почки на приросте текущего года (побег условно $n+4$ порядка ветвления – последнего).

Условные обозначения: 1 – участок побега прошлого года, 2 – участок текущего побега, 3 – нарастающий побег текущего года, 4 – соцветие, 5 – отмерший лист срединной формации, 6 – катафилл с пазушной почкой, 7 – паракатафилл с пазушной почкой, 8 – лист срединной формации с пазушной почкой, 9 – почка возобновления.

В случае, если побег 2–3 порядка ветвления отмирает к концу вегетационного сезона (рис. 1б), в его структуре выделяем 3 зоны:

- зона торможения (6–7 метамеров с листьями срединной формации и пазушными почками, которые никогда не тронутся в рост) – ЗТ;
- зона обогащения (1–2 верхних метамера с листьями срединной формации, из пазушных почек которых развиваются побеги обогащения);
- зона соцветия.

Если побег 2–3 порядка ветвления не отмирает, а входит в состав многолетнего тела растения в виде резиды, в его структуре выделяем следующие зоны (рис. 1в):

- зона возобновления (6–7 метамеров с листьями срединной формации и пазушными почками, которые трогаются в рост весной следующего года);
- зона обогащения (1–2 верхних метамера с листьями срединной формации, из пазушных почек которых развиваются побеги обогащения);
- зона соцветия.

Для побегов 4-го порядка ветвления типично наличие 2-х структурно-функциональных зон (рис. 1г):

– зона обогащения (5–7 метамеров с листьями срединной формации, пазушные почки которых трогаются в рост сразу после закладки без периода покоя);

– зона соцветия.

Побеги последнего 5-го порядка ветвления не переходят к цветению, полностью отмирают в конце вегетационного периода и имеют одну структурно-функциональную зону – зону торможения (рис. 1д).

Перечисленные выше монокарпические побеги составляют симподиально нарастающую ось с 4–5 последовательно зацветающими соцветиями. В структуре растения она выступает как целостная единица, поэтому мы, вслед за Н. П. Савиных (2006), впервые выделившей структурно-функциональные зоны у моноподиально нарастающей оси, считаем возможным описать такие зоны и у оси, нарастающей симподиально. В зависимости от размера зоны возобновления выделяем 3 варианта симподиальной оси (рис. 2).

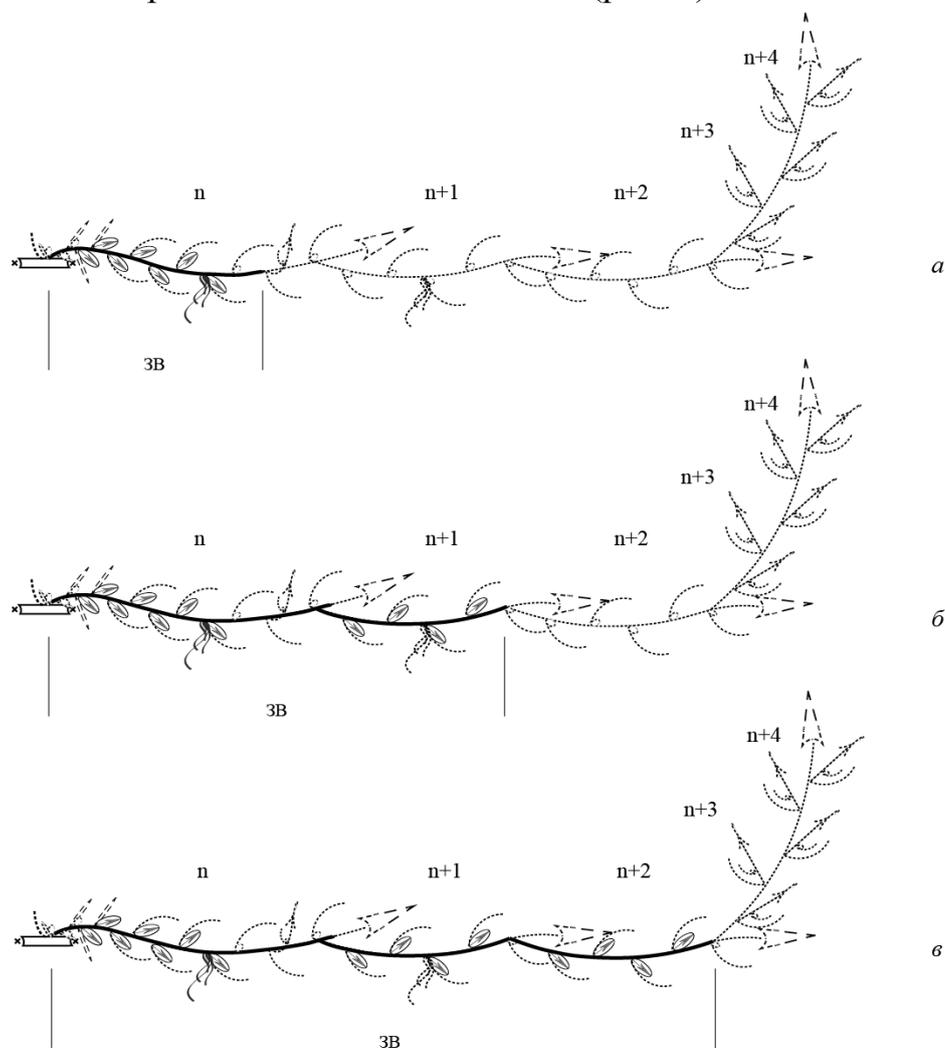


Рис. 2. Структурно-функциональное зонирование симподиальной оси полукустарника *S. dulcamara*: толстой линией показаны побеги, входящие в состав многолетней побеговой оси, пунктиром – отмирающие части тела растения

У паслёна сладко-горького во время неблагоприятного периода всегда отмирают побеги послед него и предпоследнего порядка ветвления ($n+3$ и $n+4$), так как побеги $n+3$ порядка большей частью не одревесневшие и их почки вернулись в побеги. Побеги предыдущих порядков ветвления способны сохранить почки возобновления до весны, однако это зависит от условий окружающей среды, степени укрытия самих побегов. Так зона возобновления может включать метамеры с почками возобновления, принадлежащие побегу $n+1$ (рис. 2а) и $n+2$ порядков ветвления (рис. 2б), что наиболее часто встречается в наземных условиях произрастания паслёна, особенно у стелющейся формы. В условиях менее суровой зимы и в случае укрытия побегов слоем опада и снега, зона возобновления может включать симподий из 3-х побегов (рис. 2в), что нередко встречается у лиановидной экобиоморфы, произрастающей в толще ветвей кустарников, что, вероятно, и является дополнительной защитой.

Таким образом, разнообразие монокарпических побегов, входящих в состав симподиальной оси паслёна, свидетельствует о его пластичности. Развитие побегов в течение вегетационного периода ограничивается только условиями умеренного климата, что говорит о аperiodичности паслёна и подтверждается тем, что в разные годы можно наблюдать различное количество монокарпических побегов в составе симподия, последние из которых нередко не успевают перейти к цветению.

Работа выполнена в рамках гранта РФФИ (№ проекта 13-04-01057).

Литература

- Борисова И. В., Попова Г. А. Разнообразие функционально-зональной структуры побегов многолетних трав // Ботанический журнал. 1990. Т. 75. № 10. С. 1420–1426.
- Савиных Н. П. Розеточные травы в роде *Veronica* L. (*Scrophulariaceae*) и их происхождение // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. биол. 1998. Т. 103. Вып. 3. С. 34–41.
- Савиных Н. П. Род Вероника: морфология и эволюция жизненных форм. Киров, 2006. 324 с.
- Серебрякова Т.И., Павлова Н.Р. Побегообразование, ритм развития и вегетативное размножение в секции *Potentilla* рода *Potentilla* (*Rosaceae*) // Ботанический журнал. 1986. Т. 71. № 2. С. 154–167.
- Серебрякова Т. И., Петухова Л. В. «Архитектурная модель» и жизненные формы некоторых травянистых Розоцветных // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. биол. 1978. Т. 83, Вып. 6. С. 51–66.
- Troll W. Die Infloreszenzen. Bd. 1. Jena: Fischer Verlag, 1964. 615 s.

ИНДИКАЦИЯ ПАЛЕОУСЛОВИЙ БОЛОТ ПО ДАННЫМ БОТАНИЧЕСКОГО СОСТАВА ТОРФОВ (НА ПРИМЕРЕ ТУЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ)

С. А. Савенкова, Ю. А. Шувалова, Е. М. Волкова
Тульский государственный университет, convallaria@mail.ru

Болота являются одними из древних среди существующих экосистем суши, поскольку их возникновение относится к началу голоцена. В процессе развития на болотах происходит отмирание и накопление органического вещества, образующего торф. При этом отмершие части растений разлагаются не полностью, в результате чего торф формируется из аморфного разложившего органического вещества и неразложившихся остатков растений.

В процессе развития болотной экосистемы происходит изменение условий водно-минерального питания, что влияет на характер растительности и ботанический состав торфа. Так, если растительность болота была эвтрофного типа, то питание болота осуществлялось богатыми минеральными водами (грунтовые или поверхностные). Растительность олиготрофного типа свидетельствует об использовании слабоминерализованных вод (атмосферные осадки) в питании болота. Отмирая, части произраставших растений формируют соответствующий (низинный, верховой) торф. Следовательно, по составу слагающих торф остатков растений возможна индикация гидрологических условий на разных этапах развития болота. Подобный подход был применен для индикации условий палеосообществ карстово-суффозионных болот Тульской области.

Объектами исследования явились болота Кочаки-1 (Щекинский район) и Быковка (Киреевский район). Для исследования было проведено бурение торфяных залежей указанных болот и отобраны образцы торфа по всей глубине залежей (от дна болота до современной поверхности). Образцы торфа хранили в холодильнике. Перед проведением анализа торф размораживали, определяли степень разложения каждого образца (как долю аморфного вещества в поле зрения микроскопа), затем образцы промывали под струей воды для удаления гумусированной части и определяли ботанический состав растительных остатков микроскопическим методом (Атлас., 1959). Полученные результаты позволили выявить строение залежей и реконструировать этапы развития болот.

Болото Кочаки-1 образовано в понижении глубиной более 7 м, имеет округлую форму и занимает площадь менее 1 га (Волкова, Бурдыкина, 2006). Болото является одним в цепочке 4-х карстовых болот у д. Ясная Поляна. Растительный покров болота разнообразен и представлен эвтрофными сообществами по окрайке болота, очеретниково-осоково-сфагновым и кустарничково-тростниково-сфагновым ценозами в центральной части. Бурение и отбор образцов проведены в кустарничково-тростниково-сфагновом сообществе (*Охусоссис palustris*, *Sphagnum magellanicum*, *S. angustifolium*, *S. fallax*). Данное сообщество является мезотрофным, поскольку уровень болотных вод залегает близко к поверхности (УБВ= -15 см), минерализация (содержание минеральных солей) питающих вод низка (32–40 мг/л).

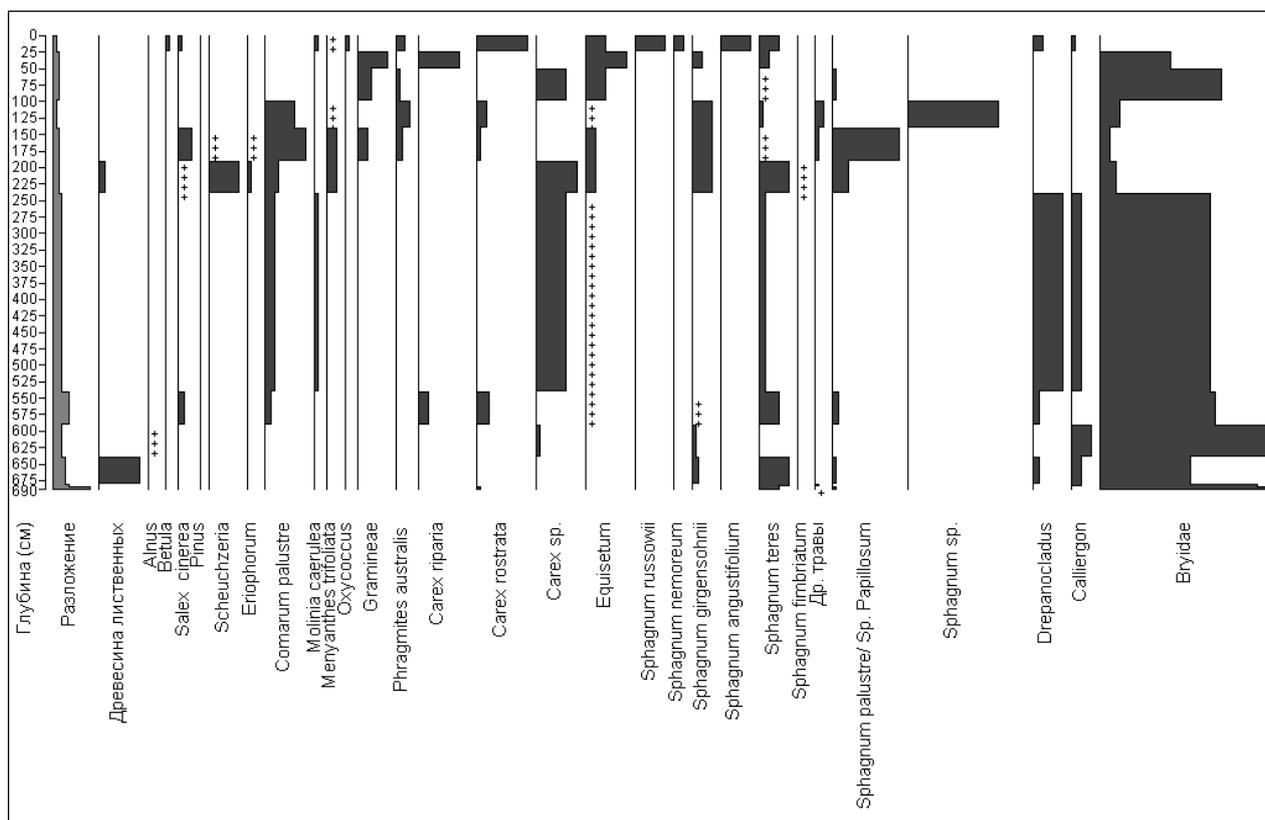


Рис. 1. Стратиграфия торфяных отложений болота Кочки-1 (Щекинский р-н, Тульская область)

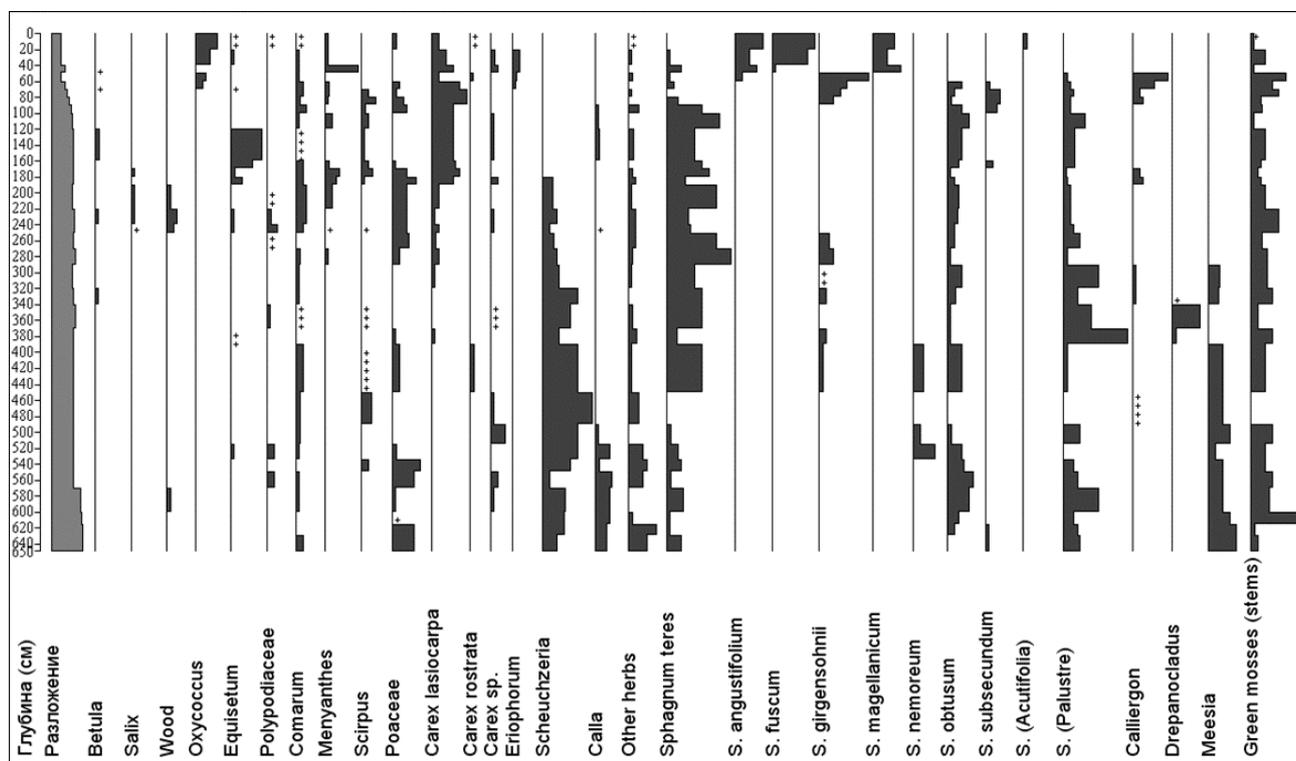


Рис. 2. Стратиграфия торфяных отложений болота Быковка (Киреевский р-н, Тульская область)

Проведенный ботанический анализ торфа показал (рис. 1), что торфяная залежь образована низинными и переходными типами торфа. При этом, низин-

ные торфа доминируют, залегая со дна и до глубины 25 см от поверхности и представлены 3 видами (гипновый, сфагновый, травяно-сфагновый). Переходный торф залегают только в верхней части залежи (глубина 0–25 см) и представлен осоково-сфагновым видом. Такое строение залежи позволяет реконструировать этапы развития болота.

Первый этап является наиболее продолжительным и соответствует эвтрофной стадии развития, что отражает наличие низинных видов торфа в залежи. Однако по составу торфов видно, что этап не был однородным и в нем можно выделить 3 фазы (рис. 1). На начальной фазе развития болото использовало в питании богатые минеральными солями делювиальные воды, что обеспечило формирование эвтрофной влаголюбивой растительности, представленной зелеными (*Drepanocladus* sp.) и сфагновыми (*Sphagnum teres*) мхами, *Equisetum* и др. Впоследствии, по мере накопления в понижении торфяных отложений, образованных на предыдущей фазе развития и послуживших субстратом для внедрения сфагновых мхов, формируется сфагновый низинный торф. В нем доминируют остатки *S. palustre* и *S. papillosum*, диагностирующие условия болотных топей и мочажин. Следовательно, на этом этапе выявленная смена видов торфа отражает изменение микроландшафта болота. При этом эвтрофный характер растительности сохраняется. Повторное обводнение поверхности болота произошло позднее, поскольку вновь появляется гипновый низинный торф. Выявленное чередование низинных видов торфа отражает изменение экологических условий на первом этапе развития болота. Как видно, несмотря на подпитку болота богатыми водами, по мере торфонакопления изменялись условия обводнения, что обеспечило чередование гипновых и сфагновых низинных торфов.

Второй этап развития болота непродолжителен. Он характеризуется частичным переходом на атмосферное питание и появлением в растительном покрове *Sphagnum angustifolium* – индикатора обедненных условий (рис. 1). Сочетание в составе торфов остатков эвтрофных и олиготрофных видов растений позволяет рассматривать этот этап как мезотрофный в развитии болота, что подтверждается наличием в верхних горизонтах торфяной залежи осоково-сфагнового переходного торфа.

Болото Быковка располагается в комплексе болот, насчитывающем 53 карстовых провала, имеет округлую форму, глубину около 11 метров и занимает площадь 0,05 га (Вислогузова и др., 2010). По характеру растительности болото является сфагновым олиготрофным. Древесный ярус отсутствует. Единично представлены березы высотой 3–5 м. В растительном покрове доминирует осоково-сфагновое сообщество с *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, *S. angustifolium* и *Polytrichum strictum*. Уровень болотных вод (УБВ) составляет – 10–15 см от поверхности болота, минерализация – 48 мг/л. Такие условия обусловлены питанием болота преимущественно атмосферными осадками, что определяет формирование олиготрофной растительности. Торфяная залежь ненарушенная, неоднородная, разорвана линзами (прослойками) воды. Наиболее крупная линза воды обнаружена на глубине 650–800 см. На глубине 850–900 см в составе торфа обнаружены древесные остатки.

Изучение ботанического состава торфяных образцов показало, что залежь сформирована тремя типами торфа. Доминирующим является низинный торф, залегающий со дна понижения до глубины 50 см от поверхности и представленный сфагновым, травяно-сфагновым, осоково-сфагновым, травяным, шейхцериево-сфагновым, шейхцериевым, гипновым, травяно-гипновым и древесным видами. На глубине 40–50 см находится травяно-сфагновым переходный торф. Верховой тип сформировался совсем недавно, занимает лишь верхние горизонты залежи (0–40 см) и представлен сфагновым торфом (рис. 2).

Реконструкция палеорастительности, основанная на данных ботанического состава торфов, позволила выделить 3 этапа в развитии данного болота. На первом этапе растительность болота Быковка имела эвтрофный характер, что диагностируют *Sphagnum teres*, *S. obtusum*, *S. subsecundum*, а также *Scheuchzeria* и зеленые мхи. С глубины 390 см и до 50 см в залежи присутствуют остатки различных травянистых (*Equisetum*, *Scirpus*, *Menyanthes*, *Carex* и *Poaceae*) и древесных (*Salix*, *Betula*) растений. Такой состав палеосообществ обусловлен богатым водно-минеральным питанием болота, что обеспечило формирование низинных видов торфа.

Второй этап (40–50 см) характеризуется кратковременным появлением мезотрофной растительности и образованием переходного торфа. Главная отличительная черта этого этапа – появление *Sphagnum angustifolium*. Третий этап (0–40 см) отражает переход болота на атмосферное питание, «маркерами» которого в залежи являются *Sphagnum magellanicum*, *S. angustifolium* и *S. fuscum*. На таком сфагновом верховом торфе сформирован современный растительный покров данного болота.

Таким образом, по данным ботанического состава, в развитии карстовых болот Тульской области преобладающей является эвтрофная стадия, характеризующаяся богатым водно-минеральным питанием за счет стока поверхностных и подпитки грунтовых вод. Мезо- и олиготрофные стадии являются достаточно «молодыми», что связано с переходом на питание атмосферными осадками, что свидетельствует об уязвимости таких растительных сообществ и необходимости их охраны.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 13-05-97513 - р_центр_a).

Литература

Атлас растительных остатков / Под ред. С. Н. Тюремнова. Москва – Ленинград, 1959. 228 с.

Вислогузова Д. В., Волкова Е. М., Бурова О. В. Роль карстовых болот в сохранении биологического разнообразия на границе леса и степи (на примере болот у д. Быковка, Киреевский район) // Проблемы изучения и восстановления ландшафтов лесостепной зоны: Сб. науч. статей / Под ред. О. В. Буровой, Е. М. Волковой. Вып. 1. Тула, 2010. С. 89–93.

Волкова Е. М., Бурдыкина Е. С. Возникновение, развитие и современное состояние карстовых болот у д. Кочаки (Щекинский район, Тульская область) // Природа Тульской области (сб. науч. трудов). Вып. 1. Тула, 2006. С. 88–105.

ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКИЙ СОСТАВ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ СО СЛОЖНЫМ ОРГАНОПРОФИЛЕМ ПУГОВЫХ ЛАНДШАФТОВ ВЯТСКОГО ПРИКАМЬЯ

А. О. Хлебникова, А. М. Прокашев

*Вятский государственный гуманитарный университет,
amprokashev@gmail.com, anastasia_player@mail.ru*

Объект исследования – дерново-подзолистые почвы с реликтовым гумусовым горизонтом АЕ1h, выявленные авторами на периферии песчано-гравийного холма (пуги) Чепецко-Кильмезского междуречья, севернее дер. Медвежена Фалёнского района. Предмет исследования – гранулометрический состав, косвенно отражающий консервативные свойства минеральной фазы почв, т.е. палеоэкологические условия формирования почв за длительный период истории развития почвы. Ниже приводится описание данного почвенного разреза (табл. 1).

Условия почвообразования:

Рельеф – вершина высокого водораздела; периферия пуги в месте разработки небольшого гравийно-галечного карьера.

Угодье – луг разнотравно-злаковый с редкими зарослями ивы, переходящий в нисходящем направлении в сенокосно-пастбищные угодья. Увлажнение атмосферное, достаточное, глубина грунтовых вод – более 5–6 м.

Почва: дерново-среднеподзолистая тяжелосуглинистая на моренном валунном суглинке с реликтовым гумусовым горизонтом.

Таблица 1

Строение почвенного профиля

Горизонт	Глубина образца, См	Свойства генетических горизонтов
A ₀	0-1	Сухой, желтоватый, слаборазложившиеся листья и стебли разнотравной луговой растительности, рыхлый, корней нет, переход ясный, ровный
Нанос (от разработки карьера)	1-10	Сухой, светло-бурый, легкосуглинистый, с редкими включениями гравия, гальки, мелкокомковатый, рыхлый, корней много, переход ясный, ровный
A ₁	10-19	Сухой (на стенке карьера), светло-бурый, тяжелосуглинистый, с редкими включениями песчано-гравийного материала, зернисто-плитчатый, рыхлый, слабозаметная белесая присыпка кремнезёмистой скелетаны, корней много, переход ясный, ровный
A ₂	19-23 (до 30)	Сухой, белесый, в нижней части с буроватым оттенком, средне-суглинистый, листовато-пластинчатый, с включениями дресвы, очень много белесой присыпки скелетаны, встречаются редкие буровато-черноватые конкреции гидроксидов Fe и Mn величиной до 1 мм, корней меньше, чем в гор. A ₁ , переход ясный, волнисто-языковатый

Горизонт	Глубина образца, см	Свойства генетических горизонтов
A ₁ A ₂ h	23-50 (до 52)	Сухой, белесовато-серый, среднесуглинистый, с редкими включениями гравия и дресвы, плитчатый в верхней части с глубины 34 см – зернисто-ореховатый, уплотненный, на поверхности агрегатов много белесой присыпки скелетаны, внутренняя часть агрегатов тёмная, переходящая с глубиной в пятнистую серо-коричневую по окраске массу вследствие различной степени гумусовой пропитки агрегатов, корней мало, переход ясный, волнисто-кармановидный (в целом горизонт представлен в виде единичного крупного кармана протяженностью около 53 см по горизонтальной оси)
B ₁	50-66	Влажный, коричнево-бурый, тяжелосуглинистый, с редкими включениями гальки и дресвы до 3 см в поперечнике, плотный, на поверхности агрегатов, особенно в верхней части горизонта, наблюдается слабая присыпка скелетаны, отмечаются сосочковидные кутаны, корней мало, переход постепенный
B ₂	66-87	Сырой, буровато-коричневый, глинистый, с редкими включениями дресвы и гальки, зернисто-ореховатый, плотный, на отдельных участках наблюдается заметная присыпка скелетаны, переход постепенный
B ₂ C	87-99	Сырой, красновато-коричневый, тяжелосуглинистый, с редкими включениями дресвы, зернисто-ореховатый, плотный, более вязкий, чем гор. B ₂ , встречаются черноватые рыхлые, неправильной формы стяжения гидроксидов Fe и Mn, корни редкие, переход ясный, волнистый
C	99-150	Сырой, буровато-сероватый, неоднородный по окраске, с локализацией сероватых участков, в виде обширных пятен и полос, легкосуглинистый, с частыми включениями дресвы, комковато-бесструктурный, уплотненный, корни единичные

Морфолого-генетический анализ позволяет отметить ряд особенностей: 1) наличие сходства с зональными дерново-подзолистыми почвами южной тайги; 2) присутствие локального пепельно-серого гумусового горизонта AE1h с возрастом гуминовых кислот фракции ГКЗ по ¹⁴C 8680±90 лет (лаб. номер ЛУ-6672), свидетельствующим о полигенетичности профиля и принадлежности данной почвы к особому роду – со вторым гумусовым горизонтом (ВГГ); 3) о признаках деградации гумусово-аккумулятивной части профиля во второй половине голоцена; 4) о формировании почвы на валунных суглинках, вероятно ледникового (моренного) происхождения, что считалось проблематичным для территорий Вятского края, лежащих к югу от долины реки Чепцы.

Результаты анализа гранулометрического состава профиля служат подтверждением вышеизложенного (табл. 2, 3). Дерново-подзолистая почва пугового ландшафта формируется на иловато-крупнопылеватых моренных бескарбонатных валунных суглинках (и глинах) преимущественно суглинисто-легкоглинистой разновидностей. В отличие от широко распространённых на окружающих междуречьях покровных суглинков, не имеющих в своём составе фракции почвенного скелета (частицы более 1 мм), в минеральной фазе данной

почвы содержится некоторое количество обломочного гравийно-галечного компонента – до 3% на уровне горизонтов А и В и до 12% в материнской породе. Резкие различия в содержании скелетной фракции указывают на литогенную неоднородность почвообразующего субстрата, что обычно для моренных отложений, в отличие от покровных суглинков региона.

Таблица 2

Гранулометрический состав почвы

Гор-т, глубина образца, см	Гигроск. влажн., %	Масса скелета, %	Содержание фракций в мм, %						
			1–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	< 0,001	< 0,01
A ₁ (5-15)	2,85	0,66	5,4	0,5	44,6	25,9	12,9	10,7	49,5
A ₂ (19-23)	1,83	0,13	3,0	5,3	57,1	10,1	14,4	10,1	34,6
B ₁ (53-63)	3,31	1,30	1,8	2,8	47,7	9,3	9,1	29,4	47,8
B ₂ (70-80)	4,17	2,7	8,9	3,3	36,8	9,0	12,0	30,0	51,0
B ₂ С (90-99)	4,82	3,1	10,6	10,7	33,2	6,8	11,9	26,8	45,5
С (140-150)	2,46	11,8	35,8	18,6	16,1	8,0	10,5	11,0	29,5

В составе мелкозёма (частицы менее 1 мм) преобладают фракции крупной пыли, реже – крупного и среднего песка (в горизонте С) и ила. В сумме они составляют не менее 55–75% в горизонтах А и В и лишь в материнской породе их количество значительно ниже – 26%, что служит дополнительным подтверждением литогенной неоднородности минеральной матрицы почв. Показательным является элювиально-иллювиальный характер вертикального распределения ила, который вероятно объясняется не только литологическим фактором, но и следствием протекания почвообразующих процессов элювиальной природы – лессиважем и кислотным гидролизом, – вызывающих вынос ила из горизонтов А и его частичной аккумуляцией в срединных горизонтах В. Однако факт несомненного вклада литогенного фактора в текстурную дифференциацию профиля не позволяет корректно произвести анализ величин выноса-накопления ила в профиле. Вертикальное распределение физической глины имеет менее закономерный характер. Средняя часть профиля (горизонты В) характеризуется наибольшим количеством частиц физической глины, и имеет преимущественно тяжелосуглинистый состав с содержанием ила на уровне 27–30% и физической глины порядка 45–51%. Причём гумусовый горизонт содержит в 1,4 раза больше частиц физической глины, что может быть связано с биогенной аккумуляцией в нём гумусовых коллоидов. Обращает внимание минимальное содержание частиц менее 0,01 мм в горизонте А₂, подтверждающий ранее высказанное суждение о проявлении деградации минеральной фазы данной почвы. На уровне горизонта С отмечается значительное уменьшение содержания физической глины – до 30%, – т. е. меньше, чем в горизонте А₁.

Для оценки степени исходной однородности почвообразующих пород и определения роли литогенного и педогенного факторов текстурной дифференциации нами использован метод перерасчёта различных фракций мелкозёма на обезыленную навеску. Он позволяет приблизительно судить о степени однородности породы по соотношению частиц, более устойчивых к выветриванию и

выносу. Расчёты показывают, что у исследуемой почвы, отсутствуют закономерные различия в содержании песчано-пылеватых фракций в целом для профиля (табл. 3).

Таблица 3

Гранулометрический состав почв (на обезыленную навеску)

Горизонт, глубина образца, см	Содержание фракций в обезыленной массе почвы в мм, %					
	1–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	> 0,01
A ₁ (5-15)	6,0	0,6	50,0	29,0	14,4	57,2
A ₂ (19-23)	3,3	5,9	63,6	11,2	16,0	72,8
B ₁ (53-63)	2,5	4,0	67,6	13,2	12,9	74,1
B ₂ (70-80)	12,7	4,7	52,6	12,8	17,1	70,0
B ₂ C (90-99)	14,5	14,6	45,3	9,3	16,3	74,4
C (140-150)	40,2	20,9	18,1	9,0	11,8	79,2

Иными словами, обезыленная масса почвы обнаруживает литогенно обусловленную вертикальную неоднородность, особенно наглядную на границе горизонтов В и С. Так, в материнской породе резко возрастает содержание песчаной фракции – частиц размером 1–0,05 мм, и одновременно не менее резко снижается содержание крупной пыли и, отчасти, остальных, более мелких пылеватых фракций. Более однородный состав обезыленной массы горизонтов А и В, на фоне отмеченного выше о характере вертикального распределения в почве в целом, даёт основание для сделанного ранее допущения о вкладе педогенного фактора в элювиально-иллювиальное распределение ила с минимумом в горизонтах А (и С) и максимумом в горизонте В.

Таким образом, исследуемая дерново-подзолистая почва обладает контрастным по гранулометрическому составу профилем двойственной природы, обусловленной, во-первых, исходной литогенной неоднородностью, во-вторых, действием наложенных на неё педогенных механизмов – выносом ила из верхних аккумулятивно-элювиальных горизонтов и аккумуляцией их в средней части профиля, главным образом в последние 5 тыс. лет. Именно с этого времени началась относительно активная деградация реликтового гумусового горизонта АЕ1h почв Вятского Прикамья после атлантического оптимума голоцена (Прокашев, 2009).

Литература

Прокашев А. М. Генезис и эволюция почв бассейна Вятки и Камы. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2009. 386 с.

ФИТОЦЕНОТИЧЕСКИЕ РЯДЫ В РАЗРЕЗЕ ДОЛИНЫ р. БЫСТРИЦА В ОРИЧЕВСКОМ РАЙОНЕ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

О. А. Перешеина, Е. В. Рябова

Вятский государственный гуманитарный университет,
olgaalexperesheina@mail.ru

Цель работы – выявить фитоценотические ряды в разрезе долины р. Быстрица у п. Торфяной Оричевского района Кировской области.

Изучение проводили по общепринятой геоботанической методике с использованием маршрутных методов (Шенников, 1964; Смирнова и др, 2000). Растения определяли по «Определителю сосудистых растений...» (1995) с использованием конспекта флоры Кировской области (Тарасова, 2007). В период с 2008 по 2013 гг. было исследовано 12 лесных и 2 луговых ценозов. Было выявлено и исследовано 3 фитоценотических ряда, удаленных друг от друга на 150 м. Они были заложены тремя линиями от межени реки Быстрица до ее коренного берега.

В фитоценотическом ряду № 1 было заложено 6 площадок, было исследовано 2 луговых и 4 лесных участка.

Участок № 1 (луговой). Тимофеево-мятликово-манжетковая ассоциация. Произрастает 21 вид. Доминируют тимopheевка луговая (*Phleum pratense* L.), мятлик обыкновенный (*Poa trivialis* L.) и манжетка обыкновенная (*Alchemilla vulgaris* L.). Разнотравья – 69%, злаков – 21%, бобовых – 10%. Высота травостоя – 50 см.

Участок № 2 (луговой). Тимофеево-овсяницево-земляничная ассоциация. Количество видов – 22. Доминируют земляника зеленая (*Fragaria vesca* L.), тимopheевка луговая (*Phleum pratense* L.) и овсяница луговая (*Festuca pratensis* L.). В процентном соотношении обильнее представлено разнотравье – 57%, злаки – 36%, бобовые – 7%.

Участок № 3 (лесной). Тип леса ельник-черничник. В древостое преобладает ель финская (*Picea x fennica* (Regel) Kom.). Средний диаметр ели – 32 см, высота – 27 м. Возраст около 50 лет. Кустарниковый ярус представлен 4 видами, преобладают рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia* L.), можжевельник обыкновенный (*Juniperus communis* L.). В травянисто-кустарничковом ярусе описано 18 видов сосудистых растений. Доминирующими видами являются черника (*Vaccinium myrtillus* L.), брусника (*Vaccinium vitis idaea* L.).

Участок № 4 (лесной) Сосняк разнотравный. В древесном ярусе преобладает ель финская и сосна обыкновенная (*Pinus silvestris* L.). Средний диаметр ели – 30 см, высота – 21 м, средний диаметр сосны – 42, высота – 24. Возраст леса около 50 лет. В подросте преобладает ель обыкновенная. Кустарниковый ярус представлен 4 видами, из которых наиболее распространены рябина обыкновенная, малина обыкновенная (*Rubus idaeus* L.). В травяно-кустарничковом ярусе описано 16 видов растений, наиболее часто встречающиеся копытень европейский (*Asarum europaeum* L.), хвощ лесной (*Equisetum silvaticum* L.).

Участок № 5 (лесной). Ельник разнотравный. Хорошо выраженный древостой, в котором преобладает ель финская. Средний диаметр ели – 21 см, высота – 27 м. В возобновлении представлена ель обыкновенная. Возраст леса 50 лет. В кустарниковом ярусе встречено 6 видов. Наиболее распространены рябина обыкновенная, крушина ломкая (*Frangula alnus* Mill). В травяно-кустарничковом ярусе встречено 20 видов растений. Преобладают сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.), кислица заячья (*Oxalis acetosella* L.), земляника лесная (*Fragaria vesca* L.).

Участок № 6 (лесной). Сосново-елово-разнотравный лес. В древостое преобладают сосна обыкновенная и ель финская. Возраст 50 лет. В подросте доминируют рябина обыкновенная и крушина ломкая. В кустарниковом ярусе преобладают роза морщинистая (*Rosa rugosa* Thunb.) и малина обыкновенная (*Rubus idaeus* L.), в травяно-кустарничковом ярусе – брусника, черника, майник двулистный (*Majantnemum bifolium* L.), костяника (*Rubus saxatilis* L.).

Таким образом, фитоценотический ряд № 1 представлен следующими последовательно сменяющимися участками: тимофеево-мятликово-манжетковая ассоциация → тимофеево-овсяницево-земляничная ассоциация → ельник-черничник → сосняк-разнотравный → ельник-разнотравный → сосново-еловый разнотравный лес.

В фитоценотическом ряду № 2 было заложено 4 площадки, было исследовано 4 лесных участка.

Участок № 1 (лесной). Сосново-еловый кислично-черничный лес. Возраст леса около 50 лет. Древесный ярус смешанный по составу. Характеризуется хорошо выраженным древостоем, в котором преобладает ель финская и сосна обыкновенная. Кустарниковый ярус представлен 4 видами, из которых наиболее распространено волчье лыко (*Daphne mezereum* L.). В травяно-кустарничковом ярусе преобладают брусника, черника, майник двулистный и костяника.

Участок № 2 (лесной). Ельник – снытьево-кисличный. В древостое преобладает ель финская. Возраст около 50 лет. Средний диаметр ели – 28 см, высота – 22 м. Кустарниковый ярус представлен 4 видами, преобладает рябина обыкновенная. В травянисто-кустарничковом ярусе описано 15 видов сосудистых растений. Доминирующими видами являются сныть обыкновенная, кислица обыкновенная.

Участок № 3 (лесной). Ельник-черничник. Древесный ярус смешанный по составу. Возраст 50 лет. Характеризуется хорошо выраженным древостоем, в котором преобладает ель финская. Кустарниковый ярус представлен 5 видами, из которых наиболее распространены рябина обыкновенная, крушина ломкая. В травяно-кустарничковом ярусе описано 20 видов растений, наиболее часто встречающиеся черника, золотая розга (*Solidago virgaurea* L.), брусника, грушанка круглолистная (*Pyrola rotundifolia* L.), копытень европейский.

Участок № 4 (лесной). Сосняк-кислично-копытневый. Древесный ярус смешанный по составу. Характеризуется хорошо выраженным древостоем, в котором преобладает сосна обыкновенная. Возраст около 50 лет. Средний диаметр сосны – 26,4 см, высота – 25 м. В кустарниковом ярусе доминируют ряби-

на обыкновенная и малина обыкновенная, в травяно-кустарничковом – копытень обыкновенный, замляника лесная, сныть обыкновенная.

Таким образом, фитоценотический ряд № 2 представлен следующими последовательно сменяющимися участками: сосново-еловый чернично-кисличный лес → ельник-снытьево-кисличный → ельник-черничник → сосняк-кислично-копытневый.

В фитоценотическом ряду № 3 было заложено 4 площадки в лесных ценозах.

Участок № 1 (лесной). Сосново-елово-разнотравный лес. Характеризуется хорошо выраженным древостоем, в котором преобладает сосна обыкновенная и ель финская. Средний диаметр сосны – 33, высота – 28. Средний диаметр ели – 25, высота – 21. Возраст деревьев 50 лет. Кустарниковый ярус представлен 4 видами, из которых наиболее распространена рябина обыкновенная. В травяно-кустарничковом ярусе описано 18 видов растений, наиболее часто встречающиеся сныть обыкновенная, чина лесная (*Lathyrus silvestris* L.).

Участок № 2 (лесной). Сосново-еловый кислично-черничный лес. В древостое преобладает ель финская. Средний диаметр ели – 23 см, высота – 23 м. Средний диаметр сосны – 31, высота – 27. Возраст 50 лет. Кустарниковый ярус представлен 3 видами, преобладают крушина ломкая. В травянисто-кустарничковом ярусе описано 18 видов сосудистых растений. Доминирующими видами являются кислица обыкновенная, черника.

Участок № 3 (лесной). Ельник-черничник. В древостое преобладает ель финская. Средний диаметр ели – 22 см, высота – 21 м. Возраст около 50 лет. В кустарниковом ярусе роза морщинистая и малина обыкновенная. В травяно-кустарничковом – черника обыкновенная.

Участок № 4 (лесной). Березово-осиново-копытневый лес. В древостое преобладают лиственные виды береза пушистая (*Betula pubescens* Ehrh.) и осина (*Populus tremula* L.). Средний диаметр березы – 27 см, высота – 21 м. Средний диаметр осины – 26 см, высота – 24 м. В кустарниковом ярусе доминирует роза морщинистая, а в травяно-кустарничковом – копытень европейский.

Таким образом, фитоценотический ряд № 3 представлен следующими последовательно сменяющимися участками: сосново-елово-разнотравный лес → сосново-еловый кислично-черничный лес → ельник-черничник → березово-осиново-копытневый лес.

В результате геоботанических описаний 12 лесных и 2 луговых участков в пределах водоохраной зоны реки Быстрица Оричевского района Кировской области было составлено 3 фитоценотических ряда. Фитоценотический ряд № 1 представлен следующими последовательно сменяющимися участками: тимофеево-мятликово-манжетковая ассоциация → тимофеево-овсяницево-земляничная ассоциация → ельник-черничник → сосняк-разнотравный → ельник-разнотравный → сосново-еловый разнотравный лес. Фитоценотический ряд № 2: сосново-еловый чернично-кисличный лес → ельник-снытьево-кисличный → ельник-черничник → сосняк-кислично-копытневый. Фитоценотический ряд № 3: сосново-еловый разнотравный лес → сосново-еловый кислично-черничный лес → ельник-черничник → березово-осиновый копытневый лес.

Литература

Шенников А. П. Введение в геоботанику. Л.: Изд-во Ленинградского университета, 1964. 446 с.

Смирнова О. В. и др. Оценка и сохранение биоразнообразия лесного покрова в заповедниках Европейской России. М.: Научный мир, 2000. 186 с.

Определитель сосудистых растений центра европейской России / И. А. Губанов, К. В. Киселева, В. С. Новиков, В. И. Тихомиров. 2-е изд., дополн. и перераб. М.: Аргус, 1995. 560с.

Тарасова Е. М. Флора Вятского края. Часть 1. Сосудистые растения. Киров: ОАО «Кировская областная типография», 2007. 440 с.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ГРУППЫ РАСТЕНИЙ АНТРОПОГЕННО НАРУШЕННЫХ МЕСТООБИТАНИЙ В ЗАПОВЕДНИКЕ «НУРГУШ»

Е. В. Князева¹, Е. П. Лачоха²

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Государственный природный заповедник «Нургуш»,
nurgush@zapovednik.kirov.ru*

С усилением антропогенного воздействия на биотический компонент экосистем все более актуальным становится изучение процессов трансформации естественной растительности и формирования синантропных растительных сообществ. Процессу синантропизации растительного покрова подвержены и особо охраняемые природные территории, так как невозможно полностью оградить их от внедрения чужеродных видов.

Закономерности синантропизации растительного покрова в условиях заповедного режима изучались на участке «Нургуш» государственного природного заповедника «Нургуш» в 2013 г. Участок расположен в центральной части Кировской области на юго-востоке Котельничского района. Площадь участка – 5634 га, что составляет 0,02% территории Кировской области.

В качестве объекта исследования выбрана грунтовая дорога длиной 3,5 км, ведущая от границы заповедника к кордону. На дороге было заложено несколько учетных площадок размером 0,5 x 50 м, находящихся в разных экотопах (местообитаниях): прибрежных, лесных (хвойно-широколиственных и широколиственных) и пойменно-луговых. В лесных и прибрежных экотопах заложено 6 пробных площадей, на пойменных лугах – 8 пробных площадей. Внутри площадей выделяли правую и левую обочины дороги и межколейное пространство. Активность видов оценивалась по наличию вида на каждой из площадей.

В литературе (Тарасова, 2005) указано на произрастание на территории заповедника 484 видов сосудистых растений.

На исследуемой территории нами было зафиксировано 100 видов сосудистых растений. Наибольшее количество видов отмечено на участках дороги, проходящих через пойменные луговины (53 вида), меньшее количество видов – через лесные (25 видов) и прибрежные (23 вида) экотопы (рис. 1).

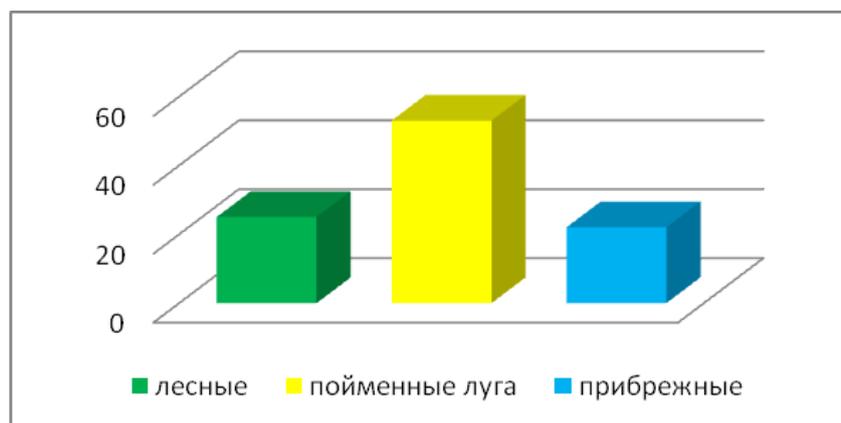


Рис. 1. Количество видов в разных экотопах

Анализ фитоценотических групп показал преобладание луговых растений: 37 видов. Рудеральных видов – 24, лесных – 23, прибрежно-водных – 16. (рис. 2).

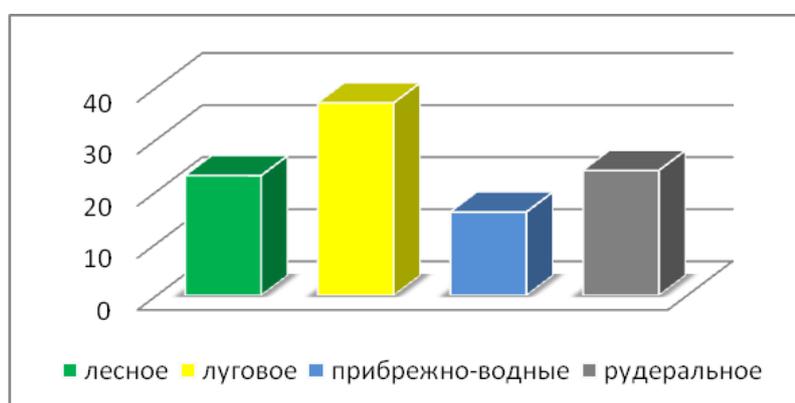


Рис. 2. Количество видов в разных фитоценотических группах

Для обочин дороги и межколеяного пространства была определена активность видов разных фитоценотических групп. На правой обочине (от кордона) (рис. 4) активность видов всех экологических групп немного выше, чем на левой обочине (рис. 3). Например, активность суммы лесных видов на правой обочине составляет 73 балла, а на левой обочине 65. Это может быть связано с большей освещенностью правой стороны дороги, имеющей южную экспозицию.

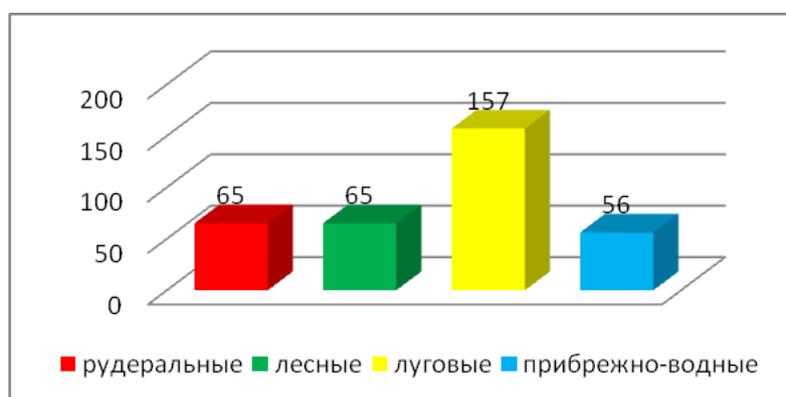


Рис. 3. Активность видов разных фитоценотических групп на левой обочине

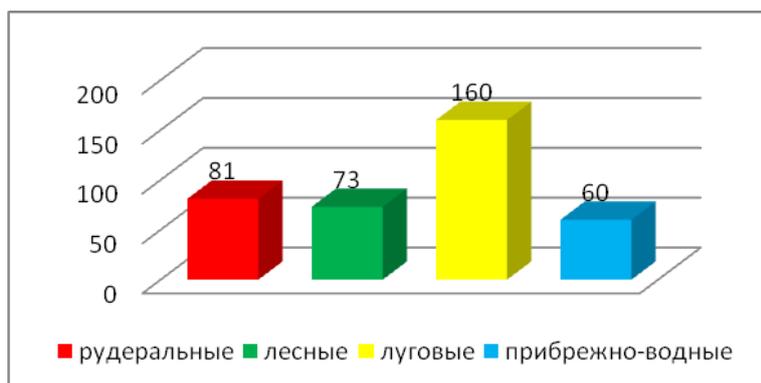


Рис. 4. Активность видов разных фитоценотических групп на правой обочине

В межколейном пространстве активность видов всех экологических групп, кроме рудеральных, меньше, чем на обочинах. Активность луговых видов на левой обочине равна 160 баллам, а на межколее 77, что свидетельствует о более высокой антропогенной нагрузке на эту часть дороги. Активность лесных видов на межколее мала и составляет всего 13 баллов, в то время как прибрежно-водных видов 34, что связано с переувлажненностью колеи (рис. 5).

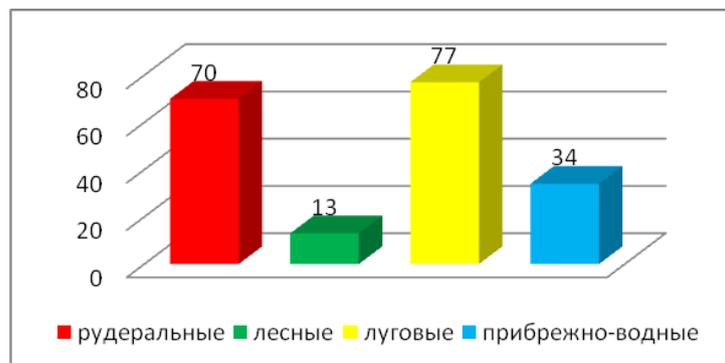


Рис. 5. Активность видов разных фитоценотических групп на межколейном пространстве

На площадках было определено проективное покрытие каждого вида (рис. 6), которое понижается по мере увеличения затененности и в лесных экотопах минимально (13%), в прибрежных местообитаниях максимально (214%), а на лугах составляет от 66 до 207% (рис. 6).

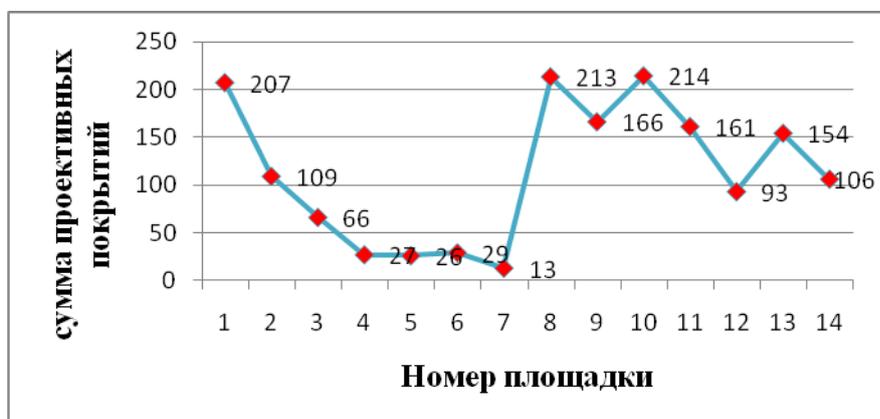


Рис. 6. Сумма проективных покрытий видов на площадках

Удаленность рудеральных видов от наиболее антропогенно нарушенных мест (шлагбаум, кордон) можно оценить на примере суммы проективных покрытий бодяка щетинистого – *Cirsium setosum* (Willd.) Bess. На графике (рис. 7) видно, что максимальное проективное покрытие бодяка отмечено на первой пробной площади (у кордона), где наиболее высока антропогенная нагрузка. Далее этот показатель снижается, а ближе к шлагбауму снова возрастает.

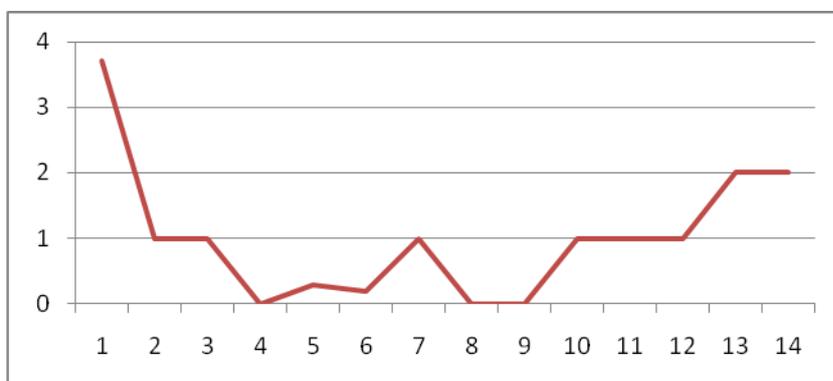


Рис. 7. Сумма проективных покрытий Бодяка щетинистого

Исследования данного вопроса планируется продолжить в 2014 году.

Литература

Губанов И. А. Определитель сосудистых растений центра Европейской России. М.: Аргус, 1995. 560 с.

Тарасова Е. М. Сосудистые растения Государственного природного заповедника «Нургуш». Киров: ООО «Орма», 2005. 163 с.

Тарасова Е. М. Флора Вятского края. Сосудистые растения. Киров. ОАО «Кировская областная типография», 2007. 292 с.

Цвелев Н. Н. Определитель сосудистых растений Северо-Западной России. СПб: Изд-во СПХФА, 2000. 781 с.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЛЕСНЫХ НАСАЖДЕНИЙ И ДУБА ЧЕРЕШЧАТОГО В САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. В. Медведева, В. Н. Титов

*Саратовский государственный социально-экономический университет,
medvedosik17@mail.ru, prof-tvn@rambler.ru*

Современное состояние древостоев Саратовского Правобережья претерпевает в последние десятилетия значительные изменения, которые связаны в основном с ослаблением лесообразующей роли дуба черешчатого, главной лесообразующей породы, и всё возрастающим влиянием в древостоях его спутников. Для понимания происходящих в насаждениях процессов и характеристики участия различных пород в древостоях большое значение имеет определение их жизненного состояния, его изменения в зависимости от показателей условий среды для каждой породы и для древостоя в целом.

Исследования по данному вопросу позволили выявить ухудшение жизненного состояния дуба и уменьшения доли этого вида в составе древостоя

вплоть до полного выпадения и замещения его другими древесными породами (Деревянко, 1999). Отмечается возрастание доли участия в составе древостоя таких пород, как клён остролистный, липа мелколистная, осина (Невский, 2002). В наибольшей степени увеличивается доля клёна остролистного, липы мелколистной. Осина во втором ярусе преобладает в 5,7% возрастных парцелл. Такая картина чаще всего наблюдается при отсутствии первого яруса, а также в окнах распадающихся дубрав. Таким образом, при отсутствии выраженной «оконной динамики» распада первого яруса перспективы осины в сукцессионных процессах не существенны (Хайров, Козаченко, 2012). В связи с отсутствием в изучаемых лесах процессов распада осина не играет значительной роли. Смешанные насаждения, возникающие на месте коренных дубрав, характеризуются в большинстве своём здоровым жизненным состоянием (Уранов, 1975). Однако остаётся неясным будущее таких сообществ и насколько устойчивы такие леса (Болдырев, Попов, 1997).

Для более точного определения состояния насаждений и характеристики популяционного поведения различных древесных пород в лесах ОГУ «Вязовский учебно-опытный лесхоз» были проведены исследования жизненного состояния по методике Алексева (1989) исходя из состояния кроны.

Определение жизненного состояния древесных видов осуществлялось по числу стволов и с учётом крупности деревьев. На основании данных, полученных в результате оценки состояния деревьев на пробных площадях, рассчитывались показатели жизненного состояния древостоев. Расчёты проводились с учётом крупности деревьев.

В весенние и летние месяцы 2012 г. в лесах Вязовского учебно-опытного лесхоза на различных элементах рельефа в приспевающих и спелых древостоях были заложены пробные площади размером 20 м x 20 м, на которых кроме ЖС деревьев учитывалось состояние подроста, подлеска и травяного покрова. Количество пробных площадей на каждом из элементов рельефа варьировалось от 10 до 20.

Данные по жизненному состоянию древесных пород на различных элементах рельефа представлены в таблице 1.

Таблица 1

Характеристика ЖС древесных пород на различных элементах рельефа

Порода	Распределение запасов деревьев по классам ЖС, куб. м						Запас стволов, куб. м				ЖС по запасу	ЖС насаждений
	1	2	3	4	5а	5б	жив.	усых.	сухих	всего		
Донная часть суходольной балки (n=16)												
Дуб	0	0	1,25	2,78	0	0,11	95,8	65,7	3,4	164,9	15,5	51,7
Клён	2,56	0,77	0	0	0	0	78,5	0	0	78,5	90	
Липа	0,13	0,1	0	0	0	0	5,5	0	0	5,5	86,5	
Нижняя часть теневого склона (n=14)												
Дуб	0	0	0,84	0,66	0	0,07	37,4	15	1,2	53,6	25,5	70,0
Клён	1,23	0,4	0,04	0	0	0	42,2	0	0	42,2	84	
Липа	1,18	1,18	0,1	0	0	0	61,6	0	0	61,6	84,5	

Порода	Распределение запасов деревьев по классам ЖС, куб. м						Запас стволов, куб. м				ЖС по запасу	ЖС насаждений
	1	2	3	4	5а	5б	жив.	усых.	сухих	всего		
Нижняя часть светового склона (n=7)												
Дуб	0	0,03	1,35	2,07	0,01	0,1	86,3	31,7	5	123	20,7	50,0
Клён	1,17	0,81	0	0	0	0	49,6	0	0	49,6	87,3	
Липа	0,55	0,06	0,01	0	0	0	15,5	0	0	15,5	80,1	
Средняя часть теневого склона (n=16)												
Дуб	0	0,02	2,11	0,72	0	0,12	62,5	18,2	3,5	84,2	27,6	67,9
Клён	1,63	0,36	0	0	0	0	47,3	0	0	47,3	95	
Липа	1,61	1,54	0,14	0	0	0	83,7	0	0	83,7	83,7	
Средняя часть светового склона (n=11)												
Дуб	0	0	1,54	1,37	0,02	0,11	80,6	41,1	3,1	124,8	20,1	56,3
Клён	1,15	0,38	0	0	0	0	38,6	0	0	38,6	92,7	
Липа	0,71	0,83	0,14	0	0	0	41,6	0	0	41,6	76,5	
Верхняя часть теневого склона (n=12)												
Дуб	0	0,09	1,13	1,27	0	0,21	60,4	27,3	5,1	92,8	21	66,2
Клён	1,07	0,53	0,01	0,01	0	0	38,7	0,5	0	39,2	91,5	
Липа	2,13	1,48	0,19	0,05	0	0	94,1	1,1	0	95,2	83,1	
Верхняя часть светового склона (n=7)												
Дуб	0	0	3,26	1,09	0	0,48	108,8	27,2	12,1	148,1	27,6	50,1
Клён	0,77	0,68	0	0	0	0	36,1	0	0	36,1	86,3	
Липа	0,42	0,55	0,19	0	0	0	29,7	0	0	29,7	69	
Плакор (n=16)												
Дуб	0	0,04	2,08	1	0,02	0,25	77,8	20,6	5,7	104,1	28,2	57,9
Клён	1,07	0,67	0,02	0	0	0	43,8	0	0	43,8	87,6	
Липа	1,01	1,41	0,45	0,04	0	0	64,1	1,6	1	66,7	75,7	

n – число наблюдений

Анализ таблицы 1 показывает, что жизненное состояние дуба на различных элементах рельефа оценивается как сильно ослабленное (усыхающее). Кроме того, на пониженных элементах рельефа (донная часть балок) индексы жизненного состояния дуба наименьшие, но при этом доля его участия в древостоях сравнительно высокая. Наименьшая доля дуба отмечается на теневых склонах, при этом индексы жизненного состояния его варьируются в узких пределах. Лучшие показатели жизненного состояния у этой породы на плакорах. У большинства деревьев отмечается значительное разрушение верхней половины кроны, которое выражается в усыхании ветвей, снижении густоты кроны, повреждённости коры, сильной степени повреждённости ассимиляционного аппарата вредителями и болезнями.

Участие клёна в составе древостоев стабильно на разных элементах рельефа. Жизненное состояние этой породы высокое вне зависимости от условий произрастания и оценивается как здоровое. Отмечается увеличение его участия в донных частях балок, где доля участия в составе древостоя липы наименьшая. Ухудшение жизнестойкости дуба и, как следствие этого, разрывы в возрастной структуре этого вида приводят к изменениям в составе насаждений. В данных условиях происходит замещение дуба клёном. Среди особенностей популяци-

онного поведения клёна нами была отмечена полночленность возрастной структуры его в насаждениях.

Липа в составе древостоев преобладает в верхних частях склонов и на плакорах. Жизненное состояние её оценивается как здоровое в большинстве местообитаний и ослабленное в верхней части светового склона. Для данных условий характерна трансформация видового состава, выражающаяся в увеличении доли липы и клёна. Наименьшая доля у липы отмечена в донных частях балок, но при этом жизненное состояние её здесь наиболее высокое. На повышенных элементах рельефа отмечается большее участие этой породы в составе древостоев.

Индексы жизненного состояния древостоев находятся в пределах 50-70%, то есть жизненное состояние древостоев оценивается как ослабленное. Наиболее высокие показатели жизненного состояния насаждений отмечены на нижних частях теневых склонов, где наблюдаются низкое представительство в составе древостоев дуба и высокое клёна и липы, которые отличаются хорошими показателями жизнестойкости. Можно отметить более высокие показатели жизненного состояния древостоев на теневых склонах по сравнению со световыми. Самые низкие показатели жизненного состояния наблюдались у древостоев на верхних частях световых склонов. В составе насаждений здесь преобладает дуб, жизнестойкость которого наивысшая. Но, несмотря на сравнительно высокие показатели жизненного состояния дуба, жизнестойкость насаждения в целом низкая.

Полученные данные по оценке жизненного состояния древесных насаждений и в том числе Дуба черешчатого в Саратовской области свидетельствуют о том, что различное географическое положение и экспозиция влияют на состояние древостоя. Наблюдается снижение лесообразующей роли дуба, уменьшение его доли в составе древостоя. Отмечаются также низкие показатели жизнестойкости у дуба – оно характеризуется как сильно ослабленное. Происходит замещение дуба его спутниками – клёном и липой, показатели жизнестойкости которых значительно выше. В зависимости от условий процесс трансформации имеет свои особенности. Влияние условий произрастания на пониженных элементах рельефа приводит к замещению дуба клёном, на возвышенностях – липой.

Литература

Алексеев В. А. Диагностика жизненного состояния деревьев и древостоев // Лесоведение. 1989. № 4. С. 51–57.

Болдырев В. А., Попов М. А. Жизненное состояние древостоев Вязовского лесного массива // Развитие научного наследия академика Н. И. Вавилова: Тезисы докладов международной науч. конф. Саратов: СГСХА, 1997. Ч. 2. С. 110–113.

Деревянко А. А. Жизненное состояние древостоя байрачного леса на каменистых бескарбонатных породах // Лесное хозяйство Поволжья. Саратов: СГСХА, 1999. Вып. 3. С. 48–53.

Уранов А. А. Возрастной спектр фитоценопопуляции как функция времени и энергетических волновых процессов // Биол. науки. 1975. № 2. С. 7–31.

Хайров И. Х., Козаченко М. А. Место осины (*Propulus tremula* Linnaeus, 1753) в сукцессионных процессах нагорных лесов юга Приволжской возвышенности // Поволжский экологический журнал. 2012. С. 231–239.

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ *PETASITES SPURIUS* (RETZ.) REICHENB

М. Н. Шаклеина, С. В. Шабалкина

*Вятский государственный гуманитарный университет,
mariyashakleina@mail.ru, botany@vshu.kirov.ru*

Petasites spurius (Retz.) Reichb. – белокопытник ложный – евро-западно-сибирский умеренный (Цвелёв, 2000), бореально-субмеридиональный (Папченков, 2001) вид. Общий ареал охватывает Европу, Западную Сибирь и Среднюю Азию (Куприянова, 1961; Флора Сибири, 1997). В Средней России особи произрастают во всех областях (Губанов, 2004). Несмотря на редкую и умеренную встречаемость в Поволжье (Папченков, 2001), *P. spurius* образует обширные заросли, являясь «пионером» заселения песчаных пляжей рек, закрепителем аллювиальных песков и каменистых территорий (Матвеев, 2006).

Достаточно успешное произрастание растений по всей территории Кировской области (Определитель растений..., 1975) в условиях специфического биотопа (песчаные отмели крупных рек), характеризующегося подвижностью субстрата и водных масс, определёнными физико-химическими параметрами, чередованием периодов высокого и низкого уровня воды, обусловлено особенностями биологии вида, а обилие – возможностями использования условий конкретного местообитания.

Для оценки экологических потребностей были проанализированы характеристики *P. spurius* по различным шкалам.

Согласно Л. Г. Раменскому (1956) в условиях бывшего СССР особи *P. spurius* предпочитают увлажнение, характерное для местообитаний сухих, свежих и влажных лугов (табл.), в меньшей степени – сырых лугов, на которых процент покрытия мал (по шкале увлажнения); почвы – небогатые (мезотрофные) и довольно богатые (по шкале богатства и засоления почвы). Для определения принадлежности к экологической группе рассчитали точку оптимума, значение которой равняется полусумме ограничительных ступеней при обилии вида «массово». Это позволяет заключить, что по отношению к увлажнению *P. spurius* относится к экологической группе – мезофиты, богатству почвы – мезотрофы.

Данные для шкал пастбищной дигрессии, аллювиальности и переменности увлажнения отсутствуют.

Таблица

**Диапазон экологических условий мест произрастания
Petasites spurius (по Л. Г. Раменскому, 1956)**

Шкалы	Обилие *				
	<i>m</i>	<i>c</i>	<i>n</i>	<i>p</i>	<i>s</i>
Увлажнение (У)	63–67	...–72	56–74	... –84	–
Богатства и засоления почвы (БЗ)	8–10	... –12	–	–	–

* Обилие: *m* – массово (более 8%), *c* – обильно (2,5–8 %), *n* – умеренно (0,3–2,5 %), *p* – мало (0,1–0,2 %), *s* – единично, знак « – » – отсутствие данных.

Н. Ellenberg (1974) в равнинных областях Западной и Средней Европы относит его к полностью световым растениям (9 по шкале освещенности), получающим более 50 % от полной освещенности, произрастающим на свежих или влажных не просыхающих (6 по шкале влажности), нейтральных, кислых или щелочных (7 по шкале кислотности) почвах со средним содержанием минерального азота (5 по шкале богатства почвы минеральным питанием).

Д. Н. Цыганов (1983) для подзоны хвойно-широколиственных лесов Европейской части бывшего СССР приводит следующий диапазон экологических условий мест произрастания *P. spurius* (рис.).

По *термоклиматической шкале (Tm)* вид находится в диапазоне от 5 до 11 баллов, т. е. может быть отнесён к семи экологическим свитам: эубореальной, мезобореальной, суббореальной, бореонеморальной, эунеморальной, термонеморальной, субсредиземноморской. Условия обитания *P. spurius* соответствуют режимам от бореального до субсредиземноморского. Термоморфа – Вm.

Согласно *шкале континентальности климата (Kn)* *P. spurius* занимает промежуток от 5 до 13 баллов, что обеспечивает приуроченность к морской, приморской, субматериковой, 1-ой и 2-ой материковым, полуконтинентальной, субконтинентальной, мезоконтинентальной, 1-ой континентальной экологическим свитам. Особи этого вида могут произрастать в условиях от морского до континентального климата. Контрастоморфа – оК.

В соответствии с *омброклиматической шкалой аридности-гумидности (Om)* виду соответствует диапазон от 4 до 10 баллов, т. е. возможная принадлежность к 1-ой и 2-ой мезоаридной, 1-ой и 2-ой субаридной, семиаридной, 1-ой и 2-ой субгумидной экологическим свитам. *P. spurius* встречается в условиях от аридности до субгумидности. Омброморфа – +СЕ+.

По *криоклиматической шкале (Cr)* пределы толерантности ограничиваются баллами от 5 до 10, что обеспечивает приуроченность к 1-ым и 2-ым крио-, субкрио- и гемикриотермным экологическим свитам. *P. spurius* произрастает в условиях от довольно суровых до мягких зим. Криоморфа – Мо+.

Согласно *шкале увлажнения почв (Hd)* *P. spurius* находится в диапазоне от 11 до 15 баллов, что соответствует пяти свитам: сухолесолуговой, свежелесолуговой, влажно-лесолуговой, сыровато-луговой, сыро-лесолуговой. Растения этого вида могут встречаться в сухолесолуговых, влажно-лесолуговых и сыро-лесолуговых местообитаниях. Гидроморфа – сF.

Граница *шкалы солевого режима почв (Tr)* в интервале от 5 до 8 баллов у *P. spurius* обуславливает отнесение к гликомезотрофной, гликопермезотрофной, гликосемиэвтрофной и гликосубэвтрофной экологическим свитам. Особи *P. spurius* произрастают на небогатых и довольно богатых почвах. Трофоморфа – Ме+.

По *шкале освещенности-затенения (Lc)* растения могут встречаться как на открытых, так и на полуоткрытых участках. *P. spurius* занимает диапазон от 1 до 3 баллов, что соответствует внелесной (световой), поляной (субсветовой) и кустарниковой свитам. Гелиоморфа – Gg.

Для шкал богатства почв азотом (Nt), кислотности почв (Rc) и переменности увлажнения почв (fH) данные по Д. Н. Цыганову (1983) отсутствуют.

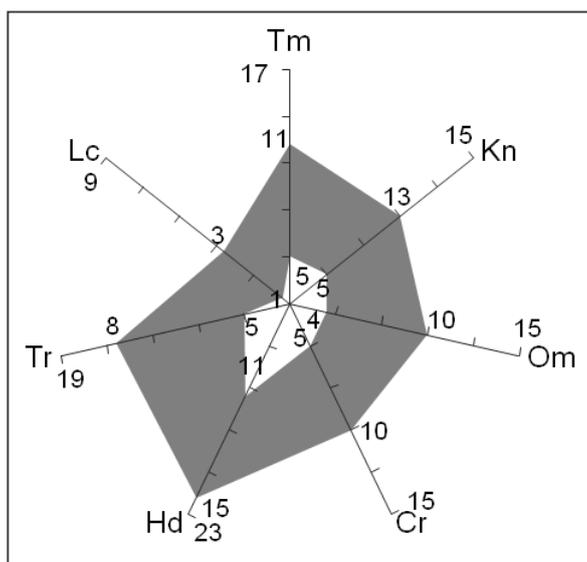


Рис. Амплитуда экологического ареала *Petasites spurius* (по Д. Н. Цыганову, 1983)

Балл условно оптимального типа экологического режима находится как среднее из минимума и максимума амплитуды толерантности вида. Таким образом, согласно Д. Н. Цыганову (1983) *P. spurius* предпочитает субаридные (Om=7) условия материков (Kn=9) с суммарной радиацией 30–50 ккал/см² · год (Tm=8), умеренные и мягкие зимы со средней температурой самого холодного месяца от 0 до –16°C (Cr=7,5), световой режим открытых и полукрытых (Lc=2) влажно-лесолуговых (Hd=13) пространств, небогатые и довольно богатые почвы (Tr=6,5).

На основе градации шкал по методике Л. А. Жуковой (2004) определена экологическая валентность вида по отношению к семи факторам. *P. spurius* обладает низкой валентностью к увлажнению (Hd=0,22) и солевому режиму почв (Tr=0,21), освещенности-затенению (Lc=0,33). По отношению к четырём факторам вид является мезовалентным (Tm=0,41; Kn=0,60; Om=0,47; Cr=0,40). Формула, показывающая отношение *P. spurius* к набору факторов сред, следующая – $C_{Hd,Tr,Lc}M_{Tm,Kn,Om,Cr}$. Индекс толерантности – 0,38, что характеризует вид как гемистенобионтный в совокупности ко всем факторам, т.е. особи приспособлены к произрастанию в строго определённых условиях и имеют небольшую возможность использования конкретного местообитания. Лимитируют его распространение очень сухие и сырые, бедные и засоленные почвы, низкая освещенность.

По эколого-ценотической классификации вид относится к водно-болотной группе (Ханина, <http://www.jcabi.ru/eco1/index.shtml>), согласно В. Г. Папченкову (2001) – к гигрофитам – растениям сырых местообитаний, «занимающих средние уровни береговой зоны затопления, заходящие довольно часто в воду у низких топких берегов». Последнее несколько расходится с данными Л. Г. Раменского и Д. Н. Цыганова.

Таким образом, использование имеющихся шкал позволяет охарактеризовать *P. spurius* как субмезотерм, криофит, субаридофит, олиго-мезотроф, пермезофит, гелиофит. Описание микроусловий произрастания особей в Кировской области с использованием геоботанических данных в дальнейшем позволит определить диапазон действия фактора, а сводная информация об экологии и морфологических особенностях этого вида – адаптивность структур по отношению к отдельному или комплексу факторов экотопа, выяснить возможные механизмы освоения песчаных отмелей *P. spurius* и причины успешного обитания в формирующихся на них сообществах.

Исследование поддержано Российским фондом фундаментальных исследований (проект № 13-04-01057).

Литература

Губанов И. А., Киселёва К. В., Новиков В. С., Тихомиров В. Н. Иллюстрированный определитель растений Средней России. Том 3: Покрытосеменные (двудольные: раздельно-лепестные). М.: Т-во научных изданий КМК, Ин-т технологических исследований, 2004. 464 с.

Жукова Л. А. Оценка экологической валентности видов основных эколого-ценотических групп // Восточноевропейский леса. История в голоцене и современность: В 2 кн. Кн. 1. М.: Наука, 2004. С. 256–270.

Куприянова Л. А. Род 1555. Белокопытник // Флора СССР. Т. XXVI. М., 1961. С. 642–645.

Матвеев Н. М. Биоэкологический анализ флоры и растительности (на примере лесостепной и степной зоны): учеб. пособие. Самара: Изд-во «Самарский ун-т», 2006. 311 с.

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

Определитель растений Кировской области: в 2-х частях. Ч. 2. Киров, 1975. 304 с.

Раменский Л. Г., Цаценкин И. А., Чижиков О. Н., Антипин Н. А. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз, 1956. 472 с.

Флора Сибири: в 14 томах. Т. 13: Asteraceae (Compositae). Новосибирск: Наука, Сиб. пред. РАН, 1997. 472 с.

Ханина Л. Г. База данных «Флора сосудистых растений Центральной России» [Электронный ресурс] / Объединенный центр вычислительной биологии и биоинформатики. – Электр. дан. Пущино: ИМПБ РАН, 2001–2013. Режим доступа: <http://www.jcbi.ru/eo1/index.shtml>

Цвелёв Н. Н. Определитель сосудистых растений Северо-Западной России (Ленинградская, Псковская и Новгородская области). СПб., 2000. 781 с.

Цыганов Д. Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 197 с.

Ellenberg H. Zeigewerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Göttingen: Goltze, 1974. 216 s.

СОСТОЯНИЕ ПОДРОСТА *PINUS SYLVESTRIS* L. ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СПОСОБА ВОЗОБНОВЛЕНИЯ СОСНЯКОВ

Н. П. Савиных, А. Е. Зыкин, Е. В. Князев
Вятский государственный гуманитарный университет,
botany@vshu.kirov.ru

Масштабы эксплуатации лесов в течение последнего столетия значительно возросли (на планете вырубается более 10 млн. га лесов ежегодно). Возросли и масштабы лесных пожаров, опять же за счет усиленной эксплуатации лесных ресурсов и глобального изменения климата. Поэтому особая роль в лесопользовании должна отводиться лесовосстановлению. Поддержание лесных экосистем в целом – основная задача в решении глобальной проблемы сохранения лесного фонда, непрерывного обеспечения общества древесиной и другими производными лесов, выполнения многосторонних функций лесных экосистем как части биосферы. Поэтому законодательная и исполнительная власти, а также конкретные лесопользователи должны действовать уже в рамках новой парадигмы лесопользования – сохранение биоразнообразия для устойчивого развития: за счет сохранения естественного генофонда местных древесных пород и содействия их естественному возобновлению.

Исследования, проводимые с 2002 г. на особо охраняемой природной территории (ООПТ) «Медведский Бор» Нолинского района Кировской области, показательны: с одной стороны – это уникальный остепненный бор сохранивший многие неморальные виды еще с доледниковой эпохи, с другой – более 10000 га ценного спелого и перестойного леса, в основном из сосны, с высокими деловыми качествами. А также это показательные стартовые площадки для внедрения практического опыта по лесовосстановлению при различных типах рубок за счет оценки возобновления подроста сосны обыкновенной.

Сохранение сосновых лесов неосуществимо без их регулярной рубки и последующего возобновления, поскольку через определенное время в результате сукцессии бор постепенно переходит в елово-сосновые, сосново-еловые и даже еловые леса. Именно этот тип изменений растительности мы наблюдаем в течение последних 12 лет на территории ООПТ «Медведский бор». Для сохранения этого уникального участка необходимо содействие восстановлению и самоподдержанию именно сосняков, причем на достаточно больших территориях. Одним из методов, предложенных А. И. Видякиным (2012), являются постепенные, в том числе чересполосные рубки. Именно этот тип хозяйственной деятельности обеспечивает, по его мнению, эффективное естественное возобновление сосняков.

Изучение растительности, а также численности и жизненного состояния подроста сосны при чересполосных рубках, как одного из способов содействия естественному возобновлению сосновых лесов, в период с 2002 по 2006 гг. на базе ООПТ позволило разработать «Методику оценки жизненности подроста сосны обыкновенной» (Савиных, Зыкин, 2004, 2005). В дальнейшем она апро-

бирова на для выяснения эффективности естественного возобновления сосны на разных участках ООПТ «Медведский Бор» с различным режимом пользования.

С 2011 г. наша работа организована в рамках плановых научных исследований кафедры биологии, НИЛ «Биоморфологии растений» ВятГГУ при сотрудничестве с ООО «Нолинская лесопромышленная компания» (генеральный директор – А. Г. Гальвас).

При чересполосных рубках 7–10-летней давности: на территории учетных площадок выявлены особи сосны 2–9-летнего возраста. Из них примерный процентный состав двухлетних растений 42%, трехлетних – 5%, четырехлетних – 17%, пятилетних – 21%, шестилетних – 9%, семилетних – 5%, восьмилетних – 1%, девятилетних – 0,2%. При этом на 1 га может произрастать до 30000 особей 2–9-летних сосен.

Жизненность особей колеблется от 4 до 12 баллов. С жизненностью от 4 до 6 баллов выявлено 66% растений, от 7 до 9–34%. В целом, у 2–4-летних растений жизненность самая высокая – 4 балла, в то же время у 5-летних растений она изменяется от 4 до 5. Возможно, это связано с типом растительной ассоциации, развитием семян на растениях в составе исходного леса до рубки и минерализации.

Согласно правил лесовосстановления утвержденных Министерством природных ресурсов РФ 16.07.2007 года, приказ № 183, на влажных почвах необходимо высаживать не менее 3000 сеянцев на 1 га, на сухих – 4000 штук. При выращивании в горшечных культурах допускается снижение до 2500 особей. Это цифра в значительной степени преувеличена из-за естественного отмирания молодых растений в ходе естественного отбора.

Для нормального существования экосистемы согласно лесотаксационным показателям необходимо около 250 растений на один гектар. По данным 2012–2013 гг. на площади в среднем 0,5 га имеется до 1000 молодых растений преимущественно 2–6-летнего возраста при максимальной численности 2-х летних растений, 4-х летних, 5-и летних. При расчете на 1 га значение увеличивается более чем в два раза.

Если учесть, что за один год обильного семеношения вырастает в среднем около 300 молодых растений, то через 8 регулярных семеношений (примерно 30 лет) естественное возобновление может достигнуть этого показателя.

Поэтому естественное возобновление древостоя обеспечивается даже за один год обильного семеношения. Таким образом, при чересполосных рубках возобновление древостоя целевой породы – сосны – обеспечивается путем естественного возобновления.

При сплошных рубках в отсутствии «плюсовых» деревьев и хорошо развитом втором ярусе (ель, липа и др. породы) естественное возобновление сосны невозможно, т.к. почти весь подрост не переживает двух-трехлетнего периода при смещении спектра жизненности вправо. Развитие соснового леса на такой территории маловероятно без искусственных посадок.

Рубки ухода и ненарушенные сосновые ценозы показывают наличие многовозрастного подростка сосны с левосторонним спектром жизненности, имеющим потенциал к замещению при нарушениях и/или выпадках в сосняках. Но

это лишь при условии отсутствия во втором ярусе ели и других видов замещающих пород.

Исходя из полученных данных, разработан механизм хозяйственной деятельности в сосняках ООПТ «Медведский бор» с учетом решения нескольких противоречий: экономически целесообразная деятельность компании-лесозаготовителя с одной стороны и сложность ведения хозяйственной деятельности в пределах охраняемых территорий (изъятие древесины) и сохранение биоразнообразия с другой.

Этот механизм включает этапы:

- 1) изучение лесного участка, рекомендованного в рубку;
- 2) разработка рекомендаций по типу лесохозяйственной деятельности и времени проведения мероприятий в зависимости от состояния и типа лесного массива;
- 3) контроль за деятельностью лесопользователя и учетом разработанных рекомендаций;
- 4) мониторинг восстановления древесных растений и имеющих в составе сообщества редких и охраняемых видов.

Эта работа показала необходимость индивидуального подхода к организации хозяйственной деятельности не только в пределах ООПТ, но и в любом другом отдельном лесном массиве и требует дальнейших исследований.

Литература

Видякин А. И. Естественное возобновление сосны при проведении постепенных рубок в подзоне хвойно-широколиственных лесов Вятско-Камского междуречья // Аграрный вестник Урала, 2012. № 12.

Зыкин А. Е., Савиных Н. П. О состоянии подроста *Pinus sylvestris* L. в разных фитоценозах // Экология и научно-технический прогресс. Сб. материалов III межд. науч.-практ. конф. студентов, аспирантов и молодых ученых. Пермь, 2005. С. 312–314.

Савиных Н.П., Зыкин А.Е. Оценка состояния фитоценоза по жизненности особей у подроста эдификаторов // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Сб. материалов Всерос. науч. школы (Киров, 16–18 ноября 2004 г.). Киров, 2004. С. 231–233.

ОСОБЕННОСТИ ЭКОЛОГИИ ПИОНА МАРЬИН КОРЕНЬ

Н. П. Савиных, Н. С. Бузмакова

*Вятский государственный гуманитарный университет,
botany@vshu.kirov.ru*

Пион Марьин корень (*Paeonia atonalis* L.) – травянистое многолетнее растение 40–100 см и более высотой. Побеги прямостоячие, многочисленные, с выпукло-ребристыми стеблями, в основании розово-пурпурные, с чешуевидными листьями. Листья дважды-тройчато-рассеченные, сегменты глубоко-перисто-расчлененные, средние сегменты обычно трехлопастные, боковые доли ланцетные, с удлинненными концами, цельнокрайние, до 2,5 см шириной. Корневище мощное, двух- или многоглавое, укороченное, с длинными мясистыми

веретеновидными, обычно сидячими (без резких перехватов у основания) ответвлениями. Почki возобновления на корневище крупные, пурпурно-розовые. Цветки чаще одиночные, правильные, околоцветник двойной, до 13 см в диаметре. Чашечка из довольно крупных, остающихся при плодах чашелистиков. Лепестков 5 или более. Тычинок много. Пестиков 3-5, они с расширенными рыльцами, окруженными мясистым нектарным диском (Тахтаджян, 1966). Цветки опыляют насекомые, которых привлекают запах из-за обилия нектара. Плод – многолистовка, содержит крупные гладкие темноокрашенные семена длиной около 10 мм. При посеве осенью большая часть семян прорастает на второй – третий год. Это объясняется незначительными размерами зародыша при большом объеме окружающего его эндосперма, малым содержанием питательных веществ в эндосперме и низкой активностью ферментов зародыша. Цветет в конце мая – в июне (Савиных и др., 2012).

В природе пион уклоняющийся встречается в Западной и Восточной Сибири, в горах Средней Азии, в Монголии, на северо-востоке европейской части, на юге Сибири (до Байкала), в горах Казахстана (Комаров, 1937). Отмечен на северо-востоке Кировской области, в основном в Афанасьевском районе. Найден также в Верхнекамском районе (Красная книга..., 2001).

P. amonala растет в темнохвойных и лиственных лесах, на опушках, полянах и лесных лугах, в горах поднимается до субальпийского пояса. Чрезвычайно вынослив и морозостоек (Комаров, 1937).

Это растение охраняется в Кировской области со статусом 2 категория. В целом – уязвимый вид с сокращающейся численностью у западной границы ареала. Внесен также в Красную книгу Среднего Урала (Красная Книга Кировской области, 2001).

P. amonala – гемерофоб, существование которого ограничивается антропогенным воздействием, автохор, летне-зеленый корневищный поликарпик, геофит, мезофил (Тарасова, 2007).

Мы оценили экологические предпочтения *P. amonala* согласно шкал Д. Н. Цыганова (1983), который для Европейской части бывшего СССР приводит следующий диапазон экологических условий мест произрастания этого вида (рис. 1).

По термоклиматической шкале (Тм) вид находится в диапазоне от 3 до 9 баллов, то есть входит в состав сообществ от субарктической до неморальной экологической свиты.

В шкале континентальности климата (Кп) *P. amonala* занимает промежуток от 6 до 15, на основании чего включается в состав от приморской до ультраконтинентальной экологической свит.

Значения омброклиматической шкалы аридно-гумидности (Ом) от 6 до 10 указывают на принадлежность этого растения к экологическим свитам от субаридной 1-ой до субгумидной 2-ой.

Криоклиматическая шкала (Сr) в диапазоне от 1 до 7 позволяет оценить *P. amonala* как растение от очень суровых до умеренных зим.

Значения шкалы увлажнения почв (Hd) от 8 до 14 баллов характеризуют почвы в местах обитания этого растения от свежестепной до сыровато-лесолуговой.

Значения шкалы солевого режима почв (Tr) находятся в промежутке от 5 до 8, что свидетельствует о произрастании этого вида на почвах от небогатых до глико-субэвтрофных.

Значения шкалы освещённости-затенения (Lc) – 1-4 балла характеризуют пион уклоняющийся как растение, произрастающее в диапазоне освещённости от открытых пространств до разреженно-лесных пространств.

Графическое отображение амплитуды экологического ареала *P. amonala* по шкалам Д. Н. Цыганова (1983) приведено на рисунке.

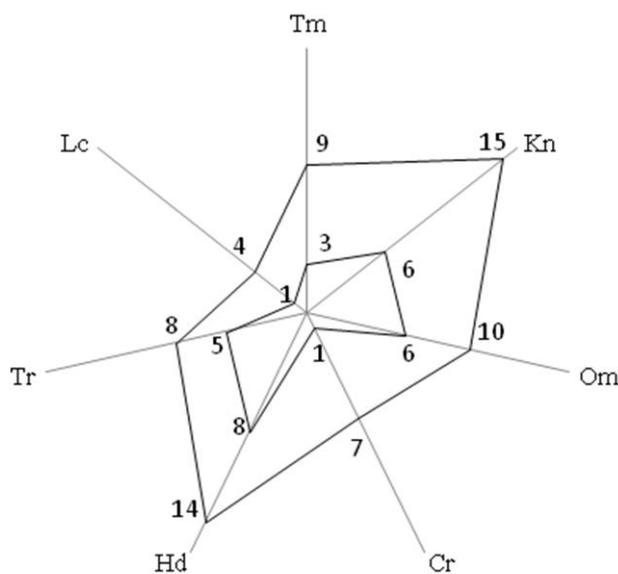


Рис. Амплитуды экологического ареала *P. amonala* по шкалам Д. Н. Цыганова (1983)

Установлены (Экологические шкалы..., 2010) потенциальные экологические валентности пиона Марьин корень по отдельным экологическим факторам и индексы толерантности по отношению к почвенным, климатическим и всему комплексу факторов (табл.).

Потенциальная экологическая валентность вида определяется как отношение числа ступеней конкретной шкалы, занятой данным видом, к общей протяженности шкалы в баллах (Жукова, 2004). На основе градации шкал была определена экологическая валентность *P. amonala*. Данный вид характеризуется высокой валентностью по отношению к факторам континентальности климата ($Kn=0,67$).

Балловые диапазоны местообитаний, занимаемых пионом Марьин корень по экологическим шкалам Д. Н. Цыганова

Экологическая шкала		Экологическая позиция вида по шкале фактора		Потенциальная экологическая валентность (PEV)	Индекс толерантности (It)	
		min значение шкалы	max значение шкалы			
Климатические шкалы	Tm (17)	3	9	0,41	0,47 (МБ)	It общий 0,39 (ГСВ)
	Kn (15)	6	15	0,67		
	Om (15)	6	10	0,33		
	Cr(15)	1	7	0,47		
Почвенные шкалы	Hd (23)	8	14	0,3	0,25 (СВ)	
	Tr (19)	5	8	0,21		
Шкала освещенности затенения	Lc (9)	1	4	0,44	0,44 (ГСВ)	

Примечание: ГСВ – гемистеновалентный вид, МБ – мезобионтный вид, СВ – стеновалентный вид

По отношению к 2 факторам (Tm=0,41; Cr=0,47) вид характеризуется средней валентностью. По отношению к 5 факторам (Om=0,33; Hd=0,3; Nt=0,09; Tr=0,21; Rc=0,08) – низкой.

По совокупности климатических факторов в соответствии с индексом толерантности ($It_{\text{клим.}} = 0,47$) пион Марьин корень принадлежит к мезобионтным видам к солевому режиму и влажности почв ($It_{\text{почв.}} = 0,25$) – к стенобионтным.

По отношению к освещенности ($It_{\text{освещ.}} = 0,44$) пион является гемистенобионтным видом (Экологические шкалы..., 2010).

Таким образом, индекс толерантности вида (I_t) равен 0,39, что определяет его как гемистенобионтный. Благодаря широкой экологической валентности пион Марьин корень способен произрастать в диапазоне освещенности от открытых пространств до разреженно-лесных пространств. Входит в состав сообществ от субарктической до неморальной экологической свиты. Включается в состав от приморской до ультраконтинентальной экологической свит. Выносит очень суровые и умеренные зимы. Почва в местах обитания этого растения свежестепная, сыровато-лесолуговая. Именно этим объясняется широкий спектр местообитаний и ареал этого вида.

Литература

Жукова Л. А. Оценка экологической валентности видов основных эколого-ценотических групп // Восточноевропейские леса. История в голоцене и современность. В 2 кн. Кн. 1. М.: Наука, 2004. С. 256–270.

Комаров В. Л. Флора СССР в 31 т. М.-Л.: Изд-во академии наук СССР, 193. Т. 7. 33 с.

Красная книга Кировской области «Животные, растения, грибы» / Л. Н. Добринский, Н. С. Корытин. Екатеринбург: Изд-во Уральского университета, 2001. 288 с.

Савиных Н. П., Пересторонина О. Н. Особенности биологии и экологии *Raeoniatonala* L. на территории Кировской области // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2012. Т. 14. №1 (1). С. 2288–2290.

Тарасова Е. М. Флора Вятского края. Часть 1 сосудистые растения. Киров: ОАО «Кировская областная типография», 2007. 440 с.

Тахтаджян А. Л. Система и филогения цветковых растений. М.-Л., 1966. 611 с.

Экологические шкалы и методы анализа экологического разнообразия растений: монография / Л. А. Жукова, Ю. А. Дорогова, Н. В. Турмухаметова и др. / Под общ.ред. проф. Л. А. Жуковой; Йошкар-Ола: Мар. гос. ун-т., 2010. 368 с.

ЦЕНОПОПУЛЯЦИИ РЕДКИХ СТЕПНЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ НА ЮГО-ВОСТОКЕ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. В. Рябова

*Вятский государственный гуманитарный университет,
ryapitschi@yandex.ru*

Уникальностью и необычностью некоторых растительных сообществ юго-востока Кировской области является наличие растений, нехарактерных для подзон южной тайги и хвойно-широколиственных лесов. Многие фрагменты сосновых лесов, луговых сообществ со степными растениями в травяно-кустарничковом ярусе внесены в ранг особо охраняемых природных территорий (ООПТ). Однако некоторые степные виды растений успешно формируют многочисленные нормальные ценопопуляции на антропогенно-нарушенных и видоизмененных территориях.

Цель нашего исследования – изучение состояния ценопопуляций (ЦП) редких степных видов растений, внесенных в Красную книгу Кировской области (Красная Книга..., 2001; Перечень видов растений и грибов..., 2011): качим метельчатый (*Gypsophila paniculata* L.) из семейства Гвоздичные (*Caryophyllaceae*) и василек сумской (*Centaurea sumensis* Kalen.) из семейства Астровые (*Asteraceae*).

Исследования проводили с 2003 по 2012 гг. на территории Кильмезского, Нолинского, Вятскополянского районов Кировской области. В Кильмезском и Нолинском районах изучение ценопопуляций степных видов проходило в пределах памятников природы «Бор на Лобани» и «Медведский бор» соответственно. Эти территории находятся расстоянии около 100 км по линии северо-запад – юго-восток в пределах одного лесного массива, ограниченного с запада и юга реками Вятка и Кильмезь. Они расположены на слабо всхолмленной зандровой равнине на приледниковых дюнах эолового происхождения. В «Медведском бору» они параболической формы, достигают в высоту 6–9 метров и в длину от 120 до 190 метров. Для «Бора на Лобани» «гористый» рельеф выражен более ярко и образован аналогичными дюнами, но они отличаются большей высотой и протяженностью (высота 10–15 метров, длина 250 метров). Почвы образованы слаборазвитыми подзолистыми песчаниками на древнеаллювиальных отложениях. На склонах дюн южной экспозиции произрастают редкие малочисленные для Кировской области степные растения: овсяница желобчатая (*Festuca sulcata* Hack.), лапчатка семилисточковая (*Potentilla reptaphylla* L.), астрагал песчаный (*Astragalus arenarius* L.), фиалка скальная (*Viola rupestris* F. W. Schmidt), змееголовник Рюйша (*Dracocephalum ruyschiana* L.),

гвоздика Борбаша (*Dianthus borbasii* Vandas), гвоздика песчаная (*Dianthus arenarius* L. s. l.) и другие. В Вятскополянском районе исследования проходили на левом коренном берегу реки Вятки напротив железнодорожной станции Заструг.

В работе использовали площадочные методы учета растительности (Миркин, Розенберг, 1957). Для изучения структуры ценопопуляций (ЦП) закладывали пробные учетные площадки от 1 до 5 м². Онтогенетические состояния определяли по классификации Т. А. Работнова (1950) с последующими дополнениями А. А. Уранова (1973).

Качим метельчатый – голарктический вид, произрастающий в луговых степях, по опушкам сосновых боров, на песках и известняковых склонах. Он распространен в Средней Европе, Северной Монголии, Западном Китае, Северной Америке. В России качим метельчатый встречается в европейской части, в Западной Сибири, на Дальнем Востоке.

В ООПТ «Бор на Лобани» изучена ЦП качима метельчатого общей площадью 500 м² в 7 квартале Ломиковского лесничества Кильмезского лесхоза. Она обнаружена на опушке сосняка беломошникового, в подлеске которого доминирует ракитник русский (*Chamaecytisus ruthenicus* (Fisch. Ex Woloszcz.) Klaskova) с общим проективным покрытием 20%. В травяно-кустарничковом ярусе выявлено 20 видов растений (общее проективное покрытие 40%), среди которых преобладают полынь австрийская (*Artemisia austriaca* Jacq.), вейник наземный (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth.), ястребинка волосистая (*Hieracium pilosella* L.). Обнаружено 24 особи качима метельчатого, из которых 13% виргинильных, 42% раннегенеративных, 38% зрелых генеративных и 7% позднегенеративных. Проростки, растения ювенильного, имматурного, и постгенеративного возрастного состояния отсутствуют, поэтому ЦП относится к нормальной неполночленной. Хорошая жизненность особей, крупные размеры с большим числом генеративных побегов обусловлены благоприятными естественными условиями: песчаная почва, отсутствие мохово-лишайникового покрова, высокая освещенность.

В пятидесяти метрах от данной ЦП на краю пожарища близ песчаной дороги обнаружены 2 крупные генеративные особи. Диаметр кустов достигает 80 см, число генеративных побегов – 75.

В ООПТ «Медведский бор» обнаружены растения качима метельчатого в 116 квартале Медведского лесничества Нолинского лесхоза. В сосняке беломошниковом брусничном общей площадью 4 км² было найдено 17 далеко расположенных друг от друга особей. В 2001 г. на данной территории произошел пожар, в результате чего популяция качима метельчатого была уничтожена. Наличие в настоящее время отдельных особей свидетельствует о восстановлении вида на данной территории. Изучено 4 особи виргинильного возрастного состояния (24% от общего числа), 3 – раннего генеративного (18%), 9 – зрелого генеративного (18%) и 1 – поздне генеративного (5%).

В Вятскополянском районе обнаруженная популяция *Gypsophila paniculata* разрознена, занимает общую площадь 6300 м², состоит из 391 особей. Она представлена 4 обособленными друг от друга ценопопуляциями.

Ценопопуляция № 1 представлена 29 цветущими и плодоносящими особями, произрастающими в функционирующем песчаном карьере на обрывах и осыпях.

Ценопопуляция № 2 состоит из 170 особей, произрастающих на зарастающем березой суходольном лугу. Большую часть растений в ней составляют особи генеративного возрастного периода (72%), оставшуюся (28%) – прегенеративного и постгенеративного возрастных периодов.

Ценопопуляция № 3 образована 60 особями, находится на опушке соснового леса в полосах минерализации, антропогенно-нарушенных территориях. В ней 65% – растения генеративного возрастного периода, 35% – прегенеративного и постгенеративного возрастных периодов.

Ценопопуляция № 4 представлена 132 растениями, занимает участок между грунтовой и железной дорогой. Большую часть растений в ней составляют особи генеративного возрастного периода – 67%, меньшую (33%) – прегенеративного и постгенеративного возрастных периодов. Особи произрастают в небольших почвенных углублениях, появившихся в результате антропогенной деятельности.

Обнаруженная популяция *Gypsophila paniculata* на территории Вятскополянского района Кировской области является достаточно устойчивой, так как преобладающими являются растения генеративного возрастного периода с хорошей жизненностью. Наличие растений прегенеративного возрастного периода свидетельствует об активном семенном размножении, но только в местах с нарушенным мохово-лишайниковым покровом или дерновым слоем почвы. В изученных ЦП качима метельчатого на ООПТ «Бор на Лобани» и «Медведский бор» не обнаружены постгенеративные особи, что свидетельствует о незначительном возрасте популяции. Однако отсутствие проростков и семенного воспроизведения вида представляет серьезную угрозу для длительного существования качима метельчатого на данных территориях.

Василек сумской – европейский вид, эндемик Восточной Европы. В России встречается на юго-востоке европейской части. Произрастает на песках, обнажениях мела и известняка в редкостойных остепненных сосновых борах.

На ООПТ «Бор на Лобани» было изучено 4 ЦП василька сумского в различных биотопах: непосредственно в лесу, на опушке, на краю пожарища и на открытом месте пожарища. ЦП-1 расположена на зарастающей песчаной дороге в сосняке беломошнике-купеновом, с сомкнутостью крон 0,5. В травяно-кустарничковом ярусе преобладают купена лекарственная (*Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce), овсяница желобчатая (*Festuca sulcata* (Hack.) Nym.), лапчатка распростертая (*Potentilla heptaphylla* L.). В данной ЦП было изучено 4 особи (счетные единицы). Из них 60% составляют ювенильные растения, по 20% – виргинильных и имматурных особей. ЦП-1 относится к инвазионному типу.

На опушке этого леса была изучена более крупная ЦП из 10 особей. В ней 20% имматурных, 50% виргинильных, 20% – среднегенеративных и 10% – позднегенеративных растений. Постгенеративные особи не обнаружены, ЦП относится к нормальному неполночленному типу.

Для данных ЦП лимитирующим фактором является свет. Условия на освещенной опушке леса близки к оптимальным, поэтому ЦП более многочисленна.

ЦП-3 исследована на краю пожарища, зарастающего иван-чаем узколистым (*Chamaenerion angustifolium* (L.) Scop), вейником наземным (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth), фиалкой скальной (*Viola rupestris* F. W. Schmidt.) В ней 9 особей, из которых 22% – имматурных, 67% – виргинильных, 11% – среднегенеративных. Эта ЦП нормальная неполночленная.

Непосредственно на пожарище, на участке, практически лишенном растительности, исследована ЦП-4, состоящая из 20 особей. Из них 5% составляют проростки, 20% – имматурные растения, 30% – виргинильные, 5% – раннегенеративные и 40% – позднегенеративные особи. ЦП относится к нормальному неполночленному типу. На пожарище при отсутствии сплошного травяного, мохово-лишайникового покрова быстро формируются многочисленные популяции василька сумского. При смыкании древесного полога и задержании численность популяции сокращается.

На основе полученных данных по изучению ЦП качима метельчатого, и василька сумского выяснилось, что данные виды растений произрастают вне зональных типов ценозов. В интразональных условиях сосновых лесов их местообитания приурочены к опушкам, лесным дорогам, антропогенно измененным местам (пожарище, вырубки, лесозащитные полосы). На состав ЦП влияет освещенность, степень развития травяно-мохово-лишайникового покрова, тип фитоценоза, этапы лесной сукцессии. Особи, произрастающие на склонах дюн южной экспозиции, обладают более высокой жизненностью, размерами, чем растения с северных склонов и ровных участков.

Вышеизложенные факты представляют собой довольно парадоксальную ситуацию в практике природоохранной деятельности, когда для сохранения вида (редкого внесенного в Красные книги различных рангов) необходимы такие условия, которые возникают в результате антропогенной или стихийной трансформации природного сообщества.

Литература

Красная книга Кировской области: Животные, растения, грибы. / Отв. ред. Л. Н. Добринский, Н. С. Корытин. Екатеринбург: Изд-во Урал. Ун-та, 2001. 288 с.

Миркин Б. М., Розенберг Г. С. Фитоценология: Принципы и методы. М.: Наука, 1978. 211 с.

Перечень видов растений и грибов, занесенных в Красную книгу Кировской области. Утвержден постановлением Правительства Кировской области от 14.07.2011 г. № 111/317.

Работнов Т. А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Тр. БИН АН СССР. Сер. 3. Геоботаника. М., 1950. С. 7–204.

Уранов А. А. Возрастной спектр фитопопуляций как функция времени и энергетических волновых процессов // Биол. науки. 1975. № 2. С. 7–35.

ФОРМАЛИЗОВАННАЯ ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ООПТ УДМУРТИИ

Е. А. Борисова

Удмуртский государственный университет, e_borisova75@mail.ru

Территории, используемые для отдыха можно определить как экосистемы антропогенных модификаций, которые в различной степени реагируют на прямые и косвенные воздействия. После их прекращения экосистема в процессе саморегуляции может возвращаться к исходному состоянию, но в случае перманентных влияний, имеющих глобальный характер, происходит постепенная перестройка экосистемы в новое состояние, следствием которого является экологический крах (Конашова, 1998). В этой связи необходимо рассмотреть основные критерии устойчивости в трактовке ученых различных школ. Так Н. Ф. Реймерс (1994) экологическую устойчивость определяет как способность экосистем сохранять свою структуру и функциональные особенности при воздействии внешних и внутренних факторов. Б. М. Миркин и др. (1985) под устойчивостью фитоценоза понимают его способность противостоять внешним изменениям среды в целях сохранности числа видов, их количественных соотношений в данном растительном сообществе и взаимосвязей в течение некоторого интервала времени. М. И. Пронин (1990) считает, что устойчивость насаждений оценивается как способность к нормальному формированию в определенных экологических условиях с различным уровнем отрицательных техногенных и антропогенных воздействий. По мнению Э. Репшанса (1987) устойчивость биогеоценозов выражается через показатель экологической емкости.

Обобщая понятия об устойчивости в трактовке ученых, можно заключить, что устойчивость заключается в способности к саморегуляции, сохранении биологического разнообразия экосистемы к различного рода негативным воздействиям и в способности им противостоять, нормальному формированию в определенных экологических условиях и показателем экологической емкости.

Для выявления величины связи между свойствами почвы, состоянием растительности и рекреационной устойчивостью почвенно-растительного покрова территорий был проведен корреляционный, дисперсионный и регрессионный анализ. При вычислении коэффициента корреляции Пирсона были получены результаты, которые приведены в таблице 1.

Таблица 1

Значения коэффициента корреляции Пирсона между моделируемой рекреационной устойчивостью почвенно-растительного покрова и исследуемыми параметрами

	W	A	pH	Ч	Л	М
УПР	-0,423	0,605	-0,321	0,601	0,952	0,853

Как следует из таблицы 1 все выбранные показатели (содержание в почве органического вещества (гумуса) – А, кислотность почвы – pH, модуль прочно-

сти слоя – W, число видов растений – Ч, процент луговых и рудеральных видов – Л и процент многолетних видов – М) имеют достоверную корреляционную связь средней силы с рекреационной устойчивостью почвенно-растительного покрова.

Для построения математической модели зависимости между показателями, которые имеют корреляционную связь, в дальнейшем был проведен пошаговый регрессионный анализ. В результате было получено уравнение, удовлетворяющее требованиям исследователя:

$$\text{УПР} = 1 - 0,01 \cdot W + 0,03 \cdot A + 0,08 \cdot \text{pH} + 0,04 \cdot \text{Ч} - 0,005 \cdot \text{Л} + 0,02 \cdot \text{М},$$

УПР – рекреационная устойчивость почвенно-растительного покрова (ед.),

W – модуль прочности слоя (кг/кв. см),

A – содержание органического вещества (гумуса) (%),

pH – кислотность (единицы),

Ч – число видов растений (шт.),

Л – процент луговых и рудеральных видов (%),

М – процент многолетних видов (%).

По величине УПР судят о рекреационной устойчивости почвенно-растительного покрова: УПР < 2,5 единиц – низкая рекреационная устойчивость почвенно-растительного покрова, от 2,5 ≤ УПР ≤ 3,5 единиц – средняя рекреационная устойчивость почвенно-растительного покрова, 3,5 и выше – высокая рекреационная устойчивость почвенно-растительного покрова.

Контрольная группа при проверке предложенного метода определения рекреационной устойчивости почвы представляла собой 46 учетных площадок, каждая из которых имела площадь 1 кв. м. Площадки выбирались произвольно, методом случайной выборки. Контрольная группа обладала следующими характеристиками: кислотность почвы составляла 5,29±0,14 ед (pH), сумма поглощенных оснований (S), степень насыщенности основаниями (V), содержание органического вещества в почве (A), содержание обменного фосфора (P₂O₅), коэффициент антропогенной уплотненности почвы (K), модуль прочности слоя почвы (W), число видов растений (Ч), процент луговых и рудеральных видов растений (Л), процент многолетних видов растений (М) (табл. 2). Как видно из представленных данных, характеристика почвенно-растительного покрова учетных площадок контрольной группы в целом соответствовала параметрам, характерным для естественных биогеоценозов анализируемого региона.

Таблица 2

Характеристики группы контроля при проверке эффективности предложенной методики определения рекреационной устойчивости почвы

pH (ед) M±m	S M±m	V M±m	A M±m	P ₂ O ₅	K	W	Ч	Л	М
5,29± 0,14	14,96± 1,18	73,12± 2,01	7,71± 1,14	1,51± 0,27	4,76± 0,23	0,81± 0,024	11,69± 0,58	63,1± 3,64	87,33± 2,67

Анализ эффективности модели был осуществлен сначала на обучающей выборке. Результаты представлены на рисунке 1.

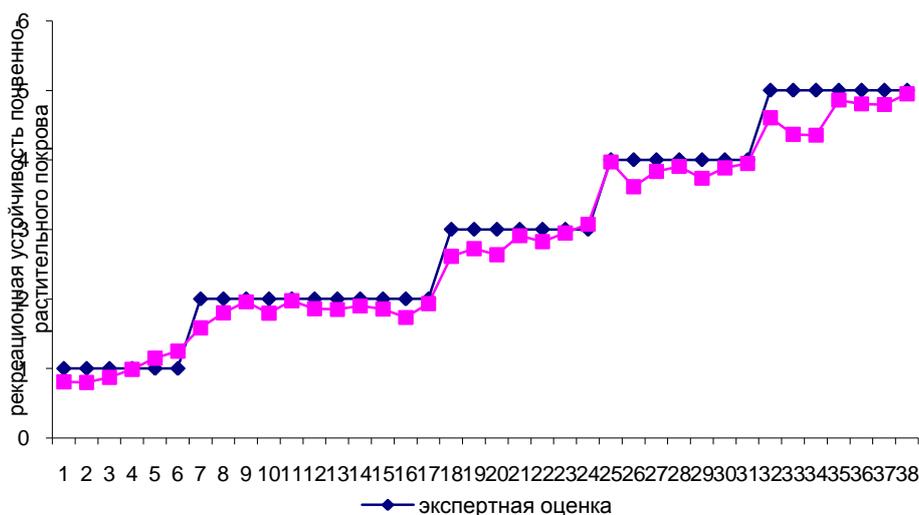


Рис. 1. Соотношение расчетного значения УПР и экспертной оценки (обучающая группа)

Коэффициент корреляции Пирсона $r = 0.85$, (функциональная связь). Результаты показаны на рис. 2. Как видно из графика, предложенная модель в целом соответствует экспертной оценке.

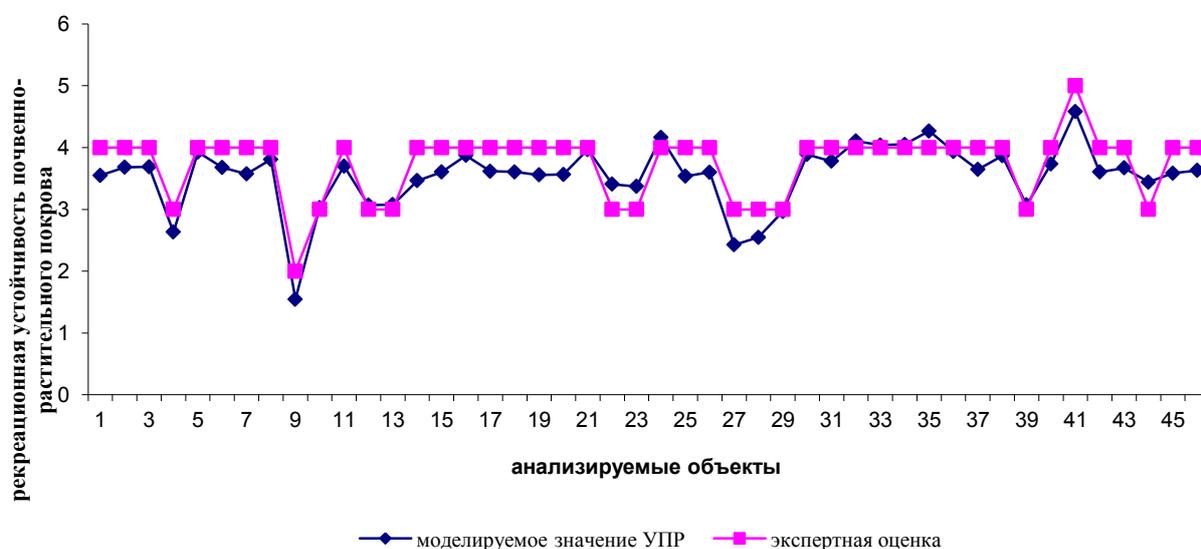


Рис. 2. Соотношение значения рекреационной устойчивости почвенно-растительного покрова и экспертной оценки (проверочная группа)

По итогам нескольких лет наблюдений за рекреационным использованием территорий можно сделать следующий вывод: созданная модель оценки рекреационной устойчивости почвенно-растительного покрова рекреационных территорий показала высокую информативность на контрольной группе наблюдений, коэффициент корреляции $r = 0,85$ при сравнении расчетных показателей и экспертной оценки. На территории ПП «Шаркан» наибольшей рекреационной устойчивостью почвенно-растительного покрова обладают террито-

рии: холм у лагеря экологов (луг лапчатково-черноголовково-разнотравный (3,8)); подножье склона у дер. Пужьегурт (луг злаково-разнотравный (3,68)); вершина Кар-горы (луг звездчатково-васильково-разнотравный (3,69)). На территории НП «Нечкинский»: спортлагерь ИжГТУ (лесная часть) (ельник разнотравный (4,58)); галевский склон к р. Кама (ельник копытневый (4,16)); Змеиная гора (ельник-земляничник (4,26)).

Литература

Конашова С. И. Основы лесопаркового хозяйства : учеб. пособие. Уфа: Изд-во БГАУ, 2004. 181 с.

Миркин Б. М., Розенберг Г. С. Толковый словарь современной фитоценологии. М.: Наука, 1985. 135 с.

Пронин М. И. Перспективы развития загородного отдыха в лесах СССР // Лесное хозяйство. 1975. № 9. С. 23–27.

Репшас Э. А. Устойчивость почв лесных насаждений к рекреационному воздействию // Экологическая оптимизация агроландшафта. М.: Наука, 1987. С. 79–81.

Реймерс Н. Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). М.: Россия молодая, 1994. 367 с.

АККЛИМАТИЗАЦИЯ ИНВАЗИОННЫХ ВИДОВ ДЕРЕВЬЕВ (*PADUS MAACKII*, *PADUS PENNSYLVANICA*, *JUGLANS MANDSHURICA*) НА ТЕРРИТОРИИ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

М. Б. Фардеева¹, Е. С. Ямбулатова²

¹ *Казанский (Приволжский) федеральный университет, orchis@inbox.ru*

² *Казанский (Приволжский) федеральный университет,
yamb085-kaserega@mail.ru*

Проблема биологических инвазий чужеродных видов за последние несколько десятков лет стала одной из главных в исследованиях экосистем Земного шара. Расширяется круг видов, выходящих за пределы своего первичного ареала, но остается невыясненной роль абиотических и биотических факторов в формировании экологических адаптаций, способствующих широкому распространению инвазионных видов на осваиваемой территории и, соответственно, формировании вторичных ареалов.

Занос чужеродных видов и их распространение могут вызвать необратимые экологические катастрофы. Предотвращение распространения и натурализации нежелательных для флоры региона видов растений, представляет собой одно из современных направлений экологической безопасности. Дальнейшее распространение часто влечет за собой нежелательные экологические, экономические и социальные последствия. Соответственно, проблема инвазий становится важнейшей в плане обеспечения экологической безопасности страны. Впервые широкое обсуждение этой проблемы было осуществлено на заседании Круглого стола, организованного в рамках Всероссийской конференции по экологической безопасности (4–5 июня 2002 г., Москва).

Изучение инвазионных (инвазийных) видов растений на охраняемых территориях (заповедник, национальный парк, памятник природы) является актуальным и самостоятельным направлением, т.к. распространение и натурализация чужеродных видов, часто выступающих в роли биологических загрязнителей, может привести, особенно на охраняемых территориях, к нарушению уникальных естественных природных комплексов.

Волжско-Камский государственный природный биосферный заповедник (ВКГПБЗ) имеет статус «Биосферного резервата» с международным значением, присвоенным в 2005 г. комиссией при ЮНЕСКО «Человек и биосфера». Раифский участок заповедника уникален тем, что, в силу особенностей рельефа, сохраняется большое разнообразие лесов, представляющих основные варианты таежных, смешанных и широколиственных лесных сообществ, в миниатюре имитирующих здесь всю широтную зональность лесов европейской части России. Сохранности лесных массивов способствовало и то, что с 1674 по 1918 гг. эти леса принадлежали Раифскому монастырю, который не допускал здесь сплошных рубок, в связи с чем леса в большей степени сохранили первозданные естественные черты (Бакин, 2001). Однако с 1919 г. Раифская лесная дача была учебно-опытной лабораторией высшей лесной школы Поволжья (при лесном факультете Казанского госуниверситета), а затем было организовано и опытное Раифское лесничество. С 1922 по 1964 гг. в Раифе проводились исследования в области лесоводства, лесоведения, включая создание лесных культур и акклиматизации экзотических деревьев и кустарников. После организации в 1964 г. Волжско-Камского заповедника подобные работы прекратились. В современных условиях отмечается, что многие инвазионные виды хорошо акклиматизировались, интенсивно размножаются семенами и разносятся, как животными, так и человеком по территории заповедника.

Многочисленные опытные объекты по акклиматизации экзотических растений заложенные в Раифском лесу, безусловно, интересны, тем не менее натурализация некоторых видов, за территорией Раифского дендросада и участков культур, загрязняет и нарушает структуру и состояние естественного растительного покрова заповедника, часто способствуя вытеснению аборигенной флоры.

На основе литературных источников, материалов летописей ВКГПБЗ, собственных исследований нами изучалась инвазия экзотических видов деревьев, особенности динамики численности и популяционной структуры и оценка степени их натурализации на территории Раифского участка заповедника. Нами было накоплено большое количество подробных поквартальных описаний за период 1935–1975 гг. и далее (до 2013 г.), материалы с основными таксационными показателями. Опираясь на литературные источники (Гаранина, 1972; Мурзов и др., 1977; Иванов, 2003), мы построили карты-схемы, на которых указали, где ранее были высажены изучаемые виды чистыми рядами или в смеси с некоторыми экзотическими и местными породами. На основе чего, были выявлены места произрастания инвазионных видов в настоящее время на всей территории заповедника (исключая участки лесных культур и дендросада). Мы выбрали репрезентативные участки произрастания (естественные фитоценозы и куль-

турные посадки) изучаемых нами инвазионных видов. На данных участках были заложены пробные площадки 100–250 м² (более 10-ти), на которых с помощью GPS фиксировалось местонахождение изучаемых видов. Для дальнейшего изучения пространственной структуры, на выбранных участках проводилось геоботаническое описание и детальное картирование всех деревьев.

После проведенных работ была поставлена задача формализации и структурирования большого объема собранного нами материала. Для решения поставленной задачи создавалась электронная популяционная база инвазионных видов с учетом онтогенетических групп видов и произрастающих совместно с ним других видов деревьев. В базе также указывалась поквартальная привязка к координатам мест произрастания инвазионных видов растений с помощью GPS. Первоначально были построены карты-схемы (М:1:33) и дана динамика абсолютной численности видов, онтогенетической структуры и оценена семенная продуктивность в различных эколого-фитоценологических условиях их ценопопуляций.

Для анализа внутривидового распределения в пространстве особей (или других исследуемых групп) нами использовалась $K(r)$ функция Рипли и парно-корреляционная PCF функции (Ripley, 1976), реализованные в языке статистического программирования R. $K(r)$ показывает среднее число особей, находящихся на расстоянии r от любой случайно выбранной особи. Для вычисления значения функции вокруг каждой особи условно очерчивают круг радиуса r , центр которого задается координатами местоположения особи, затем подсчитывают число особей, находящихся внутри окружностей, и делят полученную сумму на произведение площади картированной площадки на плотность особей, находящихся в центрах условных окружностей и плотность особей, попавших в окружности. При расчёте расстояния между особями разных классов (виды, онтогенетические группы), распределение характеризуется либо «агрегированием» – формированием скопления, либо «отталкиванием». Под зоной отталкивания понимается область наименьшей плотности особей, обусловленной разграничением территории распространения разных возрастных групп или разных видов и формированием равномерной структуры. Если наблюдаемая функция Рипли выходит из коридоров доверия функции Рипли, который соответствует случайному распределению особей, значит, наблюдается значительное/значимое отклонение от случайного распределения на этих расстояниях.

Парно-корреляционная функция (Wiegand, 2004) чётче показывает размер скоплений, расстояний между скоплениями и вновь повторяющихся формирований скоплений, функция Рипли в этом плане чаще всего показывает увеличение плотности и формирование очень крупных скоплений.

После проведенного нами пространственного анализа было установлено, что пространственная структура ЦП *Padus maackii* в благоприятных условиях имеет случайный тип, что способствует снижению внутривидовой конкуренции, при этом размножение вида семенное. Напротив, в естественных условиях затенения сосняков с елью зеленомошных формируются скопления, которые возникают на освещенных и часто нарушенных участках (вдоль просеки). *Padus pennsylvanica* в понижениях микрорельефа начинает размножаться при-

корневой и пневой порослью, формируя скопления также только по освещенным и возвышенным участкам вдоль тропинок и на перекрестках просек. При сильном затенении в сосняках с елью плотность растений снижается, и распределение становится разреженным. Ягоды *P. taackii* и *P. pennsylvanica* интенсивно поедаются птицами и их семена разносятся на значительные расстояния от дендросада и культурных посадок, в основном по нарушенным освещенным участкам, около поселений и вдоль дорог.

Орех маньчжурский (*Juglans mandshurica*) прекрасно возобновляется семенами, отмечается большое число проростков и ювенильных особей, доля которых в культурной посадке составляет около 40%. Прорастание и дальнейшее развитие прегенеративных групп ореха в культуре отмечается в более освещенных местах. Однако зрелые генеративные особи (возрастом 50–70 лет) в основном выпадают и замещаются липой сердцелистной, которая интенсивно размножается порослью и растет быстрее ореха. Липа постепенно вытесняет орех на участках культуры и способствует постепенному формированию естественного липового леса. Питательные орехи поедаются кабаном и разносятся ими по территории заповедника, отмечаясь в светлых «окнах» на опушках, вдоль просек и дорог.

В целом, изученные экзотические виды прошли процесс акклиматизации, т.к. интенсивно размножаются семенами, выдерживают летнюю засуху и январские морозы (до – 30–40 °С). Возрастная структура популяций полночленная. Семенное и вегетативное возобновление осуществляется в естественных фитоценозах по участкам, часто нарушенным антропогенным воздействием – рубки, просеки, тропинки, дороги, что обусловлено снижением конкуренции с лесными видами растений.

Литература

- Бакин О. В. Памятник науки / Раифа-Свияжск. Казань, 2001. С. 66–76.
- Гаранина И. И. О расселении экзотов на территории Раифы // Тр. Волж.-Камс. гос. зап-ка, 1972. Вып. 2. С. 59–69.
- Иванов В. Б. Особенности интродукции древесных растений в дендрарии Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника на современном этапе // Тр. Волж.-Камс. гос. зап-ка. Вып. VI. 2003. С. 343–375.
- Мурзов А. М., Дерюга Е. С. Состояние культур экзотов и естественное расселение их в Раифском лесном массиве // Тр. Волж.-Камс. гос. зап-ка. Вып. III. 1977. С. 61–79.
- Ripley B. D. The second-order analysis of stationary point processes // Journal of Applied Probability 13. 1976. pp. 255–266.
- Wiegand T., Moloney K. A. Rings, circles, and null-models for point pattern analysis in ecology Wiegand T. and // Oikos. № 104 2004. P. 209–229.

К ИЗУЧЕНИЮ ЖУЖЕЛИЦ (COLEOPTERA: CARABIDAE) ЗАКАЗНИКА «БЕЛОЯРСКИЙ» РЕСПУБЛИКИ КОМИ

О. А. Газизова

Сыктывкарский государственный университет, gazizova.olga@lenta.ru

Заказник «Белоярский» расположен в бассейне средней Вычегды в 70 км от г. Сыктывкара, в Корткеросском районе на территории Приозерского лесничества. Господствующие на данной территории леса не образуют сплошного массива, а состоят из перемежающихся хвойных и лиственных участков. Главными лесообразующими породами являются ель, сосна, береза, осина. Еловые леса произрастают на обширных водоразделах, хорошие сосновые боры встречаются на сухих боровых террасах. На гарях и вырубках появляются заросли березы и осины (Братцев, Гладков, 1983; Каталог жуков..., 2002).

Материал собирали в июне-июле 2005–2006 гг. в характерных для данной территории восьми растительных сообществах: ельнике травянисто-зеленомошном, ельнике чернично-зеленомошном, ельнике разнотравном, осиннике разнотравном, сосняке с примесью березы, сосняке беломошном, березняке разнотравном, березняке травяно-кустарничковом. В ходе работы применяли стандартные почвенно-зоологические методы (Количественные методы..., 1987): почвенные пробы (0,25×0,25 м; по 10 штук – на биотоп) и почвенные ловушки (по 15 штук на биотоп).

Ранее на изучаемой территории зарегистрировано 94 вида жужелиц, из них 59 видов обнаружены в лесных биоценозах (Каталог жуков..., 2002; Старостина, Колесникова, 2004). Нашими исследованиями выявлено 39 видов жужелиц, среди них дополнительно к общему списку отмечено 13 видов (*Cicindella hybrida* L., *C. maritime* Latr., *Leistus terminates* (Hellw.), *Asaphidion flavipes* (L.), *Bembidion lapponicum* Zett., *Patrobus assimilis* Pk., *Agonum fuliginosum* (Pz.), *A. micans* Nic., *Synuchus nivalis* Pz., *Amara littorea* (Thoms.), *Chlaenius tristis* (Schall.), *Oodes gracilis* Villa, *Badister bullatus* (Schrank.). На территории заказника встречен *Carabus nitens* (L.) – вид, занесённый в Красную книгу Республики Коми (<http://ib.komisc.ru/add/rb/types/?id=187>). Учитывая приведённые виды, лесные сообщества заказника населяют 78 видов жужелиц из 26 родов, разумеется, данный список неокончательный.

Сравнение группировок жужелиц исследованных лесных участков с использованием количественных данных по годам демонстрирует выделение нескольких кластеров (рис. 3 А). Так, в 2005 г. максимальную степень сходства проявляют комплексы жужелиц осинников между собой и ельников двух типов – травянисто-зеленомошного и разнотравного, группировка жужелиц ельника чернично-зеленомошного обособлена (рис. 1 А). Та же тенденция к группированию сохраняется и в 2006 г. На дендрограмме (рис. 1 В) выделяются три кластера: в состав одного входят группировки жужелиц ельников с травянистым покровом березняка травяно-кустарничкового, другого – осинников и березняка разнотравного, третьего – группировки карабид ельника чернично-зеленомошного и сосняков.

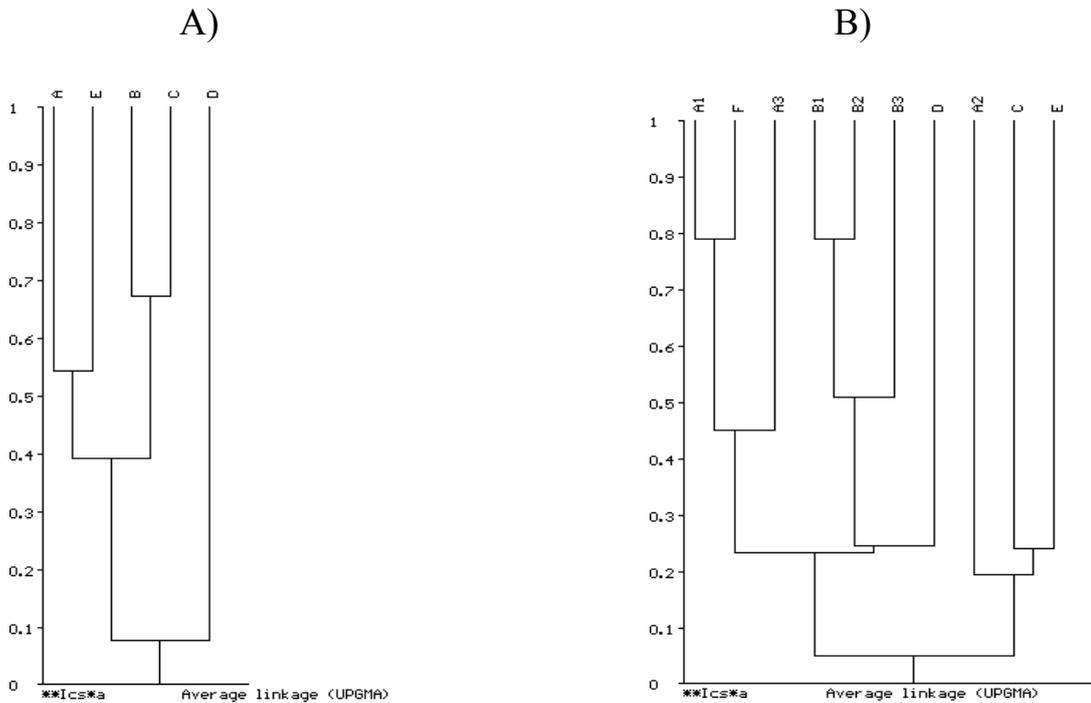


Рис. 1. Дендрограммы сходства видового состава жужелиц (по количественным данным: относительное обилие) в лесных биотопах в 2005 г. (А) и 2006 г. (В).

Условные обозначения: А) А – ельник травянисто-зеленомошный,

В и С – осинники, D – ельник зеленомошно-черничный, Е – ельник разнотравный; В) А1 – ельник травянисто-зеленомошный, А2 – ельник чернично-зеленомошный, А3 – ельник разнотравный, В1, В2 и В3 – осинники, С – сосняк с примесью березы, Е – сосняк беломошный, D – березняк разнотравный, F – березняк травяно-кустарничковый.

Сравнение биоценологических комплексов жужелиц с учётом только качественных данных за весь период исследований, показало выделение двух кластеров на уровне 30% (рис. 2). Общий кластер составили группировки жужелиц ельников с травянистым покровом, осинников и березняков; в другой кластер вошли группировки жужелиц ельника чернично-зеленомошного и сосняков. В первой группе выделяется кластер комплексов жужелиц ельников и березняка с травянистым покровом, и кластер, объединяющий комплексы осинников и березняка разнотравного.

Проанализировав дендрограммы биоценологического сходства группировок жужелиц с использованием количественных и качественных данных, можно предположить, что сближение карабидокомплексов происходит на основе напочвенного покрова и характера подстилки в биотопах. Такое предположение позволяет выделить несколько условных укрупнённых комплексов жужелиц:

- комплекс жужелиц биотопов с травянистым покровом;
- комплекс жужелиц биотопов с мохово-кустарничковым покровом;
- комплекс жужелиц с травянистым покровом и «лиственной» подстилкой.

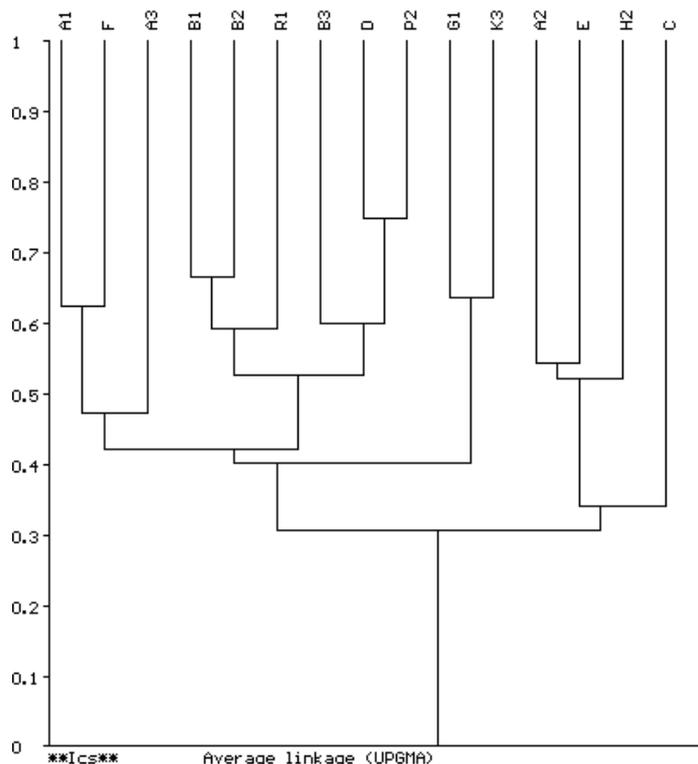


Рис. 2. Дендрограмма сходства видового состава жужелиц (по качественным данным) в лесных биотопах за два года (2005 и 2006 гг.).

Условные обозначения: (2006 г.) А1 – ельник травянисто-зеленомошный, А2 – ельник зеленомошно-черничный, А3 – ельник разнотравный, В1, В2 и В3 – осинники, С – сосняк с примесью березы, Е – сосняк беломошный, D – березняк разнотравный, F – березняк травяно-кустарничковый; (2005 г.) G1 – ельник травянисто-зеленомошный, H2 – ельник зеленомошно-черничный, K3 – ельник разнотравный, R1 и P2 – осинники.

Полученные данные соответствуют результатам аналогичных исследований, проводимых для северной тайги и тундровой зоны, где максимальным сходством также обладают группировки жужелиц в биотопах, характеризующихся сходным напочвенным покровом (Шарова, Филиппов, 2004; Ужакина, 2006).

Литература

- Братцев А. П., Гладков В. П. Охрана природы в Коми АССР. Сыктывкар, 1983. 142 с.
- Каталог жуков комплексного заказника «Белоярский» / Долгин М. М., Колесникова А. А., Медведев А. А., Татаринова А. Ф., Ужакина О. А., Юркина Е. В., Роговцова Е. К. Сыктывкар, 2002. 103 с.
- Количественные методы в почвенной зоологии / Бызова Ю. Б., Гиляров М. С., Дунгер В., Захаров А. А., Козловская Л. С., Корганова Г. А., Мазанцева Г. П., Мелецис В. П., Прасе Й., Пузаченко Ю. Г., Рыбалов Л. Б., Стриганова Б. Р. М., 1987. 203 с.
- Красная книга Республики Коми // <http://ib.komisc.ru/add/rb/types/?id=187> (версия 2014 г.)
- Старостина И. Н., Колесникова А. А. Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) лесных биоценозов заказника «Белоярский» // Актуальные проблемы биологии и экологии: Материалы

докладов пятнадцатой Коми Республиканской молодежной науч. конф. Сыктывкар, 2004. Т. II. С. 280–282.

Ужакина О. А. Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) тундровых экосистем европейского Северо-Востока: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2006. 23 с.

Шарова И. Х., Филиппов Б. Ю. Экология жужелиц лесов в дельте Северной Двины. Архангельск, 2004. 115 с.

РЕПРОДУКТИВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПОПУЛЯЦИИ ЛОСЯ НА ТЕРРИТОРИИ ПЕРМСКОГО КРАЯ

С. А. Чайкин¹, А. Ф. Храмов², Т. Л. Егошина³

¹ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
schaikin.vniioz@yandex.ru

² Специализированный филиал ГНУ ВНИИОЗ

³ Вятская государственная сельскохозяйственная академия, ГНУ ВНИИОЗ

Настоящая работа представляет собой исследования по проблеме репродуктивной оценки состояния природной популяции лося европейского (*Alces a. alces*) в условиях Пермского края (Северо-восток европейской части России, западное Предуралье, средний Урал). На современном уровне научных знаний в области управления ресурсами лося, исходя из анализа результатов этой деятельности, а также эколого-социально-экономического значения вида, представляется возможным и целесообразным применением в условиях охотничьего хозяйства комплекса мероприятий, позволяющих рассматривать «лосиное хозяйство» с точки зрения экологических и зоотехнических требований, как специфическую отрасль продуктивного животноводства, находящуюся в совместном ведении охотпользователей и лесопользователей, регулирование которой должно осуществляться централизованно на соответствующей научно-практической и нормативной основе.

Популяция лося в естественных условиях является весьма важным фактором, оказывающим бесспорное влияние на развитие фитоценозов, с одной стороны, а с другой, сама испытывает воздействие фитоценоза, состояние которого влияет на численность, структуру и поголовье популяции. Недостаток кормов, возникающий в процессе нарушения естественного развития фитоценоза и увеличивающегося с течением времени, приводит популяцию к «противостоянию» растительному сообществу и выработке способности продолжительного существования в условиях неустойчивого равновесия, поддерживаемого механизмом популяционного гомеостаза. Поскольку популяция является компонентом, частью биогеоценоза, который представляет собой относительно закрытую биологическую саморегулирующуюся систему, поддерживающуюся за счет потоков вещества и энергии и обеспечивающую протекание биосферных процессов (Глушков, 2001), постольку становится очевидной основная цель вида. Будучи компонентом (вернее, элементом) биогеоценоза, на индивидуальном уровне вид пытается размножаться и увеличивать свою численность до бесконечности, а на уровне популяции он отвечает адаптивным и гомеостатическим реакциям на лимитирующее воздействие биогеоценоза, тем самым обуславли-

вая состояние неустойчивого равновесия в системе «популяция - биогеоценоз». Феномен постоянного неустойчивого равновесия в биогеоценозе определяет неизбежность ежегодных изменений численности (флуктуаций) поголовья животных, отображенных в таблице 1.

Исследования проводились на территории субъекта Российской Федерации – Пермского края. В процессе выполнения работы нами применялись общепринятые методы полевых, лабораторных и биометрических исследований.

Таблица 1

**Динамика численности и плотности населения лося
в охотничьих угодьях Пермского Края**

Год	Численность, голов	Плотность, голов/тыс.га
2009	21760	1,79
2010	21270	1,75
2011	23670	1,94
2012	25310	2,08

Изучение динамики продуктивности популяции лося в целях эффективного использования ее ресурсов представляет собой одну из главных и сложных задач в экологических исследованиях. Вследствие большой изменчивости пространственного размещения популяции и величины годового прироста, прогнозирование продуктивности и результата промысла затруднено. В этой связи, при контроле уровня воспроизводства популяции приоритет отдается исследованиям, основанным на анализе данных о плодовитости самок, сохранности молодняка и поголовья в целом (табл. 2).

Таблица 2

**Динамика качественного состава и репродуктивных показателей
отстрелянных лосей по сезонам охоты**

Показатель	Период охоты (годы)			
	2009–2010	2010–2011	2011–2012	2012–2013
Объём выборки, голов	1028	773	1055	953
Доля сеголетков в промысле, %	42,3	33,2	14,6	14,3
Доля самцов возрастом 1,5 года – 15,5 лет и старше в промысле, %	39,2	49,2	63,7	59,6
Доля самок возрастом 1,5 года – 15,5 лет и старше в промысле, %	18,5	17,6	21,7	26,1
Соотношение самцы: самки у сеголетков, %	2,78 : 1	3,15 : 1	2,85 : 1	3,23:1
Соотношение самцы: самки у лосей возрастом 1,5 – 15,5 лет и старше, %	2,12 : 1	2,79 : 1	2,93 : 1	2,28:1
Преобладают в промысле самцы возрастом, лет	0,5	0,5	2,5	3,5
Преобладают в промысле самки возрастом, лет	0,5	0,5	2,5	3,5
Биологическая плодовитость самок, $\bar{X} \pm m_x$, эмбрионов/голову	1,50±0,0	1,44±0,009	1,46±0,002	1,45±0,007
Хозяйственная плодовитость самок, $\bar{X} \pm m_x$, эмбрионов/голову	0,57±0,001	0,65±0,007	0,79±0,009	0,78±0,006

Оценка уровня воспроизводства популяции лося в настоящей работе основана на данных о плодовитости самок лося, добытых в течение 2009–2012 гг. на территории Пермского края. За анализируемый период биологическая плодовитость самок лося на территории Пермского края составляет в среднем 1,53 эмбриона при незначительных колебаниях от 1,46 в 2012 г. до 1,56 в 2010 г., а хозяйственная плодовитость (с учетом яловых и прохолоставших самок) – 0,72 эмбриона с изменением от 0,57 до 0,83. Процент яловых и прохолоставших самок, составляющих половину репродуктивной части популяции лося (по данным промысловых проб), варьирует в пределах от 46,07% в 2012 г. до 61,98% в 2009 г., в среднем составляя 52,4%. Стельных лосих с одним эмбрионом в среднем 25,51%, с двумя – 22,09% (табл. 3).

Таблица 3

**Показатели плодовитости и яловость самок лося в Пермском крае
(по данным промысловых проб)**

Год охоты	Учтено добытых самок, голов							Средняя плодовитость, эмбрионов/голову	
	всего	яловых (прохолоставших)		с одним эмбрионом		с двумя эмбрионами			
		голов	%	голов	%	голов	%	на одну стельную самку	на одну добытую самку
2009	305	189	61,98	58	19,01	58	19,01	1,55	0,57
2010	198	109	55,05	50	25,25	39	19,70	1,56	0,70
2011	269	124	46,50	78	28,50	67	25,00	1,54	0,83
2012	280	129	46,07	82	29,29	69	24,64	1,46	0,79
Итого:	1052	551	52,40 ±9,58	268	25,51 ±6,50	233	22,09 ±3,08	1,53 ±0,07	0,72 ±0,15

Таблица 4

Показатели плодовитости и яловость самок лося разного возраста

Показатель	Возраст самок, лет							
	1,5	2,5	3,5	4,5–5,5	6,5–7,5	8,5–9,5	10,5–15,5	Старше 15,5
Объем выборки (n)	84	307	221	132	28	10	3	–
Кол-во бесплодных самок, особей, (%)	48 (57,1%)	116 (37,8%)	62 (28,1%)	28 (21,2%)	12 (42,9%)	5 (50%)	3 (100%)	–
Количество самок с одним эмбрионом, особей, (%)	19 (22,6%)	104 (33,9%)	86 (38,9%)	47 (35,6%)	9 (32,1%)	3 (30%)	–	–
Количество самок с двумя эмбрионами, особей, (%)	17 (20,3%)	87 (28,3%)	73 (33%)	57 (43,2%)	7 (25%)	2 (20%)	–	–

Показатель	Возраст самок, лет							
	1,5	2,5	3,5	4,5–5,5	6,5–7,5	8,5–9,5	10,5–15,5	Старше 15,5
Биологическая плодовитость, эмбрионов/особь, $\bar{X} \pm m_x$	1,47 $\pm 0,0022$	1,45 $\pm 0,0055$	1,45 $\pm 0,0091$	1,58 $\pm 0,0081$	1,43 $\pm 0,0075$	1,40 $\pm 0,0000$	0	–
Хозяйственная плодовитость, эмбрионов/особь, $\bar{X} \pm m_x$	0,63 $\pm 0,0009$	0,90 $\pm 0,0055$	1,04 $\pm 0,0098$	1,21 $\pm 0,0097$	0,82 $\pm 0,0014$	0,70 $\pm 0,0000$	0	–

Существенным внутривидовым показателем динамики плодовитости самок лося является их возрастная структура в популяции. Плодовитость самок лося разного возраста неодинакова. С увеличением возраста лосих изменяется их биологическая плодовитость, а также количество яловых и прохолоставших особей, что в итоге отражается на хозяйственной плодовитости и приросте популяции. Минимальные значения биологической плодовитости имеют самки в возрасте 8,5–9,5 лет: в среднем 1,4 эмбриона. Максимальные значения показателя наблюдаются у самок возрастом 4,5–5,5 года – 1,58 эмбриона. Высокой плодовитостью отмечаются самки лося возрастом 1,5–2,5 – 3,5 лет, которые имеют 1,47, 1,45 и 1,45 эмбриона соответственно. При этом, доля бесплодных самок возрастом от 6,5 до 9,5 лет увеличивается и составляет 43–50%. Наблюдаемое увеличение бесплодных в данных возрастных группах по сравнению с самками возраста 3,5–5,5 лет может быть объяснено снижением их общей доли в структуре популяции, благодаря чему самки 3,5–5,5 лет интенсивнее участвуют в размножении (табл. 4).

На основе показателей плодовитости самок лося разного возраста, имеется возможность произвести расчет потенциального прироста популяции к после промысловой численности, используя формулу

$$P = \sum (NKG_j \cdot P_{lj}) / NPP \cdot 100,$$

где P – потенциальный прирост поголовья, %; NPP – после промысловая численность популяции, особей; P_{lj} – хозяйственная плодовитость самок лося в j-й возрастной группе, эмб./особь; NKG_j – количество самок лося в j-й возрастной группе, особей.

Для примера, принимая структуру популяции лося оптимальной и, соответственно, соотношение полов близким к 1:1, рассчитаем потенциальный прирост популяции лося.

Вычисленная таким способом средняя ежегодная величина потенциального прироста популяции за период 2009–2012 гг. будет составлять 33,6%, или 7470 особей (к после промысловой численности).

Литература

- Биология и использование лося. Обзор исследований. М.: Наука, 1986. 161 с.
Большаков В. Н., Корытин Н. С., Марков Н. И., Погодин Н. Л. Копытные на среднем Урале. Екатеринбург: УрО РАН, 2009. 160 с.
Глушков В. М. Лось. Экология и управление популяциями. Киров, 2001. 318 с.
Данилкин А. А. Оленьи. М.: ГЕОС, 1999. 552 с.

ПАРАЗИТОФАУНА ЕРША *GYMNO CERPHALUS CERNUUS* (L.) ИЗ СРЕДНЕЙ ПЕЧОРЫ

Е. А. Голикова

Сыктывкарский государственный университет, golikovaeva309@gmail.ru

Обыкновенный ерш имеет обширный ареал, распространен в Европе и в Северной Азии. В водоемах Республики Коми встречается повсеместно и занимает доминирующее положение. Результаты исследования паразитофауны ерша в бассейне р. Печора обобщены в ряде публикаций (Сидоров, 1970; Екимова, 1971; Доровских, Степанов, 2011а, 2011б; и др.). В них содержатся, в том числе, данные о фауне паразитов ерша из Средней Печоры. Хорошо обследованы верхний участок С. Печоры в районе п. Якша, а также её приусинский участок в районе г. Печора, водохранилище Печорской ГРЭС, водоемы Кожвинского района. Не изучен в ихтиопаразитологическом отношении участок Средней Печоры от с. Возино до острова Даниловка. Цель работы – дополнить сведения о паразитофауне ерша Средней Печоры.

Сбор материала произведен в среднем течении р. Печора на участке «Лебязье колено» (п. Дутово). Здесь русло сильно расширяется, пойма становится хорошо выраженной, имеются многочисленные придаточные водоемы. Ерш отловлен в июне и июле 2009 года в количестве 45 экз. (19 самцов и 26 самок) длиной 78–116 мм (среднее 97) весом 11,4–21,5 г (среднее 14,7); в июне – августе 2010 года – 133 экз. (69 самцов, 64 самки) длиной 67–130 мм (среднее 89) весом 4,6–22,5 г (среднее 11,7). Всего исследовано 178 экз. рыб по общепринятой методике (Быховская-Павловская, 1985).

У ерша в среднем течении Печоры отмечено 15 видов паразитов (табл.), принадлежащих к 8 систематическим группам: Protozoa incertae sedis – 1 вид, Muxosporidia – 2, Peritricha – 1, Monogenea – 1, Cestoda – 4, Trematoda – 4, Nematoda – 1, Acanthocephala – 1 вид. Основу паразитофауны составляют виды, развивающиеся с участием промежуточных хозяев (12 видов). Прямой цикл развития имеют 3 вида. Специфичным для ерша является единственный вид моногеней *Dactylogyrus amphibothrium*. Остальные 14 видов имеют широкий круг хозяев.

Изучение видового состава паразитов свидетельствует о незначительной роли Protozoa в формировании паразитофауны. Довольно обычны на жаберных лепестках цисты *Dermocystidium sp.*, природа которых не выяснена – одни считают их простейшими, другие – грибами. Рыбы, зараженные этим паразитом, встречались в течение всего периода исследований (индекс обилия – 1,1–12,1) (табл.).

Впервые для ерша этого района указаны 2 вида миксоспоридий; *Henneguya creplini* ранее отмечены для ерша, окуня, щуки из р. Северная Двина, судака из р. Кама и только для окуня из р. Печора; *Mухоболus musculi* – для рыб бассейнов рек Северная Двина, Кама, Мезень, Печора (Доровских, Степанов, 2011б). Находки цист паразитов единичны.

В бассейне р. Печора для ерша указано 5 видов моногеней (Екимова, 1971; Доровских, Степанов, 2011а, 2011б). В наших исследованиях обнаружен один из распространенных видов – *Dactylogyrus amphibothrium*. Можно указать на достоверное повышение уровня инвазии моногенеями ерша в конце июня (индекс обилия – 8,6; $p > 0,01$) (табл.) В другие периоды колебания численности червей незначительны.

Относительно разнообразны в видовом отношении цестоды (4 вида). Плероцеркоиды цестод *Caryophyllaeus laticeps* были ранее указаны для леща из р. Печора, *Diphyllobothrium dendriticum* – для леща, омуля, сига из р. Печора (Доровских, Степанов, 2011а, 2011б). Для ерша бассейна р. Печора выше перечисленные виды отмечены впервые. *Diphyllobothrium dendriticum* является патогенным для человека. Цестоды обнаружены в конце июня, в конце июля и начале августа (табл.). Зараженность ими рыб незначительна.

Из 19 видов трематод ерша бассейна р. Печора, указанных в литературе (Екимова, 1971; Доровских, Степанов, 2011а, 2011б), нами обнаружено 4 вида (табл.). Это широко распространенные и обычные для ерша паразиты. Среди найденных видов *Phyllodistomum folium* попадает в хозяина с пищевыми объектами веслоногими рачками и моллюсками сем. Unionidae. Зараженность этими паразитами ерша невелика. Остальные виды трематод (*Ichthyocotylurus variegates*, *Diplostomum volvens*, *D. spathaceum*) активно нападают на своих хозяев и паразитируют у ерша на стадии метацеркария. Они дают наибольшую зараженность. Уровень инвазии диплостомидами рыб варьирует в течение летнего сезона (индекс обилия – 0,7–5,7; $p < 0,05$). Достоверно повышается зараженность *Ichthyocotylurus variegates* ерша к середине июля (индекс обилия – 70,5; $p > 0,001$). В последующие даты сбора инвазия рыб трематодами падает. Значения показателей в период исследований не позволяют выявить четкой динамики сроков заражения рыб. В исследовании трематод р. *Diplostomum* установлено, что в северных условиях наблюдается сглаживание волн заражения рыб по сравнению с условиями средней полосы (Шигин, 1987), где выделяются две волны массового заражения: весеннее-летняя и летнее-осенняя. Это объясняется температурным режимом водоема и развитием в водоеме брюхоногих моллюсков, таких как прудовики и живородки, которые служат промежуточными хозяевами этих червей.

Впервые для ерша бассейна р. Печора указан скребень *Neoechinorhynchus rutili* – широко распространенный вид, встречается у многих рыб бассейнов рек Северная Двина, Мезень, Печора (Доровских, Степанов, 2011б). Находки червей единичны.

Таблица

Паразитофауна ерша из Средней Печоры

Вид паразита	19.06.09	19.07.09	25.07.09	21-29.06.10	6-13.07.10	20.07.10	26-30.07.10	2-9.08.10
	n=15	n=15	n=15	n=28	n=30	n=15	n=30	n=30
<i>Dermocystidium sp.</i>	10(12,1)	4(4,9)	10(6,8)	6(1,1)	16(2,2)	3(1,6)	14(10,6)	9(1,6)
<i>Henneguya creplini</i>	–	–	–	1(0,07)	–	–	–	–
<i>Myxobolus muscoli</i>	2(0,3)	–	–	–	–	–	–	–
<i>Trichodina sp.</i>	–	–	–	1(0,04)	7(0,9)	1(0,07)	4(0,5)	1(0,04)
<i>Dactylogyrus amphibothrium</i>	15(5,1)	5(1,6)	1(0,1)	24(8,6)	28(5,3)	8(1,1)	17(3,3)	21(2,0)
<i>Caryophyllaeus laticeps</i>	–	–	–	–	–	–	4(0,2)	6(0,2)
<i>Triaenophorus nodulosus</i>	–	–	–	1(0,04)	–	–	6(0,3)	3(0,09)
<i>Diphyllobothrium dendriticum</i>	–	–	–	–	–	–	3(0,1)	3(0,1)
<i>Proteocephalus cernuae</i>	–	–	–	4(0,1)	–	–	–	–
<i>Phyllodistomum folium</i>	–	–	–	3(0,5)	1(0,04)	–	3(0,1)	–
<i>Diplostomum volvens l.</i>	11(2,5)	13(4,5)	12(5,7)	13(3,0)	17(2,9)	12(3,0)	7(1,8)	20(2,2)
<i>D.spathaceum l.</i>	8(0,6)	9(1,4)	10(1,6)	6(0,7)	10(0,9)	11(1,9)	12(0,7)	12(0,8)
<i>Ichthyocotylurus variegatus l</i>	14(9,6)	13(7,6)	14(6,2)	11(3,4)	17(1,8)	15(70,5)	7(2,5)	4(2,3)
<i>Contracaecum sp.</i>	–	–	–	1(0,04)	–	1(0,07)	–	–
<i>Neoechinorhynchus rutili</i>	–	2(0,1)	2(0,1)	–	–	–	–	–

Примечание. В столбцах перед скобками – число зараженных рыб данным видом паразита; в скобках – индекс обилия.

Таким образом, у ерша в бассейне р. Печора с учетом литературных данных обнаружено 48 видов паразитов, из них в Средней Печоре – 34 вида. Впервые для ерша этого района указаны *Henneguya creplini*, *Mухobolus musculi*, *Carophyllaeus laticeps*, *Diphyllobothrium dendriticum*, *Neoechinorhynchus rutili*. Основу паразитофауны составляют виды со сложным циклом развития, в большинстве связанные с донными организмами.

Литература

- Быховская-Павловская И. Е. Паразиты рыб. Руководство по изучению. Л.: Наука, 1985. 121 с.
- Доровских Г. Н., Степанов В. Г. Зоогеография паразитов рыб главных рек Северо-Востока Европы (монография). Сыктывкар: Изд-во Сыктывкарского ун-та, 2011 а. 142 с.
- Доровских Г. Н., Степанов В. Г. Паразитофауна окуневых рыб Percidae из водоемов северо-востока европейской части России (монография). Сыктывкар: Изд-во Сыктывкарского ун-та, 2011б. 182 с.
- Екимова И. В. Паразитофауна рыб реки Печоры: Дис. на соиск. ...к.б.н. Тюмень, 1971. 268 с.
- Сидоров Г. П. Паразитофауна некоторых промысловых рыб Средней Печоры и Вычегды в зоне проектируемых водохранилищ // Изв. Коми филиала ГО СССР. 1970. Т. 2. Вып. 3 (13). С. 87–90.
- Шигин А. А. Возбудители диплостомозов рыб фауны СССР и биологические основы борьбы с ними: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1987. 46 с.

ФАУНА И ЭКОЛОГИЯ КСИЛОФИЛЬНЫХ И МИЦЕТОФИЛЬНЫХ ЖУКОВ-ЧЕРНОТЕЛОК (COLEOPTERA, TENEBRIONIDAE) РЕСПУБЛИКИ КОМИ

А. Ф. Ишкаева

Сыктывкарский государственный университет, alfija_t@rambler.ru

Семейство жуков-чернотелок относится к числу крупнейших групп жесткокрылых и насчитывает в фауне бывшего СССР более 1000 видов (Медведев, 1965), подавляющее большинство которых распространено в аридных областях. Чернотелки, обитающие в мертвой древесине и грибах, связаны, главным образом, с лесными регионами и составляют немногим более 50 видов (Компанцева, 1987).

Ксило-мицетофильные жесткокрылые (и чернотелки в том числе) играют важную роль в лесных биоценозах. Их личинки являются активными разрушителями древесины и плодовых тел ксилотрофных грибов. На территории Республики Коми особенности биологии этой группы Tenebrionidae изучены недостаточно. Специальных работ по биологии ксило- и мицетобионтных чернотелок региона исследований нет. В немногочисленных источниках (Производительные силы..., 1953; Седых, 1974; Лобанов, 1976; Крылова, 1994) имеются лишь отдельные разрозненные сведения по экологии некоторых видов данного семейства.

Исследования проводились в восьми различных точках Республики Коми в течение шести лет: в окрестностях п. Кажым (Койгородский р-н) и п. Шугрэм

(Прилузский р-н), в равнинной и предгорной частях Печоро-Илычского заповедника, на Приполярном и Полярном Урале, в окрестностях – г. Сыктывкар, Ухта, на биостанции СыктГУ. Использовались общепринятые в энтомологии методы сбора ксило- и мицетобионтных жесткокрылых. Насекомые собирались со стволов и под корой деревьев, обследовались ксилотрофные грибы. Применялись также оконные ловушки, устанавливаемые на стволах деревьев.

На территории Республики Коми обнаружено 13 видов ксило- и мицетобионных чернотелок, принадлежащих 10 родам:

1. *Bolitophagus reticulatus* (Linnaeus, 1767).
2. *Diaperis boleti* (Linnaeus, 1758).
3. *Scaphidema metallicum* (Fabricius, 1792).
4. *Uloma rufa* (Piller et Mitterpacher, 1783).
5. *Bius thoracicus* (Fabricius, 1792).
6. *Upis ceramboides* (Linnaeus, 1758).
7. *Tenebrio molitor* Linnaeus, 1758.
8. *Corticeus fraxini* (Kugelann, 1794).
9. *Corticeus linearis* (Fabricius, 1790).
10. *Mycetochara axillaris* (Paykull, 1799).
11. *Mycetochara flavipes* (Fabricius, 1792).
12. *Mycetochara obscura* (Zetterstedt, 1838).
13. *Lagria hirta* (Linnaeus, 1758).

Массовыми оказались следующие виды: *Diaperis boleti* (L.) (обнаружен в семи местах сбора), *Bolitophagus reticulatus* (L.) и *Upis ceramboides* (L.) (попадали в шести точках), и *Mycetochara flavipes* (F.) (найден в трех точках региона). По количеству отловленных особей указанные виды были самыми многочисленными. Некоторые чернотелки оказались довольно редкими. Они были обнаружены только в каком-либо одном месте сбора в количестве 1-2 экземпляров. К редким можно отнести виды *Scaphidema metallicum* (F.), *Mycetochara axillaris* (Payk.), *Uloma rufa* (Pill. et Mitterp.) и некоторые другие.

Ксилофильные чернотелки проявляют четко выраженную приуроченность к заселению определенных зон ствола. Они образуют три ясно очерченные экологические группы:

1. Обитатели толщи древесины;
2. Обитатели подкоровых пространств;
3. Обитатели дупел и микрополостей.

К обитателям толщи древесины относится *Uloma rufa* (Pill. et Mitterp.). Чернотелки данной группы связаны с древесиной отмерших стволов или локально разрушенных участков живых деревьев. Ко времени заселения ствола его древесина поражена мицелием ксилотрофных грибов и разлагается по определенному типу, с образованием светлых и бурых гнилей. В основном, чернотелки данной группы характерны для заключительных этапов деструкции древесины. И, согласно литературным данным (Компанцева, 1987), заселение древесины в данном случае определяется, в первую очередь, характером ее разложения и в меньшей степени зависит от породы дерева. Для жуков этой группы характерно окукливание в толще древесины.

Группа чернотелок – обитателей подкоровых пространств включает виды рода *Corticeus* и *Upis ceramboides* (L.). Жуки этой группы встречаются под корой на ее начальных этапах разрушения или на более поздних стадиях, когда кора уже начинает отслаиваться от древесины. Виды рода *Corticeus* развиваются под корой, еще достаточно плотно прилегающей к древесине, и, как правило, связаны с ходами короедов. Особенности биологии видов этого рода детально описаны в ряде работ (Никитский, 1976, 1980; Мамаев, 1977). Большинство из них являются хищниками. Личинки *Upis ceramboides* (L.) отмечены под корой берез вместе с личинками жуков *Rhagium mordax* (L.) (Cerambycidae) и *Schizotus pectinicornis* (L.) (Pyrochroidae) – видами, характерными для заключительных этапов разрушения коры (Мамаев, 1977). Для личинок чернотелок этой группы очень характерно окукливание в колыбельках непосредственно под корой.

К группе чернотелок – обитателей дупел и микрополостей относятся *Bius thoracicus* (F.), *Tenebrio molitor* L., *Lagria hirta* (L.), виды рода *Mycetochara*. Эти виды встречаются в толще субстрата дупел, под корой в микрополостях, заполненных мелкодисперсным детритом, в участках трухи, прилегающих к стенкам дупел. Питаются эти чернотелки разнообразной разложившейся органикой. Имеется и синантропный вид – *Tenebrio molitor* L., питающийся на складах продовольственными запасами – мукой, отрубями, хлебом и т.д.

Мицетофильные чернотелки образуют две хорошо обособленные экологические группы:

1. Обитатели толщи плодового тела гриба;
2. Обитатели естественных полостей (или ходов других мицетофагов) грибного субстрата.

К обитателям толщи плодового тела гриба относятся чернотелки, личинки которых заселяют отмершие карпофоры и способны самостоятельно прокладывать ходы внутри них. Окукливание чернотелок этой группы происходит, как правило, в толще карпофоров или, в редких случаях, в древесине непосредственно под плодовым телом гриба. К этой группе относятся *Bolitophagus reticulatus* (L.) и *Diaperis boleti* (L.). Чернотелки *Bolitophagus reticulatus* (L.) развиваются в одних карпофорах на протяжении нескольких генераций, пока плодовое тело гриба полностью не разрушится. В отличие от них, *Diaperis boleti* (L.) существует в карпофоре в течение только одной генерации, молодые жуки покидают плодовое тело и уходят на зимовку в полости коры. Чернотелки данной группы являются, как правило, доминирующим компонентом энтомокомплекса, формирующегося в карпофоре. *Bolitophagus reticulatus* (L.), например, часто встречается в комплексе с трутовиковыми жуками (Cisidae, *Rhopalodontus perforatus* Gyll.) и точильщиками (Anobiidae, *Dorcatoma robusta* Strand.).

Чернотелки – обитатели естественных полостей грибного субстрата связаны с сухими трутовыми грибами, образующими колонии или распростертые плодовые тела. Их личинки не прокладывают ходов в толще гриба, а используют для передвижения естественные полости или ходы других мицетофагов. Окукливание у таких чернотелок обычно происходит в полостях гриба (или в старых ходах) в специальных коконах или колыбельках, выгрызаемых в верх-

них слоях древесины под плодовым телом гриба (виды рода *Scaphidema*) (Компанцева, 1987). К этой группе относится *Scaphidema metallicum* (F.).

Ксилофильные и мицетофильные чернотелки характеризуются широким трофическим спектром, для них свойственны различные типы питания.

Основной пищевой режим чернотелок – обитателей толщи древесины и подкоровых пространств может быть охарактеризован как сапроксилофагия. Основы питания личинок этих чернотелок составляет сильно разложившаяся древесина и кора, в которых уже завершается сукцессия ксилотрофных грибов. Однако нередко, в период заселения ствола, на нем находятся молодые трутовики, а в древесине – живой мицелий. Например, вокруг питающихся личинок *Upis ceramoides* (L.) под корой берез нами часто отмечались мицелиальные тяжи трутовика настоящего *Fomes fomentarius*. Вероятно, у некоторых видов этой группы чернотелок имеется более сложный тип питания, включающий элементы мицетофагии.

Другим характерным пищевым режимом для ксилофильных чернотелок является сапрофагия. Этот тип питания отмечен для обитателей дупел и микрополостей. Личинки жуков данной группы питаются различными органическими остатками, включающими мертвых насекомых, их экскременты, растительный детрит и т.д.

Своеобразным типом питания, не характерным для семейства Tenebrionidae в целом, является хищничество. Переход к нему наблюдается у представителей рода *Corticеus*. В пределах этого рода имеется весь спектр переходов от сапрофагии с элементами хищничества к облигатному хищничеству (Никитский, 1980).

Мицетофагия характерна для чернотелок, развивающихся за счет плодовых тел грибов. Обычно чернотелки-мицетофаги являются олигофагами, т.к. их развитие связано с небольшим количеством близкородственных видов грибов. Полифагия встречается у мицетофагов значительно реже и характерна для видов рода *Scaphidema*, связанных с сухими трутовыми грибами. Ярко выраженная монофагия наблюдается только у *Bolitophagus reticulatus* (L.). Его развитие происходит в плодовых телах трутовика настоящего *Fomes fomentarius*.

В заключение необходимо отметить, что в ходе дальнейших исследований на территории Республики Коми, вероятно, можно ожидать много новых интересных находок среди жуков семейства Tenebrionidae.

Литература

Компанцева Т. В. Экологические особенности ксилофильных и мицетофильных жуков-чернотелок (Coleoptera, Tenebrionidae) // Экология и морфология насекомых – обитателей грибных субстратов. М., 1987. С. 46–56.

Крылова Л. П. Беспозвоночные животные (отряд Жуки – Coleoptera) окрестностей г. Сыктывкара // Экология животных в естественных и антропогенных ландшафтах: Сб. науч. тр. Сыктывкар, 1994. С. 60–79. (Тр. Коми НЦ УрО РАН, № 136).

Лобанов А. Л. Новые виды жесткокрылых в фауне Коми АССР // Биологические проблемы Севера: Тез. докл. VII симпозиума. Петрозаводск, 1976. С. 36–38.

Мамаев Б. М. Взаимосвязи ксилофильных насекомых и грибов в процессе освоения древесины как среды обитания // Защита леса, 1977. № 2. С. 56–59.

Медведев Г. С. Семейство Tenebrionidae // Определитель насекомых Европейской части СССР. Л.: Наука, 1965. Т.2. С. 356–381.

Никитский Н. Б. Морфология личинок хищных и сопутствующих короедам жесткокрылых Северо-Западного Кавказа // Эволюционная морфология личинок насекомых. М., 1976. С. 175–201.

Никитский Н. Б. Насекомые – хищники короедов и их экология. М., 1980. 237 с.

Производительные силы Коми АССР. Животный мир. М.-Л., 1953. Т. 3. Ч. 2. 242 с.

Седых К. Ф. Животный мир Коми АССР. Беспозвоночные. Сыктывкар, 1974. 192 с.

СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИИ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ, ОБИТАЮЩИХ В УСЛОВИЯХ ПОВЫШЕННОГО ФОНА ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Л. А. Башлыкова

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

Техногенное воздействие на среду может в существенной мере модифицировать естественный ход изменения численности мелких млекопитающих. Зная закономерности динамики численности тех или иных видов, по наблюдаемым от них отклонениям, можно судить о влиянии возмущающих факторов на популяцию вида, стратегию выживания, возможности адаптации организмов и популяций к новым факторам.

Северный радиоэкологический стационар (Республика Коми) возник в 30-е годы XX-го века в результате добычи в течение 25 лет солей радия из пластовых вод, что обусловило повышенный уровень естественной радиоактивности (радиевый участок). На этом участке мощность γ -излучения выше фона в 10–300 раз (0,5–12,5 мкГр/ч). Урано-радиевый участок образовался на месте отвалов урано-радиевого производства, которое существовало с 1946 по 1956 гг. (Кичигин, Таскаев, 2004). На данном участке содержание радия в почве превышает контрольные значения в 461–682 раза и урана в 4–28 раз, мощность γ -излучения колеблется в пределах от 2 до 60 мкГр/ч (Евсеева и др. 2012). Объектом нашего исследования были полевки-экономки (*Microtus oeconomus* Pall.), длительное время обитающие в условиях повышенного фона естественной радиоактивности.

Исследования популяции мышевидных грызунов, проведенные в 50–60-е годы (Маслов, 1974), показали, что численность полевки-экономки на участках повышенной радиоактивности ниже, чем в районах с нормальным радиационным фоном (рис. 1). В 80-е годы отмечено превышение численности полевок-экономок на радиевом участке по сравнению с контрольным (рис. 2). Учет численности, проведенный в 2003–2009 гг. (рис. 3), показал, что через 50 лет после радиоактивного загрязнения, наблюдается нарушение закономерного хода популяционного цикла полевок на радиоактивных участках. На радиевом участке отмечен трехлетний период высокой численности (2004–2006 гг.), на урано-радиевом – длительный период низкой численности. На радиоактивных участках наблюдается удлинение популяционного цикла до 5–7 лет, что свидетель-

ствует о нарушении закономерного хода изменения численности и нестабильности популяции.

О напряженном характере воспроизводства мышевидных грызунов на радиоактивном стационаре свидетельствуют результаты наблюдений, как в условиях вивария, так и в природной среде. Полученные результаты гистологического анализа яичников полевок-экономок показали, что у животных, обитающих в условиях повышенной радиоактивности, количество растущих и первичных фолликулов в яичниках, достоверно превышало контрольные значения. Судя по числу зрелых графовых пузырьков и желтых тел потенциальная плодовитость у самок с урано-радиевого участка также выше, чем в контроле и на радиевом участке. Все это свидетельствует об ускоренных темпах созревания фолликулов у животных урано-радиевого участка. По-видимому, ускоренное созревание фолликулов направлено на увеличение потенциальной плодовитости и является своеобразным путем адаптации мышевидных грызунов к неблагоприятному воздействию природной среды.

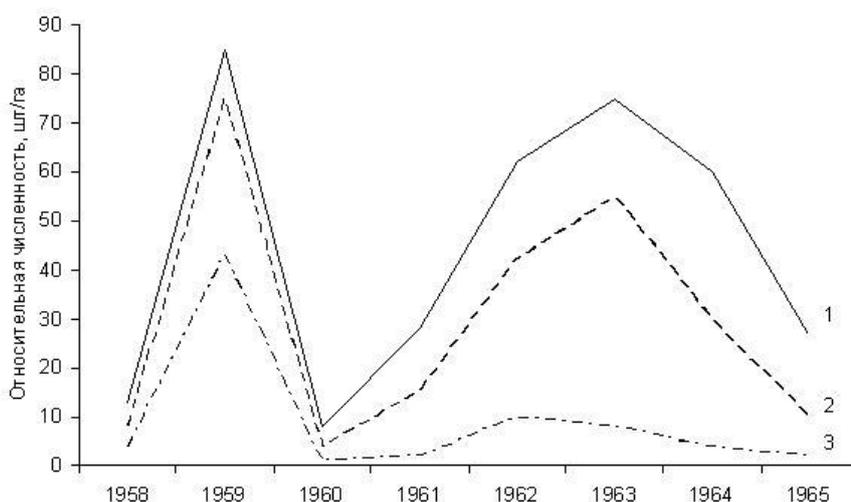


Рис. 1. Относительная численность полевок-экономок на контрольном (1), радиевом (2) и урано-радиевом (3) участках в 50–60-е годы двадцатого века

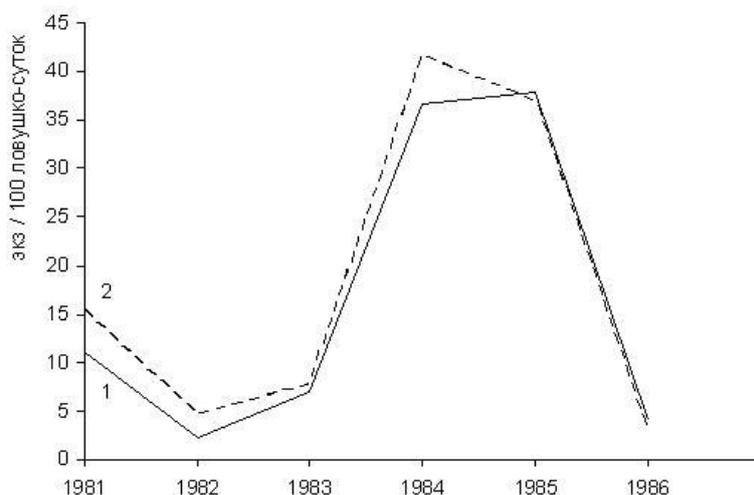


Рис. 2. Относительная численность полевок-экономок на контрольном (1) и радиевом (2) участках в 80-е годы

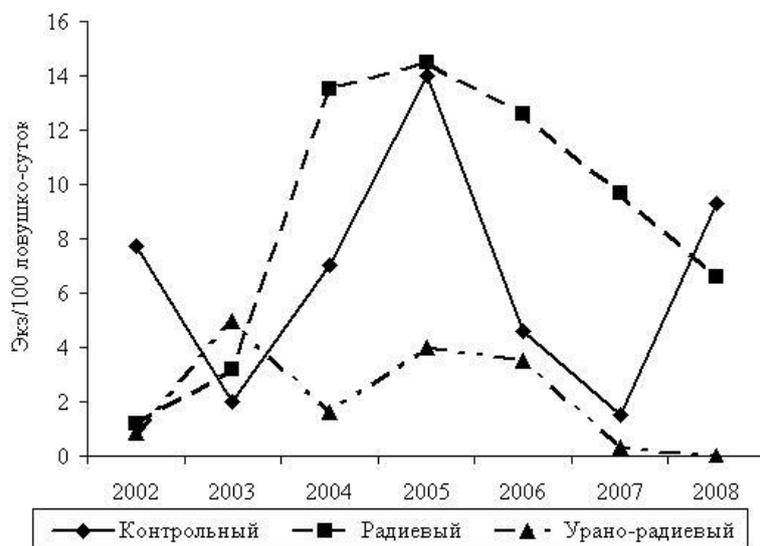


Рис. 3. Относительная численность полевков-экономок, обитающих в различных радиоэкологических условиях (2002–2008 гг.)

В условиях вивария был проведен эксперимент по оценке размножения полевков-экономок, отловленных на участках с повышенной радиоактивностью. Установлено, что индивидуальная интенсивность размножения, определенная как отношение фактического числа пометов к потенциальному их числу у каждой самки за весь период размножения в виварии, была достоверно выше у животных с радиоактивных участков. О стимулирующем эффекте облучения свидетельствуют также данные о плодовитости самок радиевого участка, которые имели большее число пометов и общее количество рожденных детенышей по сравнению с контролем. Отметим, что плодовитость (количество эмбрионов) природной облучаемой популяции на подъеме и пике численности выше контрольной. Наряду с повышением интенсивности размножения полевков с радиоактивных участков обнаружено сокращение продолжительности жизни и репродуктивного периода. Мы полагаем, что негативным генетическим эффектом ионизирующего излучения также является повышение смертности. Потомство облученных животных менее жизнеспособно, поскольку у них достоверно выше эмбриональная смертность, отмечено мертворождение и до половозрелого состояния выживает менее 50% зверьков («урано-радиевый» участок). Смертность до имплантации (ДИ) у полевков природной популяции контрольного участка в разные фазы численности не отличалась (3,2–4,6%). У полевков радиевого участка ДИ изменялась в значительных пределах (от 3,4 до 11,1 %) – увеличиваясь в депрессию более чем в 3 раза. Значительное увеличение смертности при неблагоприятных условиях (в депрессию) у полевков радиоактивных участков свидетельствует о снижении популяционной приспособленности. В последующем, в результате отрицательного отбора, происходит снижение летальности, что в свою очередь приводит к уменьшению эмбриональной смертности и повышению плодовитости на следующей фазе численности (на подъеме), и вероятно, к восстановлению популяционной приспособленности. В отличие от радиевого участка, на урано-радиевом, с более высоким уровнем радиоактивного и химического загрязнения, повышенная в два раза эмбриональная смерт-

ность сводит на нет увеличение потенциальной плодовитости. Эта популяция не способна поддерживать закономерное изменение численности, здесь отмечены длительные периоды депрессии

Одним из важных результатов эксперимента по оценке размножения в контролируемых условиях вивария является обнаруженный эффект нескрещиваемости сибсов в первом виварном поколении контрольных животных и отсутствие барьера инбридинга у потомков полевых с радиоактивных участков, что, вероятно, свидетельствует о нарушении поведенческой реакции и иммунного контроля, что, в свою очередь, приводит к увеличению плодовитости.

Известно, что большое влияние на численность популяции оказывает количество самок, их плодовитость. Результаты проведенного нами анализа половозрастного состава животных, свидетельствуют о более высокой доле самок на радиовом участке в годы с большей численностью по сравнению с контролем, что способствует не только сохранению этого вида на данной территории, но и более высокой численности животных. В условиях вивария также была обнаружена более высокая доля самок в потомстве полевых радиового участка. Сдвиг в демографической структуре популяции в пользу самок считают компенсацией отрицательного воздействия антропогенной нагрузки (Пястолова и др., 1989). Но это явление в тоже время приводит к нарушению закономерного хода динамики популяционного цикла, характерного для мышевидных грызунов. Как было уже отмечено, у полевых-экономок на радиовом участке популяционный цикл увеличился до 6 лет, он стал более сглаженным за счет того, что пик численности продолжался в течение трех лет (рис. 3).

Результаты исследования популяционных характеристик полевых свидетельствуют о том, что длительное обитание в условиях радиоактивного загрязнения оказало дестабилизирующее влияние на закономерный ход динамики численности. Основной причиной этого является мутагенное действие ионизирующего излучения, вызывающее повышение эмбриональной и ранней смертности. Популяции активно противостоят нарушающим техногенным воздействиям посредством компенсаторных реакций. Нестабильности окружающей среды экосистема противопоставляет избыточность, которая способствует сохранению вида в условиях антропогенного изменения среды обитания (Межжерин, Емельянов, Михалевич, 1991). «Избыточность» достигается за счет увеличения доли самок, повышения их плодовитости. На радиовом участке численность популяции превышает численность контрольной. На урано-радиовом данные изменения не способны поддерживать численность полевых-экономок. В итоге на радиоактивных участках происходит нарушение закономерной динамики численности – наблюдаются длительные периоды с высокой (радиовый участок) или низкой (урано-радиовый участок) численностью, что относят к замедлению хода популяционных часов (Межжерин, Емельянов, Михалевич, 1991). Значительные изменения динамики численности на импактной территории могут свидетельствовать о разбалансировке популяционных гомеостатических механизмов (Лукиянова, Лукиянов, 1998).

Исследования поддержаны грантами РФФИ № 13-04-01750а и РФФИ № 13-04-90351-РБУа.

Литература

Евсеева Т. И., Белых Е. А., Майстренко Т. А., и др. Латеральное распределение радионуклидов уранового и ториевого рядов в антропогенно-измененных почвах на территории складирования отходов радиевого производства // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 1. С. 103–112.

Кичигин А. И., Таскаев А. И. «Водный промысел»: история производства радия в Республике Коми (1931–1956 гг.) // Вопросы истории естествознания и техники. 2004. № 4. С. 3–30.

Лукиянова Л. Е., Лукьянов О. А. Реакция сообществ и популяций мелких млекопитающих на техногенные воздействия. I. Сообщества // Успехи современной биологии. 1998. Т. 118. Вып. 5. С. 613–622.

Маслов В. И. Методы определения количества урана, радия и тория, аккумулируемых популяциями мышевидных грызунов в различных радиоэкологических условиях природных биогеоценозов // Вопросы радиоэкологии наземных биогеоценозов. Сыктывкар. 1974. С. 104–119.

Межжерин В. А., Емельянов И. Г., Михалевич О. А. Комплексные подходы в изучении популяций мелких млекопитающих / Отв. ред. В. Н. Большаков. Киев: Наукова думка, 1991. 204 с.

Пястолова О. А., Некрасова Л. С., Вершинин В. Л., и др. Принципы зоологического контроля природной среды // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. XII, Л-д. Гидрометеоздат. 1989. С. 220–234.

РАСТВОРИМЫЕ ФОРМЫ ЖЕЛЕЗА В РАЗНОТИПНЫХ ОЗЕРАХ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО ЗАПОВЕДНИКА

Л. К. Мустафина¹, Н. В. Шурмина¹, Е. Н. Унковская², О. Ю. Тарасов¹

*¹ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ,
labipen@yandex.ru*

*² Волжско-Камский государственный природный биосферный заповедник,
l-unka@mail.ru*

Формирование химического состава любого водоема происходит в результате действия разнонаправленных процессов: внешнее поступление веществ в озера с атмосферными осадками, поверхностными и подземными водами, с одной стороны, и внутренняя трансформация под действием внутриводоемных физико-химических (деструкция, седиментация, диффузия из донных отложений) и биохимических процессов. Антропогенная деятельность также приводит к повышению уровня содержания металлов в природных водах. В результате протекания указанных выше процессов в водоемах изменяется концентрация, а зачастую и абсолютное количество химических ингредиентов. По этой причине при проведении гидрохимических исследований крайне важна расшифровка и оценка этих процессов для научно обоснованного прогнозирования химического состава природных вод и мероприятий по сохранению качества вод в условиях возрастающего антропогенного воздействия (Гасанов, Рысаева, 2013).

Вот уже многие годы научным отделом Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника (ВКГПБЗ) фиксируются изменения, происходящие в почвенном и растительном покрове, в животных организмах –

гидробионтах, в гидрологическом режиме водных объектов заповедника. Среди загрязнителей биосферы, представляющих самый значительный интерес для различных служб контроля ее качества, металлы (в первую очередь тяжелые, то есть имеющие атомный вес больше 40) относятся к числу важнейших. В значительной мере это связано с их биологической активностью и токсичностью. Физиологическое действие металлов на организм человека и животных различно и зависит от природы металла, типа соединения, в котором он существует в природной среде, а также его концентрации (Линник, Набиванец, 1986).

Целью настоящего исследования является изучение растворимых форм ионов железа и выявление закономерностей его пространственно-временного распределения в разнотипных озерах ВКГПБЗ.

Исследованные озера расположены на территории Раифского участка ВКГПБЗ, а также в его охранной зоне. Морфометрические и гидрологические характеристики озер приведены в (Горбунов, 2011). Гидрологическая система Раифского участка ВКГПБЗ представляет собой единую систему озер, связанных реками Сумка и Сер-Булак. Все водоемы по природным особенностям можно разделить на следующие основные группы (Унковская и др., 2006):

- 1) крупные проточные карстовые озера, расположенные в долине р. Сумка (Белое, Раифское, Ильинское);
- 2) небольшие проточные карстовые заболачивающиеся озера в долине р. Сер-Булак (Линево, Карасиха);
- 3) бессточные озера (Круглое, Шатуниха, Крутое, Торфяное);
- 4) бессточные заболачивающиеся (Илантово, Гнилое, Моховое, Долгое).

Наблюдения за гидрологическим и гидрохимическим режимами водоемов заповедника организованы на системе постоянных гидропостов. Обсуждаемые гидрохимические исследования озер проводились в летний период 2008–2013 гг., пробы отбирались с поверхностных и глубинных горизонтов.

В воде всех исследованных озер отмечается высокое содержание общего железа, что связано с геоморфологическими особенностями района и разложением накопившихся органических веществ. Максимальные значения в поверхностном слое для средних, за период наблюдения, концентраций отмечены для оз. Торфяное (30 ПДК), оз. Линево (18 ПДК), оз. Илантово (10 ПДК), оз. Карасиха и Гнилое (7 ПДК). В придонных слоях воды концентрация железа значительно выше во всех озерах и достигает 30–50 ПДК (оз. Гнилое, Карасиха, Торфяное, Линево). К факторам такого концентрирования могут быть отнесены повышенная кислотность, высокое содержание органических веществ, восстановительные анаэробные условия, которые характерны для глубинных слоев воды.

В многолетней динамике содержание общего железа изменяется незначительно, оставаясь на достаточно высоком уровне, особенно для глубинных слоев заболачивающихся озер, независимо от климатических особенностей года.

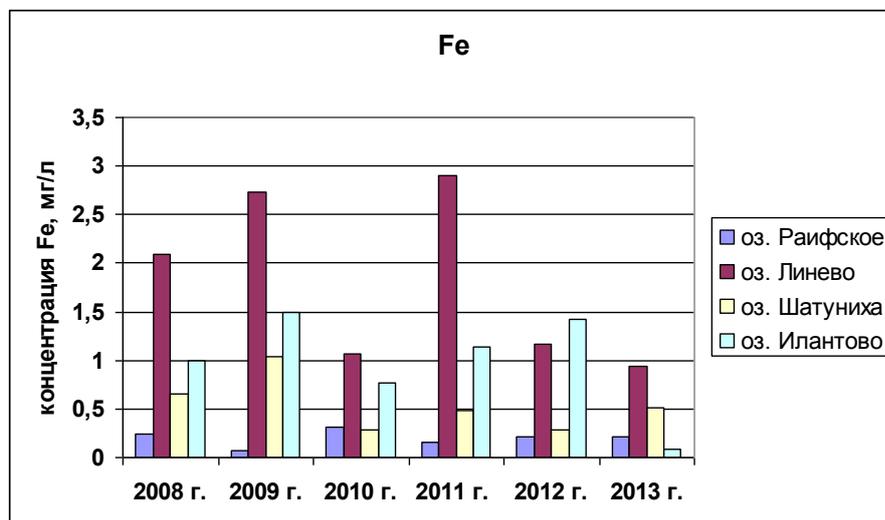


Рис. 1. Динамика содержания ионов железа в озерах Раифского участка ВКГПБЗ (поверхностный слой)

Согласно данным работы (Линник, Набиванец, 1986) при содержании в воде ощутимых количеств органических соединений, реакции комплексообразования с Fe^{2+} могут конкурировать с реакцией окисления. Наши результаты показывают, что доля растворенного железа зависит от pH, содержания кислорода и растворенного органического вещества.

Рисунок 2 демонстрирует прямо пропорциональную зависимость между концентрацией железа и показателем ХПК, который характеризует общее содержание органических веществ (рис. 2).

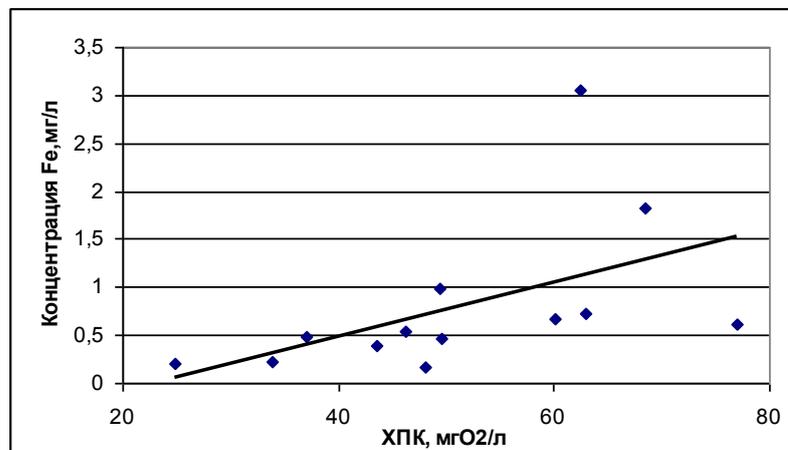


Рис. 2. Зависимость концентрации ионов железа от показателя ХПК в озерах Раифского участка ВКГПБЗ (поверхностный слой)

Высокие концентрации ионов железа характерны для заболачивающихся и бессточных заболачивающихся озер, содержащих высокие концентрации органических веществ (в первую очередь гуминовых кислот), участвующих в комплексообразовании и стабилизации растворимых форм металлов.

Увеличение содержания кислорода в воде способствует более полному окислению ионов Fe^{2+} до ионов Fe^{3+} , которые быстрее осаждаются в виде $Fe(OH)_3$ и удаляются из системы (рис. 3).

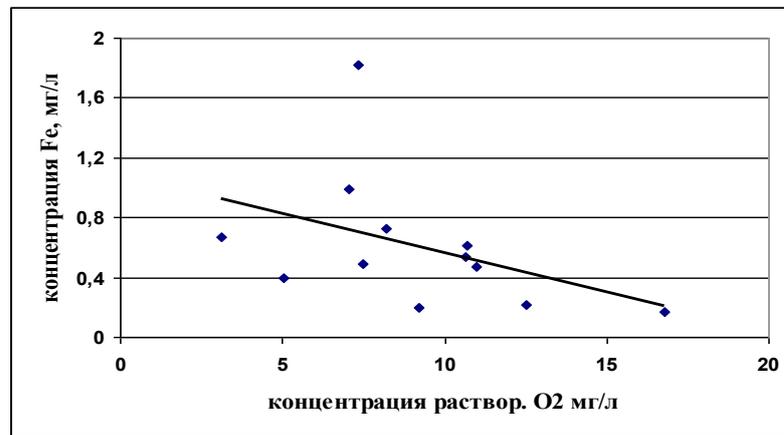


Рис. 3. Зависимость концентрации ионов железа от концентрации растворенного кислорода в озерах Раифского участка ВКГПБЗ (поверхностный слой)

По кислотности озерные воды Раифского участка ВКГПБЗ относятся к нейтрально-слабощелочным. На заболачивающихся озерах практически всегда отмечается слабокислая или нейтральная реакция среды. Для крупных карстовых озер, расположенных в долине р. Сумка, характерна щелочная реакция среды. В нейтральных водах преобладают в основном простые катионные формы металлов, которые с ростом значений рН сменяются гидрокарбонатными, карбонатными и гидроксокомплексами (Линник, Набиванец, 1986; Линник и др., 2006), что приводит к снижению наблюдаемых концентраций растворимых форм железа (рис. 4).

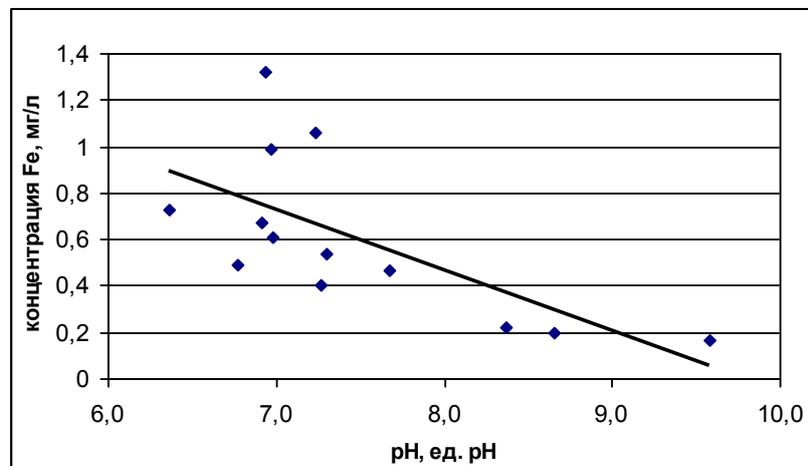


Рис. 4. Зависимость концентрации ионов железа от рН в озерах Раифского участка ВКГПБЗ

Таким образом, при рассмотрении общих закономерностей содержания растворимых форм железа в озерах ВКГПБЗ можно сделать вывод, что концентрация железа зависит от кислотно-щелочного состояния озера, содержания кислорода и органических веществ. Можно также предположить, что растворимые формы железа находятся в определенной зависимости от процессов комплексообразования других сопутствующих металлов и компонентов, возможно влияние температуры, общей минерализации, наличия водной растительности, организмов, илов и т.д. Более полную картину поведения ионов железа в воде озер ВКГПБЗ, вероятно, можно получить с использованием методов

многомерной статистики и кластерного анализа, что является планами наших дальнейших исследований.

Литература

Гасанов И. М., Рысаева И. А. Гидрохимический режим водоемов Раифского участка Волжско-Камского государственного природного биосферного резервата // Вестник Удмуртского университета. 2013. Вып.3. С. 10–13.

Горбунов М. Ю. Вертикальное распределение бактериохлорофиллов в гуммозных озерах Волжско-Камского заповедника (Республика Татарстан) // Поволжский экологический журнал. 2011. № 3. С. 280–293.

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

Линник Р. П., Линник П. Н., Запорожец О. А. Методы исследования сосуществующих форм металлов в природных водах // Методы и объекты химического анализа. 2006. Т. 1. № 1. С. 4–26.

Унковская Е. Н., Мингазова Н. М., Тарасов О. Ю., Шагидуллин Р. Р., Юранец-Лужаева Р. Ч., Шурмина Н. В. Гидрохимический режим разнотипных водоемов Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника (ВКГПБЗ) // Вестник ТО РЭА. 2006. № 1. С. 75–81.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ОМУТНИНСКОГО ПРУДА ПО ДАННЫМ ХИМИЧЕСКОГО И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОГО АНАЛИЗОВ

*Т. И. Кутявина¹, О. Н. Малыгина², К. А. Липатникова²,
Л. И. Домрачева^{2,3}*

*¹ Вятский государственный гуманитарный университет,
Kutyavinati@gmail.com,*

*² Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
³ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Проблема качества поверхностных вод существует во многих регионах. В Кировской области она также довольно актуальна.

На территории региона находятся 4 крупных водоёма, имеющих культурно-бытовое и рекреационное назначение. Один из этих водоёмов – Омутнинский пруд (водохранилище). Он расположен на Северо-Востоке Кировской области. Берега пруда используются под различные постройки и коммуникации (Кутявина и др., 2013). Водохранилище функционирует более 200 лет, испытывает значительную антропогенную нагрузку.

Цель нашей работы – оценить качество воды Омутнинского пруда по результатам химического и микробиологического анализов.

Химический анализ проб воды из изучаемого пруда проводится нами с 2011 г. Пробы для микробиологического анализа отобраны в 2013 г. впервые.

Пункты отбора проб выбирали в соответствии с составленным ранее батиметрическим планом и учётом возможных мест загрязнения. Условно по степени антропогенной нагрузки пруд разделили на три части: верховье, средняя и приплотинная части. Наиболее интенсивное антропогенное использование ре-

сурсов водохранилища осуществляется в приплотинной части. Пробы для химического анализа отбирали в верховье, средней и приплотинной части; для микробиологического анализа – в средней и приплотинной части.

Химический анализ проб воды проводили по общепринятым методикам (Руководство ..., 1977) в аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета. Для оценки качества воды использовали нормативы ПДК для водоёмов культурно-бытового назначения (СанПиН 2.1.5.980-00) и значения комбинаторного индекса загрязнённости воды (КИЗВ).

Анализ микробиологического состава воды из Омутнинского пруда проводили в Вятской государственной сельскохозяйственной академии. Одним из наиболее значимых микробиологических показателей является количество гнилостных бактерий. Оно определяется путём высева испытуемой воды на мясопептонный агар (МПА) (Теппер и др., 2004). Если в воде есть бактерии, то они начинают размножаться и образуют на питательной среде колонии, видимые невооружённым глазом. Подсчитав число колоний, можно определить, сколько микробных клеток (колониеобразующих единиц – КОЕ) попало в чашку при посеве. На среде МПА растут гнилостные бактерии. По степени развития данных бактерий можно судить о насыщенности воды органическим веществом, накоплении продуктов его распада и развитии гнилостных процессов. По общему микробному числу в воде выделяют три зоны сапробности: олигосапробную (до 1 тыс. КОЕ/мл), мезосапробную (1-100 тыс. КОЕ/мл) и полисапробную (более 100 тыс. КОЕ/мл). Наибольшая степень загрязнения водоёмов соответствует полисапробной зоне.

Согласно результатам химического анализа, вода в Омутнинском пруду относится ко 2 классу качества, является слабо загрязнённой. КИЗВ в среднем по водоёму составляет 12,63. Превышения ПДК выявлены только по ионам железа. Вероятно, это связано с особенностями почв данной территории, которые заключаются в высоком содержании оксидов железа (Тюлин, 1976). Кроме того, на всей акватории пруда фиксируются довольно высокие значения химического потребления кислорода (ХПК), что свидетельствует о большом содержании органических веществ в воде.

В ходе микробиологического анализа получены следующие результаты. Общее микробное число в воде из центральной части Омутнинского пруда составило 70 тыс. КОЕ/мл, из приплотинной части – 14 тыс. КОЕ/мл. Таким образом, вода в центральной и приплотинной частях водохранилища по степени развития микроорганизмов относится к мезосапробной зоне и соответствует классу качества воды «грязная вода».

Помимо общей численности микроорганизмов в воде, большое значение имеет их групповой и видовой состав. В большинстве случаев бактерии в воде из Омутнинского пруда представлены родом *Bacillus*. Принадлежность к данному роду установили по наличию эндоспор в жизненном цикле бактерий и характеру роста колоний. Все эти бактерии – аэробы или факультативные анаэробы, грамположительные бактерии, активные аммонификаторы.

Таким образом, мы оценили качество воды в Омутнинском пруду по химическим и микробиологическим показателям. Согласно химическому анализу, вода в изучаемом водоёме является слабо загрязнённой, микробиологическому анализу – грязной. Полученные данные свидетельствуют о санитарном неблагополучии Омутнинского водохранилища. Поэтому требуется неотложное проведение мероприятий по улучшению экологического состояния пруда.

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ (НШ-6536.2014.5).

Литература

Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Морфометрические, гидрохимические и биологические особенности прудов Северо-Востока Кировской области // Теоретическая и прикладная экология. 2013. № 2. С. 50–55.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А. Д. Семёнова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 540 с.

СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод.

Теппер Е. З., Шильникова В. К., Переверзева Г. И. Практикум по микробиологии: учебное пособие для вузов. М.: Дрофа, 2004. 256 с.

Тюлин В. В. Почвы Кировской области. Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, 1976. 288 с.

СЕКЦИЯ 2

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕК СВЯГА И СЫЗРАНКА В ПРЕДЕЛАХ УЛЬЯНОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А. В. Кургаева¹, Е. Г. Климентова²

Ульяновский государственный университет, nastyakurgaeva@mail.ru

Человеческая жизнь всегда связана с производством и, как правило, накоплением отходов этого производства и их утилизацией. Проблема отходов еще не находит должного решения, т.к. совершенно безотходного производства человечество ещё не изобрело.

Одной из основных проблем охраны окружающей среды является объективная оценка воздействия на природные экосистемы хозяйственной деятельности человека. Традиционно большое внимание уделяется контролю за качеством воды открытых и подземных водоисточников. Известно, что при современном антропогенном воздействии водная среда подвержена значительным изменениям, чаще всего носящим негативный характер (Николаев, 2005).

Для получения объективной картины загрязнения биоценоза необходимы исследования в двух направлениях. Во-первых, должны совершенствоваться методы инструментального химического анализа, во-вторых, целесообразно более широкое использование организмов-биоиндикаторов. Применение организмов, реагирующих на загрязнение среды обитания изменением визуальных признаков, имеет ряд преимуществ. Оно позволяет существенно сократить или даже исключить применение дорогостоящих и трудоемких физико-химических методов анализа. Биоиндикаторы интегрируют биологически значимые эффекты загрязнения. Они позволяют определять скорость происходящих изменений, пути и места скопления в экосистемах различных токсикантов, делать выводы о степени опасности для человека и полезной биоты конкретных веществ или их сочетаний (Оливернусова, 1991).

Для определения экологического состояния водных экосистем необходима высокоэффективная и малозатратная методика.

Целью нашего исследования явилась оценка экологического состояния малых рек, протекающих по территории Ульяновской области - р. Сызранка и р. Свяга методом биоиндикации с помощью растений семейства рясковых (Lemnoideae) и методом химического анализа, с последующим сравнением результатов.

В связи с поставленной целью были выделены следующие задачи:

1. Дать оценку степени загрязнения р. Свяга и р. Сызранка по состоянию популяции растений семейства рясковых в пределах Ульяновской области;

2. Дать оценку степени загрязнения р. Свияга и р. Сызранка по химическим показателям;

3. Сравнить результаты биоиндикации с результатами химического исследования воды.

Исследования проводились на р. Свияга в 5 км от истока в Кузоватовском районе – проба 1, и в районе Ульяновского государственного университета (УлГУ) – проба 2, и на р. Сызранка в 500 м ниже деревни Маловка – проба 3, и в 500 м ниже села Новое Томышёво – проба 4. Данные реки на значительном протяжении протекают по промышленным территориям и принимают на себя значительный объём производственных стоков. Также на качестве речной воды сказывается перенос загрязняющих веществ реками Сельдь, Бирюч, Малая Свияга и Гуца, которые являются притоками Свияги и Сызранки (Фролов, 2007).

В качестве биоиндикаторов использовали растения, относящиеся к семейству рясковых (*Lemnoideae*), так как они достаточно широко распространены и обладают высокой чувствительностью к загрязнению водной среды. Пробы состояли из 150 растений. Были подсчитаны: число растений каждого вида, общее число щитков и среди них – число щитков с повреждениями. К повреждениям относили черные и бурые пятна (некрозы) и пожелтение (хлорозы). Количество и размеры пятен не учитывали.

Определение качества воды проводилось по таблице, в которой римскими цифрами обозначены: I – очень чистая, II – чистая, III – умеренно загрязненная, IV – загрязненная, V – грязная (– обозначает комбинации, встречаемость которых исключается) (табл. 1).

Таблица 1

Экспресс-оценка качества воды (по Алексееву, 1996)

Доля щитков с повреждениями, %	Отношение числа щитков к числу особей				
	1	1,3	1,7	2	>2
0	I–II	II	III	III	III
10	III	III	III	III	III
20	III	IV	III	III	III
30	IV	IV	IV	III	III
40	IV	IV	IV	III	–
50	IV	IV	IV	–	–
60	V	V	–	–	–

В местах отбора проб встречается три вида ряски: малая (*Lemna minor* L.), трехдольная (*Lemna trisulca* L.), и многокоренная (*Spirodela polyrrhisa* L. *schleid*).

Для экспресс-оценки полученных результатов использовался самый массовый вид – ряска малая.

В отобранной пробе 1 отношение числа щитков к числу особей составило 2,1, количество щитков с повреждениями 38 шт., то есть 18,8 %. Вода пробы 1 характеризуется, как умеренно загрязнённая (табл. 2).

В пробе 2 отношение числа щитков к числу особей составило 1,7; 51 щиток имели повреждения, что составило 29,9% от общего количества щитков ряски малой. Следовательно, вода пробы 2 загрязнённая (табл. 2).

Отношение числа щитков к числу особей в пробе 3 составило 1,3, на 77 (50,99%) щитках были обнаружены повреждения. Вода пробы 3 загрязнённая (табл. 2).

В отобранной пробе 4 отношение числа щитков к числу особей составило 1,3, 82 щитка имели повреждения, то есть 59,4 % от общего числа щитков ряски малой. Вода пробы 4 характеризуется, как грязная (табл. 2).

Таблица 2

Результаты исследования методом биоиндикации

	Проба 1	Проба 2	Проба 3	Проба 4
Всего исследованных растений	150	150	150	150
Ряска малая, шт./ %	95/63	104/69	115/77	109/73
Количество щитков	202	174	151	138
Отношение числа щитков к числу особей	2,1	1,7	1,3	1,3
Число щитков с повреждениями шт./ %	38/18,8	51/29,3	77/50,99	82/59,4

По результатам исследования воды методом химического анализа в пробе 1 были обнаружены значительные превышения ПДК (предельно допустимая концентрация) по: железу (0,6 мг/л) и нефтепродуктам (0,09 мг/л) в 2 раза, кадмию (0,004 мг/л) в 4 раза.

В пробе 2 наблюдались превышения ПДК по: силикатам (20 мг/л) и свинцу (0,02 мг/л) в 2 раза, железу (2,3 мг/л) в 7 раз. Так же превышения ПДК наблюдались по: кадмию (0,006 мг/л) в 6 раз, марганцу (0,2 мг/л) в 4 раза, никелю (0,09 мг/л) в 4,5 раза и нефтепродуктам (0,15 мг/л) в 3 раза.

В пробе 3 были обнаружены превышения ПДК по: сероводороду (0,007 мг/л) в 2,3 раза, кадмию (0,004 мг/л) в 4 раза.

В пробе 4 наблюдались превышения ПДК по: сульфатам (400 мг/л) в 1,6 раз, силикатам (20 мг/л) и марганцу (0,1 мг/л) в 2 раза, нитратам (28 мг/л) в 1,4 раза, сероводороду (0,009 мг/л) и нефтепродуктам (0,15 мг/л) в 3 раза. Так же превышения ПДК наблюдались по: железу (0,7 мг/л) в 2,3 раза, кадмию (0,005 мг/л) в 5 раз, нитритам (5 мг/л) в 2,5 раза, органическому углероду (18 мг/л) в 1,8 раз.

Из четырёх точек отбора проб по химическим показателям наиболее загрязнённым местом является река Свияга в 500 м от Ульяновского государственного университета, наименее загрязнённой является река Свияга в 5 км от истока в Кузоватовском районе.

Таким образом, сравнив результаты исследований воды, методом биоиндикации с помощью растений семейства Lemnoideae и методами химического анализа, были сделаны следующие выводы: вода в реке Свияга в 5 км от истока в Кузоватовском районе умеренно загрязнена, вода в реке Свияга в 500 м от Ульяновского государственного университета и в реке Сызранка в 500 м ниже д. Маловка загрязнённая, вода в реке Сызранка в 500 м ниже села Новое Томышёво грязная.

Сравнение данных, полученных при исследовании воды методами химического анализа и методом биоиндикации показали сходные результаты, что говорит о приемлемости исследования качества воды различными методами. Это приводит к получению достоверных результатов.

Литература

Алексеев С. В. Практикум по экологии. СПб., 1996.

Малюга Н. Г. Биоиндикация загрязнения воды тяжелыми металлами с помощью представителей семейства рясковых (*Lemnaceae*) // Экологические проблемы Кубани. Краснодар: КГАУ, 1996. С. 153–155.

Мирицхулава Ц. Е. Основы физики и механики эрозии русел. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 304 с.

Мониторинг водных объектов Рязанской области методом биоиндикации. Пакет информационных и учебно-методических материалов. На основе методических указаний оперативному методу биоиндикации уровня загрязнения малых рек центральных областей России / Науч. рук. С. Г. Николаев. М., 2005.

Оливернусова Л. Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации // Биоиндикация и биомониторинг. М.: Наука, 1991. 76 с.

Фролов Д. А., Масленников А. В., Масленникова Л. А. Экосистемы поймы Свяги – необходимая основа для сохранения биоразнообразия и оптимизации экологической среды города Ульяновска // Природа Симбирского Поволжья: Сб. науч. тр. Ульяновск, 2007. Вып. 8. С. 90–93.

ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ Р. ОСИНОВКА В РАЙОНЕ КИЛЬМЕЗСКОГО ЗАХОРОНЕНИЯ ЯДОХИМИКАТОВ

Т. И. Кочурова

*МКУ «Кировский городской научно-естественный музей»,
kochurovati@mail.ru*

Потенциальную опасность для природного комплекса Кировской области представляет Кильмезское захоронение ядохимикатов. По данным природоохранных организаций в поверхностных водных объектах в районе захоронения отмечается превышение ПДК по железу, марганцу, свинцу, ртути, фенолу и ДДТ. Наиболее загрязненной является р. Осиновка (Собчинко, 2005).

Осиновка – левобережный приток р. Вятка третьего порядка. Имеет длину 14 км, площадь водосбора – 68,8 км², дренирует подземные воды ядомогильника. Атмосферные осадки, выпадающие на территории захоронения ядохимикатов, отводятся р. Осиновкой в р. Лобань. С 2006 г. при проведении комплексного экологического мониторинга в районе захоронения применяли методы гидробиологического анализа. Изучали зообентос, как одну из подсистем, служащую надежным индикатором долговременных процессов трансформации водных биоценозов под влиянием антропогенного фактора. В данной работе представлены результаты исследований 2013 г.

Отбор проб производили на трех станциях: в верховье (ст. 1), ниже урочища Орехово (ст. 2) и в приустьевой части реки (ст. 3). Пробы (по 2 количественных и 1 качественной на станции) отбирали штанговым трубчатым дно-

черпателем Мордухай-Болтовского по стандартным методикам (Руководство ..., 1983; Руководство ..., 1992), промывали с помощью сита из мельничного газа № 23 и фиксировали 4%-ным формалином. Определение организмов в зависимости от таксономической группы и стадии развития проводили до уровня вида, рода, семейства, отряда, класса. Использовали микроскопы МБС-10 и Микмед-1 и определители (Определитель..., 1994, 1995, 1997, 1999, 2001).

Для характеристики состояния донных биоценозов использовали показатели: количество таксонов, общая численность и биомасса. При определении качества поверхностных вод применяли индексы Вудивисса (Woodiwiss, 1964), Гуднайта и Уитлея (Goodnight, 1964), Балушкиной (Балушкина, 1976).

В составе зообентоса р. Осиновка обнаружены представители 16 систематических групп: нематоды (Nematoda), малощетинковые черви (Oligochaeta), двустворчатые (Bivalvia) и брюхоногие (Gastropoda) моллюски, ветвистоусые (Cladocera), веслоногие (Copepoda) и ракушковые (Ostracoda) ракообразные, жесткокрылые (Coleoptera), нимфы стрекоз (Odonata), поденок (Ephemeroptera), веснянок (Plecoptera), личинки ручейников (Trichoptera), хирономид (Chironomidae), мокрецов (Ceratopogonidae), мошек (Simuliidae) и прочих двукрылых (прочие Diptera). Наибольшее распространение имели олигохеты и прочие Diptera, частота встречаемости которых составляла 100%. К широко распространенным относились также ракушковые ракообразные, мелкие двустворчатые моллюски, личинки ручейников и хирономид (встречаемость более 50%). Наименьшая распространенность отмечена для нимф поденок, стрекоз и личинок мошек.

Бентофауна реки насчитывала 32 таксона. Таксономическое богатство, стабильно возраставшее на протяжении 2006–2011 гг., в последние два года значительно снизилось (рис.), что указывало на ухудшение состояния водотока.

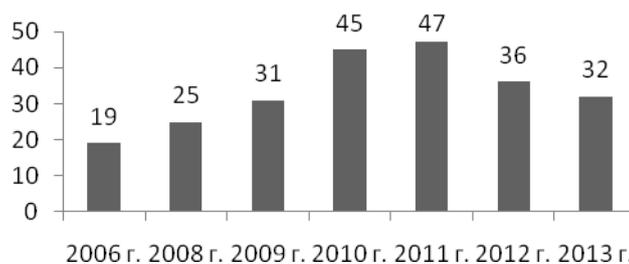


Рис. Динамика числа таксонов зообентоса в р. Осиновка в 2006–2013 гг.

Качественное обеднение зообентоса происходило на ст. 1 за счет амфибиотических насекомых: водяных клопов, жуков, поденок, веснянок, ручейников, хирономид. В устье в сравнении с 2012 г. не установлено присутствие гидр, нематод, пиявок и водяных клещей. Количество таксонов на ст. 2, напротив, возросло за счет хирономид и прочих двукрылых. В целом для реки сохранялось нарастание данного показателя от верховий к устью. Обилие видов на ст. 3 обеспечивалось за счет качественных сборов с высшей водной растительности, которая, как известно, обладает мощными очистительными способностями. Количественные пробы с собственно грунта насчитывали лишь

четыре вида организмов из трех систематических групп (*Oligochaeta*, *Chironomidae*, прочие *Diptera*), проявляющих наибольшую устойчивость к различного рода загрязнениям. Это указывало на сильное загрязнение донных отложений в устье реки.

Показатели общей численности и биомассы¹ зообентоса в 2013 г. на ст.1 составляли соответственно 3,6 тыс. экз./м² и 5,33 г/м². По численности преобладали моллюски (29%) и ручейники (20,8%). Мокрецы и олигохеты составляли соответственно 16,7 и 15,3%. Значительную часть биомассы слагали моллюски (44,1%), на долю олигохет и прочих *Diptera* приходилось 27,6% и 14,1%. Вниз по течению (ст.2) численность зообентоса возрастала до 6,4 тыс.экз./м², биомасса сохранялась на уровне значений верхнего створа – 5,4 г/м². Численно доминировали олигохеты (50%). Доля двустворчатых моллюсков составляла 16,4%. Ведущая роль в биомассе принадлежала олигохетам (40,5%) и прочим *Diptera* (29,5%). В качестве субдоминантов выступали моллюски (16,6%). В устьевой части (ст. 3) численность составляла 2,7 тыс. экз./м², биомасса – 6,0 г/м². Подавляющая часть численности (86,7%) и биомассы (82,2%) приходилась на долю олигохет. В 2013 г. в числе доминирующих групп отмечено отсутствие хирономид, слагающих основу бентоценозов рек Вятского бассейна.

Динамика количественных характеристик в 2013 г. указывала на нарастание плотности донных организмов на ст. 2. Прирост численности составил около 40% и был обусловлен олигохетами и моллюсками. Общая биомасса возросла незначительно. На ст. 1 и 3 численности и биомасса сократились в несколько раз. Одной из причин этому в верховье реки могла стать активная деятельность бобров, соорудивших выше ст. 1 крупную плотину. Изменения гидрологического режима и связанных с ним гидрохимических показателей повлекли за собой перестройки в структуре бентосных сообществ. Негативные процессы в устье реки могли быть обусловлены сносом загрязняющих веществ по продольному профилю реки в многоводный летне-осенний сезон 2013 г. и накоплением их в донных отложениях ст. 3.

В 2013 г. состояние реки, характеризуемое по биотическому индексу Вудивисса, на верхнем участке ухудшилось от значений второго (чисто) до третьего (умеренное загрязнение) класса качества воды. На ст. 2 индекс повысился с 7 до 8 баллов в пределах второго класса качества вод (чисто). Относительно высокая биоиндикационная оценка в этом створе была обусловлена наличием единичных особей личинок веснянок, являющихся высшим индикаторным таксоном методики Вудивисса. Чувствительные к загрязнению группы организмов, такие как веснянки и ручейники, на ст. 1 и 2 были представлены ранними личиночными стадиями. Развитие их до более поздних возрастов в условиях загрязнения представляется сомнительным.

В устье (ст. 3) вода соответствовала второму классу качества (чисто). Высокое значение данного показателя на ст. 3 было обеспечено относительно богатым видовым составом фитофильного сообщества (формирующегося в зарос-

¹ Общая численность и биомасса приведены без учета низших ракообразных (*Cladocera*, *Copepoda*, *Ostracoda*).

лях высшей водной растительности), где складываются совершенно особые благоприятные для гидробионтов условия обитания. Значения индекса Вудивисса, установленные на основе количественных проб с собственно грунта, оказались существенно ниже (2 балла) и соответствовали пятому классу качества воды (грязно). Столь низкие показатели для данного участка зарегистрированы впервые за весь период наблюдения.

Олигохетный индекс Гуднайта и Уитлеяна участке верхнего течения соответствовал первому классу качества вод (очень чисто). На ст. 2 относительная доля олигохет возросла, что указывало на нарастание степени органического загрязнения и ухудшение качества воды до третьего класса (умеренное загрязнение). На ст. 3. Индекс Гуднайта и Уитлея был максимальным (79,9%) и характеризовал воду пятым классом качества (грязно). Однако высоких значений численности олигохет, характерных для тяжелого органического загрязнения, на данном участке реки не наблюдалось. Увеличение доли этой устойчивой к загрязнению группы происходило за счет снижения численности остальных организмов и могло свидетельствовать о наличии токсикологического стресса.

Индекс Балушкиной не был установлен ни на одной из станций по причине отсутствия или малого количества хирономид, обычно входящих в ядро бентосных сообществ региона. На ст. 3 данный факт зарегистрирован впервые. Отсутствие личинок хирономид наряду с отсутствием представителей других групп насекомых является тревожным симптомом, указывающим на возможное присутствие в составе донных отложений веществ инсектицидного действия.

В целом, в 2013 г. структурные перестройки в зообентосных сообществах на ст. 2 (увеличение количества выявленных таксонов, рост общей численности и биомассы) свидетельствовали об улучшении состояния донных биоценозов. Результаты биоиндикации также указывали на положительную динамику в состоянии водных экосистем этого участка. Сообщества верхнего и нижнего течения претерпели количественное и качественное обеднение. Структурные перестройки в зообентосе ст. 1 протекали под влиянием активной жизнедеятельности бобров. Причиной ухудшения качества среды обитания гидробионтов на ст. 3 мог послужить низкий уровень воды, отмечавшийся в 2010–2011 гг. на участках верхнего и среднего течения. Практически полное отсутствие течения в этот период способствовало аккумуляции здесь загрязняющих веществ. Увеличение расхода воды в 2012–2013 гг. могло стать причиной сноса загрязнения на нижние участки и повлечь за собой выпадение наиболее чувствительных организмов из состава обитателей грунта в приустьевом створе.

Таким образом, в 2013 г. в зообентосе р. Осиновка установлено обитание представителей 32 таксонов донных беспозвоночных из 16 систематических групп, определены количественные показатели зообентоса, выполнена оценка состояния водоёмов с применением методов биоиндикации.

Зафиксировано уменьшение таксономического богатства и количественных показателей зообентоса в целом по реке, а также в верховье и на приустьевом участке. Динамика олигохетного индекса указывала на нарастание степени органического загрязнения от истоков к устью. Низкая плотность, а местами и полное отсутствие хирономид наряду с сокращением присутствия представите-

лей водных и амфибиотических насекомых, могли быть связаны с нарастанием процессов токсификации водотока.

Межгодовые колебания структурных характеристик бентосных сообществ в значительной степени были обусловлены особенностями гидрологического режима, определяющими как естественные условия обитания гидробионтов, так и миграцию загрязнения в русле реки.

Литература

Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1976. С. 106–118.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. СПб.: Наука, (1994. Т. 1. 395 с.; 1995. Т. 2. 628 с.; 1997. Т. 3. 439 с.; 1999. Т. 4. 998 с.; 2001. Т. 5. 836 с.).

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под общ. ред. В. А. Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под общ. ред. В. А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 319 с.

Собчинко Т. П. Мониторинг поверхностных водных объектов и подземных вод в районе Кильмезского грядомогильника Кировской области // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты. Сб. материалов Всероссийской научной школы (г. Киров, 24–25 ноября 2005 г.). Киров: Изд-во Старая Вятка, 2005. С. 174–175.

Goodnight C. J., Whitley L. S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Int. Waste Conf., Purdue Univ. Eng. Ext. 1961. Ser. 106. P. 139–142.

Woodiwiss F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chemistry and Industry. 1964. V. 14. P. 443–447.

СОДЕРЖАНИЕ И ЗНАЧЕНИЕ МОНИТОРИНГА РОДНИКОВЫХ СИСТЕМ

В. Л. Злобина

*Институт водных проблем Российской академии наук,
zlobina45@mail.ru*

Многолетнее и нарастающее воздействие хозяйственной деятельности способствует формированию сложных эколого-экономических систем на водосборах. Поэтому изучение антропогенного воздействия на водные объекты и особенности их трансформации относятся к наиболее актуальным проблемам. В условиях сложного взаимодействия рассредоточенных и локальных источников воздействия (загрязнение атмосферных осадков, объекты теплоэнергетики, урбанизация, автотранспорт и др.) наблюдаются весьма динамичные изменения механических, физических и химических свойств природных вод. Необходимость изучения родникового стока также обусловлена их поступлением в поверхностные водотоки и водоемы, включая водохранилища питьевого назначения.

Исследование степени трансформации природных вод требует обоснованной системы пространственно-временных наблюдений на водосборах с раз-

личным сочетанием природных и антропогенных факторов. Для решения поставленной задачи была разработана система комплексного мониторинга, включающая систему взаимосвязанных его функциональных блоков (наблюдения, оценка результатов и прогнозные оценки).

Объектами наблюдений являлись родниковые системы. Их изучение позволяло оценивать степень трансформации подземных вод для водосборов различной площади и дренирующих различные генетические водоносные системы (четвертичные, меловые, каменноугольные и др.). При этом гидрохимический режим этого типа вод отражает комплекс взаимосвязанных внешних и внутренних факторов на водосборе, включая антропогенное воздействие.

По существующим классификациям родниковые системы разделяются на нисходящие и восходящие, включая особенности их дебитов, температурного режима и минерализации. Известно, что выходы родников наблюдаются в различных геоморфологических условиях и приурочены к различным гипсометрическим отметкам. При этом до сих пор отсутствуют критерии, позволяющие по физико-химическим параметрам родниковых систем устанавливать степень трансформации и чувствительности родниковых систем к антропогенному воздействию.

Объекты исследования. Реализация мониторинга родниковых систем выполнялась в различных областях Европейской части РФ (Московская, Тверская, Калужская, Новгородская, Владимирская и др.). Для перечисленных областей наблюдается многолетняя антропогенная нагрузка на природную среду и существенное загрязнение атмосферных выпадений. Родниковые системы, дренирующие песчано-глинистые отложения имели небольшие дебиты (от 0,1 до 3,7 л/с). Самые значительные дебиты были характерны для родников, дренирующих меловые и каменноугольные отложения (более 9–27 л/с).

Исследования на водосборах перечисленных областей выполнялись с 1987 по 2010 гг. В системе наблюдений апробировались различные методы химико-аналитических методов при определении физико-химических характеристик родниковых вод. К одной из значимых задач наблюдений относилась частота отбора проб в годовом цикле, включая выбор обязательных и специальных показателей качества воды.

При исследовании родниковых вод широко использовались компактные датчики для определения щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных характеристик, включая минерализацию и температуру воды. Применение атомно-эмиссионного анализа (ICAP-61 Thermo Jarrel Ash) позволяло определить в пробах воды до 70 химических элементов. Унифицированные стандартные методики использовались для определения концентраций макроэлементов в составе проб воды (HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , $\text{Fe}^{+2, +3}$, NO_3^-).

Оценка результатов. Результаты многолетних исследований установили весьма широкий диапазон изменения концентраций макро- и микроэлементов в родниковых водах, включая значения минерализации, щелочно-кислотных и окислительно-восстановительных условий.

Применение изотопных исследований показало, что время водообмена в изучаемых системах изменяется от нескольких месяцев до 28–30 лет.

Значительные концентрации ряда химических элементов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , $\text{Fe}^{+2,+3}$, NO_3^-) уже свидетельствовали о трансформации гидрохимического режима родниковых вод. В условиях антропогенного воздействия общая жесткость для многих родниковых вод превышала 8–13 мгэкв/л. При этом концентрации Ca^{2+} изменялись от 90 до 128 мг/л. Антропогенное воздействие проявлялось в значительном увеличении концентраций SO_4^{2-} (до 45–143 мг/л).

С уменьшением окислительно-восстановительного потенциала в родниковых водах отмечалось увеличение концентрации $\text{Fe}^{+2,+3}$ до 1,5–3,1 мг/л.

Результаты многолетних наблюдений установили, что гидрохимический режим родниковых вод в зимний период резко отличается от летней межени. Видимо, в холодный период времени формирование гидрохимического режима обусловлено преимуществом процессов концентрирования, а в летний период времени – доминируют процессы разбавления.

Степень трансформации родниковых вод устанавливалась по доминирующему гидрохимическому типу вод ($\text{HCO}_3^- - \text{Ca}$, $\text{SO}_4 - \text{Ca}$, $\text{Cl} - \text{Na}$). В городских агломерациях и наиболее урбанизированных зонах широкое распространение получили воды $\text{Cl} - \text{Na}$ типа за счет применения противогололедных смесей на автодорогах в зимний период времени. Гидрохимический тип таких вод получил устойчивое распространение вдоль МКАД, пересекающей территорию национального парка «Лосиный Остров». Формирование $\text{Cl} - \text{Na}$ вод привело к гибели древостоев. На значительных территориях г.Москвы также характерно распространение вод $\text{Cl} - \text{Na}$ типа.

Устойчивое распространение вод $\text{SO}_4 - \text{Ca}$ типа отмечается на водоразделах многих водосборов и при небольшом времени водообмена (от 1 до 6 лет).

При обработке гидрохимического банка данных определялись различные геохимические критерии ($\text{HCO}_3^- / \text{SO}_4^{2-}$, $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} / \text{SO}_4^{2-}$). При существенной трансформации качества родниковых вод значения этих критериев не превышали единицу, что свидетельствовало о значимых изменениях свойств водовмещающей среды.

Весьма информативным геохимическим критерием являлась величина ANC (acidity neutralization capacity), включающая балансовое соотношение концентраций анионов и катионов в составе родниковых вод. Отрицательное значение этого критерия указывало на изменение геохимического равновесия в родниковой воде.

Применение термодинамического моделирования позволяло исследовать степень трансформации водной и газовой фаз, включая выявление условий выщелачивания в водоносной системе. В расчетных моделях учитывалось разнообразие литологического состава водовмещающей среды (гипс, известняки, доломиты и др.). По результатам моделирования устанавливался такой гидрохимический критерий как дефицит насыщения (S). Отрицательные значения этого параметра позволяли установить степень нарушения геохимических равновесий в водоносной системе и выявить проявление процессов выщелачивания.

Применение моделирования позволило установить миграционные формы для установленных микроэлементов. Только присутствие одного микроэлемента способствовало образованию до 15–20 его миграционных форм и различных геохимических ассоциаций.

Построение графиков взаимосвязи геохимических критериев ($S - pH$) позволило установить несколько стадий трансформации геохимического режима родниковых вод. Например, для многочисленных родников Валдайского Поозерья наблюдаются все стадии трансформации гидрохимического режима родниковых вод. Начальные процессы выщелачивания сопровождаются уменьшением концентраций HCO_3^- в составе родниковых вод и уменьшением pH .

Применение математического моделирования для одного из водосборов Валдайской возвышенности показало, что значительная роль в трансформации подземных вод принадлежит внутренним и внешним факторам водосбора. К внешним факторам относятся ландшафтные условия (заболоченности) и топография водосбора. К внутренним факторам относятся фильтрационные свойства водовмещающей среды и наличие геохимических барьеров. По данным математического моделирования для водосбора (площадь $0,4 \text{ км}^2$) полная трансформация подземных вод (от области питания до области разгрузки) должна произойти за 12–15 лет. Однако комплексное взаимодействие внешних и внутренних факторов способствует изменению гидрохимического режима только на трети его площади.

На рассматриваемом водосборе антропогенная нагрузка проявляется только в многолетнем загрязнении атмосферных осадков.

Прогнозные оценки основывались на использовании сопоставления геохимических критериев и выявления стадийности в трансформации геохимических свойств родниковых вод.

Исследование родниковых систем на основе разработанной системы мониторинга выявило перспективность рассмотренных подходов при региональных оценках степени трансформации подземных вод на водосборах с различным сочетанием природных и антропогенных условий.

Литература

Злобина В. Л., Комиссаров А. Б. Результаты мониторинга природных вод на урбанизированной территории // Экологическая безопасность: проблемы и пути решения Тр. Межд.научно-практической конференции. Алушта, 2007. С. 139–143.

Злобина В. Л. Применение современных методов мониторинга при оценке степени трансформации родникового стока // Проблемы мониторинга природных процессов на особо охраняемых территориях: Материалы конф. Воронеж: ВГПУ, 2010. С. 162–164.

Злобина В. Л. Мониторинг подземной гидросферы при оценке техногенного воздействия на водосборы Европейской части РФ // Устойчивость водных объектов водосборных и прибрежных территорий; риски их использования. Тр. Всерос. науч. конф. Калининград, 2011. С. 189–194.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЗООБЕНТОСА р. ЕЛХОВКА

М. Л. Цепелева

*Вятский государственный гуманитарный университет,
marinatsepeleva@mail.ru*

Река Елховка – малый равнинный левобережный приток р. Вятка второго порядка. Общая длина реки 21 км, ширина 2–8 м, глубина 0,5–1,0 м, средняя скорость течения – 0,5 м/с, площадь водосбора 55 км² (Каталог рек..., 1991). Река испытывает влияние промышленных стоков Кирово-Чепецкого химического комбината, одного из крупнейших химических производств Европы, и влияние с полигонов хранения радиоактивных отходов. Предприятия химической отрасли всегда были наиболее мощными источниками воздействия на окружающую среду и несут за собой багаж экологических проблем.

Задачей данного исследования было проанализировать сезонную динамику количественных и качественных показателей зообентоса на р. Елховка.

Для анализа сезонной динамики зообентоса использованы число групп беспозвоночных, показатели численности и биомассы донного населения по пробам зообентоса, взятых с аналогичных грунтов, глубин и скоростей течения.

Пробы зообентоса на р. Елховка были отобраны на двух станциях: фоновой, выше всех сбросов химического комбината (ст. 1025) и ст. 904, расположенной в 6000 м ниже фоновой участка.

Сезонные изменения числа групп, численности и биомассы зообентоса на исследованных станциях р. Елховка в 2010–2011 гг. приведены на рисунке 1. В мае 2011 г. зарегистрированы представители 15 групп беспозвоночных. Летом (июль) найдено 13 групп зообентоса, осенью (октябрь) – 15. В течение всего периода исследований число групп донных беспозвоночных на фоновой станции превышает таковое на ст. 904 на 2–5 групп. Наименьшее число групп зарегистрировано в летний период, к осени оно увеличивается.

Показатели численности и биомассы донных беспозвоночных р. Елховка на фоновом участке превышают таковые на ст. 904 на протяжении всего периода наблюдений. В 2010 г. на фоновой станции наблюдается резкое снижение численности зообентоса, тогда как на ст. 904 она возрастает от июля к октябрю. В 2011 г. численность донных беспозвоночных на ст. 1025 возрастает от минимальных значений, отмеченных в мае, до максимальных – в июле и вновь снижается к октябрю. На ст. 904 численность донного населения снижается от мая к июлю, когда были зарегистрированы минимальные показатели и возрастает до максимальных значений в октябре.

В 2010 г. наблюдается рост биомассы зообентоса на обеих станциях, причём на ст. 1025 незначительный, тогда как на ст. 904 происходит резкий скачок. В 2011 г. на фоновом участке минимальная биомасса отмечена в июле, на ст. 904 наблюдается рост значений биомассы от минимальных показателей, зарегистрированных в мае, до максимальных – в октябре.

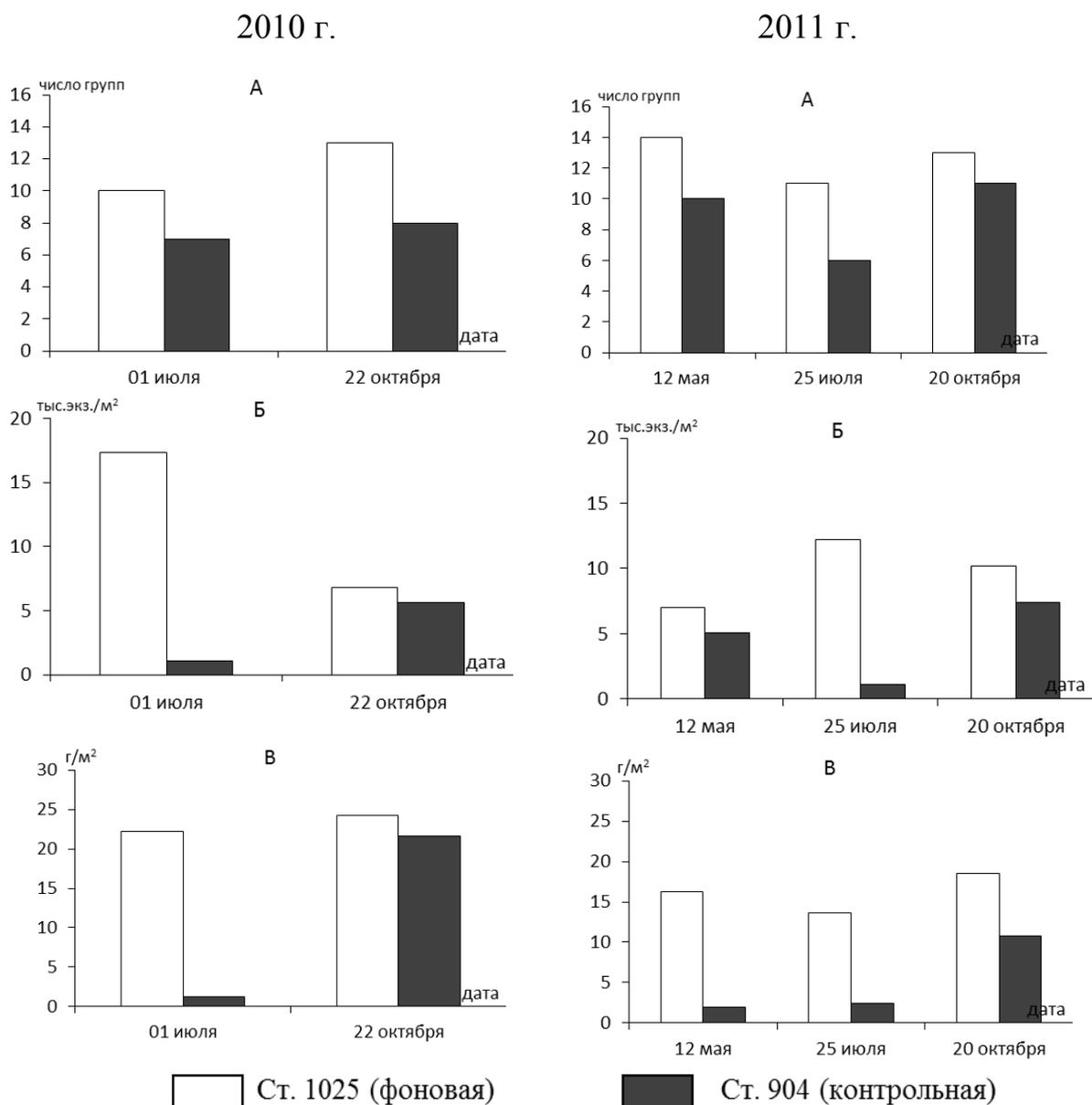


Рис. 1. Изменение числа групп (А), численности (Б) и биомассы (В) зообентоса р. Елховка по сезонам 2010–2011 гг.

На рис. 2–4 показано соотношение основных групп донных беспозвоночных р. Елховка по численности и биомассе по сезонам 2010–2011 гг.

Зообентос р. Елховка в весенний период (в мае) изучен только в 2011 г. В этот период (рис. 2) на фоновом участке по численности (37,6%) и биомассе (46,6%) доминировали личинки хирономид, доля олигохет составляла 17,6% от средней численности и 22,2% от средней биомассы донных беспозвоночных. На ст. 904 основу численности составляли ракообразные (74,8%), доля олигохет была невелика – 13,4%. По биомассе на данном участке преобладали олигохеты (34,3%), моллюски (20,7%) и пиявки (17,3%).

В июле 2010 г. (рис. 3) на обеих станциях по численности и биомассе доминировали личинки хирономид. В 2011 г. (рис. 3) на фоновом участке по численности и биомассе преобладали личинки хирономид, на ст. 904 – олигохе-

ты, доля которых достигала 69,2% от средней численности и 78,0% от средней биомассы.

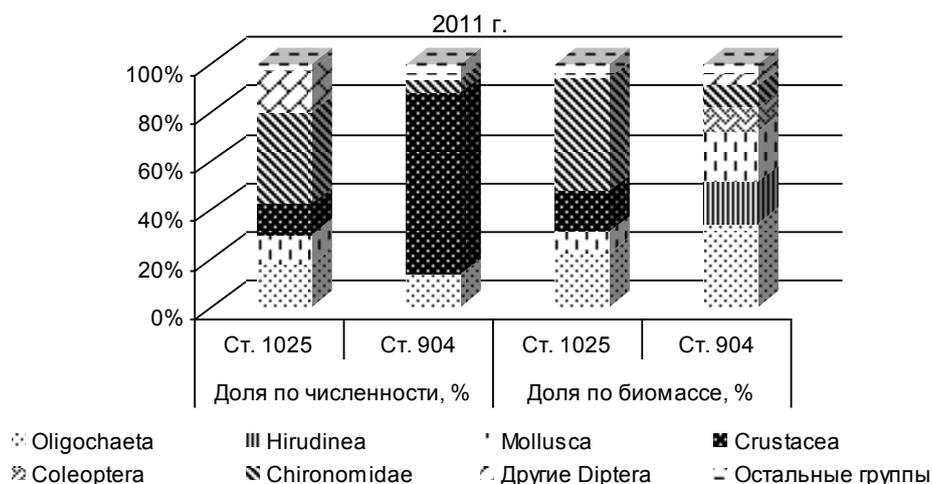


Рис. 2. Соотношение основных групп донных беспозвоночных р. Елховка по численности и биомассе в мае 2011 г.

В октябре 2010 г. (рис. 4) на фоновой станции основу численности составляли личинки хирономид – 60,1%, основу биомассы – личинки стрекоз (32,4%), личинки хирономид (26,6%), ракообразные (21,6 %). На ст. 904 по численности и биомассе лидировали олигохеты, составляя соответственно 54,9 и 36,3%. Кроме олигохет, значительная доля по численности принадлежала также личинкам хирономид (20,6%) и ракообразным (19,7%), по биомассе – личинкам стрекоз (21,2%), ракообразным (17,5%). В октябре 2011 г. (рис. 4) основу численности на ст. 1025 образовывали личинки хирономид – 57,7%, на ст. 904 – олигохеты (46,2%) и личинки хирономид (41,7%). По биомассе на обеих станциях превалировали личинки стрекоз, соответственно 30,6 и 35,3%.

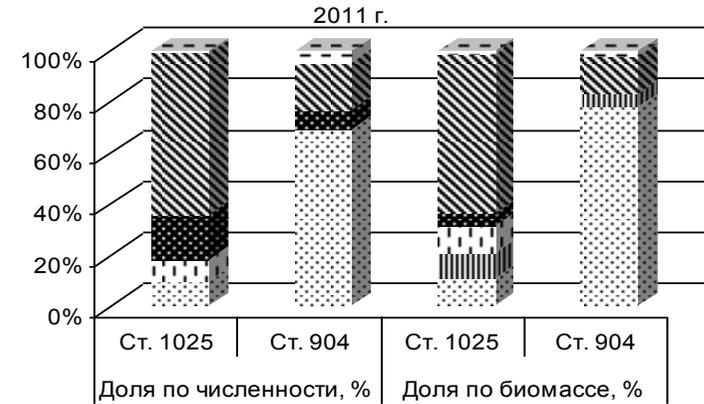
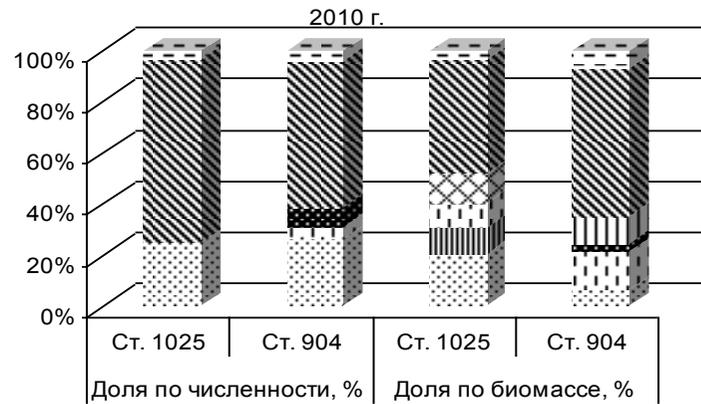


Рис. 3. Соотношение основных групп донных беспозвоночных р. Елховка по численности и биомассе в июле 2010–2011 гг.

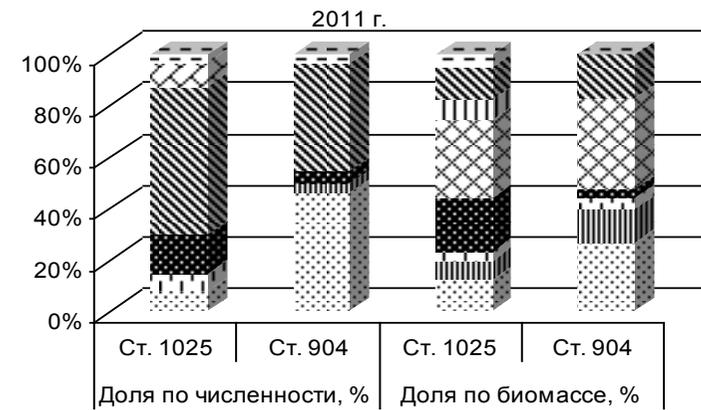
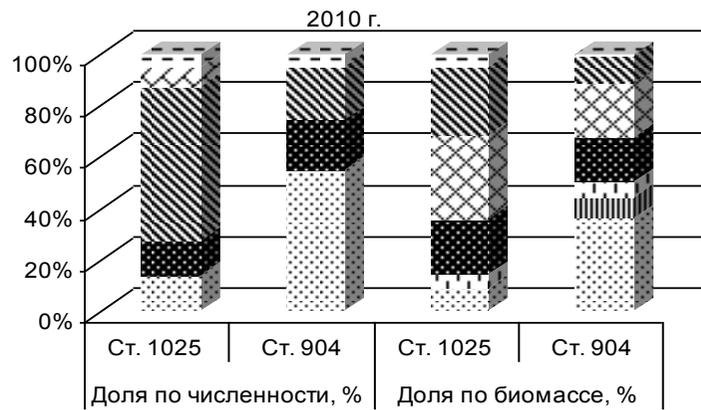
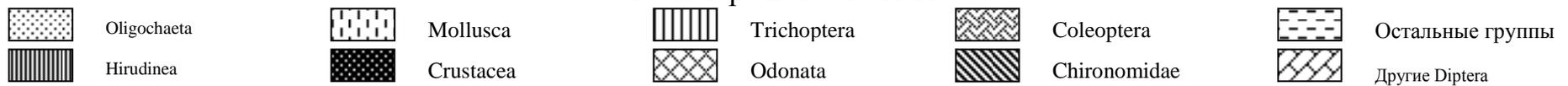


Рис. 4. Соотношение основных групп донных беспозвоночных р. Елховка по численности и биомассе в октябре 2010–2011 гг.



Таким образом, от мая к июлю на фоновой станции р. Елховка общая численность зообентоса растет за счёт увеличения доли личинок хирономид и ракообразных в зообентосе, при этом доля олигохет снижается. К октябрю наблюдается небольшое снижение показателей численности в результате уменьшения доли личинок хирономид. На ст. 904 наблюдается обратная картина: численность зообентоса уменьшается до минимальных показателей в июле (сокращается число групп донных беспозвоночных, уменьшается доля ракообразных, лидирующей группой становятся олигохеты) и вновь возрастает в октябре (число групп увеличивается, возрастает доля личинок хирономид). Изменения биомассы на обеих станциях схожи: к июлю она незначительно сокращается, а к октябрю возрастает до значений, превышающих майские.

По численности донного населения в основном доминировали личинки хирономид, по биомассе – личинки хирономид, олигохеты и личинки стрекоз. Максимальные средние показатели численности и биомассы зообентоса зафиксированы на фоновом участке в 2010 г.: численность – в июле, биомасса – в октябре. Минимальные средние значения численности и биомассы донных беспозвоночных отмечены в летний период 2010–2011 гг. на ст. 904.

Литература

Каталог рек Кировской области. Киров, 1991. 34 с.

РЕДКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ПРЕДПРИЯТИЙ г. КИРОВО-ЧЕПЕЦКА

Н. С. Потапова¹, Е. В. Дабах^{1, 2, 3}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,
nata199100@mail.ru*

² *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

³ *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Донные отложения – сложные органоминеральные образования, отражающие экологическое состояние водных объектов. В озерах донные отложения – это своеобразные природно-исторические архивы, с помощью которых можно восстановить в развитии природные обстановки и процессы (Синькевич, Экман, 1995). Что касается донных отложений рек, то они отражают геохимические особенности водосборных территорий, особенно это характерно для бассейнов малых рек. Они служат основными приемниками сточных вод и загрязненного поверхностного стока с прилежащих территорий (Янин, 2009).

В зоне влияния химических предприятий г. Кирово-Чепецка водные объекты представлены малыми реками Елховкой и Просницей – притоком р. Вятки, многочисленными пойменными озерами, искусственными карьерами. Река Елховка является приемником сточных вод предприятий и, впадая в р. Просницу, способствует загрязнению вод и донных отложений. Глубокие карьеры и озера, расположенные в пойме р. Вятки в районе химических предпри-

ятий являются местами разгрузки загрязненных грунтовых вод. Таким образом, изучение донных отложений этих водных объектов – весьма актуальная задача.

Исследования донных отложений в районе бывшего Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК) проводились экологическими службами комбината, сотрудниками Курчатовского университета, ООО «Геосервис», лабораторией биомониторинга ВятГГУ, но ни в одной из работ не уделялось особого внимания изучению редких элементов в донных отложениях. Это связано с тем, что сравнительно недавно появились методики определения этих элементов в природных объектах (атомно-эмиссионный и масс-спектральный методы анализа), и массив данных еще не сформировался. Не разработана нормативная база в отношении редких элементов.

Цель нашей работы – сравнительная оценка содержания редких элементов в донных отложениях водных объектов в районе химических предприятий г. Кирово-Чепецка.

Объектами исследования являлись донные отложения реки Елховки (ДО-4), озера Глухого (ДО-3), болота между 3 секцией хранения отходов и карьером Завода минеральных удобрений (ЗМУ) (ДО-1, ДО-2, ДО-5, ДО-6,) болота между секциями отходов №2 и №5 (ДО-1006), дренажной канавы около 205 хранилища отходов (т. 928) (рис.).

Таблица 1

Накопление редких элементов в донных отложениях по сравнению с фоном, мг/кг

Элемент	Фон	Кратность превышения фона		
		1-5	5-10	>10
Li	17,4	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4;1006; ДО6		
Be	0,91	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Sc	7,9	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4;1006; ДО6		
V	71,6	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4;1006; ДО6		
Rb	33,4	ДО1; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Zr	47*	ДО1; ДО31; ДО32; ДО4;1006; ДО6		
Nb	3,8	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4;1006; ДО6		
Mo	1	ДО2; ДО31; ДО32	928; ДО51	ДО1
Cs	1,9	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Hf	1,3	928; ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; 1006, ДО6		
Tl	0,19	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Th	3,5	ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		

Th- выделены элементы, кларки которых не превышены ни в одной пробе.

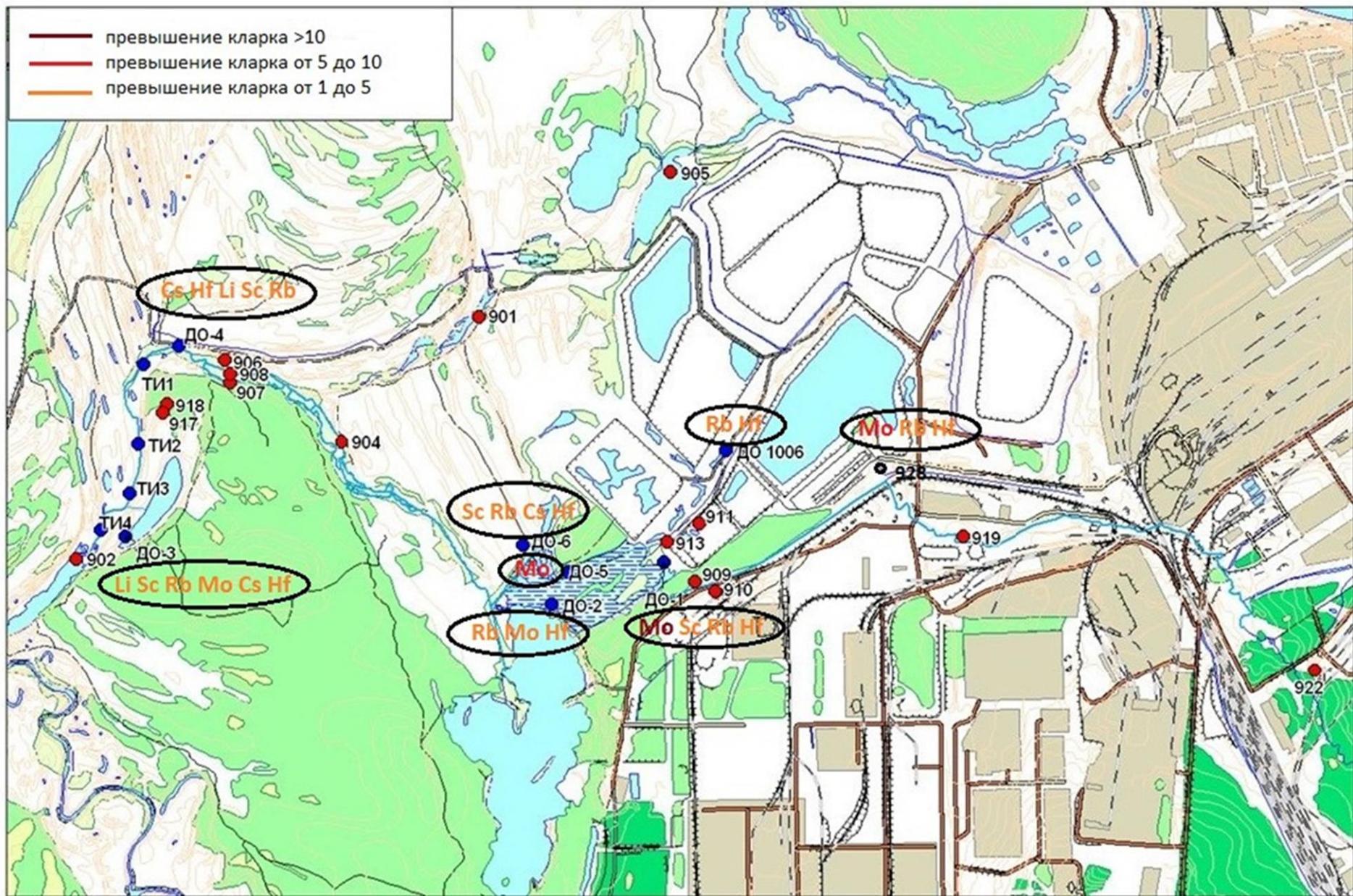


Рис. Накопление редких элементов в донных отложениях

**Накопление редких элементов в донных отложениях по сравнению
с кларком, мг/кг**

Элемент	Кларк	Кратность превышения кларка		
		1-5	5-10	>10
Li	32	ДО31; ДО32; ДО4		
Sc	10	ДО1; ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Rb	16	928; ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО1006; ДО6		
Mo	1,1	ДО2; ДО31; ДО32	928; ДО51	ДО1
Cs	3,7	ДО31; ДО32; ДО4; ДО6		
Hf	1	928; ДО1; ДО2; ДО31; ДО32; ДО4; ДО1006; ДО6		

Химический анализ отобранных нами образцов был выполнен в Аналитическом сертификационном испытательном центре (г. Черноголовка, Московской области) атомно-эмиссионным и масс-спектральным методами.

Концентрации редких элементов сравнивали с их кларком в Земной коре и с содержанием в фоновой точке, которая расположена выше по течению р. Елховки предприятий «ГалоПолимер» и ЗМУ. Во всех пробах донных отложений по сравнению с фоном происходит накопление редких элементов (табл. 1). В частности, гафний обнаружен в превышающих фоновые и кларковые значения количествах во всех обследуемых водных объектах. Однако эти превышения незначительны – в 1–5 раз. Литий встречается в значимых количествах только в нижнем течении р. Елховки (т. ДО4) и в озере Глухом (ДО3). По разнообразию и уровню загрязнения редкими элементами выделяется проба ДО1, отобранная около 3-ей секции шламонакопителя. Высокие концентрации молибдена в донных отложениях отмечены в пунктах отбора проб, расположенных к западу от хранилищ радиоактивных отходов (3-й секции и хранилища 205). В современном русле Елховки (ДО4) концентрации элемента незначительны. На этом основании можно предположить, что распространение элемента происходит с потоком грунтовых вод, западное направление движения которого отмечено в ряде работ (Глаголев и др., 2009, Святовец, 2009). Грунтовые воды подходят близко к поверхности, разгружаются в заболоченные водоемы, способствуя накоплению в обводненных донных осадках соответствующих элементов. Молибден и ванадий относятся к элементам второго класса опасности (ГОСТ 17.4.1.02.83) и накопление их в мелководных зарастающих водоемах должно быть предметом особого внимания.

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ (НШ-6536.2014.5).

Литература

Синькевич Е. И., Экман И. М. Донные отложения озер Восточной части Финноскандинавского кристаллического щита. Петрозаводск, 1995. 177 с.

Янин Е. П. Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек агроландшафтов (формирование, состав, оценка) // Теоретическая и прикладная экология. 2009. № 1. С. 66.

Глаголев А. В., Вольницкая Е. П., Лемешко А. П. Результаты полевого обследования состояния недр в районе территории объектов «РОСПАО» – выводы и предложения // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Сб. Материалов науч.-практ. конф. 10–11 декабря 2009 г. Киров, 2009. – С. 45–62.

Святовец С.В. Разведочная модель переноса загрязняющих веществ подземными водами в районе площадки объектов «РосРАО» прилегающей территории – предварительные результаты // Современная радиоэкологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Сб. Материалов науч.-практ. конф. 10–11 декабря 2009 г. Киров, 2009. – С.77-90.

ГОСТ 17.4.1.02.83 Охрана природы. Почвы. Классификация веществ для контроля загрязнения.

ИЗУЧЕНИЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ВОДОЁМА, ПОДВЕРЖЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЮ (НА ПРИМЕРЕ ОМУТНИНСКОГО ПРУДА)

Т. И. Кутявина¹, Е. А. Домнина^{1,2}, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

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

За последние десятилетия сильно возросла антропогенная нагрузка на водоёмы. В наибольшей степени это относится к водным объектам в черте населённых пунктов. В связи с ростом антропогенного загрязнения наблюдается увеличение количества эвтрофированных водоёмов. Эвтрофирование приводит к изменению химических характеристик водоёмов: увеличению содержания биогенных элементов в воде и донных отложениях, увеличению содержания органических веществ, уменьшению содержания растворённого кислорода в воде (Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990; Хозяйственное ..., 1999). Также к числу наиболее наглядных проявлений последствий эвтрофирования относится «цветение» воды. Избыточное накопление водорослей в период интенсивного «цветения» воды является причиной биологического загрязнения водоёмов и значительного ухудшения качества природных вод (Голубев, 1999).

Объектом нашего изучения является Омутнинский пруд, расположенный в северо-восточной части Кировской области. Это второе по величине водохранилище в регионе. Данный пруд функционирует более 200 лет. Водные ресурсы Омутнинского водохранилища используются в культурно-оздоровительных целях, для рекреации, а также для производственного водоснабжения металлургического завода в г. Омутнинске. Кроме того, в данный пруд поступают сточные воды от профилактория и ливневые стоки от прибрежной городской территории и садоводческих хозяйств. Таким образом, Омутнинский пруд испытывает значительную антропогенную нагрузку. Ежегодно, особенно в последние 5–6 лет в летний период (июль – август) отмечается интенсивное «цветение» воды, что является признаком эвтрофирования водоёма. В 2011 г. лабораторией биомониторинга ВятГГУ в летне-осенний сезон были начаты работы по изуче-

нию Омутнинского пруда с целью оценки качества воды Омутнинского водохранилища Кировской области по физико-химическим показателям. В начале исследований во время маршрутного обследования были изучены основные морфометрические параметры пруда, описана прибрежная и водная растительность. Материалом для изучения качества воды были пробы воды, отобранные из водохранилища в 2011–2013 гг. Отбор проб проводился в 16 пунктах, отображённых на карте-схеме (рис. 1) в июне (до «цветения» воды) и августе (во время массового размножения водорослей).

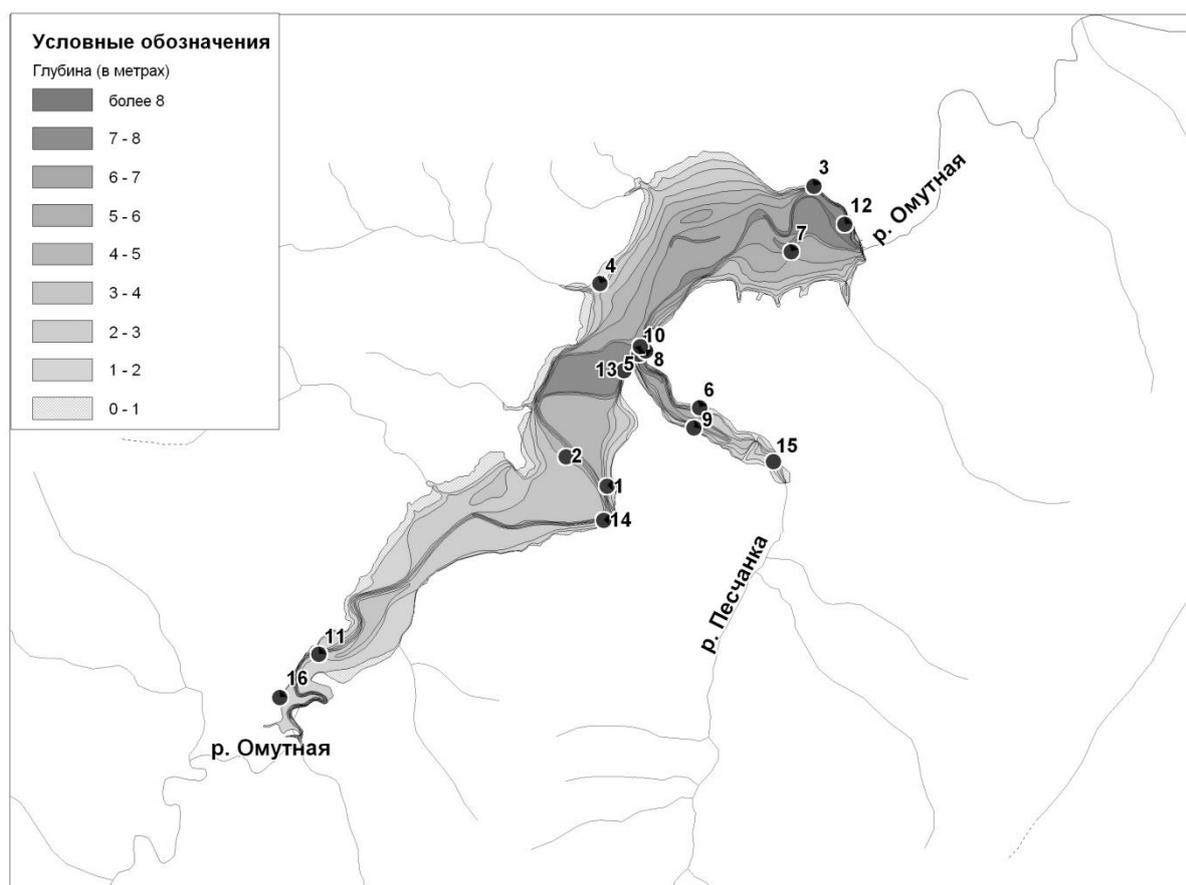


Рис. 1. Карта-схема мест отбора проб воды в Омутнинском водохранилище

Пункты отбора проб для гидрохимического анализа выбирали в соответствии с составленным ранее батиметрическим планом (Кутявина и др., 2013). Учитывая, что берега водохранилища в приплотинной части имеют высокую степень антропогенной нагрузки (используются под жилую и хозяйственную застройку, по гребню плотины Омутнинского пруда проходит транспортно-пешеходная улица районного значения г. Омутнинска), берега водоёма в центральной части активно используются садоводческими обществами, а также на этих участках располагаются детский оздоровительный лагерь и два санатория, берега в верховье пруда используются местным населением для целей рекреации, охоты и рыболовства, мы условно разделили водохранилище на три части: верховье, средняя и приплотинная части.

Химический анализ проб воды проводили по общепринятым методикам (Руководство ..., 1977) в аккредитованной научно-исследовательской экоанали-

тической лаборатории Вятского государственного гуманитарного университета. Для оценки качества воды использовали нормативы ПДК для водоёмов культурно-бытового назначения (СанПиН 2.1.5.980-00), значения комбинаторного индекса загрязнённости воды (КИЗВ) и удельного комбинаторного индекса загрязнённости воды (УКИЗВ).

В 2011 г. нами были зафиксированы довольно низкие значения растворённого кислорода в средней части водохранилища (в месте выпуска сточных вод профилактория) и в верховье водоёма. В этих двух участках отмечено наличие цианобактерий, способных вызывать «цветение» воды. Этот факт согласуется с данными о том, что синезелёные водоросли хорошо развиваются в условиях невысокого кислородного насыщения и стремятся к дефициту кислорода (Сиренко, 1972). Также зарегистрированы высокие значения химического потребления кислорода (ХПК) – до 35 мгО₂/дм³. Самые высокие значения ХПК были отмечены в августе, что можно объяснить появлением большого количества органических веществ, образующихся в ходе жизнедеятельности водорослей. В средней части пруда, в месте выпуска сточных вод профилактория, зафиксировано увеличение содержания аммонийного азота по сравнению с верховьем и приплотинной частью. Повышенные концентрации ионов аммония наблюдались в центральной части водохранилища. Вероятно, источником ионов аммония на данном участке являются удобрения, бытовые стоки, поступающие с ливневыми осадками в водоём. Почти на всей акватории отмечены превышения ПДК по содержанию железа. Возможно, это связано с особенностями почв данной территории, для которых характерно высокое содержание оксидов железа (Тюлин, 1976). Комбинаторный индекс загрязнённости воды в 2011 г. составил 12,25, УКИЗВ – 1,02.

В 2012 г. результаты химического анализа несколько отличались от данных 2011 г. Причиной этого является ввод в эксплуатацию новых очистных сооружений профилактория. Концентрация аммония в средней части пруда, по данным 2012 г., снизилась в два раза (Кутявина и др., 2012), что свидетельствует об эффективности работы очистных сооружений.

Однако, на всей акватории Омутнинского пруда зафиксирован рост значений ХПК в 2 раза, что указывает на увеличение содержания органических веществ в водоёме. Вероятно, возрастание концентраций органических веществ в пруду связано с интенсивным «цветением» воды в 2011 г., накоплением большой биомассы, её последующим разложением и высвобождением органических веществ в 2012 г.

По сравнению с 2011 г., в 2012 г. отмечались повышенные концентрации железа, пониженное содержание растворённого кислорода в воде. Значительно возросли в 2012 г. КИЗВ и УКИЗВ. Они составили 30,31 и 2,53 соответственно. Вода в пруду по комплексу показателей оценена как «загрязнённая».

В 2013 г. нами вновь отмечено снижение содержания растворённого кислорода в воде. Следует отметить, что по данному показателю проявляется тенденция к снижению за последние годы. Кроме того, в 2013 г. зафиксировано снижение показателя ХПК воды. Остальные показатели не изменились по срав-

нению с результатами 2012 г. Значения индексов загрязнённости в 2013 г. оказались очень близки к значениям 2011 г. (КИЗВ составил 12,63, УКИЗВ – 1,05).

Таким образом, нами были проведены работы по изучению качества воды Омутнинского пруда Кировской области, определены индексы загрязнённости воды, установлен класс качества. Согласно классификации по УКИЗВ (РД 52.24.643-2002), вода Омутнинского пруда по состоянию на 2013 г. относится к 2 классу качества и характеризуется как «слабо загрязнённая». Сравнение показателей по ХПК и содержанию растворённого кислорода в воде за период 2011-2013 гг. позволило выявить тенденцию к повышенному содержанию органических веществ в воде в 2012 и 2013 гг. по сравнению с 2011 г., что является вероятной причиной интенсификации эвтрофирования в Омутнинском пруду.

Работа выполнена в рамках гранта Президента РФ для государственной поддержки ведущих научных школ (НШ-6536.2014.5).

Литература

Голубев Г. Н. Геоэкология. М.: Изд-во ГЕОС, 1999. 338 с.

Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Динамика содержания неорганических форм азота и фосфора в воде Омутнинского водохранилища // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы X Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Книга 2. Киров: ООО «Любань», 2012. С. 57–60.

Кутявина Т. И., Домнина Е. А., Ашихмина Т. Я. Изучение качества воды Омутнинского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: тр. Междунар. науч.-практ. конф.: в 3 т. Т. 2: Химический состав и качество воды. Пермь, 2013. С. 117–120.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А. Д. Семёнова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 540 с.

СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод.

Сиренко Л. А. Физиологические основы размножения синезелёных водорослей в водохранилищах. Киев: «Наукова думка», 1972. 203 с.

Тюлин В. В. Почвы Кировской области. Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, 1976. 288 с.

Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х. Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: ГМИ, 1990. 280 с.

Хозяйственное использование и антропогенные изменения озёр Беларуси / Б. П. Власов // Naturalne i antropogenne przemiany jezior. Warszawa, 1999. 5 с.

ВОЗДЕЙСТВИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПОЧВ РАЗНОГО МЕХАНИЧЕСКОГО СОСТАВА

Д. В. Акайкин, А. М. Петров

*Институт проблем экологии и недропользования
Академии наук Республики Татарстан, akaykin@mail.ru*

Планирование масштабов проводимых рекультивационных работ и перечня восстановительных мероприятий при нефтяном загрязнении почв должны опираться не только на зонально-климатические особенности, типы почв, концентрацию поллютантов, но и на механический состав, определяющий целый ряд важных свойств почвы. Именно последний может оказаться решаю-

щим при определении оптимальной, экономически и экологически обоснованной схемы проводимых природоохранных мероприятий.

Целью исследования явилось изучение динамики токсикологических характеристик дерново-подзолистых почв разного механического состава в условиях длительного воздействия нефтяного загрязнения.

В работе были использованы дерново-подзолистые супесчаные и среднесуглинистые почвы. Опытные образцы готовились путем внесения в воздушно-сухую почву различных количеств сернистой нефти Ямашинского месторождения Республики Татарстан. Контролем служила чистая (не загрязненная) почва.

Работы по биотестированию выполнялись в лабораторных условиях при температуре 20-24°C. На протяжении всего эксперимента (180 суток) влажность почвенных образцов поддерживалась на уровне 60% от полной влагоемкости, каждые 5-6 дней опытные и контрольные образцы почвы подвергались рыхлению.

Внесение нефти в почву осуществлялось с учетом сорбционной емкости почв. В экспериментах с супесчаной почвой были использованы образцы с начальным содержанием нефти 2,4%, 4,8%, 9,0% и 13,0%, со среднесуглинистой почвой – 4,8%, 7,1%, 9,0%, 13,0%, 16,7% и 20,0%.

Токсикологические характеристики почв определялись согласно методике выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв (ФР. 1.39.2006.02264). В качестве тест-объекта использовались семена пшеницы яровой (*Triticum vulgare L.*) со всхожестью не менее 95%. Острую токсичность исследуемых почвенных образцов устанавливали с интервалом 5–6 дней.

Сравнение динамики всхожести семян пшеницы показало, что с первых недель и на протяжении всего эксперимента, в опытных образцах дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы, всхожесть семян практически не отличалась от контроля. В дерново-подзолистой супесчаной почве она варьировалась в интервале от 73% до 100% в зависимости от начального содержания нефти.

Анализ экспериментальных данных изменения токсикологических характеристик нефтезагрязненных почв во времени показал, что устранение «первичной» острой токсичности, обусловленной исходным составом нефтяных компонентов, определялось как начальной концентрацией поллютанта в почве, так и ее механическим составом.

В экспериментах с дерново-подзолистой среднесуглинистой почвой устранение острого токсического действия при начальной концентрации нефти в почве 4,8%, 7,1%, 9,0%, 13,0% было зарегистрировано на 60–64, 68–78, 94–96 и 97-101 сутки, соответственно. В вариантах с начальной концентрацией нефти 16,7 и 20,0% устранение «первичной» острой токсичности в ходе эксперимента не выявлено, острая токсичность почвы в конце эксперимента соответственно составляла 35% и 64%.

Устранение острого токсического действия нефтяных загрязнений в экспериментах с дерново-подзолистой супесчаной почвой наблюдалось только в вариантах исходно содержащих 2,4% и 4,8% нефти. Токсичность в почвах при

вышеуказанных концентрациях нефти не регистрировалась на 130–135 и 150–155 сутки инкубации. Достоверное уменьшение острой токсичности в образцах дерново-подзолистой супесчаной почвы при более высоких исходных концентрациях нефти в полугодовом эксперименте не наблюдалось.

Полученные на дерново-подзолистых почвах разного механического состава данные показывают, что в процессе самовосстановления при минимальных восстановительных мероприятиях, снижение острой токсичности нефтезагрязненной среднесуглинистой почвы происходит в несколько раз быстрее, чем в более легкой супесчаной почве.

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ г. КИРОВА ПО СОДЕРЖАНИЮ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ИНТЕГРАЛЬНОЙ ТОКСИЧНОСТИ

*Ю. С. Шабалина, А. С. Олькова, Г. И. Березин
Вятский государственный гуманитарный университет
morgan-abend@mail.ru*

Рост и формирование городских агломераций сопровождается значительными перестройками окружающей среды (Рылова, 2003). Современный город представляет собой сложный организм, в котором взаимодействуют различные виды человеческой деятельности, элементы материальной основы и последствия воздействий человека на окружающую природную среду (Котлов, 1997).

Одной из актуальнейших проблем урбоэкологии является проблема загрязнения городских почв – урбоземов. Для диагностики их состояния используют химические, биологические, санитарно-эпидемиологические показатели.

Целью работы стала диагностика состояния почв г. Кирова на участках с разной степенью антропогенной нагрузки по показателям содержания тяжелых металлов и интегральной токсичности почв экспресс-методами.

Пробы верхнего генетического горизонта почв отбирались осенью 2013 г. Участки представляли районы разного назначения и почвы разного использования: промышленную зону (район Шинного завода), транспортную (площадь Лепсе, район железнодорожного вокзала, перекресток Октябрьского проспекта и улицы Московской), жилую (Юго-Западный район г. Кирова, район Малые Чижы) и рекреационную (Александровский сад и парк Дворца пионеров).

Тяжелые металлы (ТМ) являются наиболее распространенными веществами, загрязняющими почвы многих городов. Для оценки степени загрязнения почвы необходимо определять содержание как валовых, так и подвижных форм ТМ.

Определение массовых долей токсических металлов (ионов меди, цинка, никеля, кадмия и свинца) в пробах почв проводили атомно-абсорбционным методом (ФР.1.31.2007.04106).

Среди характеристик, отражающих интегральное состояние почв, хорошо себя зарекомендовали методы биотестирования. В данном случае были выбраны два метода, их относят к экспрессным, так как они позволяют получить результат за короткий промежуток времени. Для установления острой токсично-

сти проб использовали бактериальную тест-систему «Эколюм» (ПНДФ Т 14.1:2:3:4.11-04 Т.16.1:2:3:3.8-04) и инфузорий *Paramecium caudatum* (ПНДФ Т 14:3:4.2-98 (2010)). Полученные результаты отражены таблице.

При сопоставлении полученных значений содержания подвижных и валовых форм ТМ с нормативами установлено, что для большинства проб почв концентрация данных загрязняющих веществ находится в пределах установленных ОДК и ПДК.

По результатам биотестирования большинство исследуемых участков принадлежат к I группе. Это говорит о том, что пробы не оказывают острого токсического действия.

Наиболее неблагополучным оказался участок Железнодорожного вокзала: концентрация как валовой, так и подвижной форм цинка превысила допустимые нормы. Здесь содержание подвижной формы цинка больше ПДК в 4 раза, валовой формы – почти в 2 раза; содержание валовой формы свинца на этом же участке приближается к нормативу.

Два других участка с высокой транспортной нагрузкой не превышают нормативы по ТМ, однако, пробы с этих участков оказались токсичными для инфузорий. В районе перекрестка Октябрьского проспекта и улицы Московской проба отнесена ко II группе токсичности – умеренная степень, а в районе площади Лепсе проба почвы характеризовалась высокой степенью токсичности (III группа). В сравнении с большинством проб, образец с участка Лепсе содержал самое высокое содержание подвижной меди, хотя и в пределах нормы. Также можно предположить, что вследствие транспортной нагрузки данные участки могут быть загрязнены и другими веществами, например, нефтепродуктами.

Таблица

Характеристика проб почв г. Кирова

Участок отбора проб	Содержание ионов металлов в пробах почв г. Кирова, мг/кг										Результаты биотестирования	
	Медь		Никель		Кадмий		Свинец		Цинк		<i>P. caudatum</i>	«Эколюм»
	п.ф.	в.ф.	п.ф.	в.ф.	п.ф.	в.ф.	п.ф.	В.ф.	п.ф.	в.ф.		
Парк Дворца пионеров	0,29± 0,08	18,0± 4,0	0,55± 0,23	26,0± 7,0	0,14± 0,04	0,46± 0,1	1,17± 0,25	9,5± 2,0	3,7± 1,2	71,0± 24,0	0,03± 0,01 I группа	0 (-173,35 ±36,98) I группа
Слобода Малые Чижи	0,15± 0,04	13,8± 3,2	–	17,0± 5,0	0,08± 0,02	0,48± 0,12	0,87± 0,22	8,5± 1,8	8,4± 2,8	55,0± 18,0	0,12± 0,09 I группа	20,88±4,46 II группа
Перекресток ул. Октябрьский пр. – ул. Московская	0,34± 0,09	31,0± 7,0	–	16,0± 4,0	0,08± 0,02	0,37± 0,09	0,65± 0,16	8,6± 0,8	6,2± 2,0	64,0± 21,0	0,45± 0,18 II группа	0 (-195,71 ±41,24) I группа
Железнодорожный вокзал	0,53± 0,12	41,0± 9,0	0,40± 0,17	29,0± 8,0	0,09± 5,0	0,47± 0,12	1,73± 0,36	26,0± 0,12	98,0± 32,0	190,0± 60,0	0,22± 0,04 I группа	0 (-189,55 ±29,86) I группа
Юго-Западный район	0,14± 0,04	19,0± 4,0	–	24,0± 7,0	0,09± 0,03	0,44± 0,11	0,64± 0,16	10,50± 2,2	5,9± 1,9	104,0± 34,0	0,40± 0,10 II группа	0 (-485,63± 76,34) I группа
Александровский парк	0,27± 0,07	36,0± 8,0	–	22,0± 6,0	0,12± 0,03	0,6± 0,15	2,10± 0,40	52,0± 11,0	25,0± 8,0	150,0± 50,0	0,24± 0,08 I группа	0 (-463,49± 50,11) I группа
Район «Шинного завода»	0,37± 0,10	27,0± 6,0	0,38± 0,16	25,0± 7,0	0,09± 0,03	0,40± 0,10	0,95± 0,24	8,40± 1,8	7,1± 2,3	74,0± 24,0	0,27± 0,08 I группа	0 (-122,93± 38,79) I группа
Район площади Лепсе	0,55± 0,13	7,9± 1,8	–	7,5± 2,1	0,07± 0,02	0,30± 0,08	0,61± 0,15	3,40± 0,07	4,2± 1,4	37,0± 12,0	0,77± 0,06 III группа	0 (-233,86 ±3 8,14) I группа

Примечание к таблице: п.ф – подвижная форма. ПДК: медь – 3,0 мг/кг, никель – 4,0 мг/кг, цинк – 23,0 мг/кг, свинец – 6,0 мг/кг (ГН 2.1.7.2041-06), кадмий – 0,5 мг/кг (ГН №187 от 06.11.2008). В.ф – валовая форма ПДК: медь – 55 мг/кг, никель – 85 мг/кг, цинк – 100 мг/кг, свинец – 30 мг/кг, кадмий – 2 мг/кг (ГН 2.1.7.2042-06).

«–» – ниже предела обнаружения (<0,01 мг/кг).

I – допустимая степень токсичности, II – умеренная степень токсичности, III – высокая степень токсичности.

В районе промышленного объекта (Шинный завод) все показатели в установленных пределах.

Парк Дворца пионеров оказался наиболее благополучным по результатам биотестирования, показатели относятся к I группе – допустимая степень токсичности. Отметим, что по тест-объекту *P. caudatum* здесь выявлены наименьшие значения. Концентрации металлов в почве в установленных пределах.

В пробах Александровского парка, несмотря на его рекреационную функцию, обнаружено самое высокое содержание свинца, а также превышение норматива, как валовой, так и подвижной формы цинка. Вероятно, это можно объяснить особенностями рельефа: ливневый сток и талые воды города стекают по направлению к реке через этот район.

По результатам биотестирования вытяжки из почвы селитебных районов также оказывали негативное воздействие на тест-объекты. Юго-Западный район имеет длительную историю антропогенной нагрузки, что отразилось на результатах, полученных с помощью тест-объекта *P. caudatum*: пробы относятся ко II группе – умеренная степень токсичности. Также здесь обнаружено превышение норматива валовой формы цинка.

Проба района остановки «Малые Чижы» оказывает токсическое действие на бактериальную систему «Эколюм» (II группа – умеренная степень токсичности). Отметим, что это единственный участок, где проба оказывает токсическое действие по данной тест-системе. Вероятно, это можно объяснить строительством нового жилого комплекса «Солнечный берег» и наличием магистрали, связывающей районы города.

Таким образом, наиболее неблагополучными оказались районы с повышенной транспортной нагрузкой, а наиболее благоприятным – рекреационный район парка Дворца пионеров.

Литература

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.

ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.

ГН № 187. Предельно допустимые концентрации подвижных форм цинка, хрома, кадмия в почвах различных функциональных зон населенных пунктов, промышленности, транспорта, связи энергетики, обороны и много назначения. 06.11.2008.

Котлов Ф. В. Антропогенные геологические процессы и явления на территории города. М.: Наука, 1977.

Методика выполнения массовых долей токсических металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом ФР.1.31.2007.04106.

ПНДФ Т 14.1:2:3:4.11-04

Т.16.1:2:3:3.8-04. Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по изменению бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм».

ПНД Ф Т 14:3:4.2-98 (ред.2010 г.) Методика определения проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер».

Рылова Н. Г. Трансформация почвенного покрова в условиях промышленного города и ее воздействие на растительность (на примере г. Ижевска): Дис. ...канд. биол. наук. Ижевск, 2003.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ ПОЧВ В МОНИТОРИНГЕ ОБЪЕКТА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ В Г. ЩУЧЬЕ

А. И. Рыкова¹, О. М. Плотникова^{1,2}

¹ *Курганский государственный университет, plotnikom@yandex.ru*

² *РЦ СГЭКиМ по Курганской области, kurgan-rc@yandex.ru*

Ферменты почв обуславливают интенсивность и направленность биохимических процессов, связанных с синтезом и распадом гумуса, гидролизом органических соединений, окислительно-восстановительными процессами в почвах (Абрамян, 1992). Ферменты, являясь наиболее активным компонентом почвы, сосредоточены там, где максимальная жизнедеятельность микроорганизмов, то есть на поверхности раздела между почвенными коллоидами и почвенным раствором (Звягинцев, 1978). Почва способна регулировать протекающие в ней ферментативные процессы в связи с изменением внутренних и внешних факторов. Под воздействием попавших в почву различных загрязняющих веществ, в том числе удобрений, происходит, как правило, аллостерическая регуляция. Факторная регуляция обуславливается кислотностью, сформировавшимся физическим и химическим составом, температурой, водно-воздушным режимом и т.д. Влияние суммы факторов на активность ферментов, характеризующих биологическую активность почв, неоднозначно (Нетрусов, 2004). Таким образом, активность ферментов отражает не только биологические свойства почвы, но и их изменения под влиянием агроэкологических факторов, поэтому ферментативную активность почвы можно использовать как в качестве диагностического показателя плодородия почв, так и для мониторинга загрязнения.

Среди загрязняющих веществ особое место занимают фосфорорганические соединения, широко используемые в промышленности, сельском хозяйстве. К производным алкилфосфонатов относятся фосфорорганические отравляющие вещества (ФОВ), которые в настоящее время уничтожаются в г. Щучье. Продуктами деструкции этих ФОВ и некоторых пестицидов являются специфические загрязняющие вещества, в том числе метилфосфонаты, которые являются достаточно устойчивыми соединениями. Изучению их влияния на во-

доросли, растения, животных посвящены некоторые работы (Кондакова, 2009; Плотникова, 2011).

Целью работы было изучение ферментативной активности почв района объекта по уничтожению химического оружия с фосфорорганическими отравляющими веществами в г. Щучье Курганской области.

Образцы почв отбирали в теплое время в 2012–2013 гг. на стационарных площадках (СП), расположенных на границе санитарно-защитной зоны объекта (26, 28, 33, 34, 35), удаленной на 2,3 км (СП41), а также расположенной между объектом уничтожения и арсеналом хранения химического оружия (СП56).

Ферментативную активность каталазы, нитратредуктазы и дегидрогеназы в образцах почв (табл.) определяли в пятикратной повторности с последующей статистической обработкой результатов (Филиппович, 1999).

Анализ полученных данных показал, что активность ферментов находилась в прямой зависимости от времени года. Так, максимальная активность каталазы, нитратредуктазы и дегидрогеназ в почве была отмечена в июне, затем происходило постепенное замедление ферментативных процессов в почве, достигая минимальных показателей в сентябре. Максимальные значения активности всех изученных ферментов – каталазы, нитратредуктазы и дегидрогеназ отмечены для почв на СП 56, а минимальные – для каталазы в почве СП 26, для нитратредуктазы и дегидрогеназ – в почве СП 33, 34 и 35.

Таблица

Ферментативная активность каталазы, нитратредуктазы, дегидрогеназ в почве стационарных площадок в районе расположения объекта по уничтожению химического оружия в г. Щучье Курганской области

Но- мера СП	Активность ферментов: каталазы (Кат), объем O ₂ мл на 1 г почвы за минуту; нитратредуктазы (Нред), г NO ₃ /10 г почвы; дегидрогеназ (ДГ), ТТФ/1 г почвы за 24 ч.											
	22.06.2012			24.08.2012			22.09.2012			13.05.2013		
	Кат	Нред	ДГ	Кат	Нред	ДГ	Кат	Нред	ДГ	Кат	Нред	ДГ
26	2,4	7,2	3,7	2,0	3,0	3,3	1,5	1,2	2,3	2,3	7,4	3,6
28	3,8	6,2	3,6	3,3	3,4	3,2	3,0	1,3	2,6	3,2	4,7	3,6
33	4,0	4,8	3,4	3,6	3,0	2,9	2,7	0,4	2,6	3,8	6,6	3,4
34	3,2	4,1	3,5	2,9	1,2	3,0	2,6	1,0	2,4	3,0	2,1	3,4
35	3,4	3,4	3,4	2,8	6,4	2,9	1,8	1,2	2,5	3,2	2,5	3,3
41	4,6	9,7	4,6	4,0	5,9	3,7	3,4	2,3	3,4	4,4	9,1	4,4
56	5,0	15,9	5,4	4,7	8,1	4,8	4,0	6,1	3,5	5,2	14,2	5,3

В целом, по полученным данным можно сделать вывод, что активность ферментов класса оксидоредуктаз зависела от расположения СП относительно объектов загрязнения. Наибольшую активность каталаза, нитратредуктаза и дегидрогеназа имела в почве с площадки 56, которая практически одинаково удалена от объекта уничтожения (6 км) и арсенала хранения (8 км) химического оружия в г. Щучье Курганской области и находится в 2-х км от села Наумовка.

Таким образом, повышение активности ферментов класса оксидоредуктаз (район СП 56) указывает на допустимое (не критическое) увеличение степени антропогенной нагрузки на почву как компонент природной среды.

Литература

Абрамян С. А. Изменение ферментативной активности почвы под влиянием естественных и антропогенных факторов // Почвоведение. 1992. № 7. С. 70–82.

Звягинцев Д. Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48–54.

Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И. Влияние метилфосфоновой кислоты на развитие водорослей в почве // Ботанический журнал. 2009. Т. 94. № 1. С. 42–48.

Плотникова О. М., Корепин А. М., Матвеев Н. Н., Лунева С. Н. Биохимические показатели крови в оценке влияния метилфосфоната на лабораторных мышей в долговременном эксперименте // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 65–70.

Нетрусов Е. А. и др. Экология микроорганизмов. М.: Академия, 2004. 272 с.

Филиппович Ю. Б. Основы биохимии. М.: Агар, 1999. 512 с.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ г. БАРЫШ УЛЬЯНОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Ю. С. Петряева¹, Е. Г. Климентова²

Ульяновский государственный университет, ulia375@mail.ru

Быстрое развитие промышленности во второй половине XX века повлекло за собой ощутимое загрязнение окружающей среды и резкое ухудшение экологической ситуации в различных регионах планеты. В условиях городской среды происходит трансформация основных почвообразующих факторов, таких как микроклимат, рельеф местности, растительность. Данные преобразования отражаются и на основных свойствах почвы, таких как рН, гидролитическая кислотность, содержание гумуса, обменных катионов кальция и магния, оксидов калия и фосфора, и др. (Глазовская, 2007). Среди многочисленных загрязнителей наиболее токсичными считаются тяжелые металлы. В результате аккумуляции тяжелых металлов в почве, сильно нарушаются её сорбционные функции, постепенно деградирует растительный покров, особенно на городских свалках (Горбачёв, 2006)

Актуальность темы исследования состоит в том, что антропогенные нарушения почвенного покрова приводят к серьезным нарушениям и деградации всего природного комплекса, что в конечном итоге создает угрозу здоровью и жизни человека, а почвенные экосистемы теряют способность к саморегуляции.

Цель исследования: изучить экологическое состояние почв города Барыш по агрохимическим показателям и содержанию в них тяжелых металлов.

В связи с этим были поставлены следующие задачи:

1. Исследовать агрохимические показатели почв.
2. Изучить степень загрязнения почв тяжелыми металлами.
3. Исходя из результата исследования, дать оценку состояния загрязненности почв и показателей их плодородия.

Объекты и методы исследования. Объектом исследования были выбраны почвы г. Барыш Ульяновской области, находящиеся под воздействием антропо-

генной нагрузки с различной степенью выраженности. Было отобрано три почвенных образца в разных районах города. Первый образец был взят на территории парковой зоны, которая характеризуется меньшим антропогенным воздействием. Второй образец был отобран в 10 м от железнодорожной станции города Барыш. Выбор данной местности объясняется тем, что особенно значимое загрязнение приносит железнодорожный транспорт, здесь поступление химических элементов идёт не прогнозируемо и имеет различные формы. Третий образец был отобран в 10 м от автотрассы, в центре города, характеризующийся наибольшим антропогенным воздействием.

Исследование почвы производилось по следующим показателям: гумус, рН водный, рН солевой, гидролитическая кислотность, оксид фосфора (P_2O_5), оксид калия (K_2O), обменные катионы кальция и магния, а так же было определено содержание в данных образцах тяжелых металлов. Для определения тяжёлых металлов в составе проб был проведен анализ образцов на атомно-абсорбционном спектрометре. В ходе детальных исследований выполнено определение рН в водно-солевой вытяжке на рН-метре; содержание гумуса определяли по Тюрину; гидролитическую кислотность рассчитали математическим методом; P_2O_5 и K_2O по Чирикову; Ca^{+2} и Mg^{+2} – исследовали согласно ГОСТу 26428-85.

Результаты исследования. По результатам исследования, представленным в таблице 1, видно, что наибольшее количество гумуса содержится вблизи железной дороги и в парковой зоне. Это объясняется меньшим изменением структуры почв, разнообразием растительности и более естественными природными условиями территорий. Почва городской местности содержит наименьшее количество гумуса, примерно в 12 раз меньше первого образца и более чем в 9 раз меньше второго образца.

Таблица 1

Агрохимическая характеристика почв города Барыш

№ образца	Гумус %	рН (водн.)	рН КСl	Hg ммоль/100г	P_2O_5 мг/кг	K_2O мг/кг	Ca^{+2} ммоль/100г	Mg^{+2} ммоль/100г
1	0,25	7,3	6,6	0,23	2,5	3,5	0,62	0,12
2	3,1	7,4	6,6	0,37	21,0	25,5	17,75	2,0
3	2,4	7,3	6,6	0,66	41,0	22,0	6,37	1,25

Исследований рН почвы показали слабокислую реакцию, т.е. все образцы характеризуются благоприятной реакцией среды. Гидролитическая кислотность определяется количеством водородных ионов, вытесняемых из почвы водным раствором соли слабой кислоты и сильного основания, например ацетатом натрия или ацетатом бария, или ацетатом кальция, которые обладают щелочной реакцией. Гидролитическая кислотность наиболее высока в первом образце, во втором образце она меньше примерно вдвое, наименьшая в городской почве. Обменные катионы характеризуют поглотительную способность почв. Катионы кальция и магния являются наиболее важными, так как характеризуют такой показатель почвы, как насыщенность основаниями. По данным результатам

можно сделать вывод, что почва города наименее насыщена обменными катионами магния и кальция. Оксиды калия и фосфора необходимы для роста растений. Так же видно, что наибольшее количество оксида фосфора содержится в почве парковой территории, в два раза меньше в почве вблизи железной дороги и совсем минимальное количество в почве города. По содержанию оксида калия, максимальное количество его содержится в образцах почвы под номерами два и три, образец под номером один наименее богат оксидом калия. Отрицательным свойством для городских почв является переуплотнение вследствие разрушения агрегатов и сближения почвенных частиц, происходит более плотная их упаковка и уменьшение порового пространства, оно способствует ухудшению структуры почв, сказывается на влажности и других физико-химических свойствах.

Городской ландшафт представлен производственными и коммунальными территориями, дорожными развязками, местами размещения отходов производства и потребления, которые являются основными источниками поступления в почву тяжелых металлов.

По результатам исследования, представленных в таблице 2, видно, что наибольшее загрязнение почв тяжелыми металлами наблюдается во втором и третьем образцах почв, отобранных около автотрассы и железнодорожной станции.

Таблица 2

Содержание тяжелых металлов в почвах г. Барыш

Номер образца	Цинк мг/кг	Медь мг/кг	Свинец мг/кг	Кадмий мг/кг	Никель мг/кг	Хром мг/кг	Цезий-137 Бк
1	25,0	17,5	10,5	0,38	17,8	12,4	15,0
2	26,3	16,3	9,8	0,40	18,4	13,7	10,5
3	27,5	14,5	11,0	0,30	21,2	14,5	14,3
Среднее значение	26,3	16,2	10,5	0,36	19,2	13,6	13,3
ПДК	24,2	11,2	11,2	0,43	35,2	16,3	50,0

Наличие тяжелых металлов в данных образцах превышает значение ПДК по показателям содержания цинка и меди. По показателям содержания хрома и свинца их значения приближаются к значению ПДК. Также было отмечено не большого количества таких тяжелых металлов как кадмий, никель и изотоп цезия 137.

Выводы. Исходя из результатов исследования, можно сделать выводы, что в г. Барыш наиболее плодородной является почва парковой зона, наименьшим плодородием обладает почва в центре города и почва территории вблизи железной дороги (10 м). Причиной является различная степень антропогенной нагрузки.

Естественные и самоподдерживающиеся почвенные экосистемы в городе сохраняются в основном на территории парков. На застроенных участках города образуется новый тип почв, так называемый «урбанозем» – территория с вы-

соким содержанием загрязняющих веществ (в том числе тяжелых металлов) и низким плодородием.

Таким образом, в связи с возрастающими масштабами техногенного загрязнения почв, особенно в пригородных зонах промышленных центров, необходим постоянный контроль за почвой и гигиеническая оценка производимой на ней продукции.

Литература

Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов. М.: Издательство Географический факультет МГУ, 2007. 350 с.

Горбачёв В. Н., Карпенко В. Д., Карпенко Л. В. Патология и охрана почв. Красноярск, 2006.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ ОКРЕСТНОСТЕЙ ТУКАНСКОГО КАРЬЕРА (РЕСПУБЛИКА БАШКОРТОСТАН)

Г. Ш. Кужина¹, И. Н. Семенова^{1,2}, М. Ю. Усачева¹, Ю. Ю. Серегина²

¹ Сибайский институт (филиал)

«Башкирский государственный университет», *kigina@mail.ru*

² Институт региональных исследований Республики Башкортостан,
sergei_seregin@bk.ru

Туканский карьер расположен в Белорецком районе Республики Башкортостан (РБ) вблизи крупного месторождения железных руд (Фаткуллин, 1996). Руда, содержащая более 40% железа, с 1925 г. добывалась открытым способом. В отвалах рудника накопилось более 100 млн. т вскрышных пород и отходов производства (Проект ..., 2007).

Несовершенство технологий добычи и переработки руды привело к тому, что в природную окружающую среду поступало огромное количество веществ, в том числе и тяжелых металлов (ТМ). Они попадают и аккумулируются в почве, обуславливая ее загрязненность и токсичность. В настоящее время добыча руды приостановлена, карьер не эксплуатируется и считается отработанным, но между тем продолжает негативно влиять на окружающую среду.

Методы биотестирования все чаще используются для определения токсических свойств компонентов окружающей среды. Они приобретают все большую популярность и внедряются повсеместно, так как позволяют получить интегральную токсикологическую характеристику природных сред независимо от состава загрязняющих веществ (Багдасарян, 2005).

В связи с этим представляется актуальным проведение биотестирования техногенно загрязненных почв и оценка чувствительности различных тест-откликов к содержанию ТМ в почве в рамках одной тест системы.

Целью работы являлось оценка токсичности почвенного покрова Туканского карьера с помощью кресс-салата *Lepidium sativum*.

Материалом для лабораторных исследований послужили почвы, отобранные в летний период 2012 г. Пробные площадки были расположены непосредственно у карьера и на удалении 500, 1000 и 1500 м от отвалов по направлениям света.

Отбор почв проводили согласно общепринятым методикам (Методические указания..., 1992). Для определения содержания Cu, Zn, Pb, Cd, Fe, Mn в почвах использовали метод атомно-абсорбционной спектроскопии (Методические указания..., 2006).

Для экологической оценки почв использовали предельно-допустимые концентрации (ПДК) валовых форм для Cu – 55 мг/кг; Zn – 100 мг/кг; Mn – 1500 мг/кг; Cd – 3 мг/кг; Pb – 32 мг/кг (Черников и др.), для Fe – значение кларка (25000 мг/кг) (Виноградов, 1975).

Установлено, что содержание меди, цинка, свинца и кадмия в исследованных почвах не превышало предельно допустимых норм. Однако тестируемые почвы характеризуются повышенным содержанием марганца. Превышение по данному металлу наблюдалось в пробах, отобранных в восточном направлении непосредственно у источника загрязнения (ИЗ) и на расстоянии 1000 м (1,6 ПДК и 1,2 ПДК соответственно), а также в западном направлении на расстоянии 1000 м (2,3 ПДК). Во всех отобранных образцах зафиксировано превышение кларка по содержанию железа в пределах от 1,3 до 2,6 раз. Следует отметить, что выявлена пробная площадка, расположенная в 1000 м от ИЗ в западном направлении, характеризуется максимальным содержанием в почвенном покрове Fe и Mn.

По суммарному показателю загрязнения почвы в зоне влияния Туканского карьера следует отнести к допустимой категории ($Z_c < 16$) (Геохимия..., 1990).

В ходе биотестирования фиксировалось несколько тест-откликов на одном растительном тест-объекте: всхожесть семян, длина корня, стебля и листа проростка кресс-салата. В качестве контрольного образца был выбран обычный кварцевый песок, который предварительно промывали несколько раз кипяченой дистиллированной водой. На этот песок высеивали семена кресс-салата, которые даже через неделю эксперимента не проросли. Возможно, это обусловлено отсутствием в песке необходимых питательных веществ неорганической и органической природы, являющиеся факторами роста для живых объектов (Методы контроля..., 2007). Поэтому сравнение величин тест-откликов растительного объекта проводили с усредненными значениями.

Следует отметить, что длина первого листка проростка кресс-салата изменялась незначительно и составляла 5–7 мм. В то же время длина стебля тест-объекта варьировала в пределах от 11 до 18 мм. Статистический анализ не выявил какой-либо корреляционной связи между измеренными параметрами и содержанием ТМ в исследованной почве, что не позволяет использовать их в качестве чувствительного критерия для биотестирования.

В то же время между показателем всхожести и содержанием меди и цинка в почве прослеживается слабая отрицательная корреляция ($r = -0,26$ и $r = -0,22$, соответственно), а между этим показателем и концентрацией марганца

– положительная ($r=0,32$). Содержание железа, кадмия и свинца в изученных почвах не оказывает выраженного воздействия на всхожесть семян кресс-салата.

Между длиной корня проростка и содержанием меди, марганца и свинца в почве прослеживается слабая положительная корреляционная зависимость ($r=0,26$, $r=0,31$ и $r=0,21$, соответственно), а между этим показателем и концентрацией кадмия – отрицательная средней силы ($r=-0,40$). Содержание железа и цинка в исследуемых почвах существенным образом не влияло на длину корня проростка.

Таким образом, наиболее чувствительными критериями для биотестирования загрязненных ТМ почв являются такие показатели, как всхожесть семян и длина корня проростка кресс-салата.

На основании определения всхожести семян и длины корней проростков кресс-салата техногенно загрязненные почвы могут быть отнесены к различным степеням токсичности (табл.).

Таблица

**Уровень токсичности техногенно загрязненных почв
окрестностей Туканского карьера**

Направление	Расстояние, км	Степень токсичности по всхожести семян	Степень токсичности по длине корня
Север	0	V	V
	0,5	V	IV
	1	V	V
	1,5	V	V
Юг	0	V	V
	0,5	V	V
	1	V	IV
	1,5	II	V
Восток	0	V	IV
	0,5	V	V
	1	III	V
	1,5	V	V
Запад	0	III	V
	0,5	V	V
	1	V	V
	1,5	V	IV

Примечание: I – высоко опасно токсичные; II – опасно токсичные; III – умеренно токсичные; IV – малотоксичные; V – практически не токсичные

По показателю всхожести семян было установлено три пробных площадки с опасной и умеренной степенью токсичности. По показателю длины корня все исследуемые площадки имели малую токсичность или были практически не токсичными.

Поскольку использование такого критерия как всхожесть семян, по сравнению с длиной корня, в большей степени выявила количество пробных площадок с опасной степенью загрязнения, в соответствии с принципом избыточ-

ной экологической безопасности целесообразно оценивать токсичность почв, загрязнённых ТМ, по показателю всхожести.

Литература

Багдасарян А. С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов. Дисс. на соискание степени канд. биол. наук. Ставрополь, 2005. 159 с.

Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: Наука, 1975. С. 7–20.

Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саг, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. М.: Недра, 1990. 335 с.

Методы контроля качества почвы. Воронеж, 2007. 106 с.

Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 40 с.

Методические указания «Определение массовой доли металлов в пробах почв и донных отложений. Методика выполнения измерений методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии». СПб.: Гидрометеиздат, 2006. 30 с.

Методика измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв (М-П- 2006 ФР.1.39.2006.02264). СПб., 2009. 19 с.

Проект доработки Туканского карьера. Магнитогорск, 2006. 21 с.

Фаткуллин Р. А. Природные ресурсы Республики Башкортостан и рациональное их использование. Учеб. пособие. Уфа: Китап, 1996. 176 с.

Черников В. А., Алексахин Р. М., Голубев А. В. и др. Агроэкология / Под ред. В. А. Черникова, А. И. Чекареса. М.: Колос, 2000. 536 с.

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ ФОРМ АЗОТА В ФОРМИРУЮЩИХСЯ ПОЧВОГРУНТАХ УСТЬ-СОКСКОГО КАРЬЕРА САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

М. В. Самыкина

Самарский государственный университет, kulimaria@rambler.ru

Усть-Сокский карьер располагается в пределах г. Самара, на северном склоне Сокольных гор. До прекращения разработки в 70-х гг. XX здесь добывалось карбонатное сырье для производства строительных материалов, что привело к уничтожению почвенного покрова и обнажению подстилающих горных пород. После прекращения добычи карбонатного сырья рекультивационные мероприятия не проводились, поэтому в карьере начался процесс первичного почвообразования, протекающий на данный момент около 40 лет. Изучение особенностей данного процесса представляет как научный, так и практический интерес.

Содержание в почве минеральных форм азота является одним из лимитирующих для растительности факторов. Таким образом, одним из значимых компонентов протекающего в Усть-Сокском карьере процесса почвообразования является накопление в формирующихся почвогрунтах минеральных форм азота.

В качестве объекта исследования выступали поверхностные слои почвогрунтов карьера (0–2 см). Для сравнительного анализа использовался материал, отобранный на склоне Соколых гор, выходящем к Саратовскому водохранилищу.

Для проведения исследований были заложены три пробные площади на дне карьера в восточной, центральной и западной его части.

Для каждого образца субстрата с помощью общепринятых методов определялось содержание трех минеральных форм азота: нитратного, нитритного и аммонийного (Методы исследования ... 1990; Практикум по агрохимии, 1989).

Результаты и обсуждение. Результаты проведенных исследований представлены в таблице 1. Аммонийный азот (NH_4^+) образуется в почве при минерализации гумуса и разложении органических остатков. В процессе нитрификации данная форма минерального азота преобразуется хемотрфными микроорганизмами в две формы – нитритную (NO_2^-) и нитратную (NO_3^-) (Глазовская, 1984). Хотя в минеральном питании растений участвуют все формы азота, лучше всего усваивается аммонийный азот.

Таблица 1

**Содержание минеральных форм азота в почвогрунтах
Усть-Сокского карьера**

Пробная площадь	Концентрация, мг/кг почвы								
	NO_2^-			NO_3^-			NH_4^+		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013	2011	2012	2013
Контроль	2,00	2,00	6,96	101,08	127,96	65,34	7,16	94,28	17,80
Восточная часть карьера	0,66	2,46	0,36	37,30	56,07	62,07	0,74	6,64	4,57
Центральная часть карьера	0,61	6,92	0,00	40,22	69,51	28,54	3,30	18,58	4,20
Западная часть карьера	0,36	2,15	0,28	53,66	53,66	40,22	3,30	28,86	1,69

В изучаемых почвогрунтах содержание аммонийного азота варьировало от 0,74 до 28,86 мг/кг почвы. Нитритная форма азота нестабильна, поэтому её концентрация в почвогрунтах в целом наиболее низкая. Содержание нитритов колебалось от 0 до 6,92 мг/кг почвы. Среди анализируемых минеральных форм азота наиболее высокими концентрациями в субстратах всех пробных площадей характеризовался нитратный азот (от 28,54 до 62,07 мг/кг почвы). Согласно полученным ранее данным, содержание NO_2^- и NO_3^- в урбаноземе было близко к аналогичным показателям почвогрунтов карьера, а содержание NH_4^+ в урбаноземе лишь несколько превысило показатели почвогрунтов (Прохорова, 2012).

Таким образом, данные проведенного исследования свидетельствуют, что в формирующихся почвогрунтах Усть-Сокского карьера присутствуют доступные для растений формы азота. Однако содержание минеральных форм азота в почвах контрольной пробной площади превышает аналогичные показатели для пробных площадей карьера, что говорит о меньшей пригодности формирующихся почвогрунтов карьера для растений. В подобных условиях способны существовать лишь достаточно неприхотливые растения, устойчивые к низкому

уровню минерального питания, что подтверждается ранее проведенными исследованиями (Макарова, 2013).

По сравнению с 2011 г. в 2012 г. наблюдалось увеличение содержания минеральных форм азота в исследованных образцах (за исключением содержания NO_2^- в почвах контрольной площади). В 2013 году, по сравнению с предшествующим годом, значения рассматриваемого показателя снизились (также за исключением содержания NO_2^- в почвах контрольной площади).

Общие тенденции в динамике содержания минеральных форм азота на всех пробных площадях на территории карьера совпадают с колебаниями данного показателя на контрольной пробной площади, что, на наш взгляд, свидетельствует о значительном влиянии внешних (особенно климатических) факторов на протекающие почвообразовательные процессы.

Литература

Глазовская М. А., Добровольская Н. Г. Геохимические функции микроорганизмов. М.: МГУ, 1984. 152 с.

Макарова Ю. В., Куликова М. В., Прохорова Н. В., Головлёв А. А. К изучению флоры Усть-Сокского карьера // Вестник Самарского государственного университета. Естественнонаучная серия, 2013 № 3 (104). С. 161–167.

Методы исследования качества воды водоёмов/ Под ред. академика АМН СССР А.П. Шицковой. М.: Медицина, 1990. 400 с.

Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 1989. 300 с.

Прохорова Н. В., Головлёв А. А., Куликова М. В., Макарова Ю. В. Эколого-геохимические особенности почв и почвогрунтов западной части Сокольных гор // Известия Самарского научного центра РАН. 2012. Т. 14. № 1 (8). С. 2061–2063.

ВЛИЯНИЕ АЗИДА НАТРИЯ НА ГЛУБИННУЮ И НАЗЕМНУЮ МИКРОФЛОРУ ПОЧВЫ

А. Р. Гайфутдинова¹, Л. И. Домрачева^{1,2,3}, Л. В. Кондакова^{2,3}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
gajfutdinova.alina@mail.ru,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

³ *Вятский государственный гуманитарный университет*

В современном мире одной из наиболее острых проблем является экологическая. Для улучшения экологической обстановки необходимо не только не производить вредных соединений, но и безопасным способом уничтожать уже применяемые или находить пути их полезного использования.

Азид натрия – ионное твердое вещество. Токсичен, взрывоопасен при температуре выше температуры плавления. В сухом виде используется при производстве взрывчатых веществ. Для решения проблемы конверсии данного вещества в мирное время пытаются открыть реальные пути его утилизации, безопасные для окружающей среды. Так, 0,1% раствор азиды натрия начали использовать в медицинской и ветеринарной практике для консервации биообъектов вместо высокотоксичного формалина. В последние годы возникла идея

дезинфекции газонов и других городских территорий с помощью азиды натрия против яиц гельминтов (Ашихмин и др., 2007). Имеются сведения о гербицидной активности азиды натрия (Попов и др. 2007, 2010). Для безопасности его применения необходимо провести исследования о характере влияния азиды натрия на почвенную микрофлору.

Целью нашего опыта является установление степени и характера влияния азиды натрия на почвенную микрофлору в глубинных почвенных образцах и наземных разрастаниях.

Опыт проводили в полевых и лабораторных условиях. В полевом опыте поверхность почвы была обработана раствором 0,3% азиды натрия. Через неделю были отобраны почвенные пробы с глубины 0-5 см.

В лабораторном модельном опыте на пленки «цветения» почвы так же вносили 0,3% раствор азиды натрия. Реакция почвенной микрофлоры на внесение исследуемых препаратов изучалась методом прямого микрокопирования почвенной суспензии на мазках.

Результаты полевого опыта по количественному учету микрорастений представлены в таблице 1.

Анализ полученных результатов показывает, что азид натрия по-разному влияет на разные группы фототрофов (табл. 1, 2): незначительно подавляя развитие водорослей, это соединение стимулирует активное размножение цианобактерий (ЦБ) и в глубине почвы, и при её «цветении», что неизбежно приводит к возрастанию общей численности популяций фототрофов.

Таблица 1

Влияние азиды натрия на фототрофные группировки в почве (тыс. кл./г)

Варианты	Численность фототрофов			
	Водоросли		Цианобактерии	Всего
	Зеленые	Диатомовые		
Контроль	270,0±130,0	270,0±125,0	3733,4±602	4273,4±837,0
Азид натрия 0,3%	116,7±40,8	200,0±0,0	76133,3±9415,6	76450,0±9455,8

Таблица 2

Влияние азиды натрия на фототрофные группировки при «цветении» почвы (тыс. кл./г)

Варианты	Численность клеток фототрофов			
	Водоросли		Цианобактерии	Всего
	Зеленые	Диатомовые		
Контроль	820,0±50,0	210,0±40,0	13160,0±1287,0	14190,0±1377,0
Азид натрия 0,3%	800,0±100,0	200,0±35,0	19280,0±2840,0	20280,0±2795,0

Особенно ярко проявляется стимулирующий эффект азиды натрия на развитие ЦБ при сравнении структуры популяций фототрофов в различных вариантах (рис.).

Общая тенденция сводится к преобладанию во всех вариантах в структуре популяций ЦБ. При анализе глубинных проб разница соотношения в структуре популяции более заметна, чем в поверхностных. Так, в глубинном контроле водорослей меньше, чем ЦБ, а при обработке азидом натрия процент содер-

жания водорослей настолько мал, что на диаграмме их практически не видно. В поверхностных пробах соотношение фототрофов в контроле и при обработке азидом различаются незначительно, но все же заметно, что при внесении препарата удельный вес ЦБ возрастает.

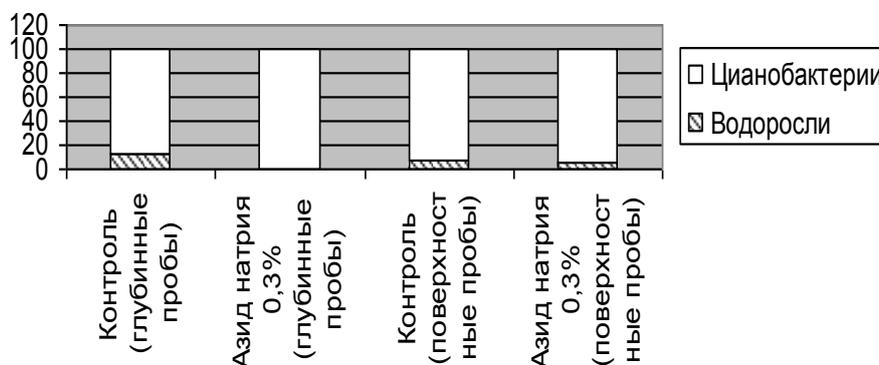


Рис. Влияние азид натрия на структуру фототрофных популяций почвенных микроорганизмов (%)

Таким образом, азид натрия обладает регулирующим действием на состав и численность почвенных водорослей и ЦБ, что, в первую очередь, проявляется в стимуляции размножения ЦБ и в усилении их доминирующей роли в альго-цианобактериальных комплексах в глубине почвы и на ее поверхности.

Литература

Ашихмин С. П., Жданова О. Б., Распутин П. Г., Мартусевич А. К. Применение азид натрия для борьбы с токсокарозом // *Естествознание и гуманизм*. Сб. науч. трудов. Томск, 2007. Т. 4. № 2. С. 44.

Попов Л. Б., Домрачева Л. И. и др. Изучение безопасности азид натрия для высших растений и почвенных микроорганизмов // *Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития*. Матер. Всерос. науч.-практ. конф. Вып. 5. Ч. 1. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2007. С. 128–131.

Попов Л. Б., Домрачева Л. И., Жданова О. Б. Биологическая оценка риска от применения азид натрия при дезинвазии урбаноземов // *Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации*. Материалы 8-й науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2010. С. 114–117.

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА КОМПЛЕКСОВ МИКРОМИЦЕТОВ ГОРОДСКИХ ПОЧВ

Ю. Н. Зыкова¹, Л. И. Домрачева^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия, dil-alga@mail.ru,*

² *Лаборатория Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

Микромицеты – группа микробов, универсальная по своей значимости в почвенных экосистемах. В последние десятилетия исследователи обращают особое внимание не только на вклад грибов в процессы минерализации органического вещества и гумусообразования, но всё более явной становится роль

этих организмов как биоиндикаторов на антропогенное загрязнение почвы (Артамонова, 2002; Киреева и др., 2005; Марфенина, 2005; Домрачева и др., 2012; Терехова, 2012; Широких, 2012). Это обусловлено тем, что под влиянием поллютантов различной химической природы происходят перестройки в микоценозах, которые, в первую очередь, проявляются в изменении видового состава, численности и биомассы грибов. Кроме того, существенно возрастает обилие грибов-токсинообразователей, грибов-оппортунистов и меланинсодержащих микромицетов. Вследствие этого микроскопические грибы становятся постоянными объектами в системе мониторинга окружающей среды.

Цель данной работы – сравнить количественное обилие и структурные особенности комплексов микромицетов различных зон г. Кирова.

Для этого были отобраны почвенные образцы с глубины 0–5 см в промышленной, транспортной, парковой и селитебной зонах г. Кирова, а также образцы «цветущей» почвы из этих же зон. Готовили суспензию для количественного учёта различных групп микроорганизмов. Подсчёт длины грибного мицелия с дифференциацией на окрашенные и неокрашенные формы проводили на мазках под микроскопом в соответствии с общепринятой методикой (Полянская, 1996).

При определении длины мицелия у грибов внутрипочвенных микоценозов установлено, что этот показатель колеблется от 21,1 до 90,0 м/г (табл. 1). Данные значения существенно ниже (на порядок и более), чем длина мицелия в почвах луговых и лесных экосистем, и приближаются к показателям длины мицелия почв агроценозов. Вероятное объяснение – отчуждение отмершей растительной массы в процессе уборки городских территорий. Подобные процессы отчуждения наземной растительной биомассы наблюдаются и в агроценозах при уборке урожая, что резко понижает количество доступных питательных веществ для грибов.

Сравнение полученных результатов по суммарной длине мицелия в почве различных зон города показывает, что наибольшее значение этого показателя (90 м/г почвы) выявлено в парковой зоне (Александровский сад г. Кирова). Минимальные показатели (21–27 м/г) характерны для почв промышленной (район биохимзавода) и транспортной (улица Производственная) зон.

Таблица 1

Количественная характеристика внутрипочвенных группировок грибов

Зона города	Длина мицелия, м/г	Структура популяций микромицетов, %	
		мицелий бесцветный	мицелий окрашенный
Промышленная	21,1±3,8	35,3	64,7
Транспортная	27,4±1,9	32,1	67,9
Парковая	90,0±3,8	66,1	33,9
Селитебная	42,5±2,2	82,7	17,3

Одним из информативных микологических параметров загрязнения почвы признают прогрессирующее возрастание в педоценозах доли меланинсодержащих грибов. Исходя из результатов, приведённых в таблице 1, наличие в структуре популяций микромицетов 65–67% темноокрашенных грибов в почве

промышленной и транспортной зон свидетельствует о высокой степени её загрязнения. В противоположность этому в популяциях почвенных микромицетов парковой и селитебной (юго-западный район города) зон преобладают формы с бесцветным мицелием.

Микроскопические грибы не только являются постоянным компонентом внутрипочвенных микробных группировок, но всегда входят как структурообразующий компонент в состав наземных разрастаний фототрофов при «цветении» почвы. Так, при анализе наземных биоплёнок из различных экотопов было установлено, что закономерности, выявленные для внутрипочвенных группировок микромицетов, в основном, справедливы и для наземных микробных комплексов (табл. 2). В первую очередь, это проявляется в доминировании меланизированных микромицетов при «цветении» почвы в промышленной и транспортной зонах, причём степень их доминирования в наземных комплексах практически такая же, как во внутрипочвенных. В то же время степень доминирования микромицетов с бесцветным мицелием в наземных разрастаниях в парковой и селитебной зонах существенно ниже, чем во внутрипочвенных комплексах (табл. 1 и 2).

Таблица 2

**Количественная характеристика группировок грибов
при «цветении» почвы**

Зона города	Длина мицелия, м/см ²	Структура популяций микромицетов, %	
		мицелий бесцветный	мицелий окрашенный
Промышленная	51,2±2,9	28,1	71,9
Транспортная	36,8±0,7	31,7	68,3
Парковая	21,8±2,2	56,0	44,0
Селитебная	26,6±3,0	57,9	42,1

Доказательством высокой чувствительности почвенных микромицетов к действию поллютантов явилась серия опытов, в ходе которых в почву парковой зоны под посевом газонных трав вносили различные вещества: азид натрия, твёрдые бытовые отходы (ТБО), послеспиртовую зерновую барду. Отбор почвенных образцов на микологический анализ проводили через 4 недели после внесения поллютантов. При снятии опыта было зарегистрировано, что угнетающее действие на развитие мицелия оказывает азид натрия – соединение, которое в настоящее время проходит испытание в качестве фунгицида (Гайфутдинова и др., 2013). При этом происходит существенное изменение структуры грибной популяции в сторону возрастания количества меланизированных форм до 85,3% против 26,7% в контроле (табл. 3). Внесение ТБО и барды послужило, вероятно, дополнительным источником питательных веществ для микромицетов, что привело к увеличению суммарной длины мицелия, особенно существенно при внесении барды. Но, если в случае внесения барды, структура грибных популяций практически такая же, как в контроле, то при внесении ТБО, аналогично внесению азид натрия, наблюдается рост представительства меланизированных микромицетов в грибных комплексах. Возможно, это обусловлено составом ТБО, включающих такие соединения, как полиамиды, поли-

пропилен, поливинилхлорид и др., которые в ходе микробиологической де-струкции в почве могут выделять различные токсичные вещества.

Таблица 3

Влияние различных соединений на структуру почвенных микологических комплексов

Вариант	Длина мицелия, м/г	Структура популяций микромицетов, %	
		мицелий бесцветный	мицелий окрашенный
Контроль	27,5± 0,5	73,3	26,7
Азид натрия 0,3%	18,0± 1,3	14,7	85,3
ТБО	33,6±3,0	36,3	63,7
Барда	40,0±3,5	69,4	30,6

В целом, результаты наших исследований ещё раз подтверждают универсальность использования такого показателя состояния почвенных микоценозов, как структура их популяций по соотношению форм с окрашенным и бесцветным мицелием, для диагностики химического загрязнения почвы.

Литература

Артамонова В. С. Микробиологические особенности антропогенно преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 225 с.

Гайфутдинова А. Р., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Шестакова М. В., Домрачева Л. И. Изменения морфометрических показателей подсолнечника сорта Медвежонок под влиянием различных препаратов при искусственном инфицировании семян // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностики живых систем. Матер. XI Всерос. науч.-практ. конф.-выставки инновационных экологических проектов с междунар. участием. Киров, 2013. С. 132–135.

Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Зыкова Ю. Н., Ефремова В. А. Альго-циано-микологические комплексы городских почв // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 120–169.

Киреева Н. А., Мифтахова А. М., Бакаева М. Д., Водопьянов В. В. Комплексы почвенных микромицетов в условиях техногенеза. Уфа: Гилем, 2005. 360 с.

Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.

Полянская Л. С. Микробная сукцессия в почве: Автореф. дис. ... д.б.н. М., 1996. 96 с.

Терехова В. А. Реакции сообщества микромицетов на стрессовые химические воздействия // Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: Матер. Всерос. молодёж. конф. (Доклады. Лекции. Практические занятия). (г. Киров, 23–25 апреля 2012 г.). Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 4–17.

Широких А. А. Грибы в урбоэкосистемах // Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 104–120.

МУХИ-ЖУРЧАЛКИ (DIPTERA, SYRPHIDAE) г. СЫКТЫВКАРА И ОКРЕСТНОСТЕЙ

С. В. Пестов

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

В последние годы значительно возросло число исследований, посвященных оценке разнообразия энтомофауны в условиях городской среды

(McFrederick, LeBuhn, 2006; Bates et al., 2011; Кулакова, Татаринев, 2012 Geslin et al., 2013). В градиенте урбанизации изменяется уровень разнообразия и структура энтомофауны. Изучение процесса адаптации представляет как теоретический (механизмы адаптации видов и формирование экологической сети), так и практический интерес (биоиндикация антропогенного воздействия). Одной из наиболее разнообразной в экологическом и таксономическом отношении групп двукрылых являются мухи-журчалки (Syrphidae). Первые сведения по фауне журчалок г. Сыктывкара приведены в работе К. Ф. Седых (1974), который указывал 68 видов. Нами сборы журчалок проводились в 2004–2013 гг., кроме этого были определены материалы собранные Е. Н. Габовой в 60–70 годах прошлого века, хранящиеся в музее Института биологии Коми НЦ.

В настоящее время на территории г. Сыктывкара выявлено 142 вида журчалок из 47 родов. Наиболее крупными родами являются *Cheilosia* (21 вид), *Platyscheirus* (8), *Eristalis* (8), *Xylota* (6 видов). По трофической специализации личинок наиболее разнообразной группой являются энтомофаги. Доля их в локальной фауне Сыктывкара (45%) больше чем в целом по средней тайге (рис.). Раньше нами было отмечено, что в фаунах особо охраняемых территорий энтомофаги составляют только 30–35% (Пестов, Юферов, 2009; Пестов, 2011). Личинки журчалок зафиксированы на многих древесных и травянистых растениях, в том числе на березе, липе, бодяке, васильке. В 2010 г. (по сравнению с 2009 г.) отмечено снижение повреждаемости растений тлями, связанное с возрастанием активности хищников: божьих коровок, златоглазок и мух журчалок (наиболее многочисленными из них были *Syrphus ribesii* (L.) и *Sphaerophoria scripta* (L.)).

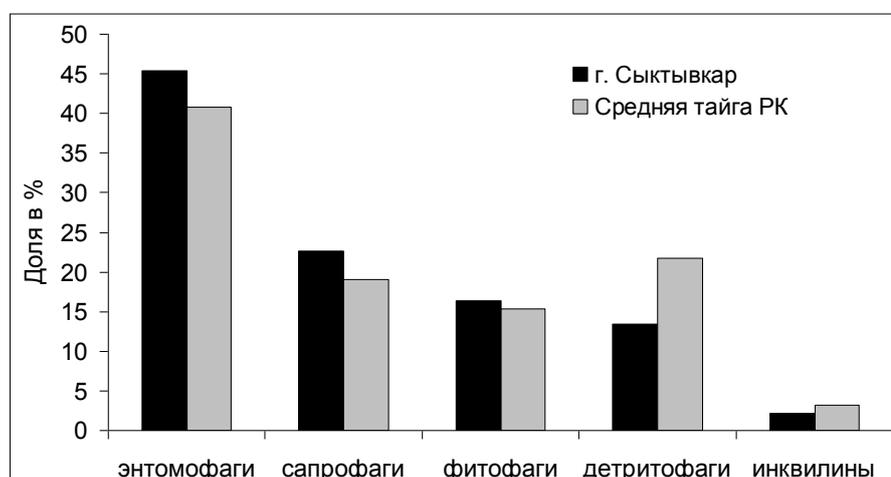


Рис. Сравнение структуры трофических групп журчалок г. Сыктывкара и средней тайги Республики Коми

В условиях города наиболее активно посещаемыми журчалками рудеральными растениями являются борщевик Сосновского, бодяк разнолистный, василек фригийский и одуванчик лекарственный. Из древесных растений наиболее привлекательными являются липа и шиповник. С представителями зонтичных связаны виды *Brachyopa panzeri* Goffe, *Cheilosia illustrata* (Harris), *Ischyrosyrphus glaucius* (L.), *I. laternarius* (Müll.), *Volucella pellucens* (L.). На цвететях сложноцветных встречаются *Eupeodes corollae* (F.), *Sphaerophoria*

scripta (L.), *Sph. interrupta* (F.), *Syrphus ribesii* (L.), *S. torvus* Osten-Sacken, *S. vitripennis* Mg., *Helophilus affinis* Wahlberg. Ивы посещаются *Parasyrphus macularis* (Ztt.), *Platycheirus clypeatus* (Mg.), *P. peltatus* (Mg.).

В местообитаниях центральной части города наиболее многочисленными видами были *Dasysyrphus lunulatus* (Mg.), *D. tricinctus* (Fallén, 1817), *Episyrphus balteatus* (DG), *Eristalis arbustorum* (L.), *E. tenax* (L.), *E. vitripennis* Strobl, *Eumerus ruficornis* Mg., *E. strigatus* (Fl.), *Helophilus affinis* Wahl., *H. lineatus* (F.), *H. pendulus* (L.), *Eupeodes corollae* (F.), *Parasyrphus nigritarsis* (Ztt.), *Sphaerophoria scripta* (L.), *Syrirta pipiens* (L.), *Syrphus ribesii* (L.), *S. torvus* Osten-Sacken 1875, *S. vitripennis* Mg.

В зеленой зоне, в крупных парковых насаждениях, городских лесах встречаются *Brachyopa panzeri* Goffe 1945, *Caliprobola speciosa* (Rossi), *Chalcosyrphus femoratus* (Linnaeus 1758), *Ch. rufipes* (Lw.), *Criorhina asilica* (Fl.), *Doros conopseus* (F.), *Eristalis anthophorina* (Fl.), *E. oestracea* (L.), *Hammerschmidia ferruginea* (Fl.), *Mallota megiliformis* (Fl.), *Orthoneura nobilis* (Fl.), *Sphecomyia vespiformis* (Gorski), *Spilomyia diophthalma* (L.), *Temnostoma angustistriatum* Krivosheina, *T. apiforme* (F.), *T. sericomylaeforme* (Portschinsky), *T. vespiforme* (L.), *Volucella inanis* (L.), *Xylota meigeniana* Stackelberg 1964, *X. sylvorum* (L.).

По результатам анализа ареалов, журчалки г. Сыктывкара 20 ареалогическим группам. Наиболее многочисленной является трансевразийская температурная группа. Многие виды журчалок являются широко распространенными в умеренной зоне Евразии насчитывающая 51 вид (35%). К голарктической температурной группе относится 28 видов (19%). В транспалеарктическую полизональную группу входят 16 видов (11%). Остальные группы представлены менее пяти видами.

Литература

Кулакова О. И., Татаринов А. Г. Чешуекрылые урбанизированных ландшафтов Европейского Северо-Востока России (на примере дневных бабочек г. Сыктывкара) // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем. Сб. материалов X Всерос. науч.-практ. конф. с международным участием в 2 частях. Книга 1. Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 151–152.

Пестов С. В. Материалы по фауне мух-журчалок (Diptera, Syrphidae) заказника «Донты» (Республика Коми) // Современное состояние и перспективы развития особо охраняемых территорий европейского Севера и Урала: Матер. докл. Всерос. конф. Сыктывкар, 2011. С. 81–85.

Пестов С. В., Юферев Г. И. К познанию фауны мух журчалок (Diptera, Syrphidae) заповедника «Нургуш» // Научные исследования как основа охраны природных комплексов заповедников и заказников. Матер. Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2009. С. 112–116.

Седых К. Ф. Животный мир Коми АССР. Беспозвоночные. Сыктывкар, 1974. 188 с.

Bates A. J., Sadler J. P., Fairbrass A. J., Falk S. J., Hale J. D., Matthews T.J. Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient // PLOS ONE, 2011. Vol. 6, Iss.8. e23459. doi: 10.1371/journal.pone.0023459

Geslin B., Gauzens B., Thébault E., Dajoz I. Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation // PLOS ONE, 2013. Vol. 8. Iss.5. e63421. doi:10.1371/journal.pone.0063421

McFrederick Q. S., LeBuhn G. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? // Biological conservation, 2006. Vol. 129. P. 372–382.

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РАЗЛИЧНЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ В ЕЛЬНИКАХ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Н. А. Артемкина, Т. Т. Горбачева

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,
artemkina@inep.ksc.ru, gorbacheva@inep.ksc.ru*

Значительным антропогенным фактором, влияющим на условия произрастания растений в центральной части Мурманской области, является воздушное промышленное загрязнение, связанное с деятельностью Мончегорской площадки Кольской ГМК ОАО «Норильский никель» (г. Мончегорск (67°51'N 32°48'E)). Промышленные выбросы (Ni, Cu, SO₂) служат одной из главных причин повреждения лесов. Для лучшего понимания возможных механизмов адаптации лесных сообществ, испытывающих техногенные воздействия, необходимо комплексное изучение реакций растений-доминантов.

Увеличение уровня аэротехногенной нагрузки влияет на биохимический состав и физиологическое состояние растений. В связи с широким распространением в растительном мире и хорошо известной защитной функцией фенольные соединения являются одними из наиболее изучаемых вторичных метаболитов. Известно, что накопление фенолов является механизмом защиты от окислительного повреждения фотосинтетического аппарата в неблагоприятных условиях, в том числе, и в условиях загрязнения тяжелыми металлами (Sakihama et al., 2002).

Данная работа является продолжением целого ряда исследований (Loronen et al., 2001; Лукина и др., 2005; Фуксман и др., 2001; Артемкина, 2010), посвященных изучению роли фенольных соединений в формировании адаптивных возможностей древесного яруса и травяно-кустарничкового яруса растительности северотаежных лесов Кольского полуострова в условиях аэротехногенного загрязнения выбросами горно-металлургического комбината «Североникель» (г. Мончегорск). В экспериментах было показано увеличение содержания суммы фенольных соединений (реакция с п-нитроанилином) в хвое *Pinus sylvestris* L. (Фуксман и др., 2001) и *Picea obovata* L. (Лукина и др., 2005) на загрязнённых территориях по сравнению с фоновыми площадками, причем наиболее отчетливо такие закономерности проявлялись в хвое старших возрастов. В листьях *Betula pubescens* Ehrh. также определили повышение концентрации общих фенолов при приближении к источнику загрязнения, т.е. к комбинату «Североникель», однако более достоверное накопление было найдено для группы производных галловой кислоты и индивидуального соединения – катехина (Loronen et al., 2001).

Целью данной работы являлось изучение особенностей изменения химического состава пяти видов растений, отобранных на разных стадиях деградации еловых лесов, вызванной воздушным промышленным загрязнением. Осо-

бое внимание уделялось динамике содержания лигнина, а также фенольных соединений (ФС).

Объектом исследований послужили многолетние хвоя/листья следующих растений: *Picea obovata* L., *Betula pubescens* Ehrh., *Vaccinium vitis-idaea* L., *Vaccinium myrtillus* L., *Empetrum hermaphroditum* Hager., произрастающих в ельниках Кольского полуострова на разных стадиях их техногенной трансформации, обусловленных различным уровнем промышленного воздушного загрязнения выбросами медно-никелевого комбината «Североникель». Расположение объектов исследования на территории Кольского полуострова: фоновая территория (200 км от медно-никелевого комбината «Североникель» (67°29'N 32°12'E)), дефолирующие леса (30 км (67°38'N 32°41'E)) и техногенное редколесье (7 км (67°51'N и 32°47'E)).

Образцы были собраны в октябре 1996 года. Измельченное сырье экстрагировали 80%-ным этанолом. Для удаления сопутствующих веществ (смолы, воска, пигментов и др.), мешающих анализу, этанольный экстракт обрабатывали гексаном. Количественное определение суммы фенольных соединений в образцах проводили фотоколориметрическим методом с реактивом Фолина-Чокальтеу (Sigma) на фотометре КФК-3 (730 нм) (Swain, Hillis, 1959). Расчет количества фенольных соединений производили по калибровочным графикам, построенным по кверцетину. Содержание лигнина определяли путем обработки пробы 72%-ной серной кислотой, после предварительного кипячения в растворе цетилтриметиламмония бромиде (10 грамм ЦТАБ в 1 л 0,5 М H₂SO₄) (Rowland, Roberts, 1994). Общее содержание С и N определяли по методам Тюрина и Къельдаля соответственно.

Сравнительная характеристика содержания различных химических элементов в доминирующих растениях ельников представлена на рисунке. Определили, что уровень содержания ФС в многолетних органах растений следующий: листья *V. vitis-idaea* L. (94,5–113,0 мг/г) > листья *V. myrtillus* L. (72,0–99,3 мг/г) > хвоя *P. obovata* L. (67,7–85,3 мг/г) > листья *B. pubescens* Ehrh (23,8–46,5 мг/г) > листья *E. hermaphroditum* Hager. (13,0–17,8 мг/г). Таким образом, максимальное содержание ФС характерно для растений рода *Vaccinium*, а минимальное для *E. hermaphroditum*. В хвое *P. obovata* и листьях *V. myrtillus* происходит накопление фенольных соединений на загрязненных территориях по сравнению с фоном, а в листьях остальных растений, наоборот, отмечено снижение этого показателя.

По содержанию лигнина в различных растениях можно предложить следующий ряд: листья *E. hermaphroditum* Hager. (36,4–42,0%) > листья *B. pubescens* Ehrh (18,7–33,1%) > листья *V. myrtillus* L. (11,1–27,9%) > хвоя *P. obovata* L. (15,7–18,4%) > листья *V. vitis-idaea* L. (11,7–15,7%). При приближении к источнику загрязнения отмечено накопление лигнина в исходных образцах листьев *B. pubescens* Ehrh, *V. myrtillus* L. и *E. hermaphroditum* Hager. и снижение его содержания в листьях *V. vitis-idaea* L. В хвое *P. obovata* L. определённых тенденций в изменении количества лигнина в зависимости от интенсивности загрязнения не выявлено.

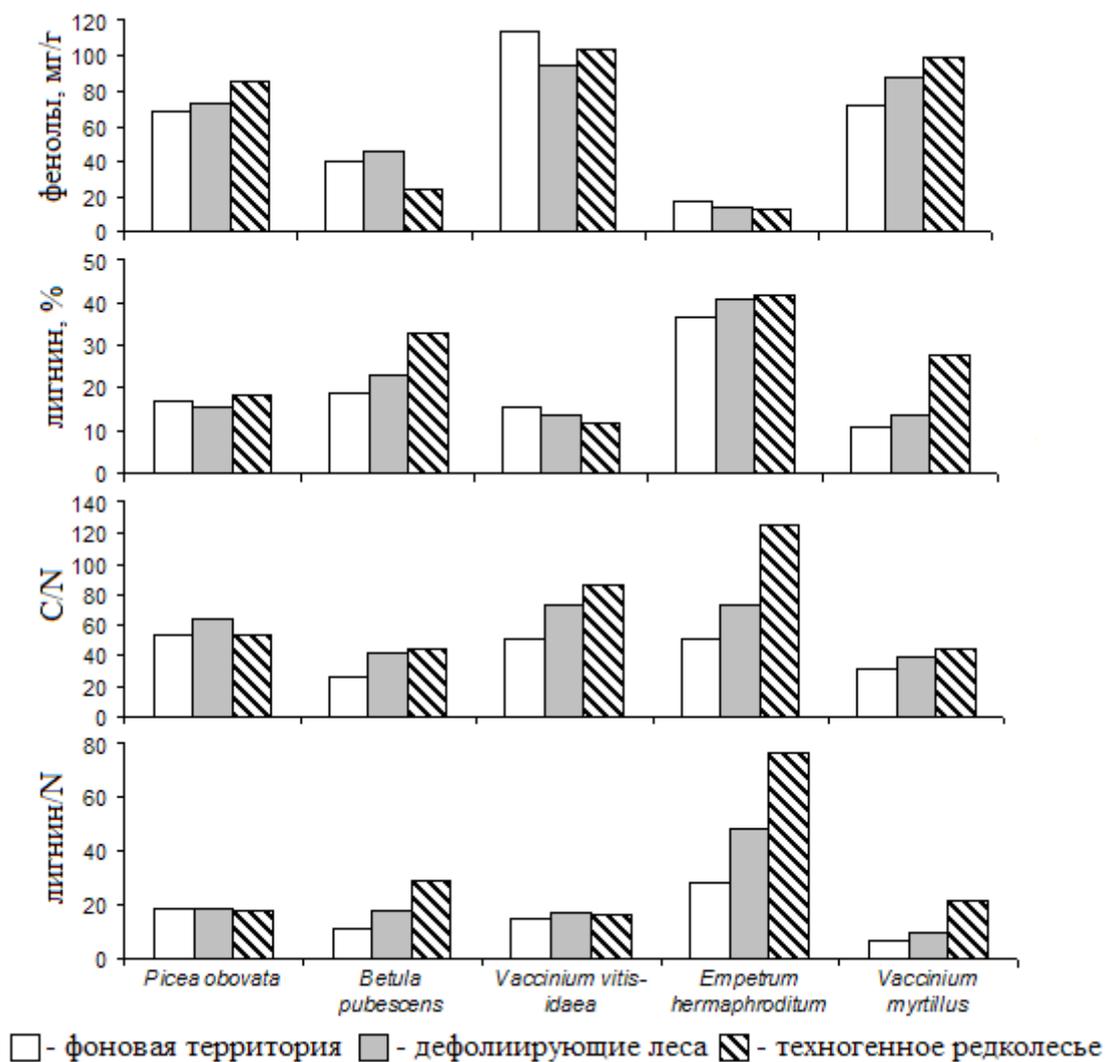


Рис. Особенности химического состава различных видов растений в условиях антропогенного загрязнения

Показатели C/N и лигнин/N исследуемых нами видов растений могут выступать как индикаторы динамики азота в процессах трансформации и формирования органического вещества почвы. В более ранних исследованиях была установлена существенная отрицательная корреляционная зависимость ($r = -0,66$; $P < 0,001$) между начальным соотношением лигнин/N в опаде растений, произрастающих в Европе, и скоростью разложения этого опада.

Наибольшие значения показателя C/N свойственны *E. hermaphroditum* и *V. vitis-idaea*, а наименьшие *B. pubescens* и *V. myrtillus*. С увеличением уровня техногенной нагрузки происходит увеличение показателя C/N во всех видах исследуемых растений, за исключением *P. obovata*.

Листья *E. hermaphroditum* характеризуются максимальными показателями лигнин/N, для остальных видов растений отношение лигнин/N находится примерно на одном уровне. При приближении к источнику загрязнения отношение лигнин/N повышается в листьях *B. pubescens*, *V. myrtillus* и *E. hermaphroditum*. В хвое *P. obovata* и листьях *V. vitis-idaea* значения показателя лигнин/N остаются постоянными.

Приведенные материалы свидетельствуют о том, что реакция на промышленное загрязнение в значительной степени зависит от вида растения. Одни виды растений адаптируются к повышенным антропогенным нагрузкам за счет повышения концентраций фенольных соединений и/или лигнина, другие, наоборот снижают содержание этих веществ. Показатели C/N и лигнин/N при приближении к источнику загрязнения увеличиваются в большинстве исследованных нами видов растений, что будет существенно влиять в дальнейшем на процессы трансформации и формирования органического вещества почвы. Рост отношений C/N и лигнин/N в многолетних хвое/листьях растений на загрязненных территориях может привести к уменьшению скорости разложения этого опада, что, в свою очередь, скажется на функционировании экосистемы (например: замедление биогеохимических циклов элементов питания).

Работа поддержана грантом Программы фундаментальных исследований Президиума РАН «Живая природа: современное состояние и проблемы развития» (подпрограмма «Динамика лесных экосистем») и грантом РФФИ 13-04-01644а.

Литература

Артемкина Н. А. Содержание фенольных соединений в *V. vitis-idaea* L. сосновых лесов Кольского полуострова // Химия растительного сырья. 2010. № 3. С. 153–160.

Лукина Н. В., Сухарева Т. А., Исаева Л. Г. Техногенные дигрессии и восстановительные сукцессии в северотаёжных лесах / Отв. ред. Л. О. Карпачевский. М.: Наука, 2005. 245 с.

Фуксман И. Л., Исидоров В. А., Житкова Е. А., Крутов В. И. Содержание серы, тяжелых металлов и фенольных соединений в хвое *Pinus sylvestris* L. в условиях техногенного загрязнения и фенольных соединений при поражении деревьев грибными болезнями // Растительные ресурсы. 2001. Т. 37. Вып. 2. С. 13–23.

Loponen J., Lempa K., Ossipov V., Kozlov M.V., Girs A., Hangasmaa K., Haukioja E., Pihlaja K. Patterns in content of phenolic compounds in leaves of mountain birches along a strong pollution gradient // *Chemosphere*. 2001. V. 45. № 3. P. 291–301.

Rowland A. P., Roberts J. D. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods // *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 1994. V. 25. № 3–4. P. 269–277.

Sakihama Y., Cohen M. F., Grace S. C., Yamasaki H. Plant phenolic antioxidant and prooxidant activities: phenolics-induced oxidative damage mediated by metals in plants // *Toxicology*. 2002. V. 177. № 1. P. 67–80.

Swain J., Hillis W.E. The phenolic constituents of *Prunus domestica*. I. The quantitative analysis of phenolic constituents // *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 1959. V. 10. № 1. P. 63–68.

РЕГУЛЯЦИЯ СОДЕРЖАНИЯ СЕЛЕНА В ЯРОВОМ ЯЧМЕНЕ

А. П. Долгодворова

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
emildelfin@mail.ru*

Микроэлементы оказывают существенное влияние на состояние и здоровье человека и животных. В последние десятилетия появились многочисленные данные о важной роли селена. Показано, что прогрессирующий дефицит данно-

го элемента в растительных кормах и пище человека во многих странах мира и отдельных регионах России является одной из причин нескольких десятков тяжелых заболеваний, включая сердечно-сосудистые, онкологические, иммунодефицитные, болезнь Кашина-Бека и др. (Битюцкий, 2010; Вихрева, 2011; Голубкина, Папазян, 2005; Постников, Илларионова, 1991). Основная биологическая роль определяется тем, что селен входит в состав специфических селен-протеинов: глутатионпероксидазы, селенопротеина Р, 5-йодотирониндейодиназы, тиоредоксинредуктазы, тиреоиддейодиназы, селенопротеины Р, W, Т, М а, следовательно, он отвечает за каталитическую реакцию распада перекиси водорода в клетке, нейтрализует токсическое действие тяжелых металлов (свинца и ртути), поддерживает окислительно-восстановительный гомеостаз в клетке, влияет на обмен йода (Лябушева, 2004).

Содержание селена в зерне российской пшеницы колеблется в пределах от 10 до 240 мкг/кг (Golubkina, 2007). Результаты наших работ свидетельствуют о том, что в зерне ярового ячменя, выращенной в Подмосковье, содержание селена соответствует – 50 мкг/кг. Для оптимального потребления (суточная норма селена по данным ВОЗ для взрослого мужчины составляет 40 мкг/кг, а для женщины – 30 мкг/кг) этот уровень должен составлять 200–600 мкг/кг (Golubkina, 2007).

В работах Н. А. Голубкиной, посвященных состоянию обеспеченности территорий селеном, отмечено, что к глубоким селенодефицитным провинциям относятся не только Читинская область, Иркутская, Бурятия, Северозападные регионы Российской Федерации, включая Мурманскую, Ленинградскую, Архангельскую область, но и Новгородская, Вологодская, Ярославская, Ивановская, Тверская и Московская области, а также страны Балтии (Ермаков, 2001; Голубкина, Папазян, 2005). В настоящее время идет активный поиск решения проблемы дефицита селена. В современном сельском хозяйстве актуальными являются вопросы, связанные с применением селен-содержащих удобрений: поиск оптимальных концентраций, доз внесения, форм удобрений в зависимости от вида растения и типа почвы. Целью данной работы явилось определение роли плодородия почвы и концентрации селенового удобрения в регуляции накопления селена в зерне ярового ячменя сорта Раушан (*Hordeum vulgare* L).

Исследования проводили в условиях вегетационного и полевого опыта. В обоих случаях была использована дерново-подзолистая почва, яровой ячмень сорта Раушан. Варианты вегетационного опыта были следующими: NPK (в дозе 0,1 г д.в./кг), NPK + 0,01%Se, NPK + 0,05%Se, 2NPK (в дозе 0,2 г д.в./кг), 2NPK + 0,01%Se, 2NPK + 0,05%Se. Полевой опыт проводился на опытном участке Солнечногорского района Московской обл. Варианты полевого опыта: контроль, контроль+0,01% Se, контроль+0,05% Se. Селен вносили фолиарно в фазу кущения в двух концентрациях: 0,01% и 0,05%. Растительные образцы анализировали общепринятыми агрохимическими методами (Практикум ..., 2001). Для оценки содержания селена в почвах и растениях использовали модифицированный метод флуорометрического анализа (МУК 4.033.11.95).

Влияние селена прослеживается на изменении массы генеративной части растений ячменя, а также на содержании азота в зерне и его выносе (табл. 1). Все это указывает на роль селена в азотном обмене растительной клетки.

Таблица 1

Результаты вегетационного опыта на яровом ячмене сорта Раушан (*Hordeum vulgare* L.) в зависимости от обработки селеном на разных фонах NPK (усреднённые данные из расчета на сосуд)

Вариант	Масса соломы, г	%	Масса зерна, г	%	Азот, %	Вынос азота, г	Селен, мкг/кг	Вынос селена, мкг
NPK	8,4	100	6,2	100	2,41	0,15	89,5	0,55
NPK+0,01%Se	8,8	105	5,9	95	2,74	0,16	1156,5	6,82
NPK+0,05%Se	7,6	86	6	102	2,74	0,16	4011,5	24,07
HCP _{0,10}	1,96		0,98					
2 NPK	11,6	100	3,1	100	2,31	0,07	196,5	0,61
2NPK+0,01%Se	10,3	89	3,6	116	3,78	0,14	939,5	3,38
2NPK+0,05%Se	8,6*	74	4,3*	139	3,88	0,17	4091	17,59
HCP _{0,10}	1,72		0,83					

В ходе вегетационного опыта установлено влияние разных концентраций селена на урожай ячменя в зависимости от уровня элементов минерального питания в почве.

Замечено, что избыток азота активно используется вегетативной частью растения, подавляя формирование генеративных органов. Поэтому наливание и созревание зерна на фоне 2NPK наступило позже. Данные свидетельствуют о высоком проценте подгона на фоне 2NPK (50 – 60%), тогда как на фоне NPK масса подгона от общей массы составляет 20%. Однако, при обработке селеном, происходит снижение этого показателя в опытных вариантах на фоне 2NPK. Соотношение массы колосьев и соломы также выравнивается при обработке селеном и стремится к 1:1 (рис.).

Стимулирующее действие селена на массу колосьев и зерна установлено именно в условиях высокой обеспеченности элементами минерального питания почвы (или в условиях отклонения от оптимума), причем применение более высоких доз селена ведет к более выраженному положительному эффекту - масса зерна повышается на 39% (с 3,1 до 4,3 г).

Показатель содержания селена в зерне при обработке селеном обеих концентраций превышает МДУ (максимально допустимый уровень, для ячменя он составляет 800 мкг/кг), однако при 0,01%Se он существенно ниже, чем при концентрации 0,05% (в 4 раза), приближаясь к МДУ.

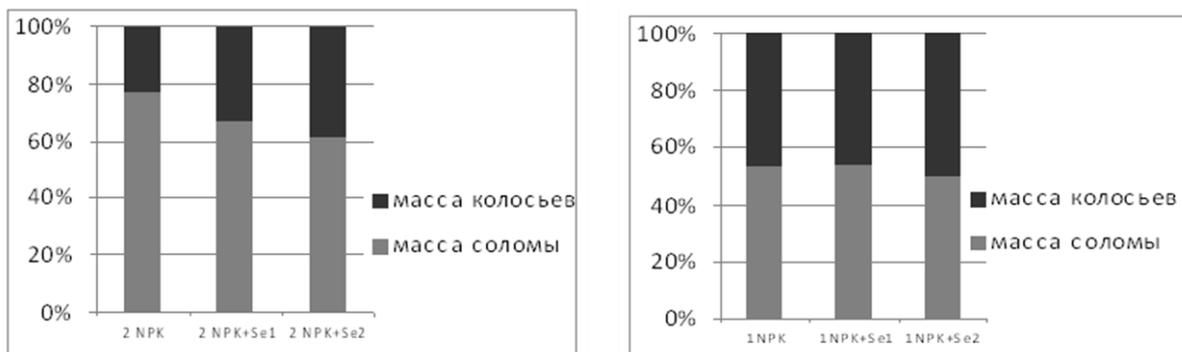


Рис. Соотношение массы соломы к массе колосьев на разных уровнях обеспеченности элементами питания при обработке селеном

Результаты полевого опыта, проведенного во второй год на яровом ячмене, свидетельствуют о положительном действии некорневой подкормки ярового ячменя селенитом натрия: увеличилась масса зерна почти в два раза при 0,05% Se (табл. 2). Применение селена в концентрации 0,05% привело к увеличению массы 1000 зерен на 8%.

Таблица 2

Результаты полевого опыта на яровом ячмене сорта Раушан (*Hordeum vulgare* L.) в зависимости от обработки селеном (усреднённые данные из расчета на 25 растений)

Вариант	Масса зерна, г	%	Азот, %	Вынос азота, г	Селен, мкг/кг	Вынос селена, мкг
контроль	12,5	100	2,29	0,29	53,4	2,6
контроль+0,01%Se	15,6	125	1,95	0,3	207,5	8,3
контроль+0,05%Se	22,5	180	2,24	0,5	730	16,4
НСП _{0,05}	6,06					

Низкое содержание селена в контрольном образце может говорить о дефиците данного элемента в почве. При фолитарной обработке это содержание возрастает до оптимальной дозы, не превышая МДУ. Это свидетельствует о том, что концентрация селена 0,01% и 0,05% в виде селенита натрия, применяемого фолитарно, может быть рекомендована для насыщения ярового ячменя селеном.

Литература

Ermakov V. V. Problems of extremal geochemical ecology and biogeochemical study of the biosphere // Biogeochemistry and Geochemical Ecology. М.:Publ. GUN NPC TMG MZ RF, 2001. P. 98–144.

Golubkina N. A.: Selenium Accumulation by Cereals in Russia // RUSSIAN AGRICULTURAL SCIENCES. 2007. Vol. 33. №. 5. P. 288–291.

Битюцкий Н. П.: Микроэлементы высших растений. 2010. С. 61–75.

Вихрева В. А.: Эколого-агрохимические аспекты применения селена под зерновые культуры и козлятник на черноземах лесостепи среднего Поволжья: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук Владимир, 2011.

Голубкина Н. А., Папазян Т. Т. Селен в России: растения, животные, человек. М., 2005.

Лябушева О. А. Накопление элементов (В, Мо, Se, Zn) клетками цианобактерий: Дис. ... канд. биол. наук. М., 2004.

Постников А. В., Илларионова Э. С.: Новое в использовании селена в земледелии: обзорная информация. М., 1991.

Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. 2001. 1989. 687 с.

ОСОБЕННОСТИ МОНИТОРИНГА ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РАЙОНОВ УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ ПРИ СОВМЕСТНОМ ПРИСУТСТВИИ С МЕТИЛФОСФОНАТАМИ

О. М. Плотникова, А. Н. Пупкова

Курганский государственный университет, plotnikom@yandex.ru

Проблема химического загрязнения и деградации почв является актуальной в настоящее время. В наиболее населенных и промышленно развитых районах поступление многих химических элементов в почву превышает их естественное содержание в гумусовом слое в тысячи раз.

В последнее десятилетие особенно актуальным является загрязнение почв фосфорсодержащими пестицидами (Мельников, 1987), в том числе, гербицидами на основе глифосата – N-фосфонометилглицина (Балеста, 1987), структурным звеном которого является метилфосфоновая кислота (МФК). МФК не является токсичным соединением и относится к 3 классу опасности. Относительная допустимая концентрация (ОДК) МФК в почве составляет 0,22 мг/кг. МФК в силу своих особых свойств как фосфорорганическое соединение может оказывать непосредственное влияние на живые организмы (Плотникова, 2011), а как двухосновная кислота – на содержание тяжелых металлов в почве за счет изменения растворимости и подвижности ионов в почве.

Целью данной работы было изучение содержания марганца, цинка и меди в почве при совместном присутствии с метилфосфоновой кислотой.

В связи с тем, что источником возможного загрязнения почв метилфосфонатами потенциально может быть объект по уничтожению химического оружия в г. Щучье Курганской области, почва для исследований была взята из района расположения данного объекта. Отбор проб производили согласно ГОСТ 28168-89. Водородный показатель (рН) почвенного раствора определяли по общепринятой методике (ГОСТ 26483-85). Валовое количество металлов определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа («Спектроскан-Макс»). Определение подвижных форм ионов металлов проводили фотометрическим методом для соединений марганца и меди по методу Пейве и Ринькиса, для соединений цинка по методу Крупского и Александровой (в модификации ЦИ-НАО, ГОСТ 50682-94, 50684-94, 50686-94).

Наиболее распространенным видом почв в районе объекта является лугово-черноземная солонцеватая среднесуглинистого механического состава с рН водной вытяжки менее 5,5 и содержанием металлов согласно таблице 1.

**Содержание металлов в исходной почве
(луговато-черноземная солонцеватая)**

Исследуемый показатель	Марганец	Цинк	Медь
Валовое содержание, мг/кг	1200	75	47
Содержание подвижных форм, мг/кг	140	21	16

Эксперимент был поставлен с образцами почв с концентрациями марганца, цинка и меди – 1; 1,5 и 3 ПДК валового содержания металлов и 3 концентрациями МФК – 0,1; 0,5 и 1 ОДК (0,022; 0,11 и 0,22 мг/кг). ПДК валового содержания для марганца составляет 1500 мг/кг; для цинка и меди в зависимости от вида и pH почвы соответственно – для кислых суглинистых почв с pH<5,5–110 и 66 мг/кг, для близких к нейтральным – 220 и 132 мг/кг. Для обработки результатов использовали одномерный дисперсионный анализ с применением коэффициента Стьюдента.

Водородный показатель для исследуемых образцов почв без МФК и с содержанием 0,1 ОДК был равен 5,2–5,3, а в присутствии 0,5–1,0 ОДК МФК колебался в пределах 5,1–5,2 единиц. Таким образом, в почве с валовым содержанием марганца, цинка и меди 1–3 ПДК водородный показатель практически не зависел от концентрации МФК и был равен 5,1–5,3 единиц.

При анализе полученных экспериментальных данных по изучению влияния содержания МФК в почве в пределах 0,1–1 ОДК на концентрацию подвижных форм марганца, цинка и меди были выявлены некоторые закономерности. Так, было показано, что присутствие в почве МФК с концентрацией 0,1 и 0,5 ОДК не влияло на содержание подвижных форм марганца, цинка и меди. Концентрация МФК в почве в пределах 1 ОДК снижала количество подвижных форм исследуемых металлов (табл. 2). Например, для марганца уменьшение содержания количества подвижных форм составило при содержании их в почве в концентрации 1 ПДК – 40 мг/кг, при содержании в концентрации 1,5 и 3 ПДК – 60 мг/кг, что соответствовало снижению концентрации на 6,7–9,3 мг/кг от контроля. Для цинка наибольшее снижение количества подвижных форм в почве наблюдалось также при 1,5 ОДК МФК – на 17,1% (7 мг/кг), а для меди достаточно значительное снижение подвижных форм происходило при всех ПДК – от 16,5% до 22,9% (табл. 2).

Таблица 2

**Снижение содержания подвижных форм марганца, цинка и меди
(в мг/кг и в % относительно контроля) в почве (pH=5,1–5,3),
содержащей 1,0 ОДК метилфосфоновой кислоты**

Снижение подвижных форм	доли ПДК марганца			доли ПДК цинка			доли ПДК меди		
	1,0	1,5	3	1,0	1,5	3	1,0	1,5	3
в мг/кг	40	60	60	6	7	12	5	11	17
в %	6,7	9,3	8,8	11,4	17,1	13,5	16,5	19,2	22,9

Таким образом, содержание МФК в пределах 0,1–1,0 ОДК не влияло на водородный показатель солевой вытяжки луговато-черноземных солонцеватых

почв. Содержание МФК в почве ниже 0,5 ОДК не оказывало влияния на количество подвижных форм марганца, цинка и меди; МФК в концентрации 1 ОДК при совместном присутствии в почве с подвижными формами марганца, цинка и меди приводила к снижению их концентрации.

Литература

- Балеста П. С., Промоненков В. К., Мاستрюкова Т. А. Гербицидные свойства фосфор-содержащих аминокислот. Черкассы, 1987. 45 с.
- Мельников Н. Н. Пестициды. Химия, технология, применение. М.: Химия, 1987. 711 с.
- Плотникова О. М., Корепин А. М., Матвеев Н. Н., Лунева С. Н. Биохимические показатели крови в оценке влияния метилфосфоната на лабораторных мышей в долговременном эксперименте // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 65–70.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ СВИНЦОМ И КАДМИЕМ ДРЕВЕСНО-КУСТАРНИКОВОЙ И ТРАВЯНИСТОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ, ПРОИЗРАСТАЮЩЕЙ НА СЕЛИТЕБНЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Е. К. Еськов, М. Д. Еськова, И. В. Выродов

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

Свинец и кадмий наряду с другими поллютантами поступает в окружающую среду из природных источников (вулканическая деятельность, выветривание горных пород, эрозия почв и т.п.), а также в процессе антропогенной деятельности (добыча и переработка полезных ископаемых, сжигание топлива, применения минеральных удобрений и др.). Прогрессивно возрастающее загрязнение свинцом и кадмием селитебных территорий сопряжено с бурным увеличением автотранспорта, что отражается на загрязнении этими элементами культурной и дикой растительности (Еськов и др., 2012).

В растения свинец попадает из почвы, воды и атмосферы, в организм животных – с пищей, водой и пылью. Разные виды растений различаются по аккумуляции свинца. При содержании в почве около 8 мг/кг свинца бобовые накапливают в сухом веществе до 0,5 мг/кг этого элемента, а листья репы и кабачки – соответственно до 16 и 24 мг/кг. Пороговая концентрация свинца в почве, подавляющая развитие травянистой растительности находится на уровне 0,4 г/кг, древесной – 1,6 г/кг (Царева, Персикова, 2008). Порог токсичности свинца для человека находится на уровне 1 мг/сутки (Скальный, 2004).

В задачу настоящего исследования входило изучение содержания свинца и кадмия в растениях, произрастающих на селитебных территориях. При этом проанализировано накопление указанных элементов на поверхности растений в зависимости от удаленности от автомагистралей.

Содержание свинца и кадмия в растительных объектах определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Для этого использовали спектрометр КВАНТ–Z. ЭТА с электротермической атомизацией. Полную минерализацию проб проводили в герметически закрытых реактивных камерах анали-

тического автоклава (МКП-04) смесью азотной кислоты и пероксида водорода в соответствии с МУК 4.1.985-00 и МИ 2221-92.

Обнаружена высокая вариабельность видовой и сезонной изменчивости загрязнения древесно-кустарниковой растительности, произрастающих в сходных условиях. Среди растений, выделяющих нектар, пыльцу или смолы, используемые для преобразования пчелами в прополис, относительно низким содержанием кадмия отличалась бузина, сосна и желтая акация. В рябине содержание этого элемента составляло около половины предельно допустимой нормы для кормов сельскохозяйственных животных.

Предельной нормы содержание кадмия достигало в иве, а в осине превосходило ее. Свинец имел сравнительно высокую концентрацию в желтой акации, превосходя примерно в 1,5 раза его предельно допустимый уровень. Наименьшим содержанием свинца отличалась ива. Но содержание кадмия было особенно высоким в иве и осине. Содержание цинка было особенно высоким в иве (табл. 1).

Таблица 1

Содержание элементов в весенних побегах растений

Образец	Hg, мкг/кг	Pb, мг/кг	Cd, мг/кг	Zn, мг/кг
Осина (ветвь)	0,48±0,12	0,32±0,02	0,35±0,04	41,60±0,32
Сосна (ветвь)	0,97±0,05	0,36±0,02	0,02±0,01	28,12±0,76
Ива (ветвь)	1,40±0,43	0,21±0,01	0,13±0,01	193,2±6,2
Ива (листья)	0,69±0,08	0,73±0,07	0,27±0,02	281,0±24,9
Рябина (листья)	1,50±0,30	1,62±0,01	0,12±0,01	36,37±1,96
Допустимое содержание в сухом веществе растений*	–	5–10	0,05–0,2	27–150

* А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас (2003).

Поверхностное и тканевое загрязнение растений изучали на дикорастущем лекарственном одуванчике (*Taraxacum officinale* Wigg.). Разные органы растений отбирали в период их цветения на расстоянии от 5 до 5000 м от загруженной автомагистрали. В дневное время в течение часа по трассе проезжало в среднем 252 легковых и 434 грузовых автомобиля, ночью – в 6–11 раз меньше. Скорость движения автомобилей в основном не выходила за пределы 40–90 км/ч.

Установлено, что загрязнение растений свинцом и кадмием зависело от расстояния до автотрассы. Процентная доля свинца, накапливаемого на поверхности листьев одуванчика, от общего его количества аккумулируемого этими органами на расстояниях 5, 20, 500, 1000 и 10000 м равнялась соответственно 54,6; 60,8; 39,1; 29,2 и 22,4%, а кадмия – 51,1; 50,9; 34,6; 21,8 и 18,4%.

Цветки имели сходную с листьями динамику поверхностного накопления изучаемых элементов в зависимости от расстояния до трассы. Доля свинца на поверхности цветков от общего количества поглощенного ими элемента в 5–20 м от трассы варьировала в пределах 63–64%. С увеличением расстояния от трассы до 500, 1000 и 10000 м этот показатель уменьшался соответственно до

43,4; 26,3 и 12,2%. Поверхностное накопление кадмия в 5–20 м от трассы находилось в пределах 36,9–39,7%, а в 500–10000 м – от 18,9 до 26% (табл. 2).

Таблица 2

Накопление свинца и кадмия одуванчиком в зависимости от расстояния до автотрассы

Расстояние до трассы, м	Содержание элементов				
	органы	общее		В тканях	
		Pb, мг/кг	Cd, мкг/кг	Pb, мг/кг	Cd, мкг/кг
5	листья	1,781±0,323	217,7±17,2	0,809±0,021	106,5±21,2
	цветки	4,718±0,075	131,8±16,4	1,747±0,087	79,5±13,1
20	листья	1,098±0,197	185,8±12,3	0,431±0,117	91,4±14,4
	цветки	2,607±0,518	66,1±4,4	0,935±0,059	41,7±6,5
~500	листья	0,652±0,119	167,9±25,2	0,397±0,0444	128,3±19,3
	цветки	1,293±0,074	140,2±11,6	0,732±0,036	114,4±22,1
~1000	листья	0,513±0,081	183,8±12,3	0,363±0,033	143,8±25,4
	цветки	0,877±0,056	76,5±6,1	0,647±0,062	56,6±13,1
~10000	листья	0,402±0,077	73,8±8,3	0,311±0,016	60,22±12,9
	цветки	0,576±0,057	39,6±3,7	0,506±0,091	32,11±4,8

У рябины и белой акации поверхностное накопление свинца на цветках и листьях, как и у одуванчика, уменьшается с удалением от источника загрязнения. Но цветки у рябины превосходили листья по поверхностной загрязненности свинцом. Листья рябины и белой акации, произрастающих на равном удалении от интенсивного источника загрязнения свинцом, не различаются по его накоплению на поверхности листьев. Но поверхность цветков и стеблей у рябины загрязняется этим элементом в 1,5–2 раза больше, чем у белой акации.

Таким образом, в относительно незагрязненных ландшафтах поверхностное накопление свинца и кадмия листьями и цветками одуванчика составляет около 20% от общего накопления этих элементов надземными органами. В аналогичной экологической ситуации с приближением к загруженным автотрассам до 5 – 20 м поверхностное накопление возрастает примерно втрое. У древесно-кустарниковой растительности прослеживается зависимость между скоростью ее роста и накоплением анализируемых тяжелых металлов.

Литература

Еськов Е. К., Еськова М. Д., Серая Л. В. Атомно-адсорбционное и гистохимическое изучение аккумуляции свинца и кадмия растениями, произрастающими вблизи автомагистралей // Вестник Российской академии сельскохозяйственных наук. 2012. № 2. С. 62–63.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир. 2003. 171 с.

Скальный А. В. Химические элементы в физиологии и экологии человека. М.: ОНИКС 21 век. Мир. 2004. 216 с.

Царева М. В., Персикова Т. Ф. Виды загрязняющих химических веществ // Нейтрализация загрязнения почв / Под. ред. Ю. А. Мажайского. Рязань. 2008. С. 37–59.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ НА ПОПУЛЯЦИЮ БРАХИОПОД БЕЛОГО МОРЯ

В. Ф. Ковязин¹, В. М. Хайтов², Е. П. Кудрявцева¹

¹ Национальный минерально-сырьевой университет «Горный»,
vfkedr@mail.ru, im.bryozoa@gmail.com

² ГОУ ЦО СПБГДТЮ ЭБЦ «Крестовский Остров» ЛЭМБ,
polydora@rambler.ru

В настоящее время наращиваются мощности российских портов, создаются новые искусственные территории в акваториях. На побережье вершины Кандалакшского залива Белого моря функционирует два морских порта: порт «Витино» и Кандалакшский морской торговый порт. Малые глубины на подходах к этим портам являются большой проблемой, решением которой являются дноуглубительные работы, которые неоднократно проводились на акваториях, прилегающих к этим портам (<http://www.nprus.ru/ufo/1197.html>). Дноуглубительные работы могут наносить определенный ущерб водным экосистемам при прямом захвате и уничтожении донных организмов в результате нарушения структуры биоценоза, влияния на них мутности воды и вторичного загрязнения водоемов (Шкодин, 2005). Среди организмов эпифауны одной из наиболее обильных форм в морях умеренной климатической зоны являются плеченогие (тип Brachiopoda). Эти бентосные животные питаются взвешенными в воде частицами, используя фильтрационную систему щупалец. Они ведут прикрепленный образ жизни, поселяясь на поверхности камней и других твердых субстратов (Руперт и др., 2008). Одной из отличительных особенностей этого животного является то, что на его раковине можно увидеть следы нарастания кольцевой формы – так называемые годовичные кольца (Иванов и др., 2008). Подсчет этих колец позволяет определить возраст животного. Данная особенность являлась причиной выбора брахиопод для оценки влияния дноуглубительных работ на животный мир Белого моря.

Учёными Кандалакшского государственного заповедника проводился мониторинг популяции брахиопод *Hemithyris psittacea* (Gmelin, 1790) в Западной Ряжкова салме, по которой проходит фарватер, ведущий к порту «Витино». На основе анализа многолетней динамики была предпринята попытка определить характер и степень воздействия дноуглубительных работ на популяцию этого вида. Задачей исследования являлась оценка воздействия дноуглубительных работ на популяцию *Hemithyris psittacea*.

Исследования проводили в течение 13 лет (2001–2013 гг.). Пробы отбирали в районе буев, размечающих фарватер Западной Ряжкова салмы, прилегающей к границам Кандалакшского государственного природного заповедника. Глубина точек взятия проб варьировала в разные годы и составляла 29–33 м. Пробы отбирали при помощи шлюпочной драги. Грунт был промыт через сито с диаметром ячеек 1 мм. Из проб были выбраны все представители *Hemithyris psittacea*, раковины которых высушивались, затем измерялись под биноклем с помощью окуляр-микрометра с точностью до 0,1 мм. За длину верхней створ-

ки ($L_{\text{верх}}$) принималось расстояние от макушки верхней створки раковины до противоположного её края. Были отобраны 2084 особи для анализа возраста. Измерялась их длина и количество годовых колец. Далее подбиралось уравнение Берталанфи для описания группового роста. Уравнение Берталанфи имеет следующий вид: $l(t) = 23.06597(1 - e^{-0.069029t})$. Далее мы получили уравнение, описывающее зависимость возраста от длины путём преобразования уравнения

Берталанфи: $t = \frac{\ln(1 - \frac{l}{23.06597})}{-0.069029}$. При помощи этого уравнения мы рассчитали

возраст каждой особи, определяли долю молодежи и долю старых особей в разные года. Вычисленное медианное значение возраста равнялось 6 годам, поэтому молодью считались особи младше 6 лет, старыми – старше. На рисунках 1 и 2 приведены графики, отражающие долю молодежи и долю старых особей.

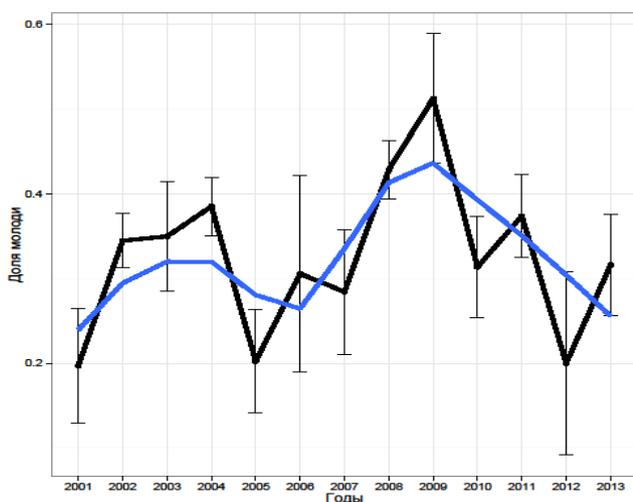


Рис. 1. Доля молодежи в разные года

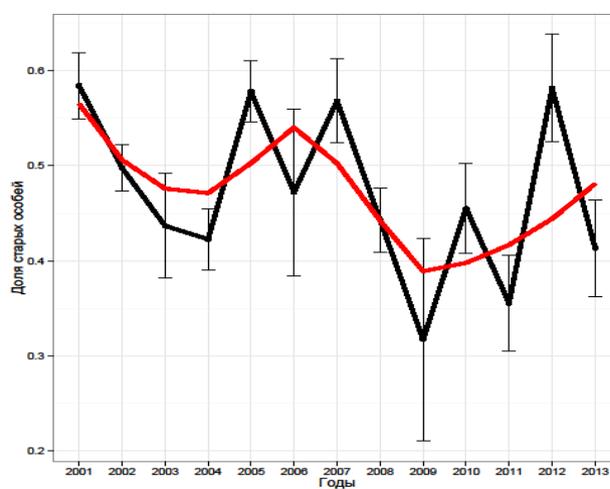


Рис. 2. Доля старых особей в разные года

Можно заметить резкое увеличение доли молодежи и уменьшение доли старых особей после 2007 г., в который проводились дноуглубительные работы.

Для анализа многолетних изменений размеров животных для каждого года был вычислен средний размер особей и с помощью пакета программ ggplot2 в статистической среде R (Vienna, 2013) подобрана сглаживающая линия аппроксимации. Визуальный анализ последней дает возможность проследить общую тенденцию в динамике размерной структуры (рис. 3).

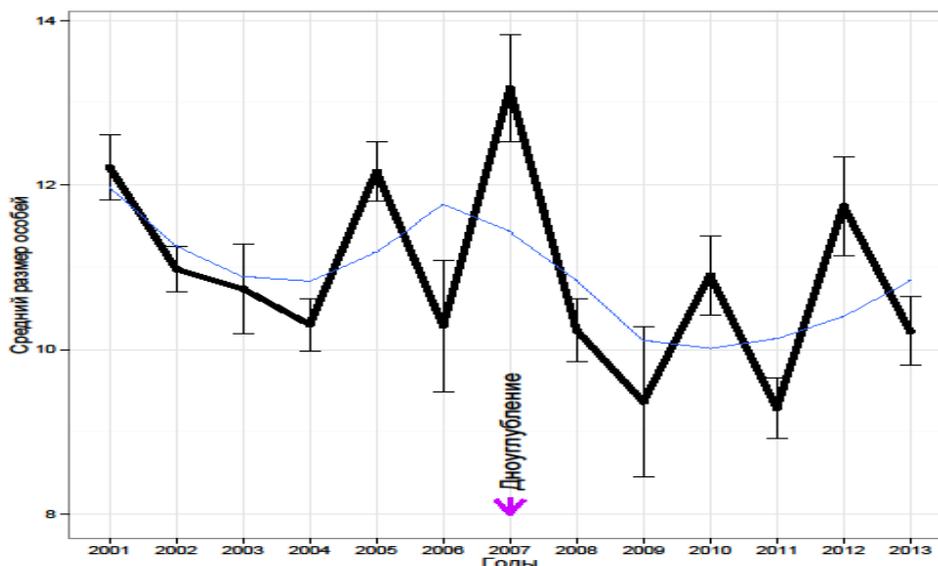


Рис. 3. Средний размер в разные года с линией аппроксимации

Мы объединили материал, полученный до дноуглубительных работ и после дноуглубительных работ и сравнили данные по возрастным структурам в соответствующие периоды. Для сравнения был применён тест Манна-Уитни-Уилкоксона (Гублер, Генкин, 1973), при помощи которого было доказано, что средний по популяции возраст особей до дноуглубления был достоверно выше, чем после дноуглубительных работ (рис. 4).

```
> wilcox.test(hem$х~hem$impact)
wilcoxon rank sum test with continuity correction

data:  hem$х by hem$impact
W = 456693.5, p-value = 1.926e-05
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0
```

Рис. 4. Результат теста Манна-Уитни-Уилкоксона в статистической среде R

Поскольку р-значение имеет порядок 10^{-5} , гипотеза H^0 о совпадении распределений отвергается с уровнем значимости большим, чем это число. Следовательно, принимается гипотеза H^1 о различии распределений. Это позволяет утверждать, что имеется корреляция между дноуглубительными работами и изменением демографических показателей популяции. Полученные результаты противоречат гипотезе о том, что распределения возрастов до и после дноуглубительных работ совпадают. Это позволяет сделать вывод, что эти работы влияют на животный мир Белого моря.

Литература

Гублер Е. В., Генкин А. А. Применение непараметрических критериев в медико-биологических исследованиях. Л., 1973.
 Иванов А. В., Полянский Ю. И., Стрелков А. А. Большой практикум по зоологии беспозвоночных. Ч. 3. Типы: Сипункулиды, Моллюски, Щупальцевые, Иглокожие. М., 1985.
 Медянкина М. В., Соколова С. А., Морщинина Н. В., Зеленихина Г. С. Влияние перемещения донного грунта на зообентос при гидротехнических работах // Современные про-

блемы и перспективы рыбохозяйственного комплекса: Материалы I науч.-практ. конф. молодых ученых. М. 2010. С. 64–72.

Руперт Э. Э., Фокс Р.С., Барнс Р.Д. Зоология беспозвоночных. М., 2008. 225 с.

Шкодин Н. В. Влияние дноуглубительных работ на физиолого-биохимические показатели гидробионтов и кормовую базу рыбохозяйственных водоёмов // Вестник Астраханского государственного технического университета. Астрахань, 2005. С. 228–232.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/> 2003.

Большие беды малых рек [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.nprus.ru/ufo/1197.html>.

ХАРАКТЕРИСТИКА ОТХОДОВ УГОЛЬНОГО РАЗРЕЗА

В. А. Маркова

Кемеровский государственный университет, viktoriya42@mail.ru

Угольная промышленность – топливная база развития современной экономики. Уголь стал первым видом ископаемого топлива, используемым человеком. Сегодня же уголь – самый распространенный в мире энергетический ресурс (Егоров и др., 2000).

Проблема развития угольной промышленности является очень актуальной, особенно в Кузбассе, где преобладающим ископаемым ресурсом является уголь. Однако предприятия угольной промышленности оказывают существенное негативное воздействие на все компоненты окружающей природной среды, вызывая нежелательные их изменения, которые проявляются в деградации природного ландшафта и загрязнении водных источников, атмосферного воздуха и почв твердыми, жидкими и пылегазообразными отходами производства (Горбунова и др., 2000). Отходы производства и потребления являются источниками антропогенного загрязнения окружающей среды в глобальном масштабе (Антонов, Харионовский, 1998).

Нами проведено исследование отходов одного из угольных разрезов Кузбасса, основными видами деятельности которого является добыча и переработка угля, монтаж и ремонт горно-шахтного оборудования и электротехнических изделий на производствах и объектах угольной промышленности, геодезические работы, выполнение строительно-монтажных работ, буровзрывные работы, технологическая перевозка угля и вскрыши на разрезе и другие. Лицензионный уровень добычи угля – 3000 тыс. т/год.

Исследования показали, общий объем отходов предприятия составляет 36043731,406 т. На предприятии образуются вещества пяти классов опасности.

Отходы I класса опасности составляют 0,485 т. Они представлены лишь одним наименованием отхода – ртутные лампы, люминесцентные ртутьсодержащие трубки, отработанные и брак. Отход содержит ртуть – химический элемент II группы периодической системы элементов. При комнатной температуре ртуть медленно испаряется, что создает опасность ртутного отравления, так как пары ртути ядовиты, не имеют запаха, цвета и способны накапливаться в организме (Медведев и др., 2008).

Отходов II класса опасности образуется 0,589 т, которые также представлены лишь одним наименованием отхода – кислота аккумуляторная серная отработанная.

Отходы III класса опасности составляют 111,014 т. Они представлены следующими наименованиями:

- масла турбинные отработанные;
- масла моторные отработанные;
- масла трансмиссионные отработанные;
- масла индустриальные отработанные;
- масла гидравлические отработанные, не содержащие галогены;
- масла трансформаторные отработанные, не содержащие галогены, полихлорированные дифенилы и терфенилы;
- аккумуляторы свинцовые отработанные не разобранные, со слитым электролитом;
- шпалы ж/д деревянные отработанные, пропитанные антисептическими средствами;
- лом меди несортированный;
- отходы твердых производственных материалов загрязненные нефтяными и минеральными жировыми продуктами (отработанные фильтры транспортных средств).

На IV класс опасности приходится 2083,829 т отходов. Их представляют следующие наименования отходов:

- сальниковая набивка асбесто-графитовая, промасленная (содержание масел менее 15%);
- обтирочный материал, загрязненный маслами (содержание масел менее 15%);
- абразивная пыль и порошок от шлифования черных металлов (содержание черных металлов 50%);
- опилки древесные, загрязненные минеральными маслами (содержание масел менее 15%);
- текстиль загрязненный (списанная спецодежда);
- отходы (осадки) при механической и биологической очистке сточных вод (ил хозяйственно-бытовых стоков);
- медицинские отходы класса «Б»;
- мусор от бытовых помещений организаций несортированный (исключая крупногабаритный);
- твердые отходы резины (отработанная транспортерная лента);
- золошлаки от сжигания углей;
- отходы (осадки) из выгребных ям и хозяйственно - бытовые стоки (осадок выгребных ям);
- отходы бумаги и картона (отходы упаковочных материалов);
- мусор строительный;
- шины пневматические отработанные;
- тара металлическая из-под краски;

– отходы (осадки) при механической и биологической очистке сточных вод (мусор с защитных решеток очистных сооружений).

Большая часть отходов – отходы V класса. Их количество – 36041535,5 т, что составляет 99,99 % от всего числа отходов. Такое число отходов V класса связано с тем, что основной отход угольной промышленности – это вскрышная порода (пустая порода, покрывающая залежи полезного ископаемого и вынимаемая при его добыче открытым способом).

Предприятиям, в процессе деятельности которых образуются опасные отходы, необходимо иметь паспорта, подтверждающие отнесение этих отходов к конкретному классу опасности для окружающей среды (в соответствии с Федеральным законом «Об отходах производства и потребления» от 24 июня 1998 г. № 89-ФЗ).

Паспортизация отходов проводится на основании Приказа Ростехнадзора от 15.08.2007 № 570 «Об организации работы по паспортизации опасных отходов» (зарегистрировано в Минюсте РФ 17.08.2007 № 9996), а также Приказа МПР РФ от 02.12.2002 № 785 «Об утверждении паспорта опасного отхода» (Зарегистрировано в Минюсте РФ 16.01.2003 № 4128).

Определение класса опасности отходов, не вошедших в Федеральный классификационный каталог отходов, проводится экспериментальным методом, основанным на биотестировании водной вытяжки отходов, или расчетным методом, который осуществляется на основании показателя (Котх), характеризующего степень опасности отхода при его воздействии на окружающую природную среду.

Все отходы на исследуемом предприятии прошли процедуру паспортизации.

Литература

Антонов В. П., Харионовский А. А. Охрана окружающей среды в угольной промышленности и пути ее совершенствования // Уголь. 1998. № 4. 118 с.

Горбунова Л. Н., Калинин А. А., Кондарасенко В. Я. Природопользование. Экологический ущерб и ответственность. Красноярск: КГТУ, 2000. 97 с.

Егоров П. В., Бобер Е. А., Кузнецов Ю. Н. Основы горного дела. М.: Изд. МГГУ, 2000. 405 с.

Медведев В. Т., Новиков С. Г., Каралюнец А. В., Маслова Т. Н. Охрана труда и промышленная экология. М.: Академия, 2008. 416 с.

УЧАСТИЕ ПОЧВЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В ВОССТАНОВЛЕНИИ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА НА ПОРОДНЫХ ОТВАЛАХ ЗАКРЫТОЙ ШАХТЫ «ЮНЬ-ЯГА»

Н. М. Зимонина

Вятский государственный гуманитарный университет

В результате длительной эксплуатации месторождений угля Печорского бассейна (Воркутинский промышленный район) обширные площади оказались занятыми породными отвалами. На территории закрытых шахт отвалы остаются

ся постоянными источниками загрязняющих веществ в окружающее пространство. Образование на их поверхности устойчивого почвенно-растительного покрова – важное условие снижения их отрицательного влияния на окружающую среду тундры (Рубцов, 2005). Изучение механизмов самозарастания техногенных субстратов остаётся актуальной задачей для современной науки и практики.

Такие эколого-биологические особенности почвенных водорослей как разнообразие приспособительных механизмов к перенесению экстремальных условий среды, фототрофность, олиготрофность, высокая скорость создания и обновления органического вещества определяют их существенную роль в функционировании вновь формирующихся биогеоценозов. Роль водорослей в восстановительных процессах проявляется прежде всего в показателях численности, биомассы и продукции.

Цель настоящего исследования – оценка количественных показателей сообществ водорослей угольных отвалов и их особенностей с учетом характера субстрата и степени его зарастания высшими растениями.

Естественное зарастание отвалов в суровых климатических условиях Крайнего Севера протекает медленно. На территориях Юньягинского месторождения отмечены три основные стадии зарастания отвалов грунта: группировки водорослей (нулевая стадия), пионерные группировки (первая стадия) и сомкнутые растительные сообщества (вторая стадия) (Кулюгина, 2005).

Для альгологического количественного анализа были отобраны преобладающие на поверхности отвалов грунты: четвертичные суглинки и углистые аргиллиты, в двух вариантах растительных сообществ на участках пионерного зарастания с общим проективным покрытием ОПП – 10% и в сомкнутых разнотравно-злаковых сообществах лугового типа ОПП – 100%.

Суглинистые субстраты. В альгогруппировках разных местообитаний численность и биомасса водорослей варьируют в широких пределах. Наибольшая численность клеток $1135 \cdot 10^3$ в 1 г грунта отмечена на суглинистом субстрате без высших растений, где основу численности (98%) и биомассы (85%) составляют синезелёные водоросли. По результатам ранее проведенного альгофлористического анализа техногенных суглинков Юньягинского месторождения (Патова, Дорохова, 2005, Андреева, 2006) и нашим наблюдениям (Зимонина, 2012) на этом субстрате наиболее часто встречаются виды рода *Phormidium*: *P. ambiguum* Gom., *P. foveolarum* (Mont.) Gom., *P. animale* (Ag. ex Gom.) Anagn. et Kom., *P. calcereum* Kütz., *P. autumnale* Ag. ex Gom. и *P. lividum* Näg.. Виды этого рода принадлежат к Р-жизненной форме, которые обычно тяготеют к голым участкам минеральной почвы и устойчивы к засухе благодаря свойствам протопласта.

Среди синезелёных по числу клеток лидирующие позиции занимают тонкие нити с шириной трихома 2–3,3 мкм (*Phormidium foveolarum*, *P. animale* и *Leptolyngbya boryana* (Gom.) Anagn. et Kom., составляя 39% от числа клеток синезелёных, а по биомассе преобладают формы с шириной трихома 5,5–6,5 мкм (*P. autumnale* и *P. lividum*), составляя 48% (48 кг/га) общей биомассы синезелёных в данном местообитании. Техногенные грунты Юньягинского месторож-

дения слабо обеспечены азотом (Красавин, Катаева, 2003). В связи с этим особый интерес представляет нахождение на суглинках азотофиксирующих гетероцистных форм синезелёных. Именно для суглинистых субстратов характерно наиболее интенсивное, по сравнению с другими участками, развитие гетероцистных форм синезелёных водорослей на участке пионерного зарастания их биомасса составила – 1,1 кг/га. В основном это представитель рода *Anabaena* – *A. variabilis* Kütz., а так же виды рода *Nostoc* – *N. punctiforme* (Kütz.) Hariot. и *N. linckia* (Roth.) Born. ex Born. et Flah. с биомассой от 0,07 до 0,1 кг/га.

На задернованном суглинке под разнотравно-злаковой растительностью в структуре биомассы увеличивается доля одноклеточных зелёных водорослей, хотя по количеству клеток лидирующие позиции сохраняют синезелёные водоросли. Такие изменения структуры произошли, прежде всего, за счёт выпадения из состава водорослей задернованного суглинка нитчатых синезелёных форм с шириной трихомов 5,5–6,5 мкм – *Phormidium autumnale* и *P. Lividum*. Зарастание суглинка высшими растениями сопровождается появлением крупноклеточной диатомеи *Hantzschia amphioxys* var. *subsalsa* Wisl. et Poretzky (средний объем клеток 1892 мкм³), которая в количественных пробах с участка пионерного зарастания не была отмечена. На задернованном суглинке по сравнению с незадернованным количественные показатели популяций водорослей были ниже (численность клеток – более чем в 5 раз, а биомасса – в 2 раза). Характер изменений этих показателей определяют господствующие на суглинках синезелёные водоросли.

Аргиллитовый щебень. В заселении углистых аргиллитов ведущую роль играют одноклеточные зелёные водоросли, представленные Ch-жизненной формой. Отличаясь лабильностью питания и устойчивостью протопласта, эти водоросли выдерживают экстремальные условия влажности и температуры. Доля участия отдельных таксономических групп водорослей в сложении численности и биомассы в ходе сингенеза меняется. На стадии пионерного зарастания численность одноклеточных зелёных водорослей составила 54 тыс. в 1 г грунта, биомасса – 6,9 кг/га. В разнотравно – злаковых сообществах на задернованном щебне по сравнению с «голым» грунтом, биомасса зелёных водорослей увеличивается до 9,7 кг/га, на фоне снижения количества клеток до 41 тыс. в 1 г грунта, что может быть связано, как со сменой видового состава, так и преобладанием процессов роста над процессами размножения. Под разнотравно злаковой растительностью, по сравнению с незадернованным щебнем, количество и биомасса синезелёных и диатомовых водорослей увеличиваются. Численность синезелёных возрастает с 19 до 54 тыс. в 1 г грунта, биомасса с 0,13 до 1,51 кг/га. Численность диатомовых увеличивается с 2 до 7 тыс. кл/г, биомасса с 0,8 до 5 кг/га.

Гетероцистные синезелёные водоросли на аргиллитовом щебне малочисленны и составляют от 3 до 7% численности клеток синезелёных, а их биомасса колеблется от 0,01 до 0,05 кг/га. Полученные нами значения биомассы сопоставимы с минимальными величинами биомассы водорослевых сообществ угольных отвалов Кузбасса с доминированием синезелёных водорослей (0,2 кг/га, 5 кг/га, 32 кг/га) (Шушуева, 1974).

Таким образом, наибольшие значения биомассы отмечены на незадернованном суглинке, где она является производной более чем 1 млн. клеток нитчатых синезелёных водорослей, и на щебне под разнотравно-злаковой растительностью, где основу данного показателя составляли крупноклеточные зелёные и диатомовые водоросли с самыми высокими значениями средних объёмов клеток среди водорослей исследованных экотопов.

Наиболее полно вклад водорослей в почвообразование характеризует количество создаваемой ими продукции. Продукция определялась путём суммирования достоверных прибавок биомассы за исследуемый период (10 дней). Продуктивность водорослевых сообществ в разных местообитаниях отличалась в три и более раз. Наибольшая продуктивность характерна для альгогруппировок незадернованных суглинка и щебня 32 и 26 кг/га соответственно, что в пересчёте на вегетационный сезон составляет вполне существенную цифру 288 и 234 кг/га. Присутствие высших растений снижает продуктивность водорослевых сообществ до 14,4 кг/га на щебне и до 9,5 кг/га на суглинке.

Таким образом, на породных отвалах Юньягинского угольного месторождения почвенные водоросли являются первопоселенцами и принимают активное участие в создании органического вещества на всех этапах сукцессионного восстановления растительности.

Литература

Андреева В. М. Почвенные неподвижные зелёные микроводоросли (*Chlorophyta*) в зоне промышленного загрязнения г. Воркуты (Республика Коми) // Новости систематики низших растений. 2006. Т. 40. С. 13–18.

Зимонина Н. М. Альгогруппировки техногенных субстратов в районах угле- и нефтедобычи Европейского Северо-Востока (Республика Коми) // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы X Всерос. науч.-практ. конф. с международным участием Книга 2. (4–5 декабря 2012 г.) Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 131–134.

Красавин А. П., Катаева И. В. Восстановление растительного покрова на обработанных землях угольной промышленности // Город в Заполярье и окружающая среда. Тр. III Межд. конф. Сыктывкар, 2003. С. 179–184.

Кулюгина Е. Е. Сосудистые растения // Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2005. С. 148–167.

Патова Е. Н., Дорохова М. Ф. Почвенные водоросли // Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2005. С. 126–143.

Рубцов А. И. Эколого-геохимический мониторинг на территории Юньягинского месторождения // Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М. В. Гецен. Сыктывкар, 2005. С. 180–211.

Шушуева М. Г. Развитие водорослей на отвалах Красногорского угольного разреза // Проблемы рекультивации земель в СССР / Под ред. С. С. Трофимова. Новосибирск: Наука, 1974. С. 188–194.

ИССЛЕДОВАНИЕ СНЕГОВОГО ПОКРОВА В РАЙОНЕ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ОСТРЫХ И ХРОНИЧЕСКИХ ЭКСПЕРИМЕНТАХ

*А. В. Изместьева, О. Ю. Казакова, Т. А. Адамович
Вятский государственный гуманитарный университет*

Одним из методов, позволяющих оценить степень техногенной нагрузки на природный комплекс, является мониторинг загрязнения атмосферных осадков. Наиболее удобным в изучении видом осадков является снеговой покров, как эффективный накопитель аэрозольных загрязняющих веществ.

Кирово-Чепецкий промышленный комплекс (КЧПК) – один из крупнейших и экологически опасных химических предприятий в Кировской области. Проведенные ранее исследования показывают, что окружающая среда на территории вблизи комбината подвергается воздействию широкого спектра загрязнителей (соединения азота, фториды, тяжелые металлы и т.д.)

Целью работы было установление острой и хронической токсичности талой снеговой воды района влияния Кирово-Чепецкого промышленного комплекса.

Для оценки экологического состояния снегового покрова была использована методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. Данный метод биотестирования позволяет провести оценку состояния компонентов окружающей среды и выявить наиболее загрязненные участки на исследуемой территории.

В 2013 г. были отобраны и исследованы 15 проб снега в районе влияния Кирово-Чепецкого промышленного комплекса (рис. 1). Анализ результатов биотестирования проб снеговой воды показал, что участки с наибольшей токсичностью снегового покрова сосредоточены вокруг Завода «Галлополимер» и Завода минеральных удобрений (ЗМУ) (т. 3, 6, 27), а наиболее загрязненной является проба снега, отобранная вблизи секции хвостохранилища мела (т. 55), смертность дафний в которой составила 98% (рис. 2).

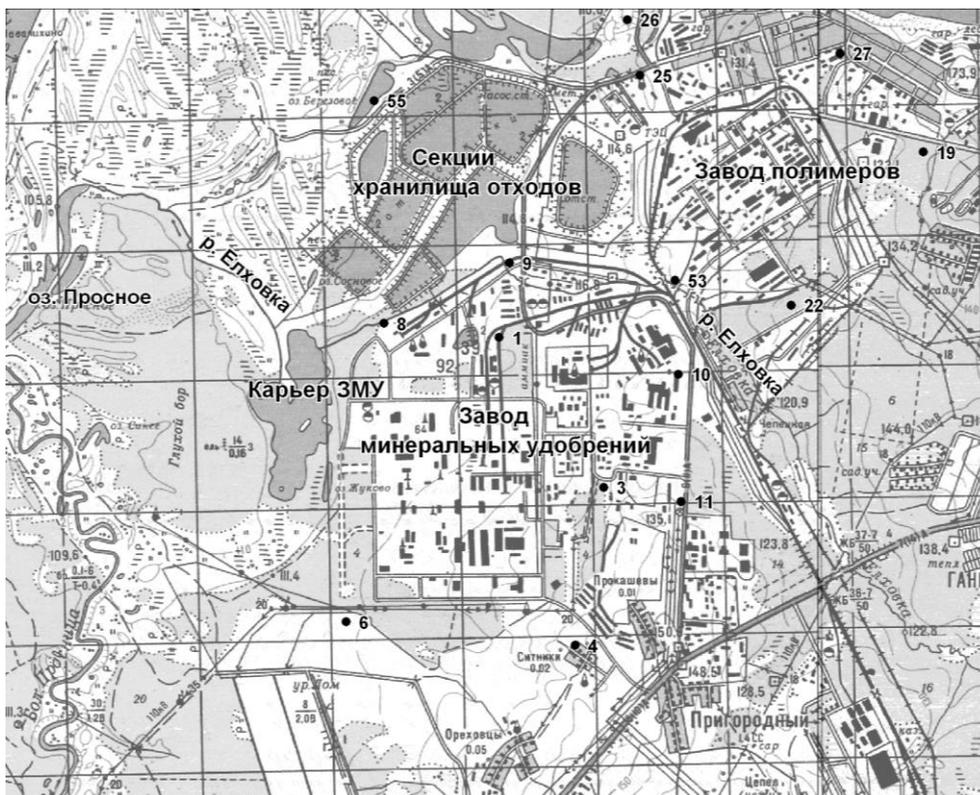


Рис. 1. Карта-схема отбора проб снега в район Кирово-Чепецкого промышленного комплекса



Рис. 2. Результаты определения острой токсичности в пробах снега в зоне влияния КЧПК

Исследования проб снега по установлению хронического токсического действия проводились по двум параметрам. В большинстве исследуемых проб показатель по смертности тест-организмов (*Daphnia magna Straus*) отличался от контроля и варьировал в пределах от 20–40%. Наиболее токсичными для данных организмов оказались пробы, отобранные на участках, расположенных в непосредственной близости от завода минеральных удобрений и завода «Галлополимер» (т. 1, 8, 9, 53). Также проведено исследование отклонения плодовитости исследуемых тест-организмов в контрольных и опытных средах: показатель варьировал от 30% до 60%, самая низкая плодовитость *D. magna* установ-

лена в пробах снеговой воды, отобранных на участках вблизи ЗМУ и завода «Галлополимер» (т. 8, 9, 10, 53).

По результатам анализа полученных данных было проведено картографирование загрязнения снегового покрова в районе действия Кирово-Чепецкого промышленного комплекса на основе данных биотестирования, что позволяет более наглядно представить результаты исследования (рис. 3).

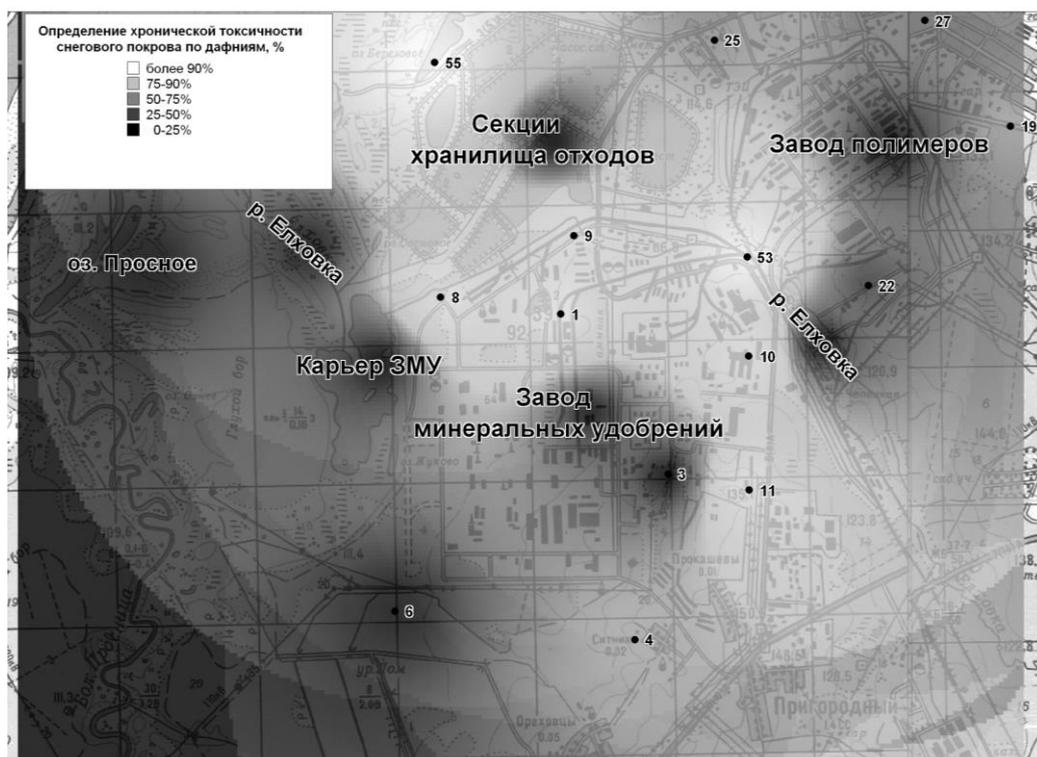


Рис. 3. Результаты определения хронической токсичности снегового покрова по дафниям в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Таким образом, данные исследования позволяют считать экологическую обстановку окружающей природной среды в зоне влияния КЧХК неблагоприятной.

МОНИТОРИНГ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ОТХОДАМИ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРПОЛИМЕРОВ

*В. Ю. Филатов, С. Л. Фукс, С. В. Хитрин, С. А. Казиев,
Ю. С. Михалицына*
Вятский государственный университет, kaf_tzb@vyatsu.ru

Парафино-фторопластовые отходы производства фторопласта Ф-4Д, образующиеся в большом количестве в фторполимерном производстве, не утилизируются и представляют опасность для окружающей среды.

Большой объем образования, сложный состав и опасные свойства отходов обусловлены технологией получения Ф-4Д, основанной на полимеризации тетрафторэтилена в водной среде в присутствии иницилирующих систем, стабили-

заторов, фторорганических ПАВ (ФПАВ). Несмотря на усилия в области совершенствования технологии получения фторопласта Ф-4Д количество отходов, образующихся при его производстве, достигает 400 т/год, имея тенденцию роста в 1,5 раза.

Данные об образовании отходов производства фторопласта марки Ф-4Д за 10 лет представлены на рис. 1.

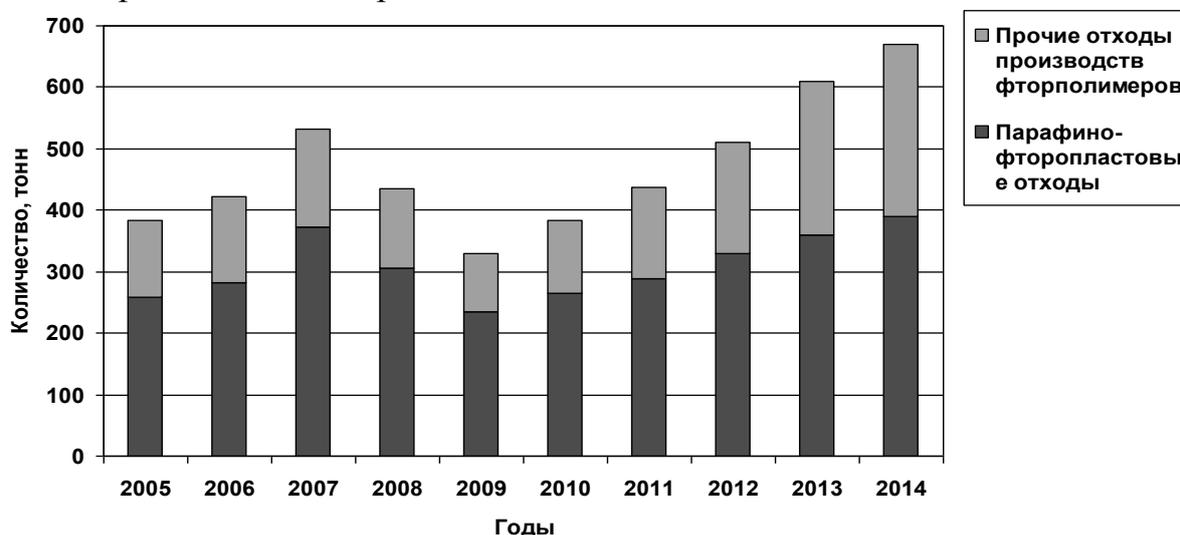


Рис. 1. Объемы и прогноз образования отходов производства фторопласта Ф-4Д в РФ

Утилизация отходов затрудняется из-за непостоянства их состава. Отход, удаляемый из верхней части реактора после окончания процесса полимеризации, содержит до 78% парафина и до 19% политетрафторэтилена (ПТФЭ), а счистки с внутренних поверхностей и мешалки реактора 87% ПТФЭ и до 9% парафина. В состав отходов входит также от 5% до 10% маточного раствора. Наличие примесей парафина, ФПАВ и маточного раствора, входящих в состав отходов Ф-4Д, обуславливает низкие качественные показатели изделий, получаемых из отходов фторопласта, и препятствует утилизации этих отходов традиционными способами, такими как экструзия и каландрирование. Накопление в отходах перфторкислот, полифторированных, а также кислородсодержащих примесей и олигомеров тетрафторэтилена, препятствует повторному использованию парафина в процессе полимеризации в качестве эмульгатора.

Парафино-фторопластовые отходы производства фторопласта Ф-4Д относятся к опасным для окружающей среды, что подтверждено биотестированием, проведенным с использованием дафний (*Daphnia magna* Straus), цериодафний (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg) и водорослей (*Scenedesmus quadricauda*).

Опасные свойства отходов обусловлены в первую очередь наличием в их составе таких ФПАВ, как производные перфторпеларгоновой и перфторэнантовой кислот или тримера окиси гексафторпропилена, а также других химических веществ, используемых и образующихся в процессе эмульсионной полимеризации тетрафторэтилена.

Следует отметить высокую адсорбционную способность отходов фторопласта по отношению к ФПАВ, а также значительную способность ФПАВ к миграции в природной среде.

Для выяснения степени экологической опасности для природной среды парафино-фторопластовые отходы производства фторопласта Ф-4Д были захоронены в полевых условиях.

Установлено, что при размещении на полигоне парафино-фторопластовых отходов происходит миграция депонированных в них ФПАВ, поступающих в дальнейшем с грунтовыми водами в поверхностные водные объекты, включая реку Елховку, практически выполняющую роль промколлектора химкомбината.

Анализ полученных результатов показывает, что за 360 дней из парафино-фторопластовых отходов в почву переходит около 40% ФПАВ, при этом степень опасности самих отходов существенно снижается. Значительное повышение концентраций ФПАВ в верхнем почвенном горизонте (до 600 мг/кг) отмечалось уже через полгода. В почвенном профиле наблюдается выраженная вертикальная миграция загрязнения (рис. 2).

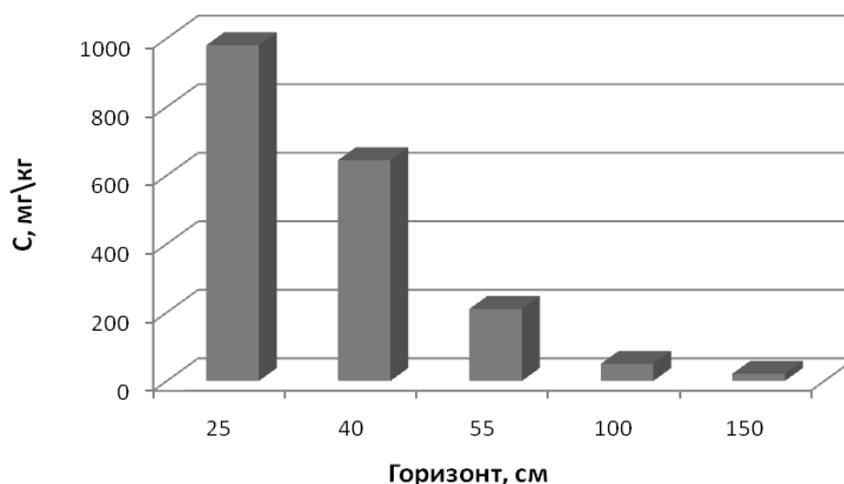


Рис. 2. Миграция ФПАВ из ПФО по профилю почвы за 1 год
С – концентрация ФПАВ в почве, мг/кг

Исследования показали, что ФПАВ проявляют активность и оказывают действие на свойства почвы, даже находясь в очень малых количествах.

Показатель суммарного загрязнения почвы (Z_c), рассчитанный для ФПАВ согласно (1) за 360 дней составил $Z_c=980$, что соответствует чрезвычайно опасному загрязнению ($Z_c > 128$).

В целом можно констатировать, что в условиях размещения отходов производства фторопласта Ф-4Д на открытых площадках за счет миграции депонированных в отходах ФПАВ происходит сверхнормативное загрязнение почв, подземных и поверхностных вод.

При этом присутствие ФПАВ, которые можно рассматривать как индикатор воздействия фторполимерных отходов на окружающую среду, способствует миграции загрязняющих веществ из отходов, размещаемых совместно с отходами фторопласта, в том числе тяжелых металлов (ртути, урана, сурьмы).

Многолетними натурными наблюдениями установлено, что основным источником поступления ФПАВ в поверхностные водные объекты является диффузный привнос с загрязненными подземными водами, доля которого составляет около 60%.

Процессы естественного самоочищения водоемов от ФПАВ в условиях малых рек с недостаточным разбавлением загрязненных вод и в холодной климатической зоне протекают медленно, процент самоочищения реки Елховки не превышает 12–15%.

Наибольшее содержание ФПАВ в воде реки Елховки наблюдается в периоды наиболее активного движения грунтовых вод и носит сезонный характер (рис. 3). Периодически содержание ФПАВ в реке Елховке превышает допустимый уровень.

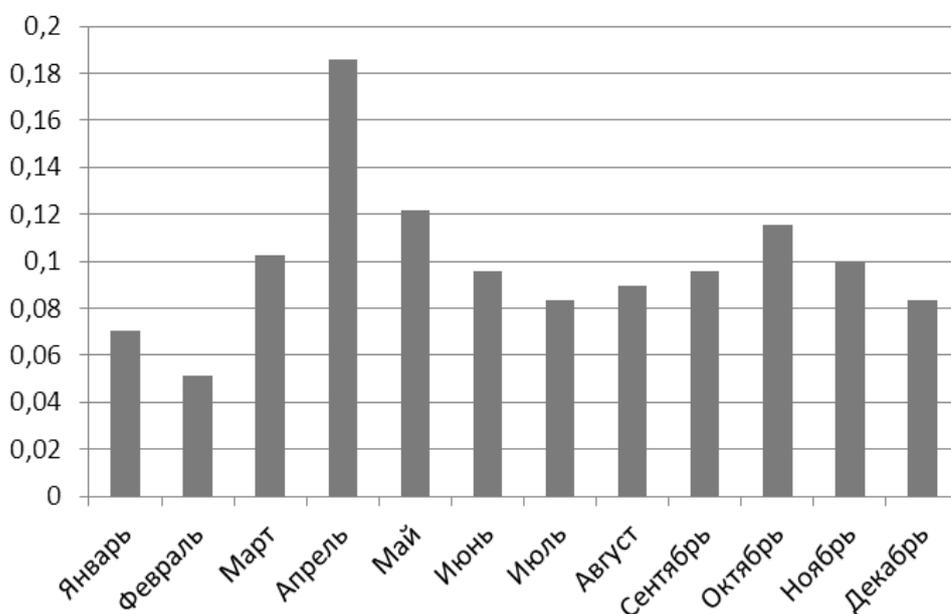


Рис. 3. Максимальные концентрации ФПАВ (мг/дм³) в реке Елховке в контрольном створе ниже района размещения отходов

Под действием ФПАВ, попадающих в реку Елховку, вероятны процессы активации загрязняющих веществ из донных отложений русла реки, которые фактически представляют собой промышленные отходы, содержащие в значительных количествах нефтепродукты, галогенорганику, тяжелые металлы и радионуклиды.

По данным мониторинга водных объектов, расположенных в районе полигона размещения отходов, наблюдается повышение содержания ФПАВ, других загрязняющих веществ, значений интегральных показателей ХПК и токсичности.

Существующее положение требует принятия мер с целью снижения негативного воздействия на окружающую среду, сокращения поступления загрязняющих веществ в поверхностные водные объекты, грунтовые воды, почвы, снижения потенциальной экологической опасности, связанной с возможностью возникновения аварийных ситуаций.

Для прекращения захоронения парафино-фторопластовых отходов кафедрой технологии защиты биосферы ФГБОУ ВПО «ВятГУ» предложены способы из дифференцированной переработки в товарные продукты или в сырье, пригодное для повторного использования во фторполимерном производстве (Khitrin et al., 2012; Fuks et al., 2013).

Литература

Методические указания МУ 2.1.7.730-99 «Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест». М.: Информационно-издательский центр Минздрава России, 1999. 19 с.

Khitrin S. V., Fuks S. L., Filatov V. Y., Sukhanova E. N., Kukovskaya V. A. Research of the process of receiving refluoroalkanes with the help of fluoridization secondary paraffines from emulsive polytetrafluorethylene waste // European Science and Technology: Materials of the III international research and practice conference. Munich. Germany. 2012. Vol. I. P. 57–62.

Fuks S. L., Mikhaliysyna Yu. S., Khitrin S. V., Filatov V. Y. Technology of waste treatment of ultradisperse polytetrafluorhelene production and methods of their appliance // European Science and Technology: Materials of the VI international research and practice conference. Munich. Germany. 2013. Vol. I. P. 73–78.

ВЛИЯНИЕ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРОПЛАСТОВ НА ДИНАМИКУ РОСТА ДЛИНЫ МИЦЕЛИЯ ПОЧВЕННЫХ МИКРОМИЦЕТОВ

Т. С. Елькина¹, Л. И. Домрачева^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
tatyana_1@inbox.ru*

² *Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

Изделия из фторопластов широко используются в машиностроении (подшипники, поршневые кольца), в электронике и радиотехнике, для хранения и транспортирования химически активных веществ. Так, например, фторопласт СКФ-26 используют для изготовления резинотехнических, кабельных и других изделий, работающих в среде воздуха, окислителей и других агрессивных сред, масел, бензина и растворителей (ГОСТ 18376-79). Одним из отходов производства данного фторопласта являются маточные растворы, попадающие в окружающую среду вместе со сточными водами. В них содержится от 0,02 до 0,05% целевого продукта. В настоящее время не установлены ПДК для этих соединений, так как их считают практически безопасными.

Однако существует вероятность влияние данного соединения на микробные комплексы, в частности, на грибы в случае попадания СКФ-26 в почву. Микроскопические грибы (микробиоты) – постоянные обитатели любого типа почвы. В последние годы доказано, что их вклад в минерализационные процессы в почве иногда существенно выше, чем у бактерий, которых традиционно считали главными деструкторами в биосфере. Кроме того, появилась серия работ, показывающих, что микроскопические грибы можно успешно применять в качестве индикаторных организмов при диагностике состояния почвы на сте-

пень её техногенного загрязнения (Марфенина, 2005; Терехова, 2007; Домрачева и др., 2008).

Цель работы – изучить влияние возрастающих концентраций СКФ-26 на динамику роста длины мицелия почвенных микромицетов.

Объекты и методы. Опыт был заложен в конце мая 2012 г. в Даровском районе. Почва – дерново-подзолистая супесчаная, pH_{KCl} не превышает 4,4. Содержание гумуса не выше 2%. Предварительно участок был вскопан на глубину 25 см и выровнен. В качестве покровной культуры использовали семена ярового ячменя сорта Эльф. Посев производился на глубину 4 см. После посева в почву внесли возрастающие концентрации СКФ-26 (разведение 1:100, 1:50, 1:1 и маточный раствор). В контроле для полива использовали артезианскую воду.

Состояние микофлоры оценивали через сутки после внесения возрастающих концентраций СКФ-26, через 7, 30 и 90 суток с момента закладки опыта. Для этого в почвенных образцах проводили количественный учет численности грибных пропагул (фрагментов мицелия) с одновременным определением длины грибного мицелия с помощью окуляр-микрометра. В процессе счёта дифференцировали фрагменты мицелия на окрашенные и бесцветные формы.

Результаты и обсуждения. При изучении влияния возрастающих доз СКФ-26 на динамику численности почвенных микромицетов установлено, что это соединение по-разному действует на развитие микофлоры в почве (рис.).

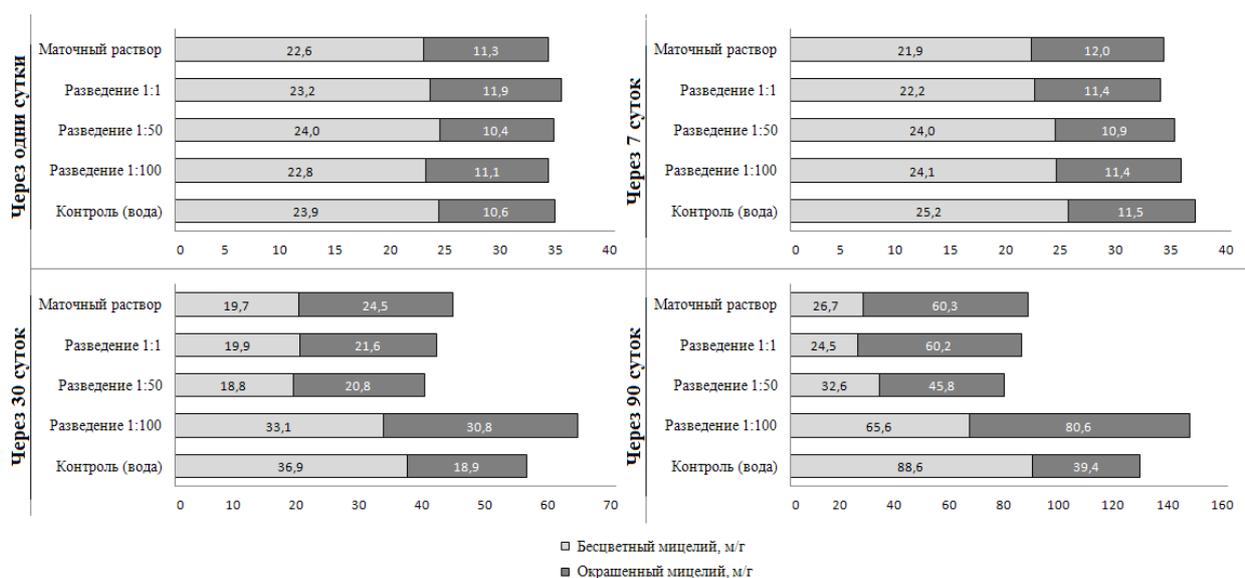


Рис. Влияние возрастающих концентраций СКФ-26 на динамику роста длины мицелия почвенных микромицетов

Через одни и семь суток после внесения СКФ-26 ни в одном из вариантов не было отмечено существенного изменения длины мицелия грибов.

Через 30 суток наблюдался рост мицелия в длину во всех вариантах, особенно выраженный при внесении в почву СКФ-26 в разведении 1:100 (почти в 2 раза по сравнению с первым сроком наблюдения).

Эта же тенденция – неуклонного роста длины мицелия почвенных грибов, сохраняется и через 90 суток с момента закладки опыта. Только начиная с разведения 1:50, происходит не такой усиленный рост мицелия в длину. Даже к

моменту снятия опыта этот показатель не достигает уровня контроля. Разведение СКФ-26 1:100 можно признать стимулятором роста длины грибного мицелия.

Изучение структуры популяций микромицетов (табл.) показывает, что в первый срок наблюдения во всех вариантах преобладающей группировкой являются микромицеты с бесцветным мицелием.

Только к 30 суткам опыта, начиная с разведения СКФ-26 1:50 доля грибов с окрашенным мицелием увеличивается в среднем до 53%.

Через 90 суток наблюдается беспорное доминирование окрашенных форм микромицетов по мере возрастания концентраций СКФ-26, что достоверно указывает на возрастание экологической напряженности в почве, так как одним из биоиндикационных признаков оценки состояния почвы является соотношение в структуре популяций грибов бесцветных и окрашенных форм. Подобные же реакции почвенных грибов отмечены на действие таких поллютантов, как тяжёлые металлы, пестициды, нефть и нефтепродукты, радионуклиды и др. Следовательно, меланизация микоценозов под влиянием СКФ-26 явно указывает на начинающийся токсикоз почвы.

Таблица

Структура популяций микромицетов в почве с внесением возрастающих концентраций СКФ-26 (%)

Концентрация СКФ-26	Через одни сутки		Через 7 суток		Через 30 суток		Через 90 суток	
	Б	О	Б	О	Б	О	Б	О
Контроль (вода)	69,3	30,7	68,7	31,3	66,1	33,9	69,2	30,8
Разведение 1:100	67,3	32,7	67,9	32,1	51,8	48,2	44,9	55,1
Разведение 1:50	69,8	30,2	68,8	31,2	47,5	52,5	41,6	58,4
Разведение 1:1	66,1	33,9	66,1	33,9	48,0	52,0	28,9	71,1
Маточный раствор	66,7	33,3	64,6	35,4	44,6	55,4	30,7	69,3

Примечание: Б – бесцветный мицелий, О – окрашенный мицелий.

В результате проведенного полевого опыта было доказано, что все испытываемые концентрации тормозят развитие такой группы микробиоты почвы, как микромицеты, за исключением концентрации СКФ-26 1:100, которая оказывает стимулирующее действие на длину мицелия микромицетов. Увеличение доли микромицетов с окрашенным мицелием, указывает на возрастание экологической напряженности в почве. Поэтому данное соединение в высоких концентрациях нельзя считать нейтральным для почвенных микромицетов. Вероятно, если будет производиться выброс данного соединения в окружающую среду, необходимо установить его ПДК.

Литература

ГОСТ 18376-79 Фторкаучуки СКФ-26 и СКФ-32. Технические условия.
 Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Фокина А. И. и др. Биомониторинг и биотестирование почв // Биоиндикаторы и биосистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. С. 68–105.
 Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
 Терехова В. А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.

СРАВНЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРОПЛАСТОВ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОФЛОРУ И НАЗЕМНЫЕ БИОПЛЁНКИ

Т. С. Елькина¹, Л. И. Домрачева^{1, 2, 3}, Л. В. Кондакова^{2, 3}
¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@rambler.ru*
² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*
³ *Вятский государственный гуманитарный университет*

В жизнь современного человека широко вошли изделия, произведённые из фторопластов. Так, например, фторопласт СКФ-26 используют для изготовления резинотехнических, кабельных и других изделий, работающих в среде воздуха, окислителей и других агрессивных сред, масел, бензина и растворителей (ГОСТ 18376-79). Одним из отходов производства данного фторопласта являются маточные растворы, попадающие в окружающую среду вместе со сточными водами. В настоящее время не установлены ПДК для этих соединений, так как их считают практически безопасными. Эти соединения относятся к числу малоизученных по отношению к биоте. Как правило, испытание токсичности любого соединения проводят, учитывая состояние организмов-индикаторов или биотест-организмов.

Цель данной работы – изучить влияние СКФ-26 на состояние почвенной микрофлоры в полевом опыте и на наземные биоплёнки в модельном опыте.

Объекты и методы. Полевой опыт был заложен в конце мая 2012 г. в Даровском районе. Почва – дерново-подзолистая супесчаная, pH_{KCl} не превышает 4,4. Содержание гумуса не выше 2%. Предварительно участок был вскопан на глубину 25 см и выровнен. В подготовленную почву внесли СКФ-26 в разведении 1:1. В контроле для полива использовали артезианскую воду. Состояние альго-микологических комплексов оценивали в конце августа 2012 г., через 3 месяца с момента закладки опыта, отбирая почвенные образцы с глубины 0–5 см. Подсчет проводили на мазках под микроскопом.

Модельный опыт был заложен в стерильных чашках Петри, в которые мы помещали навески наземных биоплёнок по 15 г и увлажняли до 60% от полной влагоёмкости испытуемой концентрацией СКФ-26 (разведение 1:1). В контрольном варианте использовали артезианскую воду.

Время экспозиции 10 суток. При снятии опыта делали нарезки биоплёнок по 10 см² на 100 мл воды. Из полученной суспензии готовили мазки стандартным методом.

Результаты и обсуждения. При изучении влияния СКФ-26 на почвенную микрофлору установлено, что это соединение по-разному действует на разные группы фототрофов (рис. 1–2). В комплексе зелёных одноклеточных водорослей данное разведение СКФ-26 вызывает угнетение вегетации этой группы. Для диатомовых водорослей – стимулятор их размножения.

Более сильное действие оказывает СКФ-26 на развитие цианобактерий. Так, разведение СКФ-26 1:1 полностью подавляет как в почве, так и в наземных биоплёнках, развитие азотфиксирующих гетероцистных цианобактерий или, возможно, замедляет ход их сезонных сукцессий, т.к. гетероцистные цианобактерии при нормальном ходе сезонной сукцессии в массе развиваются в почве в конце лета – начале осени и характеризуют собой наступление климаксовой (завершающей) стадии развития альгоценозов. В то же время данное соединение практически не оказывает действия на развитие безгетероцистных цианобактерий в полевом опыте. В модельном опыте, напротив, СКФ-26 оказывает отрицательное действие на развитие данной группы микроорганизмов, снижая их присутствие примерно в 2 раза.

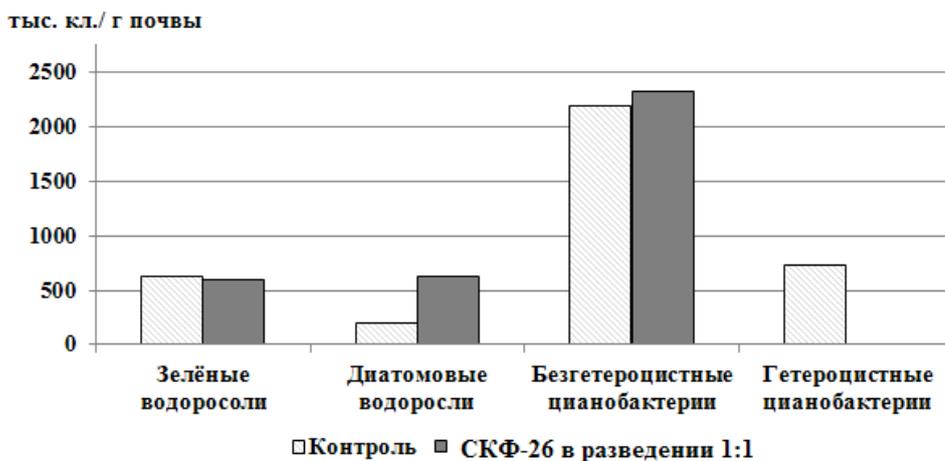


Рис. 1. Влияние СКФ-26 на численность фототрофных организмов в почве

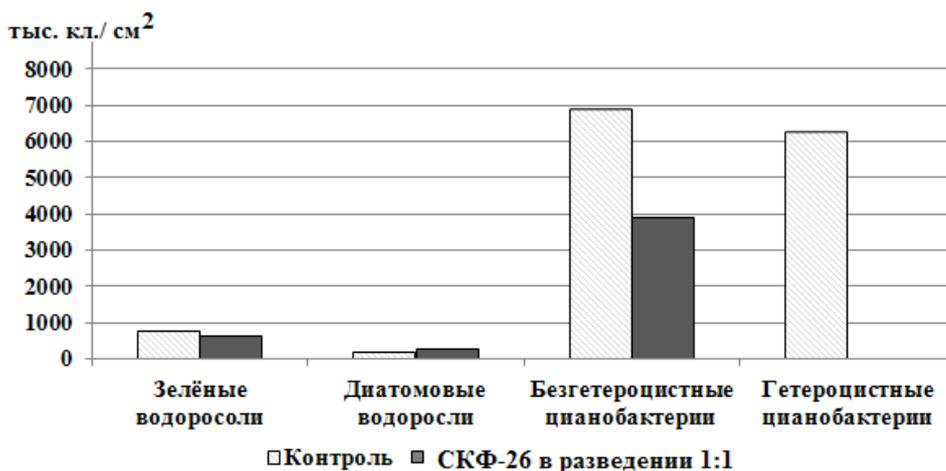


Рис. 2. Влияние СКФ-26 на численность фототрофных организмов в наземных биоплёнках

К активной почвенной биоте относятся и микроскопические грибы. В число показателей, характеризующих развитие комплексов микромицетов в почве, в частности, включают длину их мицелия. Определение длины мицелия показывает, что, разведение СКФ-26 1:1 в полевом опыте угнетает рост мицелия (рис. 3).

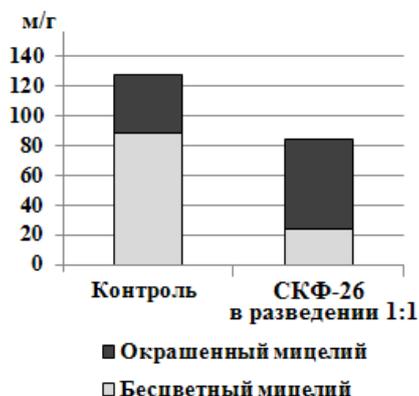


Рис. 3. Влияние СКФ-26 на длину мицелия почвенных микромицетов

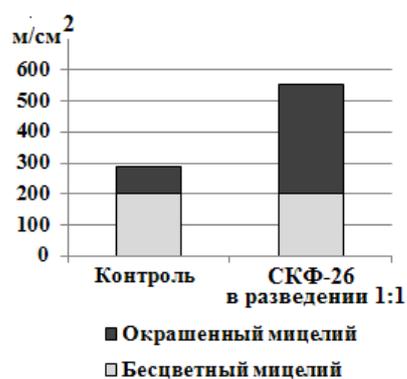


Рис. 4. Влияние СКФ-26 на длину мицелия в наземных биоплёнках

В модельном опыте напротив данный показатель увеличивается (рис. 4). В обоих вариантах отмечена сходная тенденция – с внесением СКФ-26 увеличивается доля грибов с окрашенным мицелием.

Изучение структуры популяций микробных комплексов показывает, что среди фототрофов во всех вариантах наблюдается доминирование цианобактерий (табл. 1–2).

Таблица 1

Структура популяций микробных комплексов в почве при внесении СКФ-26 в разведении 1:1 (%)

Вариант	Фототрофы		Микромицеты	
	Водоросли	Цианобактерии	Бесцветный мицелий	Окрашенный мицелий
1. Контроль	22,1	77,9	69,2	30,8
2. СКФ-26 в разведении 1:1	33,7	66,3	28,9	71,1

Таблица 2

Структура популяций микробных комплексов в наземных биоплёнках при внесении СКФ-26 в разведении 1:1 (%)

Вариант	Фототрофы		Микромицеты	
	Водоросли	Цианобактерии	Бесцветный мицелий	Окрашенный мицелий
1. Контроль	7,3	92,7	70,2	29,8
2. СКФ-26 в разведении 1:1	18,3	81,7	36,3	63,7

Беспорное доминирование окрашенных форм микромицетов указывает на возрастание экологической напряженности в почве, так как одним из биоин-

дикационных признаков оценки состояния почвы является соотношение в структуре популяций грибов бесцветных и окрашенных форм. Подобные реакции отмечены на действие таких поллютантов, как тяжёлые металлы, пестициды, нефть и нефтепродукты, радионуклиды и др. Следовательно, меланизация микоценозов под влиянием СКФ-26 явно указывает на появление в почве определенных токсических признаков.

Таким образом, установлено, что СКФ-26 оказывает влияние на развитие альго-микологических группировок. Испытуемая концентрация СКФ-26, в целом, тормозит развитие фототрофов. По-разному СКФ-26 действует на микофлору почв. В полевом опыте отмечено угнетающее действие данного вещества на рост длины мицелия, в модельном опыте наоборот оказывает стимулирующее действие. Увеличение доли окрашенных форм микромицетов при использовании СКФ-26 свидетельствует о том, что данное вещество не является нейтральным по отношению к почвенной биоте.

Литература

ГОСТ 18376-79 Фторкаучуки СКФ-26 и СКФ-32. Технические условия.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ТЕРРИТОРИИ В РАЙОНЕ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА

Е. С. Сунцова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Г. Я. Кантор^{1,2}

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ecolab@vshu.kirov.ru

Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК), основанный в середине прошлого столетия, осуществлял производство по переработке радиоактивных материалов до 1991 года. На сегодняшний день в хранилищах радиоактивных отходов размещено 295 тыс. м³ (\approx 440 тыс. т) отходов низкой и средней активности (Ашихмина, и др., 2009). Систематическое изучение состояния окружающей среды на территории комбината началось с 1987 г. В настоящее время в рамках федеральной целевой программы (ФЦП) «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ ведется мониторинг содержания радионуклидов в объектах окружающей среды на территории Кирово-Чепецкого промышленного комплекса.

Исследуемая территория с севера и востока ограничена рекой Вятка, с запада – р. Просница. На ней присутствует большое количество болот, подземные воды близко подходят к поверхности земли. В летнюю межень уровень грунтовых вод располагается на глубине 1,5–3,5 м, в болотистых понижениях приближается к дневной поверхности. Поток подземных вод направлен преимущественно с востока на запад, от объектов хранения отходов в сторону р. Вятки. Всю территорию с востока на запад пересекает цепь крупных старичных озёр: Просное, Ивановское, Берёзовое, Бобровое и Жуково, которые соединены между собой и с р. Елховкой временными водотоками. Имеется также два искус-

ственных водоёма – карьеры песчано-гравийной смеси у Завода минеральных удобрений и у оз. Берёзовое, а также ряд мелких обводнённых искусственных выемок и дренажных канав.

В ходе радиоэкологического исследования проведено измерение мощности дозы гамма-излучения (МЭД) почвогрунтов на закреплённых участках мониторинга, которое позволило выявить локальные участки с повышенным радиационным фоном. Также нами проведен отбор и анализ проб почвенных образцов, растительности для определения удельной активности (УА) радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs .

По результатам полевых и лабораторных работ выполнен расчёт основных коэффициентов накопления и поглощения радионуклидов растительностью, а также плотности загрязнения радионуклидами участков мониторинга. Полученные данные позволили оценить уровень радиоактивного загрязнения исследуемой территории.

В 2011 году на закреплённых 13-ти площадках мониторинга (рис. 1) было проведено подробное исследование, включающее геоботаническое описание, измерение мощности эквивалентной дозы, отбор и анализ компонентов природной среды. Радиометрические исследования мощности дозы гамма-излучения на уровне почвы проводились пешеходными маршрутами. На небольших по площади участках делали замеры радиоактивности (МЭД) почвы дозиметром марки ДКГ. Почвенные и растительные пробы в 2011 году отбирались точно в местах максимального МЭД, а в 2012 году отбирались смешанные пробы с конкретного участка исследования. По результатам исследования выявлено, что радиоактивный фон на изучаемых участках варьирует в пределах 8 – 80 мкР/ч, тогда как естественный радиационный фон для территории Кирово-Чепецкого района 8 – 12 мкР/ч.

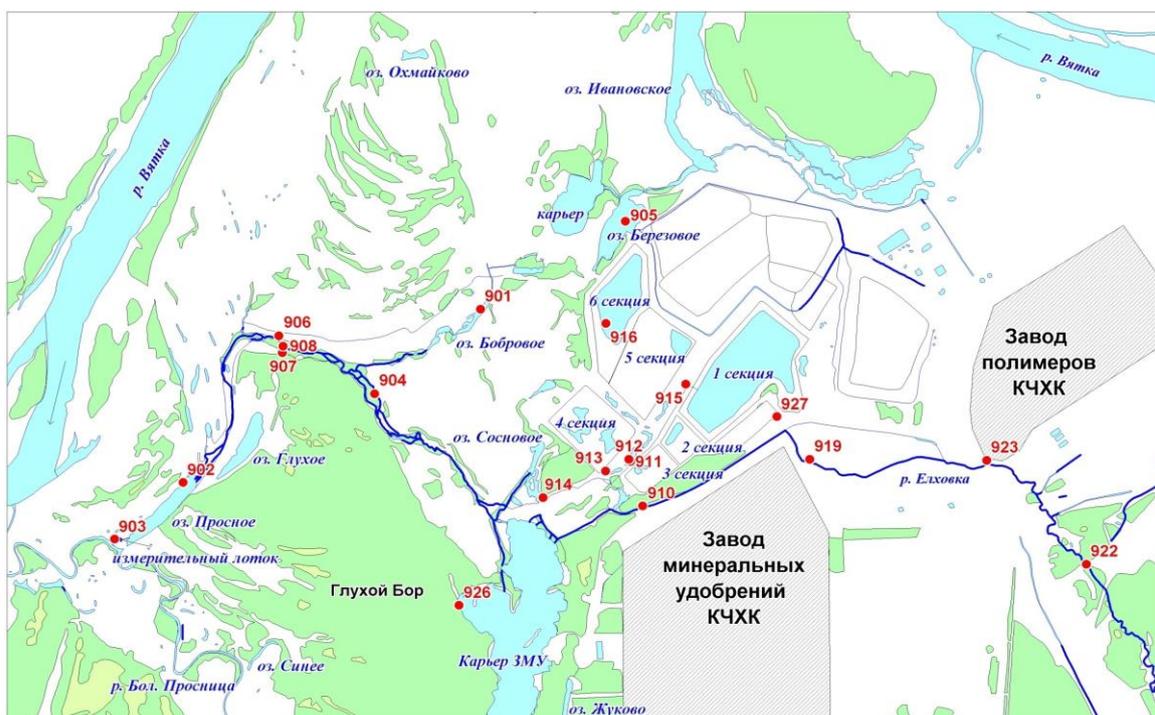


Рис. 1. Карта-схема отбора проб почв и растительности на территории в районе объектов и предприятий Кирово-Чепецкого промышленного комплекса

Измерение УА радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенных образцах позволило рассчитать уровень радиоактивного загрязнения (Ки/км²) для техногенных радионуклидов на каждой площадке мониторинга (табл. 1).

Таблица 1

**Расчётные данные радиоактивного загрязнения
участков мониторинга**

№ участка	Плотность загрязнения (Ки/км ²)	
	Cs-137	Sr-90
901	0,23	0,68
902	1,24	0,21
904	18,19	0,84
906	35,13	0,76
907	39,78	1,22
913	52,7	0,35
918	30,97	0,38
920	6,51	0,51
921	14,84	0,92
927	0,23	0,54
930	16,76	1,16
1005/1	0,68	8,24
П13	11,89	0,67

Бычинский В. А. и др. предлагают классификацию, позволяющую отобразить плотность загрязнения почв от минимального до максимального уровня. Результаты представлены в табл. 2, 3.

Таблица 2

**Уровень загрязнения почв радионуклидом ^{90}Sr в зависимости от его УА
(по классификации Бычинского В. А. и др., 2007)**

Уровень загрязнения по ^{90}Sr	УА, Ки/км ²	Площадка
Минимальный	< 0,3	902
Слабый	0,3 – 0,5	913, 918
Средний	0,5 – 1,0	901, П-13, 904, 906, 920, 921, 927
Сильный	1,0 – 3,0	907, 913, 930
Максимальный	> 3	1005/1

Таблица 3

**Уровень загрязнения почв радионуклидом ^{137}Cs в зависимости от его УА
(по классификации Бычинского В. А. и др., 2007)**

Уровень загрязнения по ^{137}Cs	УА, Ки/км ²	Площадка
Минимальный	< 1	901, 927, 1005/1
Слабый	1 – 5	902
Средний	5 – 15	П-13, 920, 921
Сильный	15 – 40	904, 906, 907, 918, 930
Максимальный	> 40	913

На основании предыдущих исследований (Ашихмина и др., 2010) и рассчитанных нами значений плотности радиоактивного загрязнения было уста-

новлено, что основная территория, подверженная химическому и радиоактивному загрязнению почв и грунтов, имеет отчётливую приуроченность к водным объектам. В связи с этим площадки мониторинга в 2012 году закладывались на берегах водоёмов и водотоков (р. Елховка, оз. Просное), на заболоченных участках в районе хранилищ отходов – площадки 904, 930, 913, 907, 921, П-13, на которых было проведено более подробное обследование.

Для измерения УА радионуклидов нами были отобраны растения, доминирующие на участках мониторинга. Среди них – крапива двудомная *Urtica dioica* L., бодяк полевой *Cirsium arvense*, полынь горькая *Artemisia absinthium*, пырей ползучий *Elytrigia repens*, вейник седеющий *Calamagrostis canescens* и др. С целью изучения миграции и перераспределения радионуклидов в растительных объектах отобранные пробы разделяли на вегетативные части (корни, листья, стебли). Радиационные исследования почвенных и растительных образцов проводили на спектрометрическом комплексе для измерения активности бета-гамма - излучающих нуклидов «Прогресс». Методика основана на регистрации спектров гамма-бета-излучения испускаемого веществом исследуемого объекта с последующей их обработкой на ПК при использовании пакета программ ПРОГРЕСС.

Выявлено, что наибольший вклад в УА растений на участках исследования вносит радионуклид ^{137}Cs . Из изученных видов растительности биоиндикационные свойства проявляют *Urtica dioica* L. и *Cirsium arvense*. Эти растения широко распространены на данной территории, и кроме того, в них установлены максимальные уровни накопления радионуклида цезия. Полученные значения УА техногенных радионуклидов в этих видах отличаются в несколько раз, что обусловлено «пятнистым» характером загрязнения участков.

Для оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используются различные показатели. Наиболее часто применяется коэффициент перехода (Кп), который определяют как отношение содержания радионуклида в единице массы растений к плотности загрязнения единицы площади почвы

$$K_p = A(\text{Бк/кг})_{\text{растение}} / A(\text{кБк/м}^2)_{\text{почва}},$$

где А – УА радионуклида.

Наряду с этим используют коэффициент накопления или концентрации (Кн) – отношение содержания радионуклида в растительной массе к содержанию радионуклида в почве

$$K_n = \text{УА}(\text{растение}) / \text{УА}(\text{почва})$$

Полученные данные сведены в табл. 4.

На процесс перехода радионуклидов из почвы в растения в той или иной степени оказывают влияние различные факторы. В ряде работ (Лекунович, 2005, Позолотина, 2008) говорится о сложном характере перехода радионуклидов в растения. Установлено, что сравнение величин содержания ^{137}Cs в растениях и почве может не давать прямой зависимости между ними. В нашем случае коэффициенты перехода для одного вида растений на разных участках мониторинга варьируют в пределах нескольких порядков величины.

**Коэффициенты накопления и перехода техногенных радионуклидов
в растительных объектах**

Растительные объекты		Коэффициент накопления (Кн)		Коэффициент перехода (Кп)	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Крапива двудомная	листья	от 0,02 до 6,61	от 0,03 до 7,6	от 0,06 до 15,70	от 0,12 до 2,67
	стебли	от 0,01 до 2,97	от 0 до 2,09	от 0,03 до 7,05	от 0,11 до 5,93

Растительные объекты		Коэффициент накопления (Кн)		Коэффициент перехода (Кп)	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Бодяк полевой	листья	от 0,24 до 3,03	от 0,87 до 6,50	от 1,00 до 12,54	от 1,12 до 3,62
	стебли	от 0,14 до 1,70	от 0,26 до 3,8	от 0,60 до 7,30	от 0,65 до 1,08

Таким образом, проведённые исследования выявили неоднородное распределение техногенных радионуклидов в почвах. Плотность загрязнения почв на закреплённых площадках мониторинга варьирует от среднего до сильного по радионуклиду ⁹⁰Sr, и от среднего до максимального – по ¹³⁷Cs. Интенсивность поступления радионуклидов в растения различна, радионуклиды в основном накапливаются в наземных органах. В зависимости от физико-химических свойств почв и видовых особенностей растений коэффициенты перехода варьируют в широких пределах.

Литература

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

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

Бычинский В. А., Вашукевич Н. В. Тяжелые металлы в почвах в зоне влияния промышленного города. Иркутск: Изд-во Иркут. университета. 2007. 160 с.

Лекунович С. Н. Зависимость коэффициента перехода радионуклидов из почвы в растение от факторов его обуславливающих // Исследования молодых ученых Пинщины: Материалы II науч.-практ. конф., посвященной 60-летию Победы в Великой Отечественной войне. Пинск, 14 мая 2005 г. Пинск, КУП «Пинская региональная типография», 2005. С. 129–132.

Ашихмина Т. Я., Лемешко А. П., Кантор Г. Я., Дабах Е. В. Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» // Современная радиэкологическая обстановка в Кировской области. Материалы науч.-практ. конф. 10-11 декабря 2009 г. Киров, 2009. 132 с.

Позолотина В. Н. Современное состояние наземных экосистем Восточно-радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Изд-во «Голицинский», 2008. 204 с.

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА БИОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

С. В. Пяткова, Ю. С. Шевченко

Национальный исследовательский ядерный университет

Обнинский институт атомной энергетики

Современная ситуация в мире характеризуется масштабным и комплексным воздействием на окружающую среду антропогенных факторов самой разнообразной природы. Последствия такого совместного многофакторного воздействия на живые организмы во многом еще не познаны и трудно поддаются прогнозу. Следовательно, для объективного заключения о качестве среды, необходима интегральная характеристика ее состояния.

Именно живые организмы несут наибольшее количество информации об окружающей среде, и отклик у них формируется в ответ на весь комплекс присутствующих воздействий, а не на каждое из них в отдельности.

В последнее время для оценки качества природной среды всё чаще прибегают к биологическим методам (Grant, 1982). Удобным и широко используемым методом для исследования токсического воздействия различных загрязнителей биосферы на живые объекты является тест на корневых клетках лука (Allum-тест), который позволяет осуществить относительно быстрый просмотр эффектов различных факторов окружающей среды с указанием их потенциального риска (Fiskesj, 1985).

Целью данной работы было определение токсичности природных вод из района хранилища радиоактивных отходов с помощью Allum-теста.

Наши исследования природных вод на токсичность с помощью Allum-теста проводились в районе размещения старого регионального хранилища радиоактивных отходов, расположенного в черте г. Обнинска. С момента создания и по настоящее время отделом радиационной безопасности Государственного научного центра РФ – Физико-энергетического института им. А. И. Лейпунского осуществляется постоянный радиологический контроль на данной территории.

Для оценки потенциальной биологической опасности отбирались пробы воды из 3 контрольных скважин на территории хранилища: скважина вблизи аварийной емкости, скважины, расположенных на значительном расстоянии от локального источника загрязнения и вода поверхностного стока за пределами хранилища. В качестве контроля использовалась отстоянная водопроводная вода.

Радиохимический анализ воды в указанных точках показал присутствие β -радионуклида ^{90}Sr . Наибольшее содержание стронция отмечается в воде из скважины (от 22 до 40 Бк). Уровень радиоактивности в воде из скважины №7 не является значимым (менее 0,15 Бк/л). Содержание радионуклидов в природных водах за пределами хранилища варьирует посезонно (в пределах от 3 до 16 Бк/л).

Тест-системой для изучения биологических эффектов, индуцируемых компонентным составом проб воды, были выбраны клетки корневой меристемы лука (*Allium* сера, сорт Штутдгартер Ризен). Луковицы приблизительно одинаковые по массе (2,5–3 г) и размеру (1,8–2,2 см) помещали в пластиковые кюветы с анализируемой водой на 72 часа. В каждом варианте использовалось 10 луковиц. По окончании тестирования корни длиной 1,5–2,0 см фиксировали в ацетоуксусном спирте. Использовали общепринятую методику приготовления давленных препаратов, окрашивание клеток проводили ацетоорсеином (Паушева, 1988).

В качестве анализируемых показателей были выбраны митотический индекс ткани и учет клеток с абберациями хромосом на стадии ана-телофазы.

По результатам биотестирования была оценена токсичность природных вод. Цитотоксичность воды характеризовалась по показателю митотической активности клеток корневой меристемы. Генотоксичность – по показателю частоты абберантных клеток.

Полученные данные показывают, что значимое снижение величины митотического индекса в корешках лука зафиксировано при использовании воды из скважины 4. Причем этот результат повторяется независимо от даты пробоотбора. Следовательно, компонентный состав воды из этого источника характеризуется цитотоксическим эффектом. Эти данные согласуются с результатами радиологического анализа.

При сравнении результатов биотестирования в разные сроки пробоотбора следует отметить, что активность клеточного деления в летний период была низкой во всех вариантах тестирования. Наблюдаемую нами сезонную динамику митотической активности можно объяснить наличием внутреннего биологического ритма тест-организма. Из этого также следует, что при использовании живых организмов в эксперименте следует обращать внимание на ритмический характер природных процессов (Гриф, Мачс, 1994).

В отличие от этого, влияние компонентного состава воды на уровне генома не зависит от сезона. Процент формирования абберантных клеток при тестировании воды из скважины 4 в 2 раза выше, чем в контроле и других водных источниках. Таким образом, подтверждается и генотоксический эффект, индуцируемый водой из скважины 4.

Спектр наблюдаемых хромосомных аббераций представлен в основном хромосомными формами нарушений (мостами и фрагментами), присутствие геномных нарушений (отставания хромосом) незначительно. Для данного спектра отмечено отсутствие тяжелых (летальных) изменений в клетке (мультиполярных митозов, к-митозов, изменений формы ядра, слипаний хромосом).

В результате нашей работы можно сделать следующие выводы. *Allium*-тест является очень удобным методом оценки качества среды, характеризуется высокой чувствительностью, информативностью, оперативностью, экономичностью, а также высокой воспроизводимостью результатов. Биотестирование природных вод с территории хранилища радиоактивных веществ показало, что негативные биологические эффекты формируются под влиянием воды из скважины 4, расположенной вблизи источника загрязнения. Степень проявления

цитотоксического и генотоксического эффекта коррелирует с уровнем радиоактивного загрязнения воды и почвы. Спектр наблюдаемых хромосомных aberrаций характеризуется присутствием хромосомных, геномных, летальных форм нарушения не обнаружено. Более стабильным и информативным в наших вариантах тестирования оказался показатель генотоксичности воды.

Литература

Гриф В. Г., Мачс Э. М Ритмы митотической активности и клеточные циклы в меристемах растений // Цитология Т. 36. № 11. 1994. С. 1069–1085.

Паушева З. П. Практикум по цитологии растений // М.: Агропромиздат, 1988. 217 с.

Friskej G., Levan A., Evaluation of the first ten MEIC chemicals in the Allium test // ATLA. 1993. 21. С. 139–127.

Grant W. F. Chromosome aberration assays in *Allium*. A report of the US Environmental Protection Agency Gene-Tox program // Mutation Research. 1982. V. 99. P. 273–291.

ФОНОВОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ МУНИЦИПАЛЬНОГО РАЙОНА «СОСНОГОРСК» И ГОРОДСКОГО ОКРУГА «УХТА» РЕСПУБЛИКИ КОМИ

В. А. Безносиков, Е. Д. Лодыгин, И. И. Шуктомова
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, soil99@mail.ru

Глобальность экологических проблем в настоящее время требует новых подходов к оценке конкретной экологической ситуации, складывающейся в естественных биогеоценозах. Хозяйственная деятельность человека приводит к изменениям в структуре и функциях природных комплексов: изменяются направления и темпы миграции химических элементов, перемещаются зоны их выноса и накопления. По разным причинам природные среды оказываются перегруженными радионуклидами. Вследствие высокой биологической активности радионуклиды, попадая в природные среды в миграционно-активном состоянии, включаются в той или иной степени в биологический круговорот. Поэтому получение достоверной информации о фоновом содержании этих поллютантов в почвах, процессах их накопления и перераспределения приобретает определяющее значение.

Цель данной работы – оценка фонового содержания, установление закономерностей распределения радионуклидов по профилю разных типов почв муниципальных образований «Город Сосногорск» и «Город Ухта» Республики Коми с учетом ландшафтно-геохимических особенностей территорий.

В почвах определяли искусственные (^{137}Cs , ^{90}Sr) и основные естественные радионуклиды (^{40}K , ^{232}Th , ^{226}Ra). Измерения проводили на гамма-спектрометре со сцинтилляционным детектором. Для определения ^{90}Sr использовали бета-спектрометрический тракт со сцинтилляционным блоком детектирования. Обработка спектров, расчет значений активности и погрешности проводили на ПЭВМ с использованием программного пакета «Прогресс».

Объектами исследований послужили почвы муниципальных образований муниципальный район «Сосногорск» и городской округ «Ухта» Республики

Коми. Для оценки фонового содержания радионуклидов в почвах была проведена оцифровка Государственной почвенной карты Республики Коми масштаба 1:1000000, на основе которой созданы: систематический список почв; база данных о содержании радионуклидов в почвах с использованием ГИС-технологий; рассчитаны площади почв. Эти районы занимают 30,091 тыс. км² территории республики. Список исследованных почв приведен в таблице 1.

При отборе почвенных образцов был использован маршрутный метод, позволяющий учитывать закономерности формирования почвенного покрова в ландшафтах: от водораздела до геохимически подчиненных ландшафтов.

Наиболее распространенными почвами в Ухтинском и Сосногорском районах республики являются: болотно-подзолистые (59,7%), глееподзолистые (15,0%) подзолы (12,5%) и болотные (8,3%) (табл. 1).

Таблица 1

Распределение почв в Ухтинском и Сосногорском районах Республики Коми

№ п/п	Почвы	Районы и площади				Площади почв, всего	
		Ухтинский		Сосногорский		км ²	%
		км ²	%	км ²	%		
1	Торфяно-подзолисто-глеевые и торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые	4838,5	35,8	6824,7	41,1	11663,2	38,7
2	Торфянисто-подзолисто-глееватые и торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые	2060,3	15,2	4285,3	25,8	6345,6	21,0
3	Глееподзолистые	3134,8	23,3	1377,8	8,4	4512,4	15,0
4	Подзолы	1843,2	13,7	1927,6	11,6	3770,8	12,5
5	Болотные	783,2	5,8	1687,0	10,2	2470,2	8,3
6	Горные	685,1	5,1	–	–	685,1	2,3
7	Пойменные	154,9	1,1	467,2	2,8	622,3	2,1
8	Водная поверхность	1,0	0,01	20,4	0,1	21,4	0,1
	Всего	13501,0	100	16590,0	100	30091,0	100

На основе созданной базы данных сделан выбор реперных участков для закладки разрезов и отбора образцов по основным типам почв с учетом макро- и микрорельефа.

Известно большое количество радиоактивных изотопов искусственного происхождения. Однако с точки зрения формирования и радиобиологических последствий глобальных выпадений ведущими являются ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr. В окружающую среду эти радионуклиды поступают с радиоактивными отходами атомных электростанций и с продуктами ядерных взрывов, а также аварий на АЭС. Из таблицы 2 видно, что исследуемые почвы обладают неодинаковой способностью к поглощению радионуклидов. Так, максимальное накопление ¹³⁷Cs происходит в глееподзолистых почвах. Здесь удельная активность радионуклида составляет 13,8 ± 2,1 Бк/кг. Более низкие значения удельных активностей ¹³⁷Cs характерны для торфянисто-подзолисто-глееватых почв и подзолов.

В остальных исследованных почвах удельная активность радионуклида на пределе обнаружения использованной аппаратуры. Результаты исследований показывают, что содержание ^{90}Sr в поверхностных слоях отобранных почв находится в пределах среднестатистических значений глобальных выпадений. Существенные различия в накоплении ^{90}Sr в различных типах почв не обнаружены.

Основная часть изотопов ^{90}Sr и ^{137}Cs независимо от типа почв сосредоточена в органогенных горизонтах. Стронций в основном фиксируется органическим веществом почв, в частности гуминовыми кислотами.

Источником естественных радионуклидов (^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th) являются почвообразующие горные породы. Полученные данные по удельной активности естественных радионуклидов сопоставляли с кларковыми содержаниями их в почвах, можно констатировать, что содержание радия, тория и калия в почвах находится на уровне кларковых значений. Однако в пойменных почвах удельные активности радия-226 близки к верхнему значению его кларкового содержания в почвах (148 Бк/кг).

Таблица 2

Фоновое содержание радионуклидов в почвах муниципальных образований «Город Сосногорск» и «Город Ухта», Бк/кг

Почва	Cs-137		Ra-226		Th-232		K-40		Sr-90	
	\bar{X}	$\pm \Delta$								
Торфяно-подзолисто-глеевые иллювиально-гумусовые	6	4	10,2	2,9	13	6	45	17	3,5	1,1
Торфяно-подзолисто-глеевые	8	6	27	8	12	7	140	110	1,6	0,8
Торфянисто-подзолисто-глееватые иллювиально-гумусовые	7,6	2,1	10	3	10	3	50	13	2,1	0,7
Торфянисто-подзолисто-глееватые	8,4	1,4	11,8	2,4	15	3	72	20	3,9	0,8
Подзолы	8,1	2,2	8,07	0,15	9,6	2,4	150	50	4,0	1,3
Глееподзолистые	13,8	2,1	12,9	2,8	8,4	1,0	106	27	4,1	0,9
Горные	11	8	22	7	25	11	420	160	2,1	0,7
Болотные	3,7	0,6	10,2	2,4	9,0	2,8	48	10	1,9	0,8
Пойменные	4,4	1,1	12,5	1,3	16	3	387	25	6,2	2,4

Полученные результаты могут быть использованы для оценки воздействия радионуклидов на почвенный покров в зонах возможного загрязнения, а также при проведении экологической экспертизы и разработке проектов ОВОС регионального уровня. Полученная информация является основой для дальнейших исследований и выбора тестовых участков с учетом пространственного варьирования свойств почв в различных типах ландшафтов при проведении локального мониторинга.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта УрО РАН № 12-П-4-1008.

СЕКЦИЯ 3

МЕХАНИЗМЫ АДАПТАЦИИ БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ РАЗНЫХ УРОВНЕЙ ОРГАНИЗАЦИИ

СОРБЦИЯ ИОНОВ СВИНЦА ИЗОЛЯТАМИ СТРЕПТОМИЦЕТОВ ИЗ ЭКОТОПОВ С РАЗЛИЧНЫМ УРОВНЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Е. С. Соловьёва¹, И. Г. Широких²

*¹ Вятский государственный гуманитарный университет,
blueberry17@mail.ru*

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, irgenal@mail.ru

Хозяйственная деятельность человека способствует появлению в почве большого количества разнообразных загрязняющих веществ, не свойственных естественным экосистемам. Наиболее распространенными из таких веществ являются тяжелые металлы (ТМ).

В ходе эволюции произошла адаптация почвенных бактерий к повышенному содержанию ТМ в местах залежей руд, вблизи действующих вулканов и гидротермальных источников. Доминирующей группой бактерий в почвах загрязненных ТМ являются мицелиальные спорообразующие актинобактерии – стрептомицеты, эволюционно развившие внутриклеточные и внеклеточные защитные механизмы детоксикации ТМ в окружающей среде (Schütze, Kothe, 2012). Образование сидерофоров и подобных меланину пигментов, способных образовывать комплексы с ТМ защищает микробные клетки от ТМ. Стрептомицеты могут сорбировать ионы металла на внеклеточные поверхности, тем самым уменьшая доступную концентрацию металла в среде. Биосорбция происходит благодаря наличию в клеточной стенке поляризованных групп (фосфатных, карбоксильных, гидроксильных и аминогрупп) (Haferburg and Kothe, 2007).

Цель работы – сравнительная характеристика изолятов стрептомицетов, выделенных из экотопов с различной степенью загрязнения тяжелыми металлами, по данным оценки накопления их биомассы в присутствии свинца и сорбции свинца из растворов.

Для эксперимента были выбраны изоляты стрептомицетов, выделенные из почв города Кирова с различным уровнем загрязнения ТМ, в качестве фоновых использовали изоляты выделенные из почв ГПЗ «Нургуш». Биосорбцию свинца и накопление стрептомицетами биомассы в присутствии металла изучали, используя по три культуры из каждой почвенной разности (табл.). Стрептомицеты выращивали в жидкой среде, с добавлением $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Pb}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ из расчета в среднем 9 мг/л Pb^{2+} , на качалке при 25 °С в течение 7 сут. Биомассу измеряли гравиметрическим методом после фильтрации жидкой культуры и её

высушивания при 105 °С до постоянного веса. Содержание Pb^{2+} в фильтрате и биомассе определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Спектр-5-4». Культуральный фильтрат предварительно осветляли. Биомассу озоляли при 600 °С, затем обрабатывали последовательно 1М и 1% растворами HNO_3 , фильтровали и анализировали фильтрат. Рассчитывали степень извлечения свинца из жидкой среды различными штаммами и процентное содержание металла в биомассе каждого штамма. Полученные данные усредняли для штаммов, относящихся к одной почвенной разности.

Таблица

Характеристика почвенных образцов, использованных для выделения изолятов стрептомицетов

Место отбора образцов	Уровень загрязнения почвы ТМ	Содержание подвижной формы свинца, мг/кг	Выделенные изоляты
Транспортная и промышленная зоны города	высокий	<u>19,9</u> 15,1–23	<i>S. bacillaris</i> y-53 <i>S. lavendulae</i> y-51 <i>S. clavuligerus</i> y-21
Селитебная и садово-огородная зоны города	умеренный	<u>2,09</u> 1,08–4,49	<i>S. exfoliates</i> y-56 <i>S. felleus</i> y-57 <i>S. aureofaciens</i> y-61
ГПЗ «Нургуш» в 50 км от города	низкий	<u>0,4</u> 0–1,1	<i>S. bacillaris</i> H-2 <i>S. aureofaciens</i> H-4 <i>S. globisporus</i> H-6

Примечание. Над чертой – средние, под чертой – минимальные и максимальные значения показателя по пяти пространственно разобъединенным образцам из каждого биотопа

Результаты эксперимента показали, что количество извлеченного металла во всех случаях было выше 90% и максимальные значения наблюдались у изолятов из заповедника «Нургуш» (рис. 1).

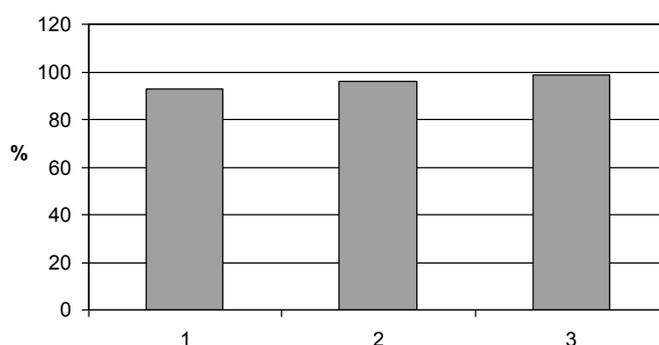


Рис. 1. Степень извлечения свинца из растворов изолятами стрептомицетов выделенных из почв с различным уровнем загрязнения: 1 – изоляты из почв с высоким уровнем загрязнения; 2 – изоляты из почв с умеренным уровнем загрязнения; 3 – изоляты из Нургуша

Содержание свинца в биомассе стрептомицетов, в зависимости от штамма и места его изоляции, изменялось в среднем от 5,5 до 8,7 мг/г. Минимальные

значения при этом наблюдалось у изолятов из почв с высоким уровнем загрязнения, а максимальные – для изолятов фоновых почв.

Рост мицелиальной массы стрептомицетов, в жидкой среде с добавлением свинца различался по интенсивности, в зависимости от места выделения культур. Накопление биомассы изолятами из почв с повышенным и умеренным загрязнением ТМ было меньше, чем в контроле, в среднем на 20,1 и 5,6% соответственно. Биомасса изолятов из фоновой почвы в тех же условиях, напротив, превышала на 17,2% средние значения, полученные в контрольном варианте (рис. 2).

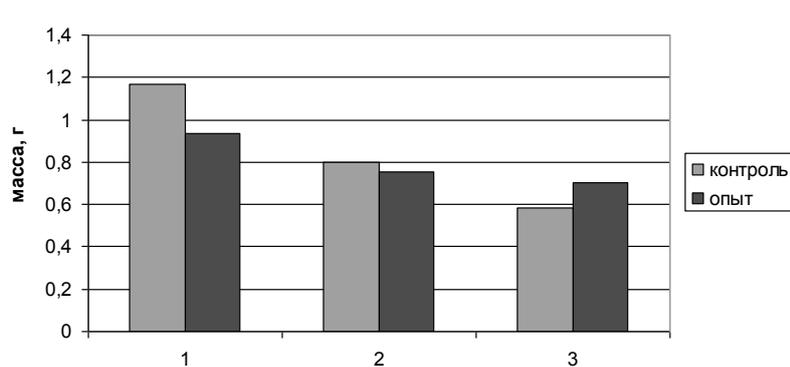


Рис. 2. Нарращивание мицелиальной биомассы изолятами стрептомицетов выделенных из почв с различным уровнем загрязнения: 1 – изоляты из почв с высоким уровнем загрязнения; 2 – изоляты из почв с умеренным уровнем загрязнения; 3 – изоляты из Нургуша

Обусловленные свинцом различия в накоплении биомассы прослеживались не только между средними значениями для сравниваемых выборок стрептомицетов, но и при сравнении штаммов одного вида, относящихся к почвам, различающимся между собой по степени загрязнения ТМ.

Так, биомасса культур *S. aureofaciens* и *S. bacillaris*, выделенных из фоновой почвы, превосходила на 12 и 30% биомассу штаммов этих же видов, изолированных из городских почв (рис. 3). По эффективности удаления ионов Pb^{2+} из жидкой среды, штаммы между собой различались несущественно.

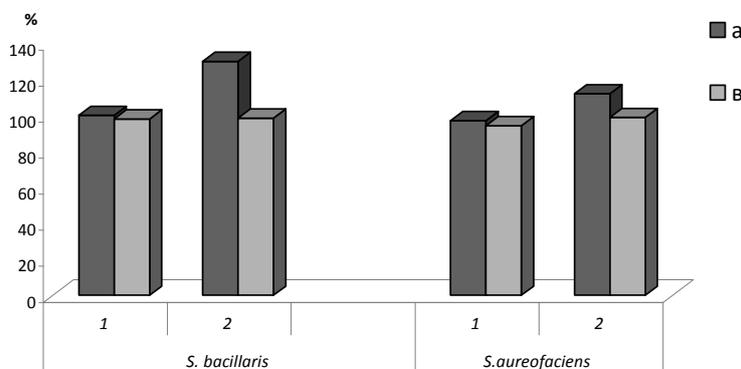


Рис. 3. Изменение биомассы (а) и концентрации свинца в растворе (в) для изолятов стрептомицетов выделенных из почв с различным уровнем загрязнения: 1 – изоляты из городских почв; 2 – изоляты из фоновых почв (ГПЗ «Нургуш»)

Стимуляция свинцом роста мицелиальной массы у культур из фоновой почвы, ранее не контактировавших с металлами, может быть связана с усилением метаболической активности стрептомицетов в присутствии ионов металла на уровне транскрипции или же – в результате индукции так называемых «спящих» генов.

Таким образом, в результате эксперимента было выявлено, что к сорбции ионов свинца из растворов способны как фоновые изоляты стрептомицетов, так и изоляты из городских почв. Уровень адсорбции высокий в том и другом случае, однако, максимальная степень извлечения свинца наблюдалась у стрептомицетов фоновых почв. В жидкой среде более высокую, чем в контроле биомассу наращивали культуры стрептомицетов из фоновой почвы, а более низкую – культуры из городских почв.

Литература

Schütze E., Kothe E. Heavy Metal-Resistant Streptomycetes in Soil. In: Bio-Geo Interactions in Metal-Contaminated Soils // Soil Biology. 2012. V. 31. 163–182.

Haferburg G., Kothe E. Microbes and metals: interactions in the environment // J. Basic Microbiol. 2007. V. 47. P. 453–467.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ИОНОВ МЕДИ (II) И НИКЕЛЯ (II) НА ПОЧВЕННЫЕ ЦИАНОБАКТЕРИИ

*О. Н. Гребёнкина*¹, *А. И. Фокина*¹, *М. С. Жмак*¹, *С. Ю. Огородникова*^{1,2},
*А. Н. Васильева*¹

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
annushka-fokina@mail.ru*

Современный уровень антропогенного воздействия на окружающую среду на одно из приоритетных мест выдвигает задачу очистки экосистем и промышленных сточных вод от различных загрязняющих веществ сравнительно дешевыми, нетрудоемкими и эффективными методами. В последние годы довольно активно проводятся исследования с использованием для этих целей микроорганизмов, обладающих высокой скоростью наращивания биомассы и в то же время устойчивых к различным загрязняющим веществам. К таким организмам относятся и цианобактерии (ЦБ), способные накапливать тяжелые металлы (ТМ), в том числе медь и никель, в больших количествах присутствующих в сточных водах гальванических цехов.

Цель работы – на основе многостороннего изучения функциональных особенностей биоплёнок почвенных ЦБ с доминированием рода *Phormidium* в условиях загрязнения медью и никелем выявить сферы возможного применения ЦБ.

Методы исследования. Биопленки отобраны из дерново-подзолистой почвы учхоза ВГСХА. Культуру ЦБ выращивали на жидкой среде Громова № 6 с азотом в течение двух месяцев в люминостате при температуре +25 °С и 12-ти

часовом освещении (3000 лк). Двухмесячную культуру ЦБ помещали в растворы солей никеля ($\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) и меди ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), а так же их смесь в концентрациях ионов металлов 20 мг/дм^3 . Исследования культуры и культуральной жидкости проводили через час и через сутки контакта ЦБ с ионами-поллютантами.

Все определяемые показатели можно разделить на три группы: показатели устойчивости (каталазная активность, интенсивность перекисного окисления липидов, содержание феофетина и хлорофилла *a* в культуре, морфология поверхности клеток); показатели способности ЦБ снижать концентрацию токсикантов в растворе (содержание токсиканта в растворе после контакта с культурой) и показатели, характеризующие одновременно и устойчивость, и способность к снижению концентрации токсиканта (количество и качество метаболитов, образующихся в ответ на действие токсикантов, часть из которых отвечает за связывание металлов).

Активность каталазы определяли газометрическим методом (Хазиев, 2005) в модификации для ЦБ. Интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) в культурах ЦБ анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом, образующимся в процессе ПОЛ (Лукаткин, 2002, Фокина, 2011). Феофетин и хлорофилл *a* определяли спектрометрическим методом по монохроматической методике. Морфология поверхности клеток была изучена с помощью электронного микроскопа JSM-6510 Scanning Electron Microscope (Дурнев, 2011). Остаточное содержание ионов никеля (II) и меди (II) в растворе определяли методом инверсионной вольтамперометрии на приборе Экотест-ВА с датчиком «Модуль ЕМ-04» (Сборник, 2004). Качественный состав соединений в культуральной жидкости до и после воздействия ионов ТМ определяли методом газовой хромато-масс-спектрометрии на хромато-масс-спектрометре GCMS-QP2010 Plus (Росинский, 2011).

Результаты и их обсуждение. Исследования показали, что ионы меди и никеля усиливают каталазную активность ЦБ: через сутки она в несколько раз выше, чем при часовом воздействии. Это, по-видимому, связано со стимулирующим влиянием стрессовых факторов на организмы, в частности, с усилением работы дыхательной системы, что является своеобразной защитной реакцией организмов на воздействие стрессовых факторов, механизмом их адаптации к экстремальным условиям.

Наибольшее влияние на количество хлорофилла *a* оказывают соли меди, а также смеси солей меди и никеля (рис. 1). В этих же вариантах возрастает количество феофетина (рис. 2), появление которого свидетельствует о разрушении хлорофилла, подавлении функционирования культуры ЦБ.

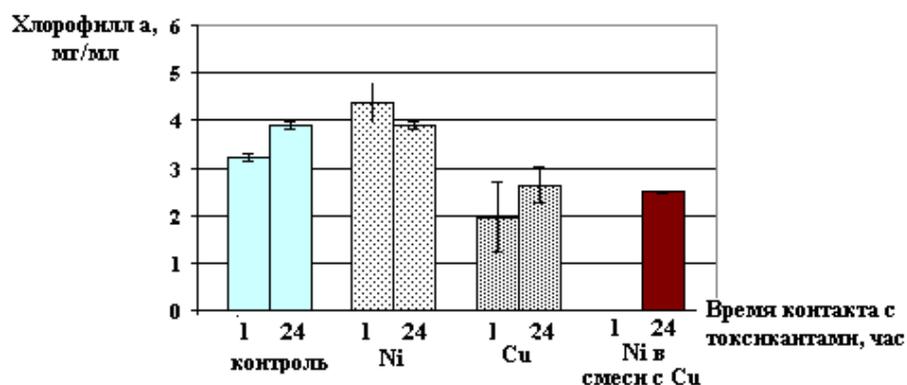


Рис. 1. Содержание хлорофилла *a* в культуре ЦБ

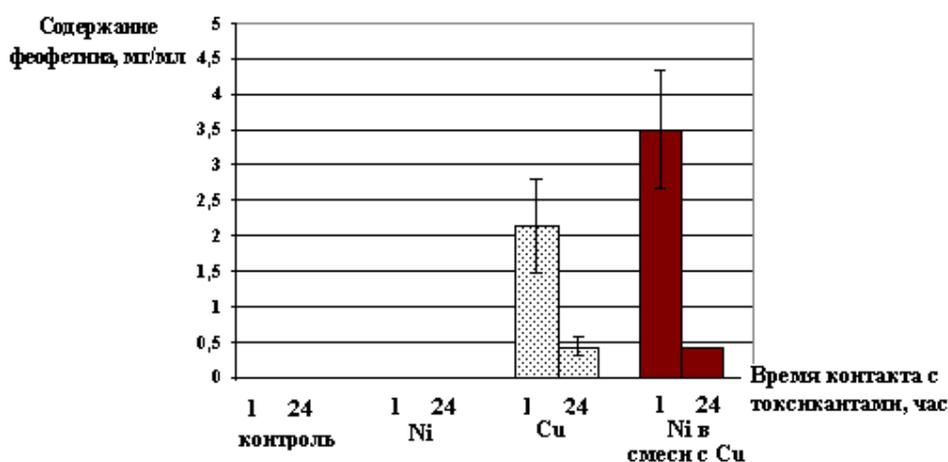


Рис. 2. Содержание феофетина в культуре ЦБ

Одновременно с увеличением каталазной активности и количества феофетина через час контакта усиливается ПОЛ (рис. 3), что связано с инициированием поллютантами процессов, вызывающих повреждение клеточных мембран и нарушение функционирования клеток. В дальнейшем интенсивность ПОЛ снижается (рис. 3).

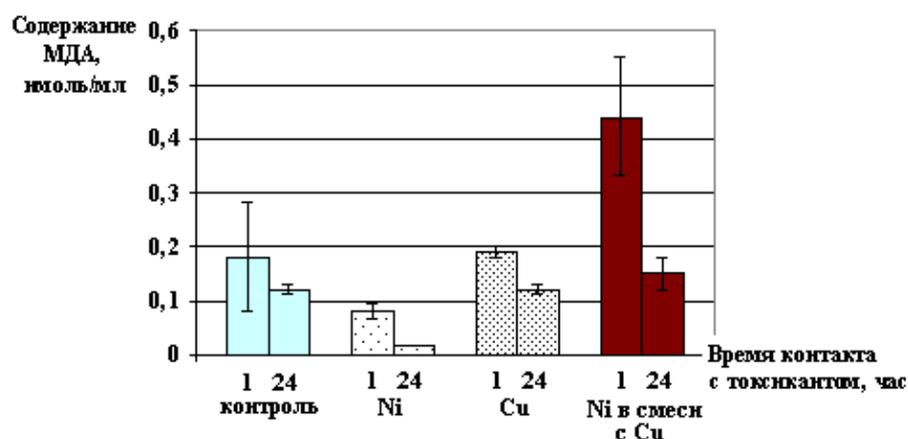


Рис. 3. ПОЛ в культуре ЦБ

Исследование изменений структурных особенностей ЦБ методом растровой электронной микроскопии РЭМ показало, что при любой продолжительности контакта с токсикантом структура ЦБ меняется, наблюдается разрыв связей

между компонентами пленки. Так, в отсутствии поллютантов (контрольный опыт) ЦБ «облеплены» бактериями-спутниками (рис. 4а). При воздействии же токсиканта (ионов никеля) связь между ЦБ и бактериями-спутниками ослабевает, бактерии выстраиваются в отдельные, самостоятельные колонии (рис. 4б), что может быть связано с нарушением симбиотических связей.

Подобная картина наблюдается и в присутствии ионов меди.

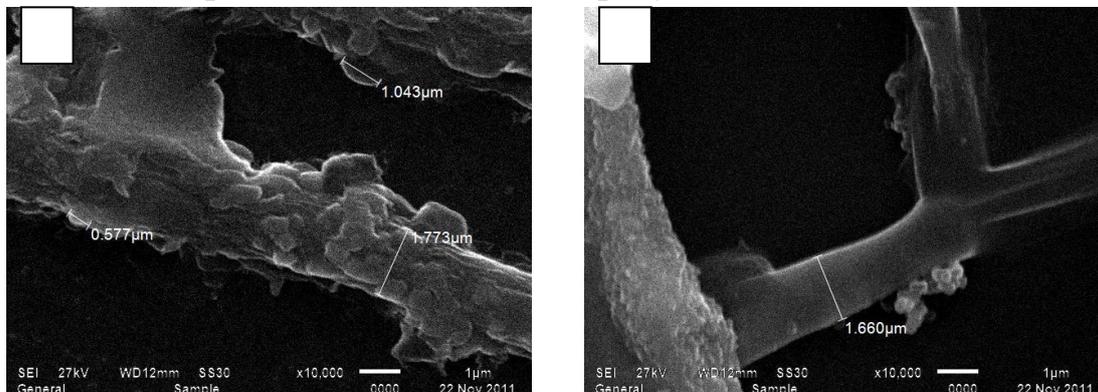


Рис. 4. Изменение структуры ЦБ под воздействием токсиканта:
а – контроль, б – в присутствии ионов никеля

Изучение влияния условий контакта культуры ЦБ с ионами меди и никеля на эффективность очистки растворов от токсикантов показало, что большей способностью снижать концентрацию поллютантов обладают ЦБ в виде гомогенизата в количестве 0,031 г/100 мл раствора продолжительностью контакта 1 час (на 99% в случае индивидуальных солей и на 96–99% в их смеси).

Однако через сутки во всех вариантах происходит увеличение концентрации ТМ в растворе (рис. 5). Это может быть вызвано двумя причинами. С одной стороны, культура адаптируется и выбрасывает часть ионов, поступивших в первое время, из клетки в окружающую среду. Во-вторых, повышение содержания металлов в растворе может быть вызвано разрушением клеточных стенок микроорганизмов и, как следствие, выходом ионов в раствор. Могут одновременно оказывать влияние оба фактора, хотя уменьшение феофетина в клетках, ослабление ПОЛ, усиленная каталазная активность и увеличение содержания хлорофилла *a* через сутки контакта, указывают все-таки, прежде всего, на адаптацию организмов.

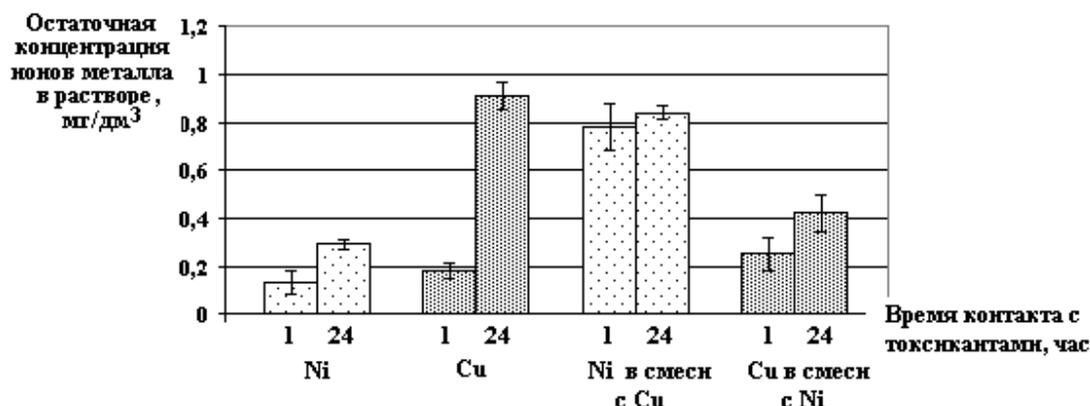


Рис. 5. Влияние продолжительности контакта и присутствия второго иона токсиканта на остаточную концентрацию ионов никеля и меди в растворе

Культуральная жидкость контрольного варианта (без воздействия ТМ) богата различными классами органических соединений; методом газовой хромато-масс-спектрометрии в ней обнаружено более 25 различных веществ: кетоны, спирты, карбоновые кислоты, тиолы, предельные и непредельные углеводороды (большинство из них имеют высокую молекулярную массу, более 150 а.е.). При воздействии токсикантов разнообразие соединений в фильтрате резко падает: преобладают азотсодержащие и кетосоединения, практически отсутствуют полярные соединения. Отсутствие последних может быть обусловлено их участием в реакциях связывания ионов никеля (II) и меди (II).

Таким образом, исследования отклика комплекса почвенных ЦБ с преобладанием рода *Phormidium*, проведенные с применением различных химических, физических и физико-химических методов, показали, что в растворах солей меди и никеля с концентрацией токсикантов 20 мг/дм³ биопленка даёт существенный отклик по всем определяемым показателям. Выявлена высокая способность биопленки к снижению концентрации ТМ в растворе, что является перспективой для создания надёжного биосорбента. Кроме того, биопленка ЦБ показывает сильный физиолого-биохимический отклик, что является основой для создания биотестера.

Литература

Дурнев Е. А. Электронная микроскопия: Методические указания к лабораторным работам. Киров: Изд-во ВятГУ, 2011. 13 с.

Лукаткин А. С. Холодное повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.

Росинский А. П., Алалыкин А. А. Газовая хромато-масс-спектрометрия: Методические указания. Киров: Изд-во ВятГУ, 2011. 37 с.

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

Фокина А. И., Зыкова Ю. Н., Данилов Д. Н., Ашихмина Т. Я., Жмак М. С. Методология изучения влияния ионов тяжёлых металлов на культуры почвенных цианобактерий // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 21–27.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

ВЛИЯНИЕ ТОКСИЧЕСКИХ ЭФФЕКТОВ ИОНОВ СВИНЦА НА СОДЕРЖАНИЕ ВОДОРАСТВОРИМЫХ БЕЛКОВ В ТКАНЯХ ВОДНОГО ПОГРУЖЕННОГО РАСТЕНИЯ *CERATOPHYLLUM DEMERSUM*

Д. Ф. Гайсина

Самарский государственный университет, gdf1995@mail.ru

В последние десятилетия в связи с быстрым развитием промышленности во всем мире увеличивается загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами (ТМ). В силу этого возрастание их содержания в окружающей среде становится серьезной экологической проблемой современности. К тяжелым металлам относят химические элементы, имеющие атомную массу свыше 40 и обладающие свойствами металлов. К ним относятся элементы, необходимые для

жизнедеятельности растений (Cu, Zn, Co, Cr, Mn и др.), а также элементы (Cd, Hg, Pb и др.), функциональная роль которых в настоящее время неизвестна. Во всех международных документах, посвященных проблемам загрязнения окружающей среды, более 10 тяжелых металлов признаны опасными для живых организмов, а самыми токсичными из них являются ртуть, свинец и кадмий (Титов, 2007).

Тяжелые металлы (ТМ) оказывают одно из наиболее значимых отрицательных влияний как на качество природных вод, так и на водные экосистемы в целом: они относятся к классу консервативных загрязняющих веществ, которые не разлагаются в природных водах, а только изменяют формы своего существования, при этом некоторые из них, например Cd, Pb, Hg, несмотря на то, что они не являются необходимыми для растений, могут ими активно поглощаться, накапливаться и по пищевым цепям поступать в организм человека. При поступлении ТМ в реку в зависимости от гидрологических и гидрохимических условий происходит их распределение в системе: вода – взвешенное вещество – гидробионты – донные отложения. Знание особенностей распределения металлов по компонентам водных экосистем имеет важное значение для оценки качества природных вод, выявления источников загрязнения и оценки уровня их воздействия на водные экосистемы, позволяет рационально организовать систему экологического мониторинга за состоянием водного объекта (Папина, 2004).

Целью моей работы явилось исследование содержания водорастворимых белков в тканях водного погруженного растения *Ceratophyllum demersum* L. при воздействии ионов ТМ (100 мкМ/л ионов свинца в составе ацетат свинца), а также в постстрессовый период, после удаления ТМ из воды.

Объект и методы исследования. Объектом исследования был выбран пресноводный макрофит роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.) (Жизнь растений, 1980). Он часто используется в опытах из-за высоких показателей роста и хорошей приспособленности к искусственным условиям выращивания.

Эксперимент проводился в лабораторных условиях при одинаковой интенсивности и регулярности светового потока, а также при постоянной температуре (20 °С). Для этого в опыте была использована комбинация люминесцентных ламп и установлен постоянный период освещения, равный 18 ч.

В ходе эксперимента растения были разделены на 2 группы. Контрольная группа растений находилась в среде отфильтрованной водопроводной воды, а другая группа инкубировалась в присутствии $Pb(CH_3COO)_2$ в концентрации 100 мкМ/л. Непосредственно перед началом исследований фрагменты растений длиной до 50 мм, считая от точки роста, помещали в стеклянные емкости объемом 1 дм³.

Продолжительность воздействия выбранного ТМ составила 12 часов и 3 суток. По истечении каждого из указанных периодов экспозиции часть растений из каждой группы отбиралась на исследования, а часть переносилась в чистую отфильтрованную воду для реабилитации (длительностью 5 суток). После реабилитации также проводились измерения биохимических показателей.

Методы исследования. Проводилось исследование содержания водорастворимых белков по методу М. Брэдфорд (Bradford, 1976). Полученные экспериментальные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов. Достоверность различий измеряемых величин между контрольными и опытными вариантами устанавливали на основании *t*-критерия Стьюдента при доверительном интервале $P \leq 0,05$.

Результаты исследований и их обсуждение. Исследования показали, что после 12 часов воздействия ионами свинца достоверных различий в содержании водорастворимых белков в тканях пресноводного макрофита *C. demersum* между опытными и контрольными группами обнаружено не было, но при этом отмечались изменения внешнего вида. Растение явно выглядело нездоровым, наблюдались признаки хлороза, которые проходили после периода реабилитации.

После 3-суточного воздействия ионов свинца в концентрации 100 мкМ было отмечено увеличение содержания водорастворимых белков в опытной группе растений в 1,8 раза, по сравнению с контрольными значениями (рис. 1). Такой эффект может быть связан с индукцией синтеза стрессовых белков (в т.ч. ферментов антиоксидантной системы защиты), участвующих в защитных реакциях, в ответ на внесение ТМ в среду, что подтверждается данными литературных источников (Косаковская, 2008; Яковец, 2010). Увеличение содержания водорастворимых белков под действием ионов свинца также могло свидетельствовать об экспрессии металлотионеинов и фитохелатинов, принимающих участие в детоксикации Pb^{2+} (Mishra, Srivastava, 2006). После реабилитации растений роголистника в чистой воде наблюдалось еще более значительное (в 1,6 раза) увеличение содержания белков, по сравнению с 3 сутками эксперимента, это свидетельствует о том, что токсическое действие ТМ в этот период сохранялось.

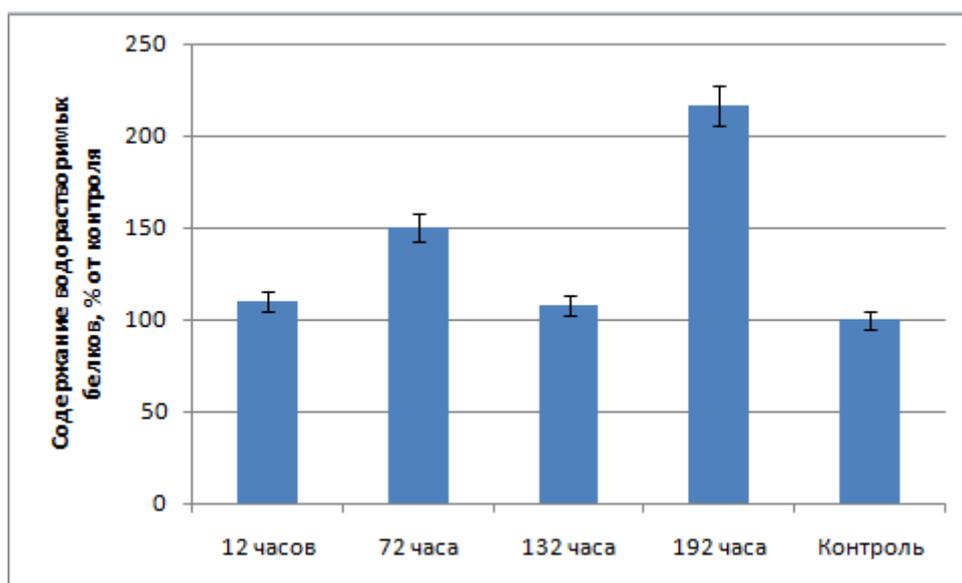


Рис. 1. Динамика содержания водорастворимых белков в тканях *C. demersum* после воздействия 100 мкМ/л ионов свинца, контроль принят за 100%

Заключение. Стрессовая концентрация ионов свинца приводила к малообратимым изменениям в тканях *C. demersum*. Возможно, антиоксидантная система растений роголистника недостаточно развита, чтобы скомпенсировать действие АФК, либо ионы свинца замещают ионы металлов в активных центрах ключевых ферментов, снижая их активность. Установлено увеличение содержания водорастворимых белков, что предположительно свидетельствовало об индукции синтеза стрессовых белков, металлотионеинов и фитохелатинов в растительных тканях. Следует отметить, что роголистник является растением-концентратором, то есть борется с тяжелыми металлами, поглощая их и консервируя на поверхности клеточной стенки с помощью фитохелатинов.

Литература

Bradford M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding // *Anal. Biochem.* 1976. Vol. 72. P. 248–254.

Mishra S., Srivastava S. et al. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatin and antioxidant system in response to its accumulation // *Chemosphere.* 2006. Vol. 65. P. 1027–1039.

Жизнь растений. В 6-ти т. Т. 5. Ч. 1. Цветковые растения / Под ред. А. Л. Тахтаджяна. М.: Просвещение, 1980. С. 188–190.

Косаковская И. В. Стрессовые белки растений. Киев: Фитосоциоцентр, 2008. 152 с.

Папина Т. С. Эколого-аналитическое исследование распределения тяжелых металлов в водных экосистемах бассейна р. Обь: Дис. ... док. хим. наук. Барнаул, 2004. 259 с.

Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам / Отв. ред. Н. Н. Немова. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.

Яковец О. Г. Фитофизиология стресса. Минск: БГУ, 2010. 103 с.

ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФИТОТОКСИЧНОСТЬ КУЛЬТУРЫ ПРИРОДНОГО ИЗОЛЯТА *FUSARIUM CULMORUM*

А. А. Ханжин, В. Ю. Охапкина

*Вятский государственный гуманитарный университет,
verona2205@mail.ru*

Микромицеты рода *Fusarium* широко распространены в природе, большинство из них является фитопатогенами, паразитирующими на растениях самых разных семейств (Билай, 1977). Вместе с тем данные микроорганизмы способны продуцировать целый комплекс биологически активных соединений, гарантирующих их высокую конкурентоспособность в естественных микробиоценозах. Одними из наиболее значимых с экологической и эпидемиологической точки зрения метаболитов грибов являются фузариотоксины (Тутельян, 1985). На продукцию фузариотоксинов оказывают влияние множество факторов как естественных (вид субстрата, его влажность, микрофлора, температура), так и антропогенного генеза (применение пестицидов, внесение удобрений, загрязнение тяжелыми металлами) (Болтынская, 1998; Рафикова, 2010; Чкаников, 1996).

Целью наших исследований являлось проведение модельных экспериментов по изучению влияния соединений тяжелых металлов на токсичные свойства природного изолята вида *F. culmorum* при культивировании в жидкой питательной среде.

В ходе эксперимента в жидкую питательную среду Чапека традиционного состава вносили расчетные количества растворимых соединений тяжелых металлов (Co^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+}). Исходя из результатов ранее проведенных исследований, были выбраны концентрации токсикантов порядка 5 ПДК, при которых наблюдался эффект стимуляции (для ионов цинка и кадмия), либо не отмечалось выраженного угнетения роста (для ионов меди и кобальта) (Ханжин, Охапкина, 2012).

Посевной материал выращивали в жидкой питательной среде. В колбы объемом 500 мл, содержащие по 100 мл испытуемых сред, засеивали по 10 мл (10% по объему) глубинной культуры. Выращивание осуществляли на шуттель-аппарате при частоте качаний платформы 200 оборотов·мин⁻¹ при температуре 25±1 °С в течении 14 дней. После этого определяли накопление биомассы мицелия. Для этого культуральную жидкость фильтровали, после чего фильтры с биомассой культур доводили до постоянной массы в сушильном шкафу при температуре 100 °С, взвешивали полученный осадок и перерасчитывали его массу на единицу объема культуральной жидкости.

По окончании культивирования колбы выдерживали при температуре 4±2 °С в течение 14 сут. Подобный прием позволяет моделировать двухфазный характер развития микромицетов-продуцентов (последовательную смену трофофазы и идиофазы) за счет интенсификации роста биомассы в первую фазу и резкое замедление во вторую. В естественных условиях образование токсина обычно отмечается при пониженной температуре и повышенной влажности (перезимовавшее зерно).

Через каждые 7 сут. отбирали пробы культуральной жидкости (КЖ). Взятые пробы фильтровали в стерильные пробирки, используя для этого стерильные воронки и фильтровальную бумагу.

Для изучения токсинопродукции проводились фитотесты на семенах салата «Люла Росса». Для этого на чашки Петри помещали фильтровальную бумагу, вносили фильтрат КЖ и затем помещали семена салата. Закрывали чашку и вели наблюдение за прорастанием семян. В конце опыта на 5 сутки подсчитывали число проросших семян. Отсутствие влияния самой среды Чапека и среды Чапека с добавлением испытуемых концентраций токсикантов на всхожесть семян было подтверждено в ходе предварительных опытов.

Всхожесть семян определяли отношением числа проросших семян к общему числу семян на чашке:

$$V_c = \frac{C_{\text{пр}}}{C_{\text{общ}}}, \text{ где}$$

$C_{\text{общ}}$ – общее число семян (во всех опытах брали для анализа 10 семян салата);

$C_{\text{пр}}$ – число проросших семян.

Полученные результаты представлены в таблицах 1, 2 и на рисунке 1.

Таблица 1

Результаты оценки фитотоксичности культуральной жидкости *F. culmorum* в зависимости от внесенных в среду токсикантов, n=10

Токсикант, (концентрация в среде)	Всхожесть семян, %			
	7-е сутки ($t_{\text{культ}} 25 \pm 1$)	14-е сутки ($t_{\text{культ}} 25 \pm 1$)	21-е сутки ($t_{\text{культ}} 4 \pm 2$)	28-е сутки ($t_{\text{культ}} 4 \pm 2$)
Cu^{2+} (5 мг·л ⁻¹)	70	60	30	30
Co^{2+} (0,5 мг·л ⁻¹)	80	80	40	30
Zn^{2+} (5 мг·л ⁻¹)	30	20	10	10
Cd^{2+} (0,005 мг·л ⁻¹)	40	30	30	20
Контроль (без токсиканта)	60	60	40	30

Таблица 2

Результаты оценки накопления биомассы *F. culmorum* в жидкой питательной среде с добавлением соединений тяжелых металлов, n=5

Токсикант, (концентрация в среде)	Накопление биомассы на 14 сут. выращивания, г·мл ⁻¹
Cu^{2+} (5 мг·л ⁻¹)	0,44±0,04
Co^{2+} (0,5 мг·л ⁻¹)	0,72±0,10
Zn^{2+} (5 мг·л ⁻¹)	1,90±0,16
Cd^{2+} (0,005 мг·л ⁻¹)	1,34±0,08
Контроль (без токсиканта)	1,06±0,16

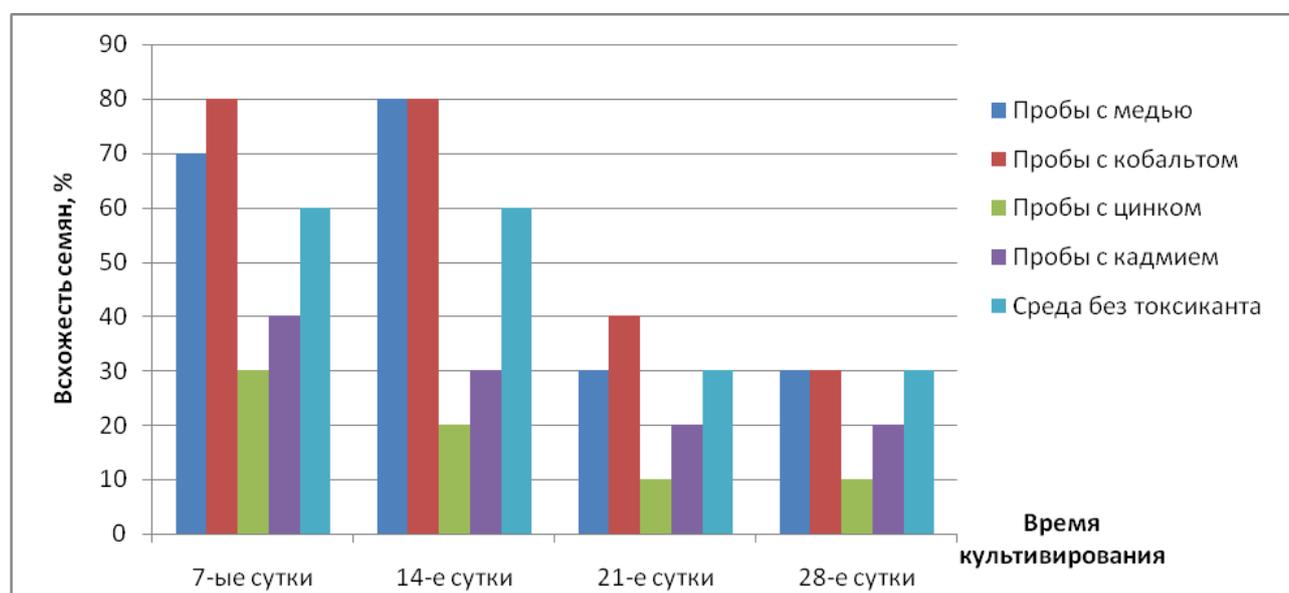


Рис. 1. Влияние фильтратов культуральных жидкостей изолята *F. culmorum*, выращенного в присутствии различных тяжелых металлов, на всхожесть семян салата сорта «Люла Росса»

Анализ данных, представленных в таблице 1 и на рисунке 1, показывает, что фильтраты КЖ, полученные после выращивания *F. culmorum* в течение 7–14 сут. при температуре 25 ± 1 °С без добавления токсикантов, снижают всхожесть семян салата на 60%. При добавлении ионов меди и ионов кобальта дан-

ный показатель составляет соответственно 60–70% и 80%. Следует отметить, что использованные в опыте небольшие концентрации меди и кобальта в среде культивирования (5 ПДК) уже приводят к заметному подавлению роста культуры *F. culmorum* (таблица 2). Сравнительно меньшее и медленное накопление биомассы гриба, вероятно, определяет более низкие величины удельной продукции токсина и, соответственно, меньшую фитотоксичность в первые 2 недели выращивания даже по сравнению с контролем.

При добавлении ионов цинка степень подавления всхожести семян фильтратом КЖ составляет 30–20%, ионов кадмия – 40–30%, что в 2–3 раза и в 1,5–2 раза соответственно больше аналогичных величин в контроле. Вероятно, это можно объяснить тем, что ионы цинка и кобальта, обладающие стимулирующим эффектом на ростовые свойства *F. culmorum* (таблица 2), обуславливают более раннее и интенсивное токсинообразование, что проявляется высокими показателями фитотоксичности уже в первую неделю выращивания.

Однако при дальнейшем выдерживании при пониженной температуре во всех случаях наблюдается резкое увеличение токсичности КЖ и уменьшение всхожести семян. В контроле эта величина к 28 сут. наблюдения составляет 30%. Культуры, выращенные в присутствии ионов меди и кобальта, по фитотоксическим свойствам не отличаются от контроля. В то же время для ионов цинка и кадмия наблюдается усиление фитотоксичности выращенных в их присутствии культур – в 3 раза и в 1,5 раза больше контроля соответственно (10% и 20% взошедших семян).

Таким образом, соединения цинка и кадмия, обладающие способностью стимулировать рост микромицетов штамма *F. culmorum*, также стимулируют и токсинообразование в глубинной культуре данного гриба, что проявляется в усилении фитотоксических свойств культуральной жидкости. Выявлена четкая зависимость ростовых свойств и образования токсичных метаболитов *F. culmorum* от температурного режима развития продуцента, как это отмечается и в естественных условиях. В связи с этим для отчетливого выявления токсических свойств микромицетов в эксперименте требуется переключение фазы интенсивного роста биомассы на продукцию токсина, что может быть достигнуто за счет смены температуры выращивания 25 ± 1 °С на низкую температуру рефрижератора 4 ± 1 °С.

Литература

- Билай В. И. Фузариоз. Киев: Изд-во Наукова думка, 1977. 443 с.
- Болтянская Э. В., Кроякова Е. А. Влияние температуры на накопление культурой *Fusarium sporotrichiella* токсина Т-2 в пшене // Микология и фитопатология. 1998. Т. 22. № 2. С. 123–128.
- Рафикова Г. Ф. Влияние нефтяного загрязнения и биоремедиации на накопление потенциально патогенных и фитотоксичных микромицетов // Иммунопатология. Аллергология. Инфектология. 2010. № 1. С. 73–74.
- Тутельян В. А., Кравченко Л. В. Микотоксины. Медицинские и биологические аспекты. М., 1985.
- Ханжин А. А., Охапкина В. Ю. Оценка влияния тяжелых металлов на ростовые свойства природного изолята *Fusarium culmorum* при культивировании на плотных питательных

средах // Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: материалы Всероссийской молодежной конференции. Киров, 2012. С.143–145.

Чкаников Д. И., Соколова Г. Д., Девяткина Г. А. Влияние некоторых фунгицидов на токсинообразование в культуре *Fusarium graminearum* Schw при глубинном культивировании // Агрохимия. 1996. № 12. С. 68–73.

ДЕЙСТВИЕ МЕТИЛФОСФОНОВОЙ КИСЛОТЫ НА СПОРЫ СТРЕПТОМИЦЕТОВ

Е. В. Товстик¹, И. Г. Широких^{1,2}, С. Ю. Огородникова²

¹ ГНУ НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
tovstik2006@inbox.ru

² Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, irgenal@mail.ru

При функционировании объектов уничтожения химического оружия (ОУХО), утилизирующих фосфорсодержащие отравляющие вещества, в качестве конечных продуктов деструкции может образовываться метилфосфоновая кислота (МФК) (Василевский и др., 2002) – фосфорорганический ксенобиотик, обладающий повышенной устойчивостью в природных условиях (Савельева и др., 2002).

Попадая в почву, МФК сохраняется в ней длительное время, оказывая воздействие на почвенную биоту. Установлено, что внесение метилфосфоновой кислоты в дерново-подзолистую пахотную почву стимулировало размножение в ней водорослей и цианобактерий, при этом авторы связывают данный эффект с микробной деструкцией метилфосфоновой кислоты (Ашихмина и др., 2010) и высвобождением фосфат иона (Кондакова и др., 2008), который далее используется в качестве источника минерального питания. Отмечается, что под действием МФК изменяются численность, видовой состав фототрофных микробных комплексов почвы, изменяется популяционная и видовая плотность природных биопленок *Nostoc* (Ашихмина и др., 2007).

Однако в литературе практически отсутствуют данные о влиянии метилфосфоновой кислоты на актиномицеты, являющиеся неотъемлемым компонентом почвенной биоты (Звягинцев, Зенова, 2001).

Поскольку структурным доминантом актиномицетов в почве являются споры (Полянская, 1978; Полянская, Звягинцев, 1984), представляло интерес изучить влияние МФК на прорастание спор в почве. С этой целью был заложен модельный опыт по определению интенсивности прорастания спор штамма *Streptomyces xantocidicus* 135.4 в зависимости от дозы МФК и времени воздействия.

В опыте использовали воздушно-сухую дерново-слабоподзолистую супесчаную луговую почву без корней и крупных включений. Просеянную через сито (1 мм) почву стерилизовали в автоклаве (1 атм., 30 мин.) 3 раза и увлажняли до уровня, соответствующего полевой влагоемкости. В зависимости от варианта в почву вносили раствор МФК, приготовленный на фосфатном буфере

(рН=6,86), в концентрациях: 1×10^{-1} , 1×10^{-2} , 1×10^{-4} моль/л. Контролем служила почва, увлажненная дистиллированной водой.

На предметные стекла наносили моноспоровую суспензию чистой культуры актиномицета так, чтобы число спор в поле зрения составляло 15–20 шт. Стекла с нанесенной на них споровой суспензией после высушивания закладывали в почву и инкубировали при 27 °С в течение 0, 8, 24, 120 часов. Подсчитывали число проросших спор. Повторность составляла не менее ста полей зрения. Просмотренные стекла обратно в почву не помещали (Методы почвенной ..., 1991).

В ходе исследования установлено, что споры *S. xantocidicus* 135.4 способны прорасти под действием всех исследуемых в опыте концентраций МФК (0,0001–0,1 моль/л) (рис.).

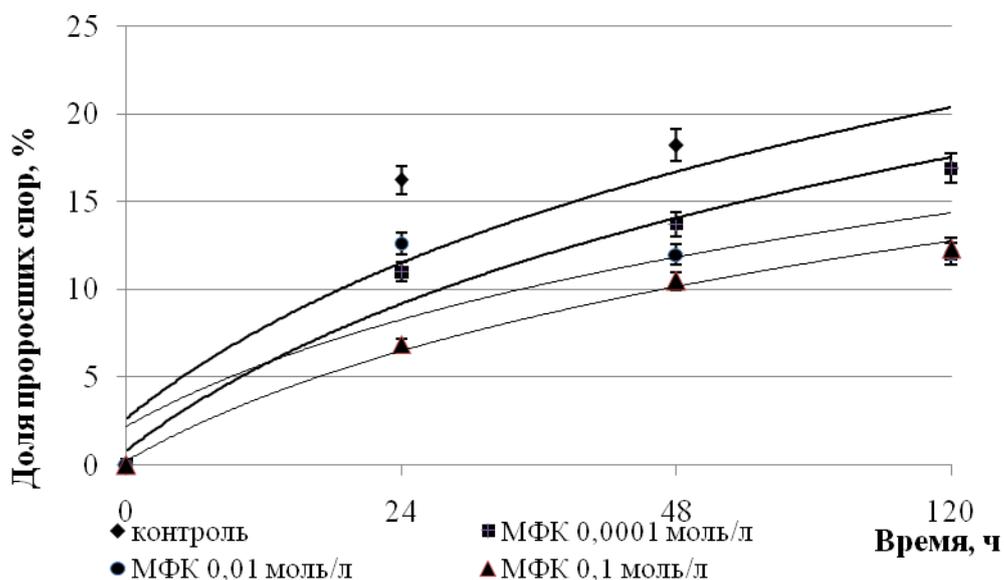


Рис. Динамика интенсивности прорастания спор *S. xantocidicus* 135.4 при различных концентрациях МФК в почве

Действие МФК на интенсивность прорастания спор в течение всего периода наблюдений (120 ч.) было ингибирующим. Так, в первые сутки, инициированной увлажнением почвы сукцессии (24 ч.), максимальная в опыте концентрация МФК (0,1 моль/л) вызвала снижение интенсивности прорастания спор на 58%, а минимальная (0,0001 моль/л) – на 32,2% по отношению к контролю. На следующем этапе наблюдений (48 ч.) в контрольном варианте была зафиксирована максимальная в опыте доля проросших спор – 18,2 % от среднего количества спор в поле зрения. При этом под действием 0,0001; 0,01; 0,1 моль/л МФК также происходило снижение интенсивности прорастания спор на 25; 34; 42% по отношению к контрольному варианту соответственно. К моменту окончания опыта (120 ч.), на фоне увеличения доли проросших спор во всех вариантах, ингибирующее действие МФК сохранилось только для концентраций 0,01; 0,1 моль/л, составив 29; 27% от контроля соответственно. Действие МФК в концентрации 0,0001 моль/л на интенсивность прорастания спор достоверно не отличалось от контрольного варианта.

Таким образом, в ходе модельного опыта установлено, что максимальное ингибирующее действие МФК на интенсивность прорастания спор имело место на первом этапе сукцессии, а с течением времени ослаблялось (в 2 раза), однако не устранялось полностью.

Наблюдения за динамикой прорастания спор *S. xantocidicus* 135.4 в присутствии возрастающих доз МФК позволили обнаружить угнетающее действие данного токсиканта в отношении споровой части популяции стрептомицета во всем градиенте исследованных концентраций (0,001–0,1 моль/л). Полученные результаты говорят о неблагоприятном воздействии МФК при попадании в почву на её микробное население, в частности, о возможном нарушении популяционной структуры мицелиальных прокариот, экологические функции которых в почвах связаны с трансформацией органического вещества и формированием гумуса.

Литература

Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Кантор Г. Я., Кондакова Л. В. Изучение воздействия фосфорсодержащих поллютантов на почвенные микроорганизмы // Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д. И. Менделеева). 2010. Т. LIV. № 4. С. 183–186.

Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Огородникова С. Ю. Метилфосфоновая кислота как регулятор биологических процессов в экологических системах: действие на микроорганизмы, ферментативную активность и высшие растения // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 2. С. 78–87.

Василевский С. В., Киреев А. Ф., Рыбальченко И. В., Суворкин В. Н. Масс – спектрометрическая идентификация силилированных производных алкилфосфоновых, алкилтиофосфоновых и диалкиламидофосфоновых кислот // Журн. Аналит. Хим. 2002. Т. 57. № 6. С. 597–604.

Звягинцев, Д. Г., Зенова Г. М. Экология актиномицетов. М: ГЕОС, 2001. 257 с.

Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я. Влияние метилфосфоновой кислоты на развитие водорослей в почве // Ботанический ж. 2008. Т. 94. № 1. С. 42–48.

Савельева Е. И., Зенкевич И. Г., Кузнецова Т. А. и др. Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии // Рос. хим. ж. 2002. Т. XLVI. № 6. С. 83–91.

ВЛИЯНИЕ ВОЗРАСТАЮЩИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ИОНОВ МЕДИ (II) НА РАЗВИТИЕ ПОЧВЕННОЙ АЛЬГО-МИКОФЛОРЫ

Е. А. Горностаева¹, Л. И. Домрачева^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
g_lentochka@mail.ru*

² *Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

Медь – один из важнейших микроэлементов, недостаточное содержание которого в почвах негативно влияет на жизнедеятельность организмов. Но избыточные концентрации тяжелых металлов (ТМ) оказывают неблагоприятное воздействие. Это воздействие особенно сильно проявляется в последние десятилетия.

тилетия, когда в процессы миграции ТМ в природной среде интенсивно включилась антропогенная деятельность человечества (Ильин и др., 2001; Заварзин, 2003). Так, источниками поступления меди в окружающую среду являются промышленность, теплоэнергетика, транспорт и муниципальные отходы, газопылевые выбросы и сточные воды предприятий химической, металлургической промышленности (Давыдова, 1991).

Значительное количество меди попадает и в почву. Почва – сложнейшая система, в состав которой входят микроорганизмы, являющиеся одними из основных функциональных компонентов, участвующем в круговороте веществ (Гапочка, 1981). Почвенная микрофлора отличается высокой чувствительностью к воздействиям и первой реагирует на изменение параметров среды обитания. Изменение функциональных показателей почвенной биоты широко используется в целях экологической диагностики почвенных нарушений. При техногенном загрязнении именно почвенный микробиоценоз осуществляет важную функцию детоксикации поллютантов (Мишустин и др., 1979; Киреева, 2009; Ананьева, 2003). Поэтому такие структурные показатели, как характер доминирования микроорганизмов, преобладание различных трофических групп, могут характеризовать устойчивость почв, их способность справляться с факторами антропогенного воздействия.

Цель работы – изучить влияние возрастающих концентраций меди на развитие группировок водорослей и грибов в почве.

Объекты и методы исследования. Полевой опыт был заложен на опытном поле ВГСХА в 2012 г. Почва на данной территории дерново-подзолистая, среднесуглинистая: рН – 5,3, гумус – 1,74%. Площадь учетной делянки – 0,24 м². Повторность опыта 3-х-кратная. Покровная культура – пшеница сорта Ирень.

Использована медь в виде соли (CuSO₄·5H₂O) в различных концентрациях – 3; 150; 300 мг/кг, что соответствует 1; 50; 100 ПДК для почвы. Водные растворы токсикантов вносили в почву после посадки семян, проливая 10–15 см верхнего горизонта.

Пробы для количественного анализа альго-микробиоты были отобраны с глубины 5 см во время уборки урожая в сентябре, через 15 недель после посева. Численность фототрофов и длину грибного мицелия определяли на мазках методом прямого счёта (Домрачева, 2005). Повторность счета была девятикратная.

Результаты и их обсуждение. При микробиологическом учете под микроскопом выделены следующие группы микроорганизмов: цианобактерии – гетероцистные (ГЦ), безгетероцистные (БГЦ), зеленые одноклеточные и диатомовые водоросли, микромицеты с окрашенным и бесцветным мицелием.

Наибольшее количество одноклеточных зеленых водорослей наблюдается при концентрации меди 3 мг/кг. Это объясняется тем, что малые дозы ТМ являются стимуляторами роста. При возрастающих концентрациях меди количество одноклеточных водорослей уменьшается без резких скачков. Так, при 50 и 100 ПДК значения составляют 14,05 и 11,13% соответственно (рис. 1).

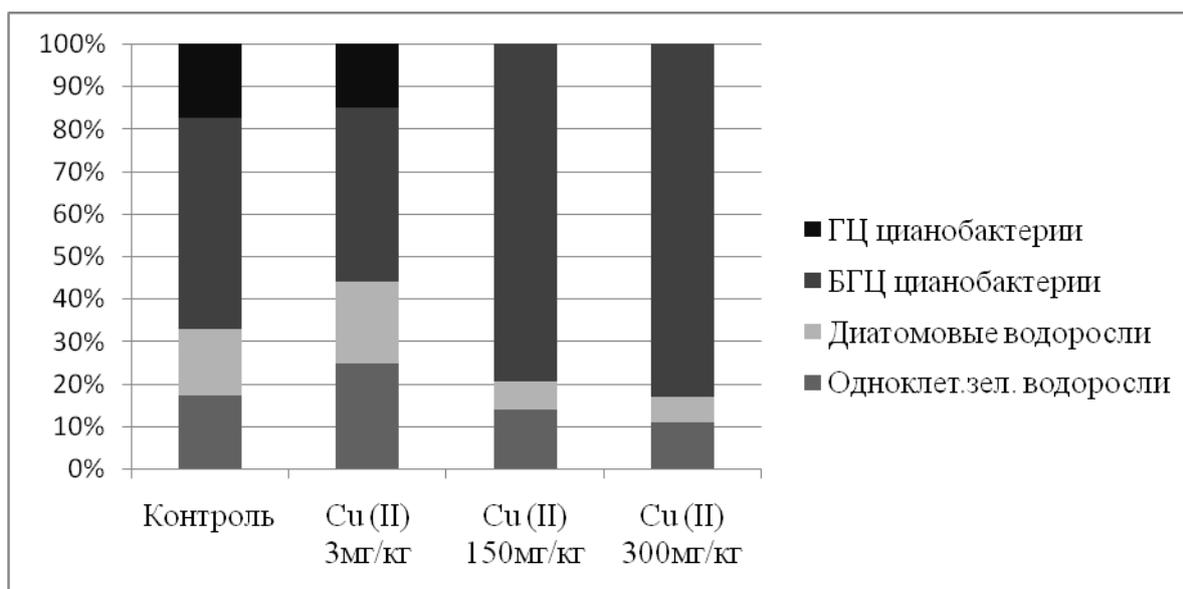


Рис. 1. Структура фототрофных популяций, %

Диатомовые водоросли были обнаружены во всех пробах, т.к. данные почвы являются хорошо увлажненными, что благоприятствует развитию именно этого отдела водорослей. Содержание диатомей в контроле и при самой низкой концентрации меди в почве практически одинаково по абсолютному значению – 600 и 670 тыс. клеток/г, что в процентном соотношении составляет 15,56 и 19,14% соответственно. При концентрации 150 и 300 мг/кг их число падает до 200 тыс. клеток/г (6% от общего числа фототрофов).

Доминирующей группой (более 50%) являются ЦБ, причем доля БГЦ наиболее представительная. Судя по всему, воздействие поллютанта создает условия, которые стимулируют развитие ЦБ. В вариантах 50 и 100 ПДК найдены только БГЦ ЦБ, причем их доля составляет 79,41 и 82,80% соответственно. Таким образом, безгетероцистные ЦБ являются наиболее устойчивыми к действию ТМ микроорганизмами, которые увеличивают свою численность даже при высоких концентрациях меди. Наиболее чувствительной группой оказались гетероцистные ЦБ. Так, ГЦ формы наблюдаются только в контроле и в варианте 1 ПДК, где их количество находится на одном уровне – 670 и 530 тыс. клеток/г.

Таблица 1

Влияние возрастающих концентраций меди на численность фототрофных организмов, тыс. клеток/г

Контроль	Cu (II) 3 мг/кг	Cu (II) 150 мг/кг	Cu (II) 300 мг/кг
3840±750	3500±400	3060±190	3297±370

Изменение состава доминирующих группировок фототрофов, которое происходит под влиянием возрастающих концентраций меди, практически не влияет на общую численность популяций микроорганизмов (табл.1). При этом численность прокариот (ЦБ) в образцах почвы преобладает над численностью эукариотных водорослей (табл. 2). Причем их содержание увеличивается с возрастанием концентрации ТМ. К примеру, при концентрации в почве ионов ме-

ди (II) 150 мг/кг число эукариотов составляет 20,59%, а при максимальной концентрации ТМ – 17,20%. Полученные данные говорят о большей устойчивости прокариотов над эукариотами при стрессе, а именно воздействии меди.

Таблица 2

Структура популяций фототрофных комплексов, %

Варианты	Водоросли (эукариоты)	Цианобактерии (прокариоты)
Контроль	33,07	66,93
Cu (II) 3 мг/кг	44,00	56,00
Cu (II) 150 мг/кг	20,59	79,41
Cu (II) 300 мг/кг	17,20	82,80

Уровень химического загрязнения почвы можно определить путем проведения микологической индикации по соотношению в структуре популяции форм микромицетов с окрашенным и неокрашенным мицелием (рис. 2).

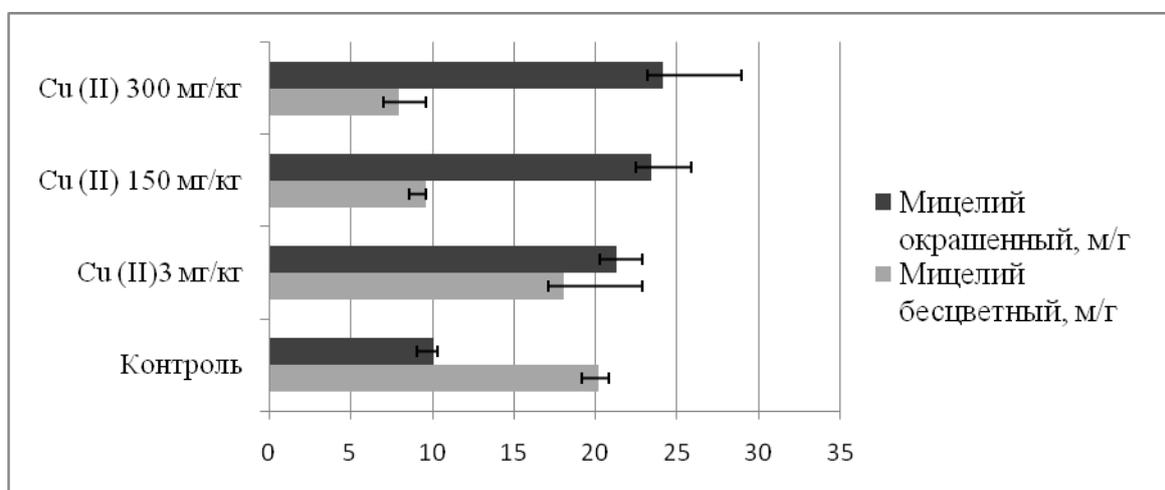


Рис. 2. Структура популяции микромицетов

Большим количеством грибов с неокрашенным мицелием отличается контроль – 20%, а наименьшим – вариант 100 ПДК меди (около 7%). Наблюдаемая тенденция заключается в уменьшении доли грибов с бесцветным мицелием и возрастанием доли темноокрашенных форм при увеличении содержания меди в почве.

Заключение. Доминирование ЦБ на заключительных этапах сезонной сукцессии в почве – давно известный факт. Однако, увеличение доли цианобактериального компонента в структуре фототрофных популяций при концентрации меди 150 и 300 мг/кг явно свидетельствует о повышенной устойчивости прокариотных фототрофов к данному ТМ по сравнению с эукариотными фотосинтетиками.

При анализе количественных характеристик комплексов микромицетов установлено, что по суммарной длине мицелия максимальный показатель наблюдается в варианте с концентрацией меди 3 мг/кг (39,4 м/г), а минимальный – в контроле (30,3 м/г). В других вариантах длина мицелия составляет 33,1 и 32,2 м/г (150 и 300 мг/кг соответственно).

Возрастание концентрации меди приводит к существенному возрастанию доли меланизированных микромицетов. Из трех испытанных концентраций меди две (150 и 300 мг/кг) в той или иной степени ингибируют развитие отдельных групп альго-микофлоры. В то же время концентрация Cu (II) 3 мг/кг практически не оказывает угнетающего действия на эти группы микроорганизмов, даже стимулируя их.

Литература

- Ананьева Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 223 с.
- Гапочка Л. Д. Об адаптации водорослей. М.: Изд-во МГУ, 1981. 79 с.
- Давыдова С. Л. О токсичности ионов металлов. М.: Знание, 1991. 32 с.
- Домрачева Л. И. Цветение почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 334 с.
- Заварзин Г. А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 2003. 348 с.
- Ильин В. Б., Сысо А. И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001.
- Киреева Н. А., Водопьянов В. В., Григориади А. С., Климова И. П. Влияние выбросов нефтехимических производств на структуру микроскопических грибов почв и сопутствующих сред // Проблемы лесной фитопатологии и микологии: Сб. материалов VII межд. конф. Пермь, 2009. С. 83–87.
- Мишустин Е. Н. Ассоциация почвенные микроорганизмов. М.: Наука, 1975. 106 с.

ПОСЛЕДЕЙСТВИЕ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА ФТОРОПЛАСТОВ СКФ-32 НА РОСТ И РАЗВИТИЕ ЯРОВОГО ЯЧМЕНЯ СОРТА ЭЛЬФ

Т. С. Елькина¹, Л. И. Домрачева^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
tatyana_1@inbox.ru*

² *Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

В жизнь современного человека широко вошли изделия, произведённые из фторопластов. Они используются в машиностроении (подшипники, поршневые кольца), в электронике и радиотехнике, для хранения и транспортирования химически активных веществ. Так, например, фторопласт СКФ-32 используют для изготовления резинотехнических, кабельных и других изделий, работающих в среде воздуха, окислителей и других агрессивных сред, масел, бензина и растворителей (ГОСТ 18376-79). Одним из отходов производства данных фторопластов являются маточные растворы, попадающие в окружающую среду вместе со сточными водами. В них содержится от 0,02 до 0,05% целевого продукта. До настоящего времени для данных соединений ПДК не установлены, так как их считают практически безопасными. Особый интерес вызывает возможное применение данных отходов в хозяйственной жизни человека.

Цель данной работы заключалась в изучении последствий возрастающих концентраций СКФ-32 на рост и развитие ярового ячменя сорта Эльф.

Объекты и методы. Опыт был заложен в мае 2013 г. в Даровском районе Кировской области. Почва – дерново-подзолистая, pH_{KCl} не превышает 4,4. Содержание гумуса не выше 2%. Предварительно участок был вскопан на глубину 25 см и выровнен. Посев производили вручную на глубину 4 см, расстояние между рядками 15 см, между семенами в рядке – 4 см. Для посева использовали семена ярового ячменя сорта Эльф из урожая 2012 г. В 2012 г. был заложен полевой опыт (Елькина и др., 2013), где после посева в почву вносили возрастающие концентрации СКФ-32 (разведение 1:100, 1:50, 1:1 и маточный раствор). В контроле для полива использовали артезианскую воду.

Результаты и обсуждения. Определение всхожести семян ячменя (на 7-е сутки) показало, что и в 2012 г., и в 2013 г. всхожесть семян во всех вариантах остаётся на уровне контроля (табл. 1).

В 2012 г. было отмечено, что разведение СКФ-32 1:1 снижает выживаемость растений ячменя (на 5%). А в остальных вариантах наблюдалось увеличение выживаемости растений ячменя. В 2013 г. наоборот отмечено понижение данного показателя относительно контроля во всех вариантах, кроме варианта с применением СКФ-32 в разведении 1:50.

Таблица 1

Влияние отходов производства фторопластов на всхожесть и выживаемость ячменя сорта Эльф

Концентрация СКФ-32	Всхожесть, %		Выживаемость, %	
	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.
Контроль (вода)	98	99	85	91
Разведение 1:100	98	99	92	70
Разведение 1:50	97	99	88	94
Разведение 1:1	97	99	80	86
Маточный раствор	96	99	89	74

СКФ-32 оказывает различное влияние на элементы структуры продуктивности растений ячменя. В 2012 г. во всех вариантах отмечено стимулирующее действие на линейный рост длины стеблей растений (табл. 2). В 2013 г. стимулирующего действия СКФ-32 не было отмечено, наоборот наблюдалось снижение данного показателя во всех вариантах в среднем на 7 см.

В 2012 г. данный препарат не оказал существенного влияния на такие показатели, как длина остей и длина колоса. В 2013 г. была отмечена стимуляция роста длины остей. Длина колоса во всех вариантах, кроме маточного раствора СКФ-32, остаётся на уровне контроля.

Таблица 2

Влияние отходов производства фторопластов на элементы структуры продуктивности ячменя сорта Эльф

Концентрация СКФ-32	Длина стебля, см		Длина остей, см		Длина колоса, см		Масса 1000 зёрен, г	
	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.
Контроль	55,6±	55,9±	15,30±	16,27±	4,57±	5,94±	46,57	48,36

Концентрация СКФ-32	Длина стебля, см		Длина остей, см		Длина колоса, см		Масса 1000 зёрен, г	
	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.	2012 г.	2013 г.
(вода)	1,10	1,21	0,37	0,91	0,19	0,17		
Разведение 1:100	69,9± 1,22	49,2± 1,05	15,58± 0,22	17,34± 0,37	4,66± 0,14	5,64± 0,24	46,71	50,82
Разведение 1:50	65,2± 1,12	48,6± 1,00	16,07± 0,18	17,40± 0,58	4,82± 0,11	5,88± 0,38	48,39	50,91
Разведение 1:1	68,9± 1,23	49,1± 1,13	15,81± 0,26	17,91± 0,54	5,18± 0,25	5,67± 0,33	44,99	53,90
Маточный раствор	64,3± 1,05	48,9± 1,03	15,97± 0,19	20,23± 0,80	4,71± 0,11	6,16± 0,39	47,94	55,75

Одним из показателей состояния растений является масса 1000 зёрен, которая характеризует крупность зерна, а также его плотность: чем крупнее зерно и чем оно более выполнено, тем больше его масса. Масса 1000 зёрен является также хорошим показателем качества семенного материала. Крупные семена дают более мощные и более продуктивные растения. Для данного сорта ячменя этот показатель находится в пределах от 44 до 51 г. Ни одна из испытываемых концентраций СКФ-32 не оказала никакого влияния на данный показатель в 2012 г. В 2013 г., напротив, отмечено увеличение массы до 50,82 – 55,75 г.

Таким образом, нами было показано, что последствие применения препарата СКФ-32 в любых исследуемых разведениях влияет на длину стеблей и остей растений ячменя, так же увеличивает такой показатель как масса 1000 зёрен. Маточный раствор СКФ-32 незначительно увеличивает длину колоса. Остаётся открытым вопрос о пищевой безопасности зерна ячменя, выращенного в условиях использования фторорганических соединений. Так, о полной безопасности отходов производства фторопласта СКФ-32 можно говорить лишь при определении содержания фтора в зерне.

Литература

ГОСТ 18376-79 Фторкаучуки СКФ-26 и СКФ-32. Технические условия.

Елькина Т. С., Домрачева Л. И., Хитрин С. В., Фукс С. Л., Девятиркова С. В. Влияние отходов производства фторопластов СКФ-26 и СКФ-32 на рост и развитие ярового ячменя сорта Эльф // Знания молодых: наука, практика и инновации. Материалы межд. науч.-практ. конф. молодых ученых, аспирантов и соискателей. Ч. 1. Агронические, биологические и ветеринарные науки. Киров, 2013. С. 34–36.

ВЫЯВЛЕНИЕ НОВЫХ МИКРООРГАНИЗМОВ – ДЕСТРУКТОРОВ ТРУДНОРАЗЛАГАЕМЫХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ОТХОДОВ

Е. В. Товстик¹, И. Г. Широких^{1,2}, А. А. Широких¹

¹ ГНУ НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
tovstik2006@inbox.ru

² Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, irgenal@mail.ru

В настоящее время все более актуальным становится необходимость перехода сельского хозяйства на экологически чистые и экономически выгодные технологии производства растениеводческой продукции. В условиях закрытого грунта одним из возможных путей создания такой технологии является вторичное использование субстрата для выращивания при условии его обогащения питательными веществами, источником которых могут быть растительные отходы, прошедшие деструкцию полезными микроорганизмами.

В природе спектр микроорганизмов, обладающих способностью к разложению главного компонента растительного материала – целлюлозы – разнообразен (Звягинцев и др., 2005). Наиболее перспективными в биотехнологическом отношении среди них являются грибы рода *Trichoderma* (Бабицкая, 1996; Гнеушева и др., 2010), а также актиномицеты (Tuncer et al., 1996; Pedlar et al., 1996; Tsuchii et al., 1996; 1997; Berens et al., 1996; Li, 1997; Jendrossek et al., 1997; Железова, Чернов, 2012).

Обладая мицелиальным типом роста, эти микроорганизмы способны легко колонизировать твердые субстраты, что создает возможность их культивирования на твердых отходах сельского хозяйства (Смирнов и др., 2009). Учитывая, что наиболее богатым природным субстратом, откуда актиномицеты выделяются в наибольшем числе и разнообразии, является почва (Красильников, 1970), очевидным становится поиск активных деструкторов целлюлозы среди почвенных изолятов.

Целью данной работы был скрининг целлюлозолитически активных штаммов рабочей коллекции почвенных актиномицетов и грибов, а также определение антагонистической активности актиномицетов в отношении грибов рода *Trichoderma* для оценки возможности их совместного культивирования и практического использования.

Для первичного отбора целлюлозолитически активных штаммов использовали среду Гетчинсона. На слой агаризированной среды помещали стерильные диски из фильтровальной бумаги (источник целлюлозы), на которые высевали «полоской» актиномицеты и грибы. По наличию роста в данных условиях судили о наличии у них целлюлозолитической активности.

Для количественного определения целлюлозолитической активности отобранные на первом этапе культуры высевали «полоской» на среду Гетчинсона с карбометилцеллюлозой (КМЦ) и выращивали при 27 °С в течение 1,5 недель. Затем поверхность чашек с выросшими колониями микроорганизмов заливали 0,1% водным раствором Конго красного и инкубировали 15 минут при комнатной температуре, после чего краситель убирали и добавляли 1М раствор NaCl, инкубируя еще 10 минут. По величине зоны просветления около тестируемого микроорганизма судили о степени его целлюлозолитической активности, учитывая при этом, что продукты разрушения целлюлозы не окрашиваются красителем (Teather, Wood, 1982).

Антагонистическую активность актиномицетов к грибам рода *Trichoderma* определяли методом агаровых блочков (Егоров, 1979). В качестве тест-культур использовали штаммы грибов *Trichoderma* sp. Н1 и Н2. Антагонистическую активность оценивали по диаметру зоны подавления роста тест-

культур на 2–4-е сутки после инкубации. Каждый тест проводили в трёхкратной повторности.

При первичном отборе штаммов актиномицетов, выделенных из почв, было показано, что более 50% из них обладали целлюлозолитической активностью.

Всего в ходе первичного скрининга в качестве перспективных были отобраны 29 штаммов актиномицетов и два штамма гриба, для которых был отмечен хороший рост на целлюлозосодержащем субстрате (табл.).

Наибольшую активность на среде с КМЦ, показали штаммы 140.9, 62.3, 43.2.7 (зоны просветления ≥ 24 мм) (табл.). При этом штамм 43.2.7 не проявил антагонизма по отношению к триходерме, тогда как у более 59% исследуемых изолятов была отмечена антагонистическая активность в отношении грибов *Trichoderma* sp. Н1 и Н2.

Таблица

Целлюлозолитическая активность изолятов почвенных актиномицетов и их антагонистическая активность в отношении грибов рода *Trichoderma*

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

№ п/п	Штамм	Целлюлозолитическая актив- ность		Антагонизм	
		характер ро- ста на цел- люлозе	зона просвет- ления на КМЦ, мм	зона подавления роста <i>Trichoderma</i> sp, мм	
				Н 1	Н 2
28	<i>S. albus</i> 42.3	++	15	0	0
29	<i>Streptomyces</i> sp. 7.5.12	±	0	20	20

Примечание к таблице: 0 – отсутствие роста; ± – слабый; + – умеренный, ++ – обильный рост.

В результате двухэтапного тестирования культур микроорганизмов на способность разлагать целлюлозу, а также по признаку отсутствия антагонистической активности в отношении гриба *Trichoderma* sp., были отобраны для дальнейших исследований следующие штаммы актиномицетов: *Streptomyces albus* 42.3 (15 мм), *S. gelaticus* 38.7 (13 мм), *Streptomyces* sp. 54.2.12 (18 мм), *Streptomyces* sp. 43.2.7 (28 мм).

Выделившиеся по комплексу признаков штаммы с целлюлозолитической активностью будут использованы для создания искусственных микробных композиций, предназначенных для ускоренной деструкции растительных остатков в условиях выращивания зеленых культур в закрытом грунте.

Литература

- Александрова А. В., Великанов Л. Л. Влияние гриба *Trichoderma harzianum* на почвенные микромицеты // Микология и фитопатология. 2000. Т. 34. Вып. 3. С. 68–77.
- Бабицкая В. Г. Грибы – эффективные деструкторы лигноцеллюлозных субстратов: их морфологическая и физиолого-биохимическая характеристика // Микология и фитопатология. 1993. Т. 27. № 5. С. 38–44.
- Смирнов К. А., Алашкевич Ю. Д., Решетова Н. С. Особенности твердофазной ферментации // Химия растительного сырья. 2009. № 3. С. 161–164.
- Русанова Е. П., Алехова Т. А., Федорова Г. Б., Катруха Г. С. Антибиотический комплекс, образуемый штаммом *Streptomyces werraensis* 1365T // Прикладная биохимия и микробиология. 2000. Т. 36. № 5. С. 564–568.
- Yuan W. M. and Crawford D. L. Characterization of *streptomyces lydicus* WYEC108 as a potential biocontrol agent against fungal root and seed rots // Appl. Environ. Microbiol. 1995. Vol. 61. № 8. P. 3119–3128.
- Frändberg E., Schnürer I. Antifungal activity of chitinolytic bacteria isolated from airtight stored cereal grains // Can. J. Microbiol. 1998. V. 44. № 2. P. 121–127.
- 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.
- Vinale F., Marra R., Scala F., Ghisalberti E. L., Lorito M., Sivasithamparam K. Major secondary metabolites produced by two commercial *Trichoderma* strains active against different phytopathogens // Lett Appl Microbiol. 2006. P. 167–185.

ВЛИЯНИЕ ОТХОДА ШЛАКА СТАЛЕПЛАВИЛЬНОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ПОКАЗАТЕЛИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВ В МОДЕЛЬНОМ ЭКСПЕРИМЕНТЕ

З. А. Гайнуллина, А. С. Горленко

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
zgaynullina@gmail.com*

Отходы сталеплавильного производства имеют высокое сродство с компонентами окружающей среды, поэтому необходимость в их изоляции от окружающей среды отсутствует. Для принятия решения о возможности такого обращения с отходом шлаком сталеплавильным необходимо дать оценку их воздействия на экологическое состояние почв с использованием биологических показателей, поскольку современные подходы к оценке качества природных сред должны быть ориентированы в первую очередь именно на них. Известно, что химические анализы показывают лишь наличие «маркеров» – определенных концентраций компонентов отходов, что не позволяет спрогнозировать и оценить состояние почвенных микроорганизмов и экосистемы в целом (Левич, 1994; Рисник, 2013). При этом состояние почвенных микроорганизмов является основным фактором экологических функций почвы, определяющих газообмен с атмосферой и круговорот элементов питания (Добровольский, Никитин, 1990).

Для изучения влияния отхода шлака сталеплавильного на показатели биологической активности серых лесных почв в качестве интегрального показателя было измерено почвенное дыхание. Продуцирование CO_2 является результатом сопряженно протекающих гидролитических и окислительно-восстановительных процессов, которые в основном определяются биологическими факторами. Почвенное дыхание является показателем устойчивости почв к воздействию антропогенного фактора, одним из ключевых компонентов цикла углерода наземных экосистем и показателем микробиологической активности почв, высокой информативностью. Показатель дыхания почв часто используется в качестве критерия для оценки почвенного плодородия и отражает доступность органического вещества для почвенных микроорганизмов, поскольку весь углерод, теряемый почвой с дыханием, должен проходить через микробный пул (Ананьева, 2003; Наумов, 2004).

Исследования проводились в модельном опыте. Почвенные монолиты серой лесной почвы массой 3–4 кг отобраны в Алексинском районе Тульской области России. На их поверхность помещен отход шлака сталеплавильного в соотношения отход:почва 1:9, 1:3, 1:1, 1:0 (отход), 0:1 (почва). Все варианты представлены в трех повторностях. Через 45 и 90 дней с момента экспозиции опыта отбирались почвенные образцы, в которых проводили измерение почвенного дыхания методом газовой хроматографии (модель 3700/4, Москва).

Состояние почвенного микробного сообщества было охарактеризовано показателями углерода микробной биомассы ($\text{C}_{\text{мик}}$), микробным дыханием

(МД) и микробным метаболическим коэффициентом (qCO_2) (Anderson, Domsch, 1986; Ананьева, 2003). Расчет выполнен на сухую почву (105 °С, 8 ч.). Результаты статистически обрабатывали (среднее значение, стандартное отклонение, доверительный интервал, корреляционная матрица). Значимость различий средних величин по дыханию оценивали однофакторным дисперсионным анализом (one-way ANOVA), значимость влияния факторов длительности воздействия и нагрузки – двухфакторным дисперсионным анализом. Статистическую обработку данных выполняли с использованием программного пакета STATISTICA 6.0, графики и таблицы построены в программе Excel Microsoft 2007.

Результаты анализа почвенного дыхания показали уменьшение содержания углерода микробной биомассы с увеличением нагрузки на почвенный монолит через 45 и 90 суток с момента экспозиции модельного эксперимента (рис. 1). Статистический анализ (ANOVA) результатов определения содержания $S_{мик}$ во всех исследуемых вариантах соотношений шлак:почва (через 45 и 90 суток с момента экспозиции эксперимента) методом множественных сравнений, являющихся частью апостериорного анализа (Post-hoc analysis), показал значимое статистическое различие вариантов с нагрузкой и почвы без нагрузки с вариантом, содержащим отход шлак сталеплавильный ($P < 0,05$) (выполнен тест Тьюки для выборок с одинаковыми объемами) по всем трем показателям микробного пула (табл. 1). Выявлена тенденция уменьшения содержания углерода микробной биомассы с увеличением нагрузки вплоть до резкого его уменьшения в 7–8 раз в варианте со шлаком сталеплавильным по сравнению с вариантом с почвенным монолитом ($46,57 \pm 14,20$ и $49,28 \pm 15,80$ мкг С/г почвы через 45 и 90 суток соответственно). Для показателя МД выявлена сходная тенденция. Значение микробного метаболического коэффициента резко повышается в 2,6–3 раза для варианта со шлаком сталеплавильным, что свидетельствует о стрессовом состоянии почвенных микроорганизмов (Ананьева, 2003; Селивановская и др., 2005).

Таблица 1

Изменение содержания углерода микробной биомассы ($S_{мик}$, мкг С/г почвы), микробного дыхания (МД, мкг CO_2 -С/г почвы*ч) и микробного метаболического коэффициента (qCO_2 , мкг CO_2 -С/мг* $S_{мик}$ *ч) в модельном эксперименте

Соотношение отход: почва	$S_{мик}$	МД	qCO_2
через 45 суток			
почва	$376,33 \pm 36,39a$	$0,95 \pm 0,06a$	$2,54 \pm 0,14ab$
1:9	$329,03 \pm 63,07a$	$1,08 \pm 0,02ab$	$3,12 \pm 0,07a$
1:3	$327,29 \pm 26,62a$	$1,19 \pm 0,07b$	$3,35 \pm 0,45a$
1:1	$269,89 \pm 58,71a$	$0,56 \pm 0,02c$	$2,05 \pm 0,12b$
отход	$46,57 \pm 14,20b$	$0,35 \pm 0,05d$	$7,52 \pm 0,69c$
через 90 суток			
почва	$341,12 \pm 29,77a$	$1,06 \pm 0,16ab$	$2,93 \pm 0,55a$
1:9	$334,85 \pm 22,62a$	$1,16 \pm 0,05ab$	$3,48 \pm 0,09a$
1:3	$340,96 \pm 81,58a$	$1,26 \pm 0,04a$	$3,62 \pm 0,14a$
1:1	$293,27 \pm 27,16a$	$0,98 \pm 0,05b$	$3,71 \pm 0,51a$
отход	$49,28 \pm 15,80b$	$0,38 \pm 0,0c$	$7,71 \pm 0,86b$

* величины с разными буквами отличаются достоверно (Tukey HSD test, $P < 0,05$) для каждого показателя.

Двухфакторный дисперсионный анализ показал значимое влияние фактора нагрузки на содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$), микробного дыхания (МД) и микробного метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) в модельном эксперименте ($P < 0,05$). Фактор длительности воздействия нагрузки (через 45 и 90 дней с момента экспозиции модельного эксперимента), а также взаимное влияние исследуемых факторов не оказали воздействия на полученные величины показателей ($P > 0,05$). Таким образом, на протяжении вегетационного периода не происходит значимых изменений величин показателей $C_{\text{мик}}$, МД и $q\text{CO}_2$.

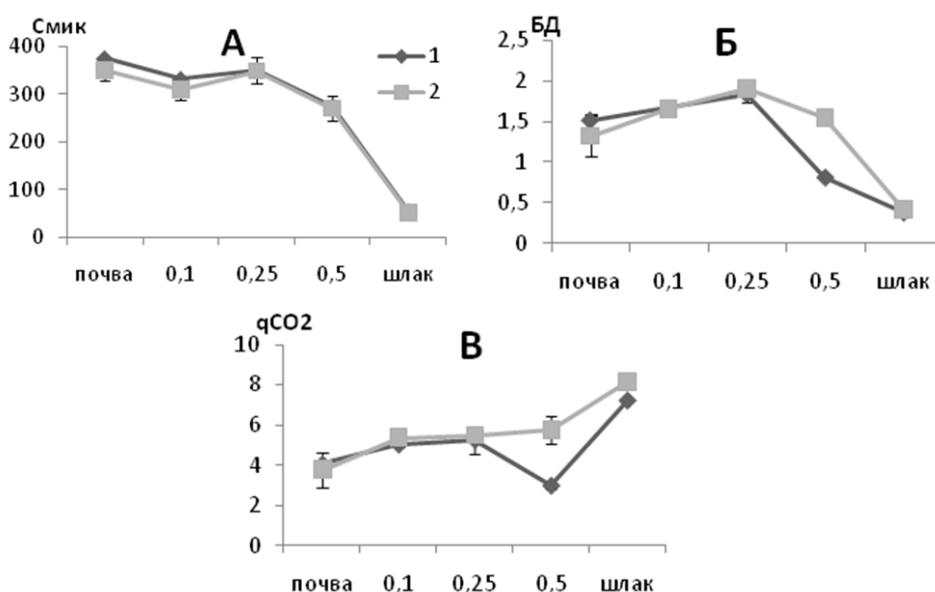


Рис. 1. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$) (А), микробного дыхания (МД) (Б) и микробного метаболического коэффициента ($q\text{CO}_2$) (В) в модельном эксперименте при разной нагрузке на почву через 45 и 90 суток с момента его экспозиции. 1 – 45 сут, 2 – 90 сут

Таким образом, результаты анализа содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания показали тенденцию уменьшения этих величин с увеличением нагрузки, в варианте со шлаком сталеплавильным эти величины значительно ниже в сравнении с вариантом с почвой. Однако величина микробного дыхания для варианта 1:1 становится значимо ниже в сравнении с вариантом с почвой. Высокое значение микробного метаболического коэффициента свидетельствует о высоком уровне стресса почвенных микроорганизмов в варианте с отходом. Также можно отметить тенденцию к увеличению этого показателя для варианта с нагрузкой 1:1.

Результаты проведенного модельного эксперимента с применением показателей почвенного дыхания позволяют сделать вывод о возможности применения шлака сталеплавильного при строительстве дорог в качестве компонента

отсыпного материала для грунтовых дорог при нагрузке на почву, не превышающей соотношения отход:почва 1:3. При данном соотношении исследуемые параметры состояния микробного пула значимо не отличаются от аналогичных параметров для почвы без нагрузки.

Литература

Ананьева Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. М.: Наука, 2003. 223 с.

Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. 261 с.

Левич А. П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. 1994. № 2. С. 280–282.

Наумов А. В. Дыхание почвы: составляющие, экологические функции, географические закономерности: Автореф. дис. ... Томск, 2004.

Рисник Д. В., Беляев С. В., Булгаков Н. Г., Левич А. П., Максимов В. Н., Мамихин С. В. Подходы к нормированию качества окружающей среды. Методы, альтернативные существующей системе нормирования в Российской Федерации // Успехи современной биологии. 2013. Т. 133. № 1. С. 3–18.

Селивановская С. Ю., Киямова С. Н., Латыпова В. З. Выбор критериев для экспериментального определения нагрузки многокомпонентных органических отходов на микробные сообщества почвы // Ученые записки Казанского государственного университета. 2005. Т. 147, Кн. 1. С. 5–13.

Anderson T. H., Domsch K. H. Carbon links between microbial biomass and soil organic matter // Perspectives in Microbial Ecology. F. Megusar, M. Gantar. Eds. Ljuljana, 1986. P. 467–471.

ПОЧВЕННЫЕ ВОДОРОСЛИ ПОЛИГОНА ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ ЗАО «ОМУТНИНСКИЙ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИЙ ЗАВОД»

А. С. Кардакова¹, Л. В. Кондакова^{1,2}, Е. В. Дабах^{1,2,3}

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_eco@vshu.kirov.ru,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

³ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия*

В металлургическом производстве, в частности в черной металлургии, при технологических процессах образуется большое количество промышленных отходов, которые оказывают негативное воздействие на окружающую природную среду. В Кировской области функционирует Омутнинский металлургический завод (ОМЗ). Промышленные отходы производства завода помещаются на полигоне, расположенном в 14 км северо-восточнее г. Омутнинска. Данный полигон существует с 1996 года, он организован в соответствии с проектом, разработанным институтом «Биотин». Ежегодно на полигоне складировается 4,7 тыс. м³ промышленных отходов, в том числе отходов травильного производства 4 класса опасности – 4,3 тыс. м³ и отходов прокатного производства 3 класса опасности – 0,4 тыс. м³ (Доклад ..., 2012).

Для экологической оценки состояния природной среды широко используются методы биоиндикации, в том числе альгоиндикация. Известно, что во-

доросли являются чувствительными индикаторами состояния почвенной среды и отражают воздействия негативных факторов.

Целью исследования являлась альгоиндикационная оценка состояния почвенной среды Омутнинского полигона промышленных отходов ЗАО «ОМЗ».

Пробы почвы для альгологического анализа были собраны осенью 2012 г. Почвы подзолистые легкого гранулометрического состава на флювиогляциальных отложениях, расположены под хвойными и смешанными лесами. Участки взятия проб располагались на разном расстоянии от полигона: 20 м к юго-западу (участок № 1, глубина взятия образца – 0–3 см), 30 м к северу (участок № 3, глубина 0–3 см) и 50 м к юго-западу (участок № 2, глубина 0–1 см). В качестве фонового был выбран участок, расположенный в 800 м к юго-востоку от полигона (участок № 4, глубина 0–2 см). На данной территории господствующие направления ветров: южное (25%), юго-западное (16%) и западное (15%). Пробы отобраны с горизонта A_0 .

Изучение видового состава почвенных водорослей осуществлялось согласно требованиям микробиологических исследований с постановкой чашечных культур со стеклами обрастания (Штина, Голлербах, 1976).

Качественный анализ альгофлоры почв участков выявил достаточно бедное видовое разнообразие – 19 видов, относящихся к отделам *Chlorophyta* – 11 видов (58%), *Xanthophyta* – 3 вида (16%), *Eustigmatophyta* – 2 вида (10%), *Bacillariophyta* – 3 вида (16%) (рис.).

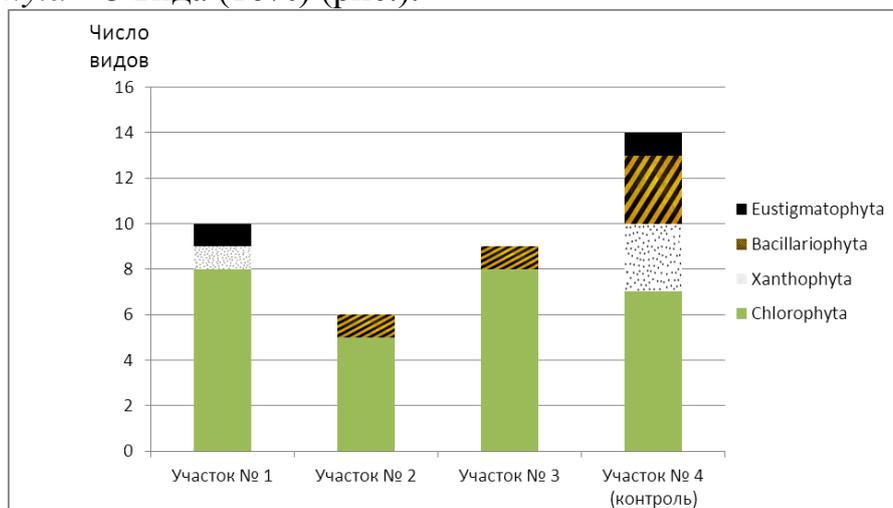


Рис. Соотношение отделов водорослей на участках отбора проб

Количество видов представителей разных отделов водорослей на почвах участков, расположенных на разном расстоянии от полигона, имело свои особенности. На фоновом участке выявлены представители 4 отделов: *Chlorophyta* (7 видов), *Xanthophyta* (3 вида), *Bacillariophyta* (3 вида), *Eustigmatophyta* (1 вид). На участке, расположенном на расстоянии 20 метров от полигона, отмечено 10 видов, в том числе: *Chlorophyta* (8 видов), *Xanthophyta* (1 вид), *Eustigmatophyta* (1 вид). В 30 метрах от полигона выявлено всего 6 видов водорослей: *Chlorophyta* (5 видов), *Eustigmatophyta* (1 вид). На участке, находящемся на расстоянии 50 метров от полигона, обнаружили 9 видов водорослей:

Chlorophyta (8 видов), Bacillariophyta (1 вид). В почвах изучаемых участков цианобактерии не были обнаружены. Представители альгофлоры почв участков представлены в таблице.

Таблица

**Видовое разнообразие альгофлоры
полигона промышленных отходов ЗАО «ОМЗ»**

№ п/п	Название отдела и видов	Участок № 1	Участок № 2	Участок № 3	Участок № 4
	Chlorophyta				
1	<i>Bracteacoccus minor</i>	+		+	+
2	<i>Chlorella vulgaris</i>	+	+	+	+
3	<i>Chlamydomonas gloeogama</i>	+	+	+	+
4	<i>Klebsormidium flaccidum</i>	+	+	+	+
5	<i>Klebsormidium nitens</i>	+			
6	<i>Pseudococcomyxa simplex</i>	+	+	+	+
7	<i>Cylindrocystis brebissonii</i>		+		
8	<i>Chlorococcum infusionum</i>		+		+
9	<i>Coccomyxa confluens</i>	+			
10	<i>Borodinella polytetras</i>				+
11	<i>Stichococcus minor</i>		+		
	Eustigmatophyta				
12	<i>Eustigmatos magnus</i>			+	
13	<i>Vischeria irregularis</i>	+			+
	Xanthophyta				
14	<i>Botrydiopsis arhiza</i>				+
15	<i>Pleurochloris commutata</i>				+
16	<i>Pleurochloris pyrenoidosa</i>	+			+
	Bacillariophyta				
17	<i>Nitzschia palea</i>		+		+
18	<i>Hantzschia amphioxys</i>				+
19	<i>Luticola mutica</i>				+
	Итого:	8	9	6	14

Наименьшее видовое разнообразие отмечено на участке в 30 м от полигона. На всех участках встречены 4 вида почвенных водорослей, характерных для подзолистых почв: *Chlorella vulgaris*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Klebsormidium flaccidum*, *Pseudococcomyxa simplex*.

Невысокое видовое разнообразие и неполночленность состава группировок почвенных водорослей в районе Омутнинского полигона промышленных отходов ЗАО «ОМЗ» указывает на загрязненность почвенной среды.

Литература

Доклад Правительства Кировской области «Паспорт муниципального образования Омутнинский муниципальный район Кировской области» от 15 мая 2012.

Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей, М.: Наука, 1976. 143 с.

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ АЛЬГОФЛОРЫ ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ОПТИМИЗИРОВАННОЙ ПЕСЧАНОЙ ПОЧВЫ

Е. Е. Гаевский, В. В. Буховец

Белорусский государственный университет, gaevski@rambler.ru

Под термином «почвенные водоросли» обычно понимают совокупность нескольких экологических группировок водорослей, включающую наземные водоросли, которые лишь при благоприятных условиях разрастаются в массовых количествах на поверхности почвы, водно-наземные, разрастающиеся на поверхности постоянно влажной почвы, и собственно почвенные водоросли, населяющие толщу почвенного слоя. Согласно классификации ценозов водорослей (Голлербах, Штина, 1969) понятие почвенные водоросли совпадают с понятием эдафильные ценозы (Зенова, Штина, 1990).

Почвенные водоросли Беларуси являются мало изученной группой микроорганизмов. Исследования в области почвенной альгологии в нашей республике проводились Э. Н. Ваулиной (1956) в 50–60-х гг. XX в. Полученные ею данные позволили установить таксономический состав почвенных водорослей некоторых районов Беларуси. Описания альгофлоры Беларуси приведены в работах Р. Гутвинского, Я. Колодийчука, Н. И. Сретенской, А. В. Топачевского, Д. О. Радзимовского и обобщены в таксономическом каталоге Т. М. Михеевой (1999). Но до настоящего времени почвенные водоросли Беларуси в значительной степени не исследованы.

Цель настоящей работы – оценка таксономической структуры водорослей дерново-подзолистой песчаной почвы после оптимизации путем торфования и землевания, а также определение спектра экобиоморф почвенных водорослей по индексам жизненных форм.

Полевой опыт был заложен 2006 г. на базе хозяйства «ПМК-16 АГРО» около агрогородка Пересады Борисовского района Минской области на дерново-подзолистой связнопесчаной почве. Схема полевого опыта включала 5 вариантов: на опытные делянки площадью 50 м² в четырехкратной повторности вносили суглинок из расчета 100, 200, 300 и 400 т/га, а также торфонавозный компост в дозе 200 т/га при соотношении навоза и торфа 1:1. На шестой-седьмой год (2011-2012 гг.) оптимизации песчаной почвы возделывали многолетние бобово-злаковые травы (клевер луговой *Trifolium pratense*, тимopheевка луговая *Phleum pratense*, ежа сборная *Dactylis glomerata*).

Отбор образцов проводили в июле и сентябре 2011-2012 гг. по общепринятой в почвенной альгологии методике. Видовой состав водорослей выявляли методом почвенных культур со стеклами обрастания, водных и агаровых культур (Штина, Голлербах, 1976; Кузяхметов, Дубовик, 2001).

Идентификацию водорослей осуществляли с помощью микроскопа Carl Zeiss AxioStar и определителей, таксономическое положение объектов приведено по каталогу Т. М. Михеевой (1999).

Были выявлены почвенные водоросли шести отделов (табл.): Cyanophyta – 17 видов (40,5%), Bacillariophyta – 5 (11,9%), Xanthophyta – 4 (9,5%), Euglenophyta – 1 (2,4%), Chlorophyta – 14 (33,3%) и Rhodophyta – 1 вид (2,4%). Сине-зеленые водоросли включали представителей из 10 родов, относящихся к 7 семействам, 3 порядкам классов Chroococcophyceae (11,8%) и Hormogoniophyceae (88,2%). Наиболее широко были представлены порядки Oscillatoriales и Nostocales (7 и 8 видов соответственно). Выявленные зеленые водоросли относятся к 3 классам, 4 порядкам, 6 семействам и 8 родам; наибольшим видовым разнообразием отличался порядок Ulothrichales (10 представителей).

Таблица

Таксономическая структура почвенных водорослей дерново-подзолистой песчаной почвы

Отдел	Класс	Порядок	Семейство	Род	Вид
Cyanophyta	Chroococcophyceae	Chroococcales	2	2	2
	Hormogoniophyceae	Oscillatoriales	1	3	7
		Nostocales	4	5	8
Bacillariophyta	Pennatophyceae	Raphales	3	3	5
Xanthophyta	Xanthococcophyceae	Heterococcales	2	2	2
	Xanthotrichophyceae	Tribonematales	2	2	2
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	1	1	1
Chlorophyta	Protococcophyceae	Chlorococcales	1	1	1
	Ulotrichophyceae	Ulothrichales	2	5	10
		Chaetophorales	2	2	2
	Conjugatophyceae	Desmidiales	1	1	1
Rhodophyta	Florideophyceae	Nemaliales	1	1	1

В списке представлен не только видовой состав почвенных водорослей, но и их распределение по экобиоморфам или жизненным формам, которые характеризуют экологические особенности водорослей, независимо от систематической принадлежности (Штина, Голлербах, 1976). Располагая индексы жизненных форм в порядке убывания числа видов, мы получили спектр жизненных форм: $H_{13}P_7Ch_5Cf_5B_5X_2M_2C_1N_1hydr_1$

Большинство обнаруженных представителей – эдафотрофные водоросли, участие гидрофильных (hydr.) водорослей в формировании альгогруппировок исследуемых участков незначительно (представлено 1 видом *Cosmarium undulatum* var. *minutum* Wittr.), амфибиальных водорослей обнаружено не было.

Среди эдафотрофных водорослей доминирующее положение занимали представители Н-формы – 13 видов (30,1%). Это нитевидные зеленые и желто-зеленые водоросли, неустойчивые против засухи и сильного нагревания. Далее по убывающей расположились водоросли Р-формы – 7 видов (16,7%) – нитевидные сине-зеленые, устойчивы против засухи, тяготеют к голым участкам минеральной почвы, занимают пространства между растениями. Пятью видами представлены (11,9%) почвенные водоросли Ch-формы – это одноклеточные и колониальные зеленые и желто-зеленые водоросли, обитающие в толще почвы, при благоприятной влажности – и на поверхности почвы, отличаются исключительной выносливостью к колебаниям рН, влажности, засоленности, их обычно

обозначают как убиквисты; Cf-формы – микроскопические талломы азотфиксирующих сине-зеленых водорослей, способные давать слизистые разрастания на поверхности почвы, требовательны к влаге и могут образовывать обильную слизь; а также В-формы – холодостойкие, светлюбивые, многие солевыносливые, но неустойчивые против высыхания водоросли, предпочитающие нейтральную и щелочную среду. Незначительным количеством видов (2 вида) представлены водоросли X- и M-формы (4,8%): X-форма – одноклеточные желто-зеленые и зеленые водоросли, отличающиеся неустойчивостью против засухи и экстремальных температур; M-форма – сине-зеленые в виде слизистых нитей, образующие макроскопические корочки или дерновинки на поверхности почвы. Единично встречались виды, относящиеся к С- и N-формам.

Литература

- Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
Ваулина Э. Н. Состав и распределение водорослей в некоторых характерных почвах БССР: Автореф. дис. ... канд. биол. наук // Ботан. ин-т им. В. Л. Комарова, Л., 1956. 19 с.
Зенова Г. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. М.: МГУ, 1990. 80 с.
Кузьяметов Г. Г., Дубовик И. Е. Методы изучения почвенных водорослей. Уфа: Изд-во Башкирск. ун-та, 2001. 60 с.
Михеева Т. М. Альгофлора Беларуси. Таксономический каталог. Минск: БГУ, 1999. 396 с.
Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.

СПЕЦИФИКА ВОЗДЕЙСТВИЯ МЕТИЛФОСФОНОВОЙ КИСЛОТЫ И ГЛИФОСАТА НА ФОТОТРОФНЫЕ МИКРОБНЫЕ КОМПЛЕКСЫ ПОЧВЫ

Н. А. Кудряшов¹, Л. И. Домрачева^{1,2}, С. Ю. Огородникова²

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
dil-alga@mail.ru,*

² *Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ*

Водоросли и цианобактерии (ЦБ) как составная часть почвенных микробных комплексов постоянно испытывают воздействие любых химических соединений, попадающих в почву. Вследствие высокой лабильности процессов метаболизма и широкого арсенала адаптационных возможностей эта группа организмов выживает даже в условиях жесткого пресса поллютантов различной химической природы: тяжелых металлов, пестицидов, радионуклидов, продуктов деградации компонентов химического оружия и других (Домрачева и др., 2012; Фокина и др., 2012; Дабах и др., 2013). Так, например, в процессе ликвидации химического оружия в окружающей среде вблизи мест уничтожения боеприпасов могут оказаться формы техногенного фосфора, в том числе метилфосфоновая кислота (МФК). В ряде исследований проводилось изучение влияние данного соединения на почвенную микробиоту (Кондакова и др., 2005;

Кондакова и др., 2009; Ашихмина и др., 2010). Было показано, что доминирующими группировками в дерново-подзолистой почве в таком случае становятся цианобактерии (ЦБ). Кроме МФК, в почве могут оказаться и другие фосфорсодержащие соединения, в частности, глифосат (ГФ), который достаточно широко используется в качестве гербицида в современном сельском хозяйстве и оказывает большое влияние на активность почвенных ферментов.

Цель данной работы – сравнить особенности действия метилфосфоновой кислоты и глифосата на фототрофные микробные комплексы почвы в модельном опыте.

Для этого была выбрана богатая питательными веществами, хорошо гумусированная садовая почва. Схема опыта включала следующие варианты: внесение в неё МФК в концентрациях 10^{-3} и 10^{-2} моль/л и ГФ в концентрациях 10^{-4} и 10^{-3} моль/л. В контроле почву поливали дистиллированной водой. Опыт был заложен в чашках Петри при влажности почвы 60% от п.в. при температуре 22°C и 12-часовом искусственном освещении. Определение численности фототрофных популяций проводили методом прямого учёта на стеклах обрастания под микроскопом через 4 недели, выделяя следующие группы фототрофов: одноклеточные зелёные водоросли, диатомовые водоросли, безгетероцистные (БГЦ) и гетероцистные (ГЦ) формы цианобактерий. Время экспозиции обусловлено тем, что, как правило, за такой период в модельных опытах происходят завершающие стадии аутогенной сукцессии в альгоценозах.

Обычно к этому времени плотность фототрофных популяций в дерново-подзолистой почве достигает нескольких миллионов клеток в 1 г или десятки миллионов клеток на 1 см^2 в случае «цветения» почвы. Результаты нашего опыта, проводимые с садовой почвой, оказались несколько неожиданными. Так, даже в контрольном варианте поверхностных разрастаний фототрофов («цветения» почвы) не появилось (табл. 1), и численность водорослей и ЦБ не превышала 2000 клеток/ см^2 . Возможно, это связано с тем, что в почве после её увлажнения активизировалась бурная деятельность нематод и клещей, численность которых доходила до нескольких десятков особей на 1 см^2 и которые могут использовать водоросли и ЦБ в качестве питательного субстрата для себя. Ранее одним из авторов данной статьи было показано, что именно активность альгофагов, наряду с потоком биогенов и активностью сапротрофной микрофлоры, является возможной причиной динамики численности водорослей в почве и регулятором структуры альгоценозов.

В то же время установлено, что вносимые в почву поллютанты (МФК и ГФ) оказывают значительное воздействие и на плотность фототрофных популяций (табл. 1), и на их структуру (табл. 2).

Таблица 1

**Влияние метилфосфоновой кислоты (МФК) и глифосата (ГФ)
на численность фототрофных микробных популяций (клеток/см²)**

Вариант	Водоросли		Цианобактерии		Всего
	зеленые	диатомовые	безгетероцистные	гетероцистные	
Контроль	192±37	92±12	717±62	не обнаружены	1001±112
МФК 10 ⁻³ моль/л	167±37	212±5	1167±22	450±25	1996±89
МФК 10 ⁻² моль/л	142±27	67±12	332±12	не обнаружены	541±49
ГФ 10 ⁻⁴ моль/л	82±12	555±25	не обнаружены	не обнаружены	637±37
ГФ 10 ⁻³ моль/л	457±22	450±100	не обнаружены	не обнаружены	907±122

Так, МФК в низкой концентрации (10⁻³ моль/л) ускоряет ход альгосукцессии в почве, что проявляется в появлении ГЦ форм цианобактерий, которые практически не встречаются в других вариантах. Именно сезонное развитие гетероцистных ЦБ в нашей зоне и становится завершающей климаксовой стадией альго-цианобактериальных сукцессий. При этом в данном варианте наблюдается максимальная суммарная численность водорослей и ЦБ, которая практически в 2 раза превышает аналогичный показатель в контроле. Следовательно, низкие концентрации МФК выступают как стимулятор развития таких групп фототрофов, как диатомеи, а также БГЦ и ГЦ формы цианобактерий. Повышение концентрации МФК приводит к угнетению прокариотных водорослей (ЦБ).

Другое соединение (глифосат) на развитие фототрофных группировок действует парадоксальным образом: угнетая развитие водорослей при более низкой концентрации и стимулируя их размножение, по сравнению с контролем, при более высокой концентрации (табл. 1). Особенно ярко стимулирующий эффект проявляется в отношении диатомовых водорослей. Однако, ГФ полностью подавляет развитие ЦБ, которые по отношению к самым разным поллютантам обычно выступают в роли наиболее стойких микроорганизмов.

Анализ структуры фототрофных комплексов (табл. 2) показывает широкую вариабельность представительства водорослей и ЦБ в различных вариантах.

Таблица 2

**Особенности структуры фототрофных микробных комплексов в условиях
загрязнения почвы метилфосфоновой кислотой и глифосатом (%)**

Вариант	Водоросли		Водоросли	Цианобактерии
	зелёные	диатомовые		
Контроль	67,4	32,6	28,4	71,6
МФК 10 ⁻³ моль/л	43,9	56,1	19,0	81,0
МФК 10 ⁻² моль/л	67,9	32,1	38,6	61,4
ГФ 10 ⁻⁴ моль/л	12,9	87,1	100	0
ГФ 10 ⁻³ моль/л	50,4	49,6	100	0

Из водорослей в контроле доминируют зелёные, численность которых более, чем в 2 раза, превышает численность диатомей. При сравнении представительства водорослей и ЦБ видно, что на долю ЦБ приходится более 70% в структуре фототрофных популяций. ЦБ представлены только в контроле и в вариантах с внесением МФК. Причем при малой концентрации МФК ЦБ на 10% больше, чем в контроле, а при большой – на 10% меньше. Внесение в почву ГФ полностью тормозит развитие ЦБ. Фототрофные популяции на 100% состоят из водорослей. ГФ в концентрации 10^{-4} , подавляя развитие зелёных водорослей (табл. 1), стимулирует размножение диатомовых водорослей как в абсолютном количестве (555 кл./см^2 против 92 кл./см^2 в контроле), так и в долевого участия (87,1% против 9,2% в контроле).

Таким образом, в ходе проведенных исследований было установлено, что оба испытываемых соединения активно влияют на развитие водорослей в почве. Сила и вектор влияния во многом определяются концентрацией веществ. При этом МФК в концентрации 10^{-3} моль/л не только стимулирует размножение водорослей, но также ускоряет ход альгосукцессий, способствуя появлению в структуре популяций гетероцистных азотфиксирующих ЦБ. В противоположность метилфосфоновой кислоте, ГФ в целом отрицательно влияет на фототрофные группировки, полностью элиминируя размножение ЦБ, тормозя размножение зеленых водорослей. Но при этом внесение ГФ в обоих концентрациях благоприятно для диатомовых водорослей.

Следовательно МФК и ГФ можно рассматривать как своеобразные селективирующие агенты в отношении почвенных водорослей и ЦБ. Вследствие этого данные группы фототрофных микроорганизмов можно рассматривать в качестве потенциальных биоиндикаторов на загрязнение почвы метилфосфоновой кислотой и глифосатом.

Литература

Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Кантор Г. Я., Кондакова Л. В. Изучение воздействия фосфорсодержащих поллютантов на почвенные микроорганизмы // Российский химический журнал, 2010. Т. LIV. № 4. С. 183–186.

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

Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В., Березин Г. И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология, 2012. № 3. С. 4–18.

Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Огородникова С. Ю., Ашихмина Т. Я. Инварианты организации фототрофных микробных сообществ дерново-подзолистой почвы при действии метилфосфоновой кислоты // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспект. Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2005. С. 62–65.

Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И. Влияние метилфосфоновой кислоты на развитие водорослей в почве // Ботанический журнал, 2009. Т. 94. № 1. С. 42–48.

Фокина А. И., Домрачева Л. И., Зыкова Ю. Н., Березин Г. И., Злобин С. С. Микроорганизмы как сорбенты поллютантов // Особенности урбозкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. С. 232–253.

ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ КОМПЛЕКСООБРАЗОВАНИЯ В ВОДНЫХ РАСТВОРАХ ИОНОВ АЛЮМИНИЯ И ФТОРИД-ИОНОВ И ИХ ВЛИЯНИЯ НА ТОКСИЧНОСТЬ МОДЕЛЬНЫХ РАСТВОРОВ

Ю. Н. Некрасова¹, Е. В. Дабах^{1,2}, А. С. Олькова³

¹ Лаборатория биомониторинга Института биологии

Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ,

² Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

³ Вятский государственный гуманитарный университет,

ecolab2@gmail.com

Природные воды и почвенные растворы в таежно-лесной зоне отличаются высоким содержанием железа и алюминия. Образую комплексные соединения с ионами раствора, они влияют на их активность и токсичность. Неорганические соединения алюминия в почвенных растворах и поверхностных водах представлены аквагидрокомплексами алюминия разной степени основности (мономерами и полимерами) и разнообразными комплексами алюминия с фосфатами, сульфат- и фторид-ионами. Две последние группы соединений алюминия в значительных количествах присутствуют в природных водах в условиях техногенных ландшафтов.

Представители биоты обладают разной устойчивостью к токсическому действию алюминия. Считается, что среди многочисленных форм алюминия, присутствующих в растворе, наиболее токсичным является ион Al^{3+} . Однако, практически невозможно разделить токсические эффекты, которые проявляются от воздействия алюминия и протона (Соколова и др., 2012).

Живые организмы по-разному реагируют на повышенные концентрации фтора, в связи с этим в качестве тест-объектов используют представителей различных систематических групп, таких как пресноводные рыбы, тутовый шелкопряд, моллюски, лабораторные мыши, нематоды и пр. (Kamble, Velhal, 2010; Vidyunmala et al., 2010; Farha et al., 2014).

Процессы комплексообразования с органическими и неорганическими лигандами в природных водах снижают токсическое действие ионов на живые организмы (Крайнов и др., 2004).

Цель работы – изучить процессы комплексообразования, состав и содержание комплексов в модельных растворах системы алюминий-фтор, а также их влияние на токсичность с помощью тест объектов – бактерий Эколюм и инфузорий.

Объекты исследования – модельные растворы, содержащие хлорид алюминия с концентрацией иона алюминия 0,03; 0,3 и 3 мг/дм³ и фторид натрия с концентрацией фторид-иона 0,3; 0,6 и 6 мг/дм³. В вариантах модельных растворов определяли значение рН, содержание ионов алюминия, фторид-ионов, а также токсичность с помощью бактериальной тест-системы «Эколюм» (люминесцентный штамм *Escherichia coli*) и простейших (*Paramecium caudatum*) по общепринятым методикам (ПНД ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04, ФР. 1.31.2005.01881 (ред. 2010)). Расчет состава, а также доли комплексов в раство-

ре производился с помощью совместного решения системы уравнений материального баланса и закона действующих масс для упрощенной геохимической системы (Крайнов и др., 2004).

В таблице 1 приведены варианты модельных растворов.

Таблица 1

Варианты модельных растворов системы алюминий – фторид-ион

Al ³⁺ /F ⁻ , мг/дм ³		
№1 0,03/0,3	№2 0,3/0,3	№3 3,0/0,3
№4 0,03/0,6	№5 0,3/0,6	№6 3,0/0,6
№7 0,03/6,0	№8 0,3/6,0	№9 3,0/6,0

Состав и содержание комплексов алюминия с фторид- и гидроксил-ионами в исследуемых модельных растворах представлены в таблице 2.

Таблица 2

Относительное содержание комплексов алюминия с фторид-ионами и гидроксил-ионами при различных значениях pH и соотношении Al³⁺/F⁻

Al ³⁺ /F ⁻	№ модельного раствора	pH	[Al] ³⁺	[AlF] ²⁺	[AlF ₂] ⁺	[AlF ₃] ⁰	[AlF ₄] ⁻	[AlF ₅] ²⁻	[AlF ₆] ³⁻	[Al(OH)] ²⁺	[Al(OH) ₂] ⁺	[Al(OH) ₃] ⁰	[Al(OH) ₄] ⁻
0,005	7	6,50	0	++	+++	+++++	++	+	0	+	+	+	+
0,05	4	6,35	+	+++	++++	++	+	0	0	+	++	++++	++
	8	6,39	0	++	+++	+++++	++	+	0	+	+	+	+
0,1	1	6,04	+	+++	++++	++	+	0	0	++	+++	+++	+
0,5	5	5,82	+	++	+++++	+++	+	0	0	+	++	++	+
	9	5,84	0	++	+++	+++++	++	+	0	0	+	+	0
1	2	5,67	+	++++	++++	++	+	0	0	+	++	++	+
5	6	4,70	+	+++	+++++	+++	+	0	0	+	+	0	0
10	3	4,68	+	++++	+++++	++	+	0	0	+	+	0	0

Примечание: «0» – доли % или комплекс отсутствует, + – очень мало (до 1%), ++ – мало (до 10%), +++ – средне (до 30%), ++++ – много (более 30%), +++++ – очень много (более 50%)

В модельных растворах почти весь алюминий связан в устойчивые комплексы с ионами фтора и гидроксил-ионами, свободного алюминия очень мало (до 1%). Преобладающими комплексами являются [AlF₂]⁺, [AlF]²⁺, [AlF₃]⁰, [Al(OH)₂]⁺, [Al(OH)₃]⁰, фтор связывается в комплексы преимущественно на начальных ступенях комплексообразования [AlF₂]⁺, [AlF]²⁺, [AlF₃]⁰. Отрицательно заряженных комплексов [AlF₄]⁻ и [AlF₅]²⁻ немного, а [AlF₆]³⁻ – отсутствует. Среди гидроксокомплексов алюминия в исследуемых растворах преобладающими являются нейтральные комплексы [Al(OH)₃]⁰.

Результаты определения токсичности модельных растворов показаны в таблице 3. Все исследуемые растворы оказались токсичными для тест-объекта *Paramecium caudatum* (инфузории).

Результаты биотестирования исследуемых растворов

Al ³⁺ /F ⁻	pH	Ионная сила раствора	«Свободный» [Al ³⁺], %	Токсичность раствора	
				Тест-система «Эколюм»	<i>Paramecium caudatum</i>
0,005	6,50	0,326	*	Не токсично	Высокая степень токсичности
0,05	6,35	0,043	0,03	Сильно токсично	Высокая степень токсичности
	6,39	0,435	*	Не токсично	Высокая степень токсичности
0,1	6,04	0,028	0,14	Сильно токсично	Высокая степень токсичности
0,5	5,82	0,152	0,06	Сильно токсично	Высокая степень токсичности
	5,84	1,52	*	Токсично	Высокая степень токсичности
1	5,67	0,136	0,20	Сильно токсично	Умеренная степень токсичности
5	4,70	1,236	0,06	Сильно токсично	Высокая степень токсичности
10	4,68	1,22	0,22	Сильно токсично	Высокая степень токсичности

Примечание: * – содержание ионов алюминия около 0,0003%

Для бактерий тест-системы «Эколюм» исследуемые растворы также оказались высокотоксичными, за исключением растворов, в которых содержанием свободных ионов алюминия можно пренебречь. В частности, в растворах № 4 и 8 при равном соотношении ионов алюминия и фтора в растворе, близких значениях pH, реакция бактерий тест-системы «Эколюм» различная. Таким образом, результаты биотестирования растворов подтверждают тезис о решающей роли иона [Al³⁺] в проявлении токсического эффекта. Токсичность раствора №9 отражает влияние протона на тест-объекты, водородный показатель в нем более чем на 0,5 единиц ниже по сравнению с растворами №7 и 8.

Общепринятые (классические) методики биотестирования для определения токсичности той или иной природной среды предусматривают подщелачивание исследуемого раствора, тем самым изменяя ионную силу, соотношение и состав комплексов, что может значительно повлиять на заключение о токсичности природного образца.

Таким образом, в водных растворах фторида алюминия доля комплексных соединений составляет от 51 до 99%, преобладают ионы [AlF₂]⁺.

Независимо от соотношения ионов при нейтральной реакции среды токсичность модельных растворов определяется свободными ионами [Al³⁺], при подкислении среды в результате увеличения соотношения ионов алюминия и фторид-ионов токсический эффект на бактерии тест-системы «Эколюм» определяется влиянием протона. Этот эффект можно снизить за счет подщелачива-

ния раствора, однако состав раствора – соотношение в нем ионов – при этом изменится и результаты биотестирования будут необъективными.

Литература

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

Соколова Т. А., Толпешта И. И., Трофимов С. Я. Почвенная кислотность. Кислотно-основная буферность почв. Соединения алюминия в твердой фазе почвы и в почвенном растворе. Изд. 2-е, испр. и доп. Тула: Гриф и К, 2012. 124 с.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2:3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм». 2010.

ФР. 1.31.2005.01881 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М», 2010.

Kamble N. A., Velhal V. V. Study of sodium fluoride toxicity on hematological parameter of *Rattus norvegicus* // Biological Forum – An International Journal, 2(2). 2010. P. 56–58.

Vidyunmala S., Farhana Begum A., Nagalakshamma K., Vijaya Bhaskara Rao A. Toxicity evaluation of fluoride in *Silkworm L.* // American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences, 2 (1). 2010. P. 20–24.

Farha Aziz, Rafia Azmat, Farah Jabeen. A behavioral, morphological and growth rate alterations in fresh water fish *Tilapia mossambica* under fluoridation, Keenjhar Lake, Thatta, Sindh, Pakistan // International Journal of Advanced Research. Vol. 2. Is. 1. 2014. P. 376–382.

ФОРМИРОВАНИЕ БАЛАНСА УГЛЕРОДА В ПРИРОДНЫХ И ПРЕОБРАЗОВАННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗАХ ВЯТСКО-КАМСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ

М. Г. Дворников

*Всероссийский научно-исследовательский институт
охотничьего хозяйства и звероводства им. проф. Б. М. Житкова,
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Dvornikov50@mail.ru*

Продуктивность, обмен веществом и энергией представляют разные проявления единого биogeоценологического процесса, являющегося характерным свойством биogeоценозов (далее – БГЦ), здесь взаимодействующие компоненты объединяются в единую систему, включающую их и костную среду (Сукачев, 1964; Данилов, 1980; Дворников, 2007). В лесной биogeоценологии, завершающей целью является изучение функциональных связей и свойств таежных целостных систем, где значительная доля ежегодной продукции живого вещества поступает в длительное депонирование, в нашем случае углерода. В зависимости от современного состояния, антропогенного преобразования и исторического развития конкретного региона или субъекта Российской Федерации их лесные БГЦ могут быть как хранителями (стока) углерода, так и источниками поступления (эмиссий) выбросов в атмосферу. В связи с чем, изучение особенностей формирования баланса углерода в зональных природных и преобразо-

ванных хозяйственной деятельностью БГЦ является актуальным научным направлением, раскрывающим также перспективы в прогнозах климатических изменений в регионе (Дворников и др., 2012) и было целью настоящей работы.

Объектами наших исследований были лесные БГЦ средней и южной тайги. Природное районирование и условия местонахождения БГЦ, антропогенные преобразования в регионе, особенности биомассы и фитомассы, прироста, биогеохимического круговорота и потока энергии, эксперименты и разложению опада и отпада были рассмотрены нами ранее (Дворников, 2007; Дворников и др., 2012). Исследования проводились в необходимых объемах на стационарах площадью по одному гектару, расположенных в разных лесорастительных условиях эколого-топографического профиля. Стандартные по размерам площадки для пересчета и мечения и выборки модельных древостоев размещались на стационарах, где проводились инструментальные измерения травяно-кустарничкового яруса, изучения структуры опада (по опадоуловителям) и подстилки.

В среднетаежных экосистемах (Республика Коми) подобные многолетние исследования проводились под руководством К. С. Бабковой (Кузнецов, 2010). Сам процесс формирования баланса углерода в наземных БГЦ выглядит примерно так: атмосфера – фитомасса (минус изъятие при рубках леса, пожарах и животными) – фитодетрит (минус пожары) – почва – торф (минус пожары) – атмосфера.

Нам необходимо было знать структурное состояние лесфонда в лесорастительных районах региона, его ресурсную и эксплуатационную динамики, а также структуру лесных земель. К примеру, сколько гектаров относится к лесным, покрытым лесом и непокрытым площадям на вырубках, гарях, редилах, пашнях, болотах и т.д. Поэтому работа складывалась из полевых стационарных экспериментальных исследований и информационно-расчетных. При больших объемах информации (наши исследования с 1989 г. – пионерные в регионе) и многолетним рядом мониторинга, возможны моделирования формирования оптимальных балансов углерода в БГЦ региона, поэтому значительное место в работе было отведено сравнительному историческому (потенциальному состоянию), освоению и преобразованию БГЦ в биомах, где ныне расположены хозяйствующие субъекты РФ (табл. 1).

Установлено, что в крупных зональных природных комплексах свойственны направляющие потоки углерода и они влияют на интенсивность прироста, биогеохимического круговорота и перемещение энергии в конкретных БГЦ (Дворников, 2010). В осушенных интразональных болотных БГЦ изменяется РН компонентов и процессы представляют собой «колбу с незавершенной химической реакцией», где прирост флуктуирует уже особенно и иногда не предсказуемо. В зональных же БГЦ высокие параметры восходящей фитомассы проявляются с возрастом леса и после спелости- постепенно снижаются, пик чистой продукции и особенно валовой продукции приходится к 30–40 годам, далее к спелым и перестойным насаждениям они снижаются. Сходный процесс с участием новых видов травянистого яруса происходит и после вырубки и низового пожара, когда уничтожается живой травостой и ветошь, и заметна ги-

бель основных элементов леса. В последние 20–30 лет сукцессии и баланс углерода на зарастающих полях своеобразны тем, что формирование вторичных лесных фитоценозов проходит на участках, равных уже 15–25% от известной площади пашен, т. е. увеличивается площадь лесов), и где к 15–25 годам начинает формироваться уже горизонт подстилки. По интегральным оценкам (табл. 1) менее трансформированы и более устойчивы экосистемы в биомах, где малая плотность населения человека. Значительно измененная истощительными рубками структура лесов также разнонаправлено будет изменять порядок формирования баланса углерода (табл. 2).

Таблица 1

Преобразованные биомы в субъектах Российской Федерации

Экосистемы	Субъекты Российской Федерации	Площадь субъекта РФ, тыс. км ²	Плотность, чел./км ²	Общая площадь лесных земель и кустарниковых пойм, тыс. км ²	Лесистость современная / потенциальная площадь лесных земель, %	Доля пашни, %	Гидротермический коэффициент	Число дней в году ниже 0°C	Интегральная оценка экосистем	
									трансформация	устойчивость
Таёжные	Республика Коми	415,9	3,2	293,3	$\frac{61-81}{85}$	2		175–180	2	3–4
	Пермская обл.	160,6	19,9	86,8	$\frac{61-81}{97}$	13,0	1,6–1,7	174	3	4–5
	Кировская обл.	120,8	14,0	60,9	$\frac{31-80}{97}$	22,1	1,1–1,5	169	5	5–6
Таёжные и подтаёжные	Республика Удмуртия	42,1	40,0	16,2	$\frac{30-47}{95}$	37,1	1,3–1,6	150–165	5	6
	Республика Марий Эл	23,2	34,5	12,1	$\frac{30-60}{95}$	27,0	1,3–1,6	150–165	7	6
Подтаёжные и лесостепные	Республика Башкортостан	143,6	28,6	50,2	$\frac{20-80}{85}$	33,5	1,0–1,3	150–160	4	3–6
	Республика Татарстан	68,0	55,9	11,03	$\frac{30-40}{55}$	55,4	1,0–1,3	150–160	7	6

Напротив, в заповеданных и малонарушенных БГЦ, где нет больших по площади сплошных вырубок, баланс углерода своеобразен в пределах зональных параметров слабоиндустриального периода развития региона.

Заметно, что в крупной (масштабной) мозаике лесфонда различные БГЦ объединяются общими и характерными потоками углерода. Так в Унженско-Камском лесорастительном округе 15 формаций со средним возрастом древо-

стоев около 90 лет, пул углерода (древесина, корни, валеж, подстилка, почва) 130,25 т/га незначительно меньше чем в ГПЗ «Нургуш» (левая часть табл. 3, Синегорский и Котельничский участки).

Таблица 2

Структура лесоэксплуатационных лесов субъектов Российской Федерации (1956 г. – в числителе, 2006 г. – в знаменателе, в %)

Субъект РФ	Покры- тая ле- сом площадь	Леса I груп- пы	Хвой- ные леса	Распределение лесов по группам возраста			
				молод- няки	средне- возраст- ные	приспе- вающие	спелые и пе- рестойные
Нижегород- ская область	41	33	55 /48	41,2 /37,0	17,7 /39,5	12,6 /12	28,5 /11,5
Кировская область	60	14	60 /50	27,5 /27,0	17,15 /30,0	12,55 /14,0	42,8 /29,0
Республика Удмуртия	43	14	64 /55	33,0 /33,0	19,1 /32,8	10,9 /16,6	37,0 /17,6

Таблица 3

Баланс углерода в лесных БГЦ

Показатели, т/га в год	Охраняемые БГЦ / возраст			Освоенные лесохозяйственной деятельностью БГЦ		
	Ельник 168–182	Сосняк 91–121	Осинник 51–61	Ельник 107–125	Ельник 128–138	Сосняк болота 90–120
Пул С (а.с.с.), т/га	176,8	158,3	128,5	187,4	180,3	409,1
Древесина, подрост, под- лесок и т. д.	161,2	140,0	124,07	173,9	166,4	39,5
Прирост (травы, лист, вет- ви, древесина)	2,05	3,46	5,05	2,9	2,26	1,98
Истинный прирост	0,8	1,25	3,57	0,97	0,85	0,45
Подстилка	15,56	18,3	4,43	13,44	13,86	1,90
Торф	–	–	–	–	–	367,7
Коэффициент деструкции	15	14	0,6	13	15	4,2/ 817

Поэтому представленные нами сведения (с будущими дополнениями) позволят с помощью моделей оптимизировать возрастную структуру лесного фонда региона, соотношения площади I–III групп лесов с целью повысить продуктивность БГЦ и создать предпосылки для высоких объемов стока депонированного углерода.

Литература

Сукачев В. Н. Основы лесной биогеоценологии // Основы лесной биогеоценологии. М.: Наука, 1964. С. 5–49.

Данилов Н. Н. Структура и функционирование биогеоценозов Южной тундры // Структурно-функциональная организация биогеоценозов. М.: Наука, 1980. С. 90–109.

Дворников М. Г. Млекопитающие в экосистемах бассейна реки Вятка. Киров: Областная типография, 2007. 352 с.

Дворников М. Г. Роль млекопитающих в таежных и лесостепных экосистемах освоенных и охраняемых территорий Камского бассейна: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. Тольятти, 2010. 39 с.

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.

Дворников М. Г., Овечкина Н. Н., Дворникова И. Н., Гарюгин Ю. А., Стреляный С. Ф. К процессам углеродного цикла в природных комплексах Вятско-Камского междуречья // Актуальные проблемы региональной экологии и биодиагностика живых систем: Материалы Всерос. конф. Киров, 2013. С. 85–88.

Кузнецов М. А. Динамика содержания органического углерода в заболоченных ельниках средней тайги: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2010. 19 с.

ВОЗДЕЙСТВИЕ ИНСЕКТИЦИДНОГО ПРЕПАРАТА (МАЛАТИОН) НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

Ю. Б. Тестов, Н. Г. Ковальский, А. Г. Михин

Военная академия радиационной, химической и биологической защиты имени маршала Советского Союза С. К. Тимошенко, mikhag78@rambler.ru

Применение фосфорорганических соединений (ФОС) в народном хозяйстве обусловлено высокой инсектицидной и акарицидной активностью, широким спектром действия на вредителей растений, небольшой персистентностью и разложением с образованием продуктов, не токсичных для человека и животных, системным действием ряда ФОС, малым расходом на единицу обрабатываемой площади, относительно быстрым метаболизмом в организме позвоночных и отсутствием способности кумулироваться (Брянцев, Доброзракова, 1960).

Изучение токсических свойств и биологической активности ФОС началось в 30-е годы XX столетия. В этом направлении исследований большую роль сыграли работы немецких ученых В. Ланге и Г. Крюгера (1932), которые синтезировали фторпроизводные фосфорной кислоты – диметил- и диэтилфторфосфаты и установили их высокую физиологическую активность.

Поскольку первые созданные фосфорорганические соединения оказались чрезвычайно токсичными для млекопитающих, возникла необходимость в получении новых соединений с избирательной токсичностью и исследованию механизма токсического и селективного действия, метаболизма и изысканию средств антидотной терапии.

Одним из широко применяемых фосфорорганических соединений в качестве инсектицида является $(C_{10}H_{19}O_6PS_2)$ О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат.

Под влиянием окислителей в организме насекомого О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат превращается в соответствующий $P=O$ – аналог (малаоксон), физиологическая активность которого выше (Мельников, 1987).

Данный процесс в меньшей степени свойствен растениям и теплокровным. Этим обусловлена высокая токсичность О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфата для вредителей – в организме насекомых О,О-

Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат превращается в более токсичное соединение, а процессы гидролиза препарата протекают значительно медленнее, чем у теплокровных.

Для человека и теплокровных животных О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат среднетоксичен, степень токсичности зависит от чистоты препарата. Кожно-резорбтивный эффект вещества выражен слабо.

В организме теплокровного животного вследствие высокой активности карбоксиэстераз разрушение молекул О,О-диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат идет в первую очередь в направлении гидролиза CO₂-C=O(-O)- групп. Следует отметить, что водорастворимые и ионизированные вещества практически не проникают в нервную систему животного, но легко выделяются из организма с мочой. Однако, по литературным данным, в определенных условиях О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат может подвергаться изомеризации (MeO-P=S → MeS-P=O) с образованием дитиофосфата, у которого токсичность в отношении теплокровных значительно выше (Шрадер, 1965).

Проведенные нами исследования по изучению влияния О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат на организм млекопитающего показали, что воздействие данного вещества на гематологические показатели лабораторных животных зависит от дозы вещества (табл. 1, 2).

Белым лабораторным мышам 6-ти опытных групп однократно внутримышечно вводили О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфат в дозах равным 0,1 LD₅₀ и LD₅₀ (LD₅₀=400мг/кг) с последующим изучением гематологических показателей.

Таблица 1

**Гематологические показатели мышей после введения
ФОС 0,1 LD₅₀ (n=15)**

Время, час.	Показатели							
	WBC	LYM	MON	NEU	RBC	HGB	HCT	PLT
контроль	10	5,42	0,3	2,1	9,5	142	40	325
1	7,37	4,1	0,23	0,05	7,51	108	32,2	190
25	8,44	5,47	0,04	1,93	10,05	148	48,18	215
49	11,47	7,29	0,07	2,1	10,7	157	48	245

Примечание: WBC – лейкоциты (x 10⁹ /л), LYM – лимфоциты (x 10⁹ /л), MON – моноциты (x 10⁹ /л), NEU – нейтрофилы (x 10⁹ /л), RBC – эритроциты (x 10¹² /л), HGB – гемоглобин (g/l), HCT – гематокрит (%), PLT – тромбоциты (x 10⁹ /л).

После введения мышам 0,1 LD₅₀, О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфата, в первый час отмечается понижение количества лейкоцитов, лимфоцитов, моноцитов, нейтрофилов – 7,37; 4,1; 0,23; 0,05 x 10⁹ /л, соответственно. Количество эритроцитов и гемоглобина по сравнению с контролем снизилось на 21 и 24 %. Также установлено резкое снижение тромбоцитов до 190 x 10⁹ /л. В последующие сутки (25 и 49 часов после введения препарата) отмечается восстановление гематологических показателей.

После введения О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфата LD₅₀ в первый час наблюдается увеличение количества эритроцитов, содержания гемоглобина, что, по-видимому, связано со стимуляцией эритропоэтической системы, а на 3–6 час после получения О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфата LD₅₀ отмечается лейкопения с понижением количества лимфоцитов, моноцитов, нейтрофилов и резкое снижение количества эритроцитов и гемоглобина ($5,64 \times 10^{12}$ /л и 83 г/л соответственно). К шестому часу у мышей отмечено резкое снижение количества тромбоцитов до 133×10^9 /л, что связано с появлением значительно количества кровоизлияний во внутренних органах, что подтверждается патоморфологическими исследованиями павших животных.

Таблица 2

**Гематологические показатели мышей после введения
ФОС LD₅₀ (n=15)**

Время, час.	Показатели							
	WBC	LYM	MON	NEU	RBC	HGB	HCT	PLT
контроль	10	5,42	0,3	2,1	9,5	142	40	325
1	9,67	6,87	0,15	2,26	18,4	246	81,16	314
3	5,7	4,08	0,04	1,58	8,44	121	38,47	315
6	3,42	2,67	0,17	0,58	5,64	83	29,06	133

Примечание: WBC – лейкоциты ($\times 10^9$ /л), LYM – лимфоциты ($\times 10^9$ /л), MON – моноциты ($\times 10^9$ /л), NEU – нейтрофилы ($\times 10^9$ /л), RBC – эритроциты ($\times 10^{12}$ /л), HGB – гемоглобин (г/л), HCT – гематокрит (%), PLT – тромбоциты ($\times 10^9$ /л).

При внутримышечном введении мышам высоких доз (400 мг/кг) О,О-Диметил-S-(1,2-дикарбэтоксиэтил)дитиофосфата в первые часы наблюдается эритроцитоз и резкое повышение гемоглобина с последующей эритроцитопенией, анемией, лейкопенией, тромбоцитопенией и заканчивается гибелью животных, а при поступлении в организм вещества в низких дозах (4 мг/кг) в первые часы отмечается незначительное понижение эритроцитов, лейкоцитов, тромбоцитов и гемоглобина с последующим восстановлением гематологических показателей.

В связи с этим до настоящего времени актуален вопрос разработки инсектицидных препаратов направленного действия, обладающих меньшим отрицательным воздействием на объекты окружающей среды.

Литература

Брянцев Б. А., Доброзракова Т. Л. Защита растений от вредителей и болезней. Издание пятое, переработанное и дополненное. Ленинград–Москва: Государственное издательство сельскохозяйственной литературы, 1960. 480 с.

Мельников Н. Н. Пестициды. Химия, технология и применение. М.: Химия, 1987. 712 с.

Шрадер Г. Новые фосфорорганические инсектициды / Перевод с немецкого А. Г. Зенькевич, и др., / Под ред. Н. Н. Мельникова. М.: Мир, 1965. 243 с.

ВЛИЯНИЕ НАДЗЕМНОЙ МАССЫ СЕРПУХИ ВЕНЦЕНОСНОЙ И СЕМЯН ПАЖИТНИКА НА ГОРМОНАЛЬНЫЙ СТАТУС МЫШЕЙ

О. В. Раскоша

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

Проведенные нами ранее исследования показали, что изменения морфофункционального состояния надпочечников и щитовидной железы белых беспородных мышей при действии серпистена отражают закономерные изменения их структурно-функциональной активности в физиологических пределах, они направлены на поддержание гомеостаза и свидетельствуют о высокой чувствительности этих органов к экдистероидсодержащему препарату.

Целью исследования было выявить действие кормов, содержащих порошок надземной массы серпухи венценосной и семян пажитника (0,5% от массы корма), на гормональный статус мышей.

Эксперименты проводили на 30 самцах и 60 самках белых беспородных мышей средней массой. Животные были разделены на три группы: 1 – половозрелые самцы (возраст 3–4-мес); 2 – половозрелые самки (возраст 3–4-мес) и 3 – старые самки (возраст 7–8 мес). Опытных животных в течение 14 сут кормили пищей, содержащей порошок надземной массы серпухи венценосной и семян пажитника (0,5% от массы корма). Контрольные животные содержались на стандартном пищевом рационе. Кровь у мышей получали путем декапитации и далее в сыворотке крови методом иммуноферментного анализа определяли следующие гормоны; тиреотропный гормон (ТТГ), тиреоидные гормоны (свободный тироксин – T_4 , свободный трийодтиронин – T_3), половые гормоны (тестостерон – у самцов и эстрадиол – у самок). Определение гормонов проводили в клиничко-диагностической лаборатории «МедТест» (г. Сыктывкар).

Результаты проведенного эксперимента показали, что концентрации ТТГ и T_3 в сыворотке крови мышей, в состав рациона которых была включена одна из пищевых добавок – серпуха или пажитник, оставались в пределах контрольных значений (рис.). Достоверные изменения обнаружены по концентрации T_4 , его содержание увеличивалось в сыворотке крови самок (обеих возрастных групп), которые с пищей получали семена пажитника, у самцов не наблюдалось значимого влияния на соответствующий показатель. Употребление животными надземной массы серпухи венценосной не повлияло на уровень T_4 у животных обоего пола. Данные, полученные по концентрации половых гормонов, позволили подтвердить разную чувствительность самцов и самок к тестируемым добавкам. В сыворотке крови самцов уровень тестостерона в условиях проведенного эксперимента оставался в пределах нормы. У самок по концентрации эстрадиола обнаружены отклонения относительно контрольных значений, причем они зависели от возраста и типа пищевой добавки. Так, достоверное повышение уровня эстрадиола происходило в ответ на введение серпухи венценосной у самок в возрасте 4–5 мес. У старых самок (7–8 мес) гормональная реакция на введение серпистена хотя и имела ту же направленность, но различия с контролем не были статистически значимыми. Было обнаружено, что у самок этой воз-

растной группы выраженное воздействие оказывало введение в рацион питания семян пажитника, отмечено достоверное понижение уровня эстрадиола под воздействием этой пищевой добавки.

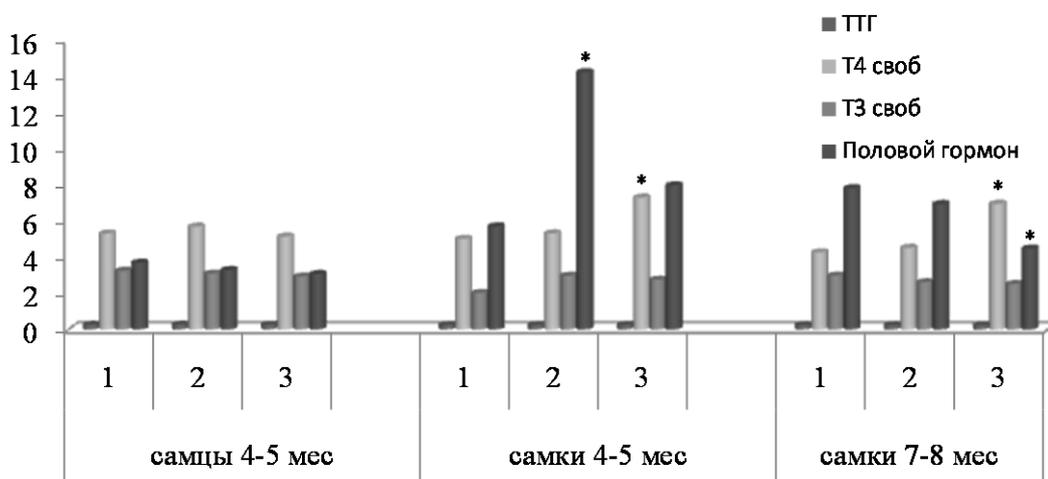


Рис. Влияние надземной массы серпухи венценосной и семян пажитника на уровень гормонов в сыворотке крови белых беспородных мышей (1 – контроль, 2 – серпуха венценосная и 3 – пажитник).
Различия с контролем достоверны при $p < 0,05$)

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о неодинаковой чувствительности животных разного пола к исследуемым пищевым добавкам. У самцов все изучаемые показатели оставались в пределах контрольных значений. Для самок характерна выраженная реакция на введение в рацион питания семян пажитника, проявляющаяся в изменении в крови уровня T_4 и эстрадиола. Употребление самками надземной массы серпухи венценосной так же способно изменять уровень эстрадиола в сыворотке крови. Следует отметить, что при исследовании половых гормонов направленность выявленных изменений зависит от возраста самок.

Работа выполнена при финансовой поддержке программ Президиума УрО РАН «Научные основы создания новых адаптогенных и геропротекторных средств растительного происхождения» №12-П-4-1023 и гранта РФФИ № 13-04-01750а.

О ВЛИЯНИИ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ НА ПОКАЗАТЕЛИ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ *DAPHNIA MAGNA STRAUS* ПРИ ПРОВЕДЕНИИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

О. В. Воробьева¹, О. Ф. Филенко¹, Е. Ф. Исакова¹,
В. И. Юсупов², Н. Н. Воробьева²

¹ Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
olvorobieva@rambler.ru,
² ИПЛИТ РАН, iouss@yandex.ru

При проведении биотестирования остро стоит проблема стандартизации условий, в которых обитают тест-организмы. Разница в условиях содержания организмов в разных лабораториях может привести к существенному различию в результатах проведенных исследований. Одним из факторов, влияющих на интегральные функции тест-организмов, могут являться низкоинтенсивные электромагнитные поля (ЭМП), появляющиеся, например, при работе электрических приборов, что может оказать влияние на организмы, находящиеся в ближней зоне действия и изменять показатели их жизнедеятельности. Несмотря на то, что ЭМП являются фоновым компонентом среды обитания, и живые организмы адаптированы к естественному фону ЭМП, из-за усиления антропогенного влияния происходит увеличение нагрузки полей на организмы, что может приводить к изменению их жизнедеятельности. Так, выявлено, что переменные магнитные поля с амплитудами, близкими к естественным (10 нТл) угнетают размножение бактерий *E. coli* (Ачкасова, 1984). Длительное пребывание дафний в магнитном поле с индукцией 25 мТл и частотой 6 Гц не оказывает существенного влияния на выживаемость рачка, однако плодовитость дафний увеличивается в среднем в 2 раза по сравнению с контрольной группой (Усанов и др., 2008). Низкоинтенсивное облучение в видимой части спектра также может привести к изменению тест-функций организма (Воробьева, 2013).

В связи с этим, целью работы служило исследование влияния излучения в видимом диапазоне и ЭМП в радиочастотном диапазоне, создаваемых прибором, на плодовитость и качество потомства рачков *Daphnia magna* Straus в хронических токсикологических испытаниях.

Эксперименты проводили согласно стандартным методикам проведения хронических экспериментов при биотестировании (Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний ФР.1.39.2007-03-222, 2007; Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, 1998).

Односуточных особей однократно облучали при помощи светодиодного прибора СДМ-01, генерирующего излучение в видимой части спектра ($\lambda = 650$ нм, интенсивность облучения 0,04 и 0,9 мВт/см², время экспозиции 60 и 300 с). Расстояние от матрицы до чашки Петри с рачками составляло 13,5 см. В каче-

стве контроля служили рачки из того же помета, но не подвергавшиеся воздействию излучения.

Возможную роль ЭМП, генерируемых прибором СДМ-01 в радиочастотном диапазоне оценивали, используя рачков, помещенных под облучатель, но изолированных от действия света тонкой металлической пластиной. Таким образом, рачки во время облучения не подвергались действию света, но могли подвергаться воздействию ЭМП. Интенсивность ЭМП в месте облучения рачков измеряли в диапазоне частот 0,02–20 кГц прибором «Микротесламетр Г79», откалиброванным в единицах магнитной индукции поля (Тл). Напряженность ЭМП в экспериментах составляла 38 и 42 нТл при интенсивности светового потока 0,04 и 0,9 мВт/см² соответственно.

Наблюдения продолжались в режиме хронического опыта до 21 суток. Исследовали плодовитость, качество потомства и линейные размеры дафний.

При проведении испытаний наблюдалось статистически значимое снижение как суммарной плодовитости, так и линейных размеров дафний у особей, подвергшихся экранированному облучению (табл.). Облучение красным светом приводило к статистически значимой стимуляции указанных параметров. При сравнении данных по плодовитости и линейным размерам тела дафний, подвергшихся только действию ЭМП, и ЭМП совместно с облучением видимым светом, выявлена статистически значимая стимуляция, как плодовитости, так и линейных размеров тела особей, подвергавшихся действию облучения в видимой области спектра.

Таблица

Влияние излучения в видимом диапазоне и ЭМП в радиочастотном диапазоне на интегральные показатели дафний

Режим облучения	Плодовитость, % от контроля	Размеры тела, % от контроля	% аномальных особей
Видимое 12 мДж/см ² + ЭМП 38 нТл	124,8*	101,1	0,23
ЭМП 38 нТл	78,45*	87,48*	0,41
Видимое 54,6 мДж/см ² + ЭМП 42 нТл	114,6*	102,1	0,46
ЭМП 42 нТл	86*	98,1*	0,6
Контроль	-	-	0

* обозначены статистически достоверные отличия от контроля (t-критерий Стьюдента)

Во всех экспериментах среди рожденного потомства от облученных особей встречались аномальная молодь. Аномалии были связаны с изменением или редукцией щетинок на плавательных антенных. Особи с такими патологиями были, как правило, нежизнеспособны, и погибали через несколько суток после рождения. Процент аномалий при обоих типах облучения составлял меньше 1%. В контрольной серии аномальных особей выявлено не было. Поскольку аномальные особи были отмечены при обоих типах воздействия, можно предположить, что фактором, влияющим на изменение качества потомства у рождаемых рачков, являются ЭМП, генерируемые прибором.

Таким образом, низкоинтенсивное ЭМИ как в видимом, так и в радиочастотном диапазонах, способно оказывать влияние на такие значимые тест-функции как плодовитость, качество потомства и линейные размеры тела дафний. Поскольку в условиях лабораторного культивирования биологические объекты постоянно находятся под воздействием слабых электромагнитных воздействий от работающего оборудования, контролирование уровня ЭМП может быть существенным фактором в стандартизации условий как содержания культур, так и проведения токсикологических экспериментов.

Литература

Ачкасова Ю. Н. Избирательная чувствительность бактерий к инфранизкочастотному магнитному полю // Электромагнитные поля в биосфере. Т. 2. М.: Наука, 1984. С. 72–73.

Воробьева О. В. Нарушения в потомстве рачков *Daphnia magna*, облученных диодным источником // Экологические системы и приборы. 2013. № 10. С. 61–67.

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний / Под ред. Н. С. Жмур. М.: АКВАРОС, 2007. 52 с.

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / Под ред. О. Ф. Филенко, С. А. Соколовой. М.: ВНИРО, 1998. 145 с.

Усанов Д. А., Скрипаль А. В., Рзянина А. В., Усанов А. Д. Влияние низкочастотного магнитного поля на выживаемость и плодовитость пресноводного рачка – *Daphnia magna* Straus // Биомедицинская радиоэлектроника. 2008. № 5. С. 51–52.

МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ВЕРХОВКИ *LEUCASPIUS DELINEATUS* И УКЛЕЙКИ *ALBURNUS ALBURNUS* В ВОДОЕМАХ БАССЕЙНА р. ПЕЧОРА

Э. И. Бознак¹, Р. Р. Рафиков²

¹ Сыктывкарский государственный университет, boznak06@rambler.ru

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, rafikov@ib.komisc.ru

Процесс расселения чужеродных видов предоставляет уникальную возможность для исследования как биологических особенностей видов-вселенцев и реакции сообществ на проникновение новых видов, так и самого процесса адаптации организмов к новым условиям обитания. Инвазивные виды рыб проникают в новые водоемы в результате их случайного (или преднамеренного) вселения человеком, а также саморасселения по системам гидротехнических сооружений, связывающих ранее изолированные акватории. В ходе натурализации формирование новых популяций часто происходит на базе ограниченного числа особей, а условия протекания онтогенеза в приобретенном и естественном ареалах могут значительно отличаться. Таким образом, популяционные значения и уровень разнообразия морфологических признаков видов-вселенцев отражают взаимодействие ограниченного набора генотипов особей, образующих формирующуюся популяцию, и новых условий обитания. Однако влияние интродукции на изменение морфологических признаков рыб в новооб-

разованных популяциях исследовано явно недостаточно (Касьянов, Горошкова, 2012).

Нами проанализированы результаты изучения внутри- и межпопуляционной изменчивости уклейки (*Alburnus alburnus*) и верховки (*Leucaspis delineatus*), недавно обнаруженных в бассейне р. Печора (Бознак, Рафиков, 2009). Анализ морфологической изменчивости исследуемых видов рыб проведен на основе материалов, собранных в 2007–2011 гг. из разных участков водоема-охладителя Печорской ГРЭС и небольшого поименного озера, расположенного в районе г. Печора (бассейн среднего течения р. Печора). Для сравнения использованы выборки верховки и уклейки, собранные в бассейне р. Вычегда (естественный ареал). Всего в ходе исследования обработано 7 выборок (по 29–40 экз.) общей численностью 218 экз. У отловленных рыб определяли: количество неветвистых (Днв) и ветвистых лучей в спинном плавнике (Дв), число неветвистых (Анв) и ветвистых (Ав) лучей в анальном плавнике, общее число лучей в грудных плавниках (Р), количество ветвистых (Vв) и неветвистых (Vнв) лучей в брюшных плавниках, число чешуй в боковой линии (LL), у верховки – число чешуй в боковой линии и поперечных рядов чешуй в боку тела (Squ), количество жаберных тычинок на наружной стороне первой жаберной дуги (Sp.br.) и общее число позвонков. Для снижения вероятности ошибок, связанных с недоучетом плавниковых лучей и зачаточных жаберных тычинок, предварительно было проведено окрашивание плавников и жаберных дуг водным раствором ализарина-С. Для оценки морфологической изменчивости использовали показатель внутривидового разнообразия μ , вычисляемый по спектрам частот вариантов строения отдельных меристических признаков и среднее число фенотипов – $\bar{\mu}$, рассчитываемое для всего комплекса использованных признаков (Животовский, 1991). Стабильность формирования морфологических структур в раннем онтогенезе исследованных видов рыб оценивали по показателям флуктуирующей асимметрии 4 билатеральных признаков (число лучей в грудных и брюшных плавниках, число чешуй в боковой линии и количество жаберных тычинок). В качестве индикатора стабильности развития использовали интегральные показатели: среднюю частоту асимметрии на признак и среднюю величину асимметрии на признак (Захаров, 1987).

Средние значения и диапазон изменчивости большинства меристических признаков исследованных видов рыб (табл. 1), как правило, укладываются в видовые стандарты, приводимые для них в обобщающих работах (Берг, 1949; Атлас..., 2003), или незначительно выходят за эти пределы. По-видимому, условия обитания в водоемах бассейна р. Печора не вызвали у исследованных видов рыб существенных изменений процесса формирования метамерных структур.

Уклея, отловленная в водоеме-охладителе Печорской ГРЭС, характеризуется, по сравнению с рыбами из бассейна р. Вычегда (естественный ареал), большим количеством жаберных тычинок, меньшим числом чешуй в боковой линии и лучей в грудных плавниках. При этом число позвонков у особей, из части водоема, удаленной от сброса теплых вод близко к таковому у рыб из р. Вычегда, а в тепловодной части охладителя происходит уменьшение количе-

ства позвонков. У верховки из бассейна р. Печора, по сравнению с рыбами из Вычегодского бассейна, наблюдается увеличение числа прободенных чешуй в боковой линии и позвонков (вне зависимости от температурного режима водоема). Заметное возрастание количества поперечных рядов чешуй, жаберных тычинок и числа лучей в брюшных плавниках происходит только в водоеме охладителе (табл.1). Так или иначе, четкая закономерность в изменении среднего количества элементов в полимерных структурах, в группировках исследованных видов рыб, сформировавшихся за пределами их естественных ареалов, не прослеживается.

Таблица 1

Основные меристические признаки уклейки и верховки в водоемах естественного ареала (бассейн р. Вычегда) и за его пределами (бассейн р. Печора) в сравнении с их видовыми стандартами

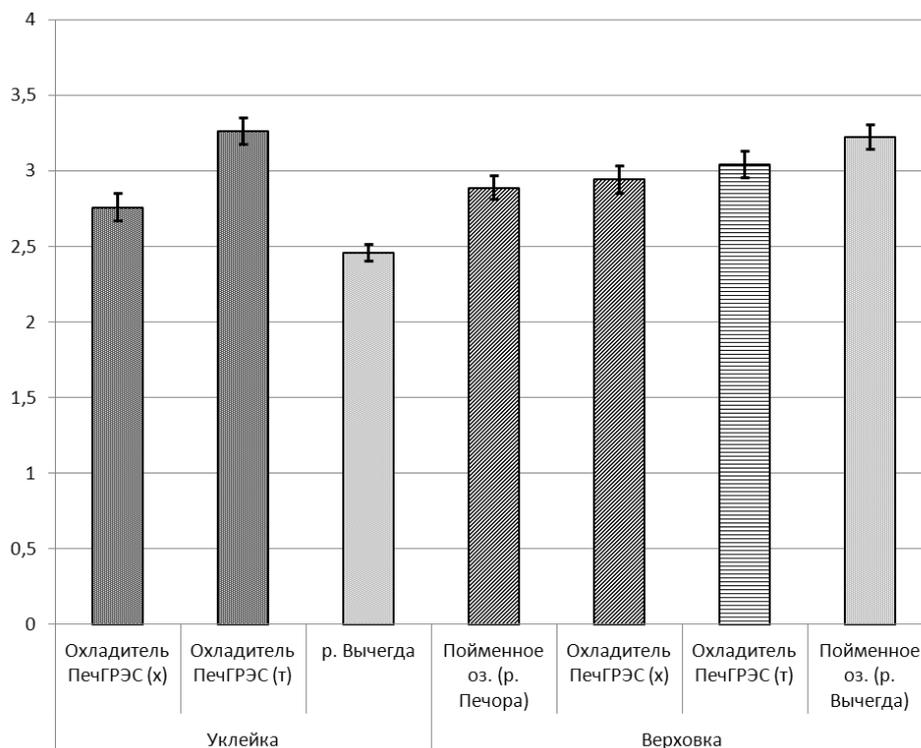
Вид	район	D	A	II	Sp.br.	Vert
уклейка	По ареалу	III-IV 7-9	III 14-21	42-55	17-22 (25)	42-45
	Охладитель ПечГРЭС (х)	III 7-9 7,96±0,06	III 17-21 18,57±0,17	45-51 48,23±0,28	19-25 21,57±0,28	39-43 42,23±0,16
	Охладитель ПечГРЭС (т)	III 7-9 7,90±0,08	III 16-20 18,45±0,18	44-52 47,41±0,34	18-24 20,86±0,29	40-43 41,76±0,14
	Русло р. Вычегда	II-III 8-9 7,93±0,05	III 17-20 18,40±0,18	48-53 50,53±0,24	18-20 18,67±0,13	42-43 42,47±0,09
верховка	По ареалу	III 7-9	III 10-14	0-19	10-17	38-40
	Охладитель ПечГРЭС (х)	III 8-9 8,03±0,03	III 11-13 12,10±0,10	8-15 11,17±0,32	15-17 15,90±0,13	39-42 39,63±0,13
	Охладитель ПечГРЭС (т)	III 8 11,97±0,09	III 11-13 11,97±0,09	9-13 10,86±0,28	15-18 16,03±0,14	39-40 39,52±0,09
	Пойменное оз. (р. Печора)	II-III 8 11,83±0,10	III 11-13 11,83±0,10	6-12 8,63±0,25	13-17 15,00±0,15	39-41 39,97±0,10
	Пойменное оз. (р. Вычегда)	III 8-9 8,10±0,05	III 11-13 12,00±0,09	0-8 4,18±0,33	14-18 15,74±0,18	39-40 39,49±0,08

Примечание: выборки рыб из водоема-охладителя Печорской ГРЭС собраны из участков вблизи сброса теплых вод (т) и в удаленной части водоема (х).

Меристические признаки рыб характеризуются неодинаковой вариабельностью. Так, число неветвистых лучей в спинном, анальном и брюшном плавниках характеризуются минимальным уровнем изменчивости (1, реже, 2 фенотипа), а такие признаки как число чешуй в боковой линии и количество жаберных тычинок представлены, соответственно, 7-9 и 3-7 вариантами. По-видимому, процесс формирования разных морфологических структур обладает неодинаковой устойчивостью по отношению к смещающим воздействиям.

Средний уровень внутривидового полиморфизма (μ), рассчитанный по 10 меристическим признакам, случаев оказался довольно высоким. Так у уклейки, отловленной из разных участков водоема-охладителя Печорской ГРЭС, значения этого индекса (2,76-3,26) на 12-32% выше, чем в выборке, собранной в среднем течении р. Вычегда ($\mu = 2,45$). Интересно, что верховка из

исследованных водоемов бассейнов рек Печора и Вычегда характеризуется практически сходным уровнем морфологической изменчивости (рис.1). Данный факт может рассматриваться в качестве в пользу предположения о длительном обитании верховки в печорском бассейне. Действительно, рыбы, отловленные в водоемах бассейна р. Печора лишь незначительно отличаются по своим меристическим признакам от особей из бассейна р. Вычегда, причем увеличение



числа позвонков и поперечных рядов чешуй, отмеченное у верховки из бассейна р. Печора, хорошо согласуется с общегеографической закономерностью изменения этих признаков.

Рис. 1. Средние значения индекса морфологического полиморфизма ($\bar{\mu}$) уклейки и верховки из водоемов бассейнов рек Печора и Вычегда

Можно предположить, что специфический температурный и гидрохимический режим охладителя Печорской ГРЭС мог послужить причиной возрастания морфологической изменчивости рыб, обитающих в этом водоеме. Однако, показатели флуктуирующей асимметрии свидетельствуют о довольно высокой стабильности протекания раннего онтогенеза рыб, обитающих в этом водоеме (Рафиков, 2013). Таким образом, повышение уровня морфологического разнообразия у рыб-вселенцев, если учесть разнотипность исследованных водоемов, обусловлено не только абиотическими условиями. По-видимому, заметный вклад в наблюдаемый характер морфологической изменчивости вносит ограниченность (и случайный характер) набора генотипов особей, формирующих новую популяцию.

Литература

- Атлас пресноводных рыб России: В 2 т. Т. 1. / Под ред. Ю. С. Решетникова. М.: Наука, 2002. 379 с.
- Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч. 2. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1949 С. 469–925.
- Бознак Э. И., Рафиков Р. Р. О находках уклейки (*Alburnus alburnus*) и верховки (*Leucaspis delineatus*) в водоемах бассейна р. Печора // Проблемы изучения и охраны животного мира на Севере: Материалы докл. Всерос. науч. конф. с международ. участием. Сыктывкар, 2009. С. 34–35.
- Животовский Л. А. Популяционная биометрия. М.: Наука, 1991. 271 с.
- Захаров В. М. Асимметрия животных (популяционно-фенетический подход). М.: Наука, 1987. 215 с.
- Касьянов А. Н., Горошкова Т. В. Изучение морфологических признаков у ротана *Percottus glenii* (Perciformes, Eleotrididae), интродуцированного в водоемы европейской части России // Сибирский экологический журнал. № 1. 2012. С. 81–96.
- Рафиков Р. Р. Оценка экологического состояния водоема-охладителя Печорской ГРЭС по данным анализа флуктуирующей асимметрии // Проблемы изучения и охраны животного мира на Севере: Материалы докл. II Всерос. науч. конф. с международ. участием. Сыктывкар, 2013. С. 177–179.

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СВЧ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ДЛЯ УНИЧТОЖЕНИЯ СОРНЫХ РАСТЕНИЙ (НА ПРИМЕРЕ *HERACLÉUM SOSNÓWSKYI*)

Р. В. Малышев

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

В борьбе с сорными и инвазивными видами растений приоритетным направлением является реализация мер по предотвращению плодоношения, прорастания семян в почве и вегетативному размножению. Существует ряд методов борьбы с нежелательными видами растений: 1) механические (скашивание, дискование, запахивание, выкорчевывание); 2) химические (гербициды); 3) биологические (формирование замещающих посевов, использование биологических антагонистов, выведение устойчивых сортов).

Решение задачи искоренения нежелательного вида растения связано с определенными трудностями. Крайне затруднительно уничтожение особей сорного вида растений, произрастающих в труднодоступных элементах ландшафта или в населенных пунктах, когда применение известных методов борьбы малоэффективно или опасно для человека или животных.

Одним из способов решения данной задачи является проведение обработки почвы с использованием СВЧ электромагнитных волн. Известно, что действие СВЧ на биологические объекты обусловлено, главным образом, создаваемым тепловым эффектом. Экстремально быстрое повышение температуры тканей организма вызывает тепловой шок с последующим нарушением метаболизма клеток и как следствие некрозом живых тканей. При существенном повреждении может наступить гибель всего организма. Фитотоксический эффект СВЧ на растения описан давно (Davis et al., 1971; Davis, 1973). Однако метод не

получил широкого распространения из-за недостаточного знания о повреждающих и летальных дозах СВЧ на различные растительные объекты и проблем технического плана.

Целью настоящей работы была выявление летальных доз СВЧ электромагнитного излучения для проростков растений *Heracléum sosnówskyi*.

Heracléum sosnówskyi (борщевик Сосновского) – многолетнее монокарпическое растение, до 3 м высотой, с крупными листьями (Сацыперова, 1984; Мишуров и др., 1999). Отличается высокой семенной продуктивностью, образует монодоминантные заросли (Антипина, 2009). Естественным ареалом борщевика является Центральный Кавказ и Закавказье. Однако вследствие попытки использовать борщевик как кормовое растений он распространился в Восточной Европе, России, Украине.

В лабораторных исследований использовали проросшие семена, отобранные из природных условий в середине марта. Перед воздействием СВЧ семена адаптировали во влажных условиях в течение 2 суток при 20–23 °С.

Полевые эксперименты проводили в июне на ювенильных и имматурных растениях борщевика, произрастающих в окрестностях г. Сыктывкара

Обработку проводили портативным СВЧ излучателем, предназначенным для облучения поверхности почвы СВЧ электромагнитным полем мощностью 800 Вт.

В лабораторных опытах нами установлено, что СВЧ электромагнитное поле мощностью 800 Вт способно эффективно подавлять жизнеспособность проростков. Результат кратковременной обработки проростков СВЧ проявлялся уже в первые сутки. При дозе 7, 13 и 20 Дж/см² жизнеспособность сохраняли 95, 65 и 30% проростков соответственно. С течением времени действие СВЧ на проростки проявлялось сильнее. Спустя 4 суток после обработки СВЧ жизнеспособными оставались только 20% проростков, получивших дозу 7 Дж/см².

Высокая семенная продуктивность борщевика способствует формированию банка семян не только на поверхности почвы оккупированного участка, но и в ее толще. По отношению к СВЧ почва проявляет экранирующие свойства и защищает семена от губительного воздействия СВЧ электромагнитного поля. Нами экспериментально установлено, что для подавления проростков борщевика, экранированных 3 см слоем почвы, необходимо воздействовать на них дозой СВЧ не менее 80 Дж/см², то есть, значительно больше, чем на незащищенные почвой проростки. Следует сказать, что применение различных мер борьбы только к семенам или надземной массе растения часто является недостаточно эффективным из-за наличия подземного банка меристем, который обеспечивает восстановление вегетативной массы.

Поскольку повреждающий эффект СВЧ на растение является следствием повышения температуры тканей, можно полагать, что быстрое изменение температуры почвы выше оптимальной для роста будет приводить к нарушению ростовых процессов. Температурный оптимум роста для большинства видов растений, адаптированных к условиям умеренной зоны, находится в пределах 18–25 °С. Поэтому стояла задача подобрать мощность и дозу СВЧ, при которой температура почвы на глубине около 5 см превысит этот предел. Полевые ис-

пытания показали, что облучение участка почвы в течение 5 мин при мощности СВЧ 800 Вт приводит к повышению температуры субстрата до 30 °С на глубине 5 см.

Обработка СВЧ участков с разновозрастными растениями борщевика выявила, что более чувствительны к воздействию растения, находящиеся на ювенильном этапе онтогенеза. Спустя 70 суток после обработки СВЧ (800 Вт) в дозе 400 Дж/см² на облученном участке сохранилось только 8% ювенильных и до 50% имматурных особей. По-видимому, столь значительная гибель молодых особей борщевика была обусловлена повреждением терминальной почки, глубина залегания которой к концу первого вегетационного сезона составляет около 4 см (Сацыперова, 1984).

Таким образом, нами установлено, что СВЧ электромагнитное поле мощностью 800 Вт эффективно подавляет прорастание семян борщевика Сосновского и ингибирует рост растений первого года жизни. Степень фитотоксичности СВЧ зависит от продолжительности воздействия. Для достижения эффекта полного подавления роста подземных вегетативных органов растений требуется неоднократная СВЧ обработка.

Литература

Антипина Г. С. Семенная продуктивность инвазионного вида борщевик Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.) в южной Карелии // Ученые записки Петрозаводского гос. ун-та. Сер. Естественные и технические науки. 2009. № 5. С. 23–25.

Сацыперова И. Ф. Борщевики флоры СССР – новые кормовые растения. Л.: Наука, 1984. 223 с.

Мишуров В. П., Волкова Г. А., Портнягина Н. В. Интродукция полезных растений в подзоне средней тайги Республики Коми (Итоги работы ботанического сада за 50 лет; Т. 1). СПб.: Наука, 1999. 216 с.

Davis F. S., Wayland J. R. and Merkle M. G. Ultrahigh-Frequency Electromagnetic Fields for Weed Control: Phytotoxicity and Selectivity // Science. 1971. V. 173. P. 535–537.

Davis F. S., Wayland J. R. and Merkle M. G. Phytotoxicity of a UHF Electromagnetic Field // Nature. 1973. V. 241. P. 291–292.

ЭВОЛЮЦИОННО-ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПОСТГЛЯЦИАЛЬНОЙ АДАПТАЦИИ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) И ВОССТАНОВЛЕНИЯ АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ПОПУЛЯЦИЙ

А. И. Видякин

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, les@aiv.kirov.ru

При наличии природной генетической изменчивости, сформировавшейся в процессе микроэволюции население вида даже в условиях определённой трансформации факторов среды способно к длительному существованию и самовоспроизведению. Виды хвойных древесных растений, в том числе сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), произрастающие на территории Российской Федерации и в особенности её европейской части, начиная с середины 50-х гг. прошлого столетия по настоящее время, находятся под влиянием сильного ан-

тропогенного воздействия. Это привело к биологической депрессии большинства популяций, выражающейся, прежде всего, в снижении эффективной численности особей, генетической изменчивости, устойчивости к неблагоприятным факторам среды и продуктивности древостоев, а также в наличии большой фрагментации ареалов и смены коренных древостоев на производные. Некоторые популяции находятся на грани полного исчезновения. В случае их гибели сохранение биологического разнообразия вида на популяционно-генетическом уровне будет невозможным.

Поэтому в настоящее время необходимо принять срочные меры по воспроизведению в популяциях ранее существовавших эволюционно-генетических процессов, обеспечивавших их биологическую устойчивость на протяжении многих поколений. Обеспечить это можно только при условии: 1) выделения и картирования популяций; 2) познания факторов и механизма эволюционно-генетической адаптации к динамике условий среды. Это предполагает изучение специфики плейстоценовой истории вида, постгляциальной миграции предковых особей на данной территории, микроэволюционных факторов и особенностей хорологической дифференциации популяций.

Известно, что в плейстоцене сосна обыкновенная, как и другие виды древесных растений, находилась в островных ледниковых рефугиумах, расположенных за пределами перигляциальной зоны на территориях с относительно благоприятными лесорастительными условиями (Нейштадт, 1957; Гричук, 1989; Lang, 1994). Предполагается, что каждый ледниковый рефугиум состоял из небольших, дизъюнктивных рощ. Длительная изоляция, низкая численность особей, специфичность факторов среды, направлений дрейфа генов и векторов отбора в островных рефугиумах способствовали дифференциации генофонда популяций. Поэтому их современная хорогенетическая структура должна отражать как исходные филогенетические различия, так и те микроэволюционные изменения, которые произошли в процессе их постгляциальной миграции и адаптивной радиации. Проведённые нами исследования подтвердили это (Видякин, 2004).

В голоцене на территории Евразии произошло потепление климата и таяние ледникового покрова, что способствовало миграции предковых особей из плейстоценовых рефугиумов. В результате эстафетного расселения вида возникли группы популяций (миграционные комплексы), каждый из которых занимает полосу территории со сравнительно однородным и специфичным генофондом, близким к генофонду соответствующего рефугиума. В ходе миграции и адаптации населения вида к конкретным лесорастительным условиям занятой территории под влиянием отбора и других факторов микроэволюции (Тимофеев-Ресовский и др., 1973) в пределах миграционных комплексов произошла дифференциация популяций, характеризующихся определённой генетической изменчивостью и структурой аллелофонда.

Дифференциация элементарных популяций является основным эволюционно-генетическим механизмом постгляциальной адаптации *P. sylvestris* к факторам среды. Генетические процессы, происходящие в популяциях древесных растений, направлены как на их интеграцию (миграция, межпопуляционные

скрещивания), так и дезинтеграцию (репродуктивная изоляция, инбридинг, дрейф генов), а также на увеличение генетической изменчивости (мутации, рекомбинации). Однако несмотря на это, в природной популяции, как правило, наблюдается равновесное состояние частот аллелей, обеспечивающее её генетическое единство, наибольшую приспособленность к факторам среды, устойчивость в пространстве и времени.

В результате проведения сплошнолесосечных рубок снижается эффективная численность особей, происходит фрагментация ареала. Это затрудняет панмиксию, уменьшает генетическую изменчивость в популяциях. Следствием этого является нарушение природной специфики и направленности эволюционно-генетических процессов, популяционного равновесия частот аллелей при смене поколений, снижение генетической и биологической устойчивости популяции, её деградация и возможная гибель.

В настоящее время на примере сосны обыкновенной нами разработаны научные основы и лесоводственная программа воспроизведения эволюционно-генетических процессов и природной генетической изменчивости, существовавших в популяциях до начала их антропогенной трансформации.

На первом этапе решения данной проблемы проводится выявление и картирование природных популяций, являющихся элементарными эволюционными и структурными единицами вида, а также основными объектами хозяйственного использования, управления численностью и сохранения населения вида (Яблоков, 1987). Для этого была разработана система методов выделения высокоинформативных морфофенотипических признаков-маркеров популяций и их групп. На её основе проведён отбор высоконаследуемых маркеров, в результате изучения географической изменчивости которых составлены картограммы популяций и их групп для большинства регионов Приволжского федерального округа (Видякин, 2004), Южного Зауралья и Среднего Урала. Специфичность генетической структуры выделенных популяций подтверждена данными изоферментного и молекулярно-генетического анализов.

Таким образом, наши исследования впервые показали, что высоконаследуемые морфофенотипические признаки маркируют специфику пространственной дифференциации популяций аналогично генетическим маркерам, что позволяет быстро, дешево и эффективно картировать данные подразделения вида *P. sylvestris* с помощью фенетических методов без применения молекулярно-генетического и изоферментного анализов.

Это означает формирование нового (фенетического) направления в популяционной биологии древесных растений и создание научно-методической основы для решения проблемы популяционно-хорологической организации вида, выделения и картирования элементарных популяций (по лесоводственной терминологии лесосеменных районов).

Основные положения лесоводственной программы восстановления антропогенно трансформированных популяций *P. sylvestris* на основе сохранившихся в них коренных древостоев были изложены нами в ранее опубликованной статье (Видякин, 2013).

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 12-04-00062-а).

Литература

Нейштадт М. И. История лесов и палеогеография СССР в голоцене. М.: АН СССР, 1957. 404 с.

Гричук В. П. История флоры и растительности Русской равнины в плейстоцене. М.: Наука, 1989. 183 с.

Lang G. Quartäre vegetationsgeschichte Europas: Methoden und Ergebnisse Jena- Stuttgart-New York, 1994. 462 p.

Видякин А. И. Популяционная структура сосны обыкновенной на востоке европейской части России: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Екатеринбург, 2004. 48 с.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Яблоков А. В., Глотов Н. В. Очерк учения о популяции. М.: Наука, 1973. 278 с.

Яблоков А. В. Популяционная биология. М.: Высшая школа, 1987. 303 с.

Видякин А. И. Эволюционно-генетические основы лесовосстановления в Поволжье (на примере сосны обыкновенной) // Лесовосстановление в Поволжье: состояние и пути совершенствования. Йошкар-Ола: Поволжский гос. технологич. университет, 2013.

ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ БОЛОТНЫХ РАСТЕНИЙ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ АДАПТАЦИИ К УСЛОВИЯМ ПРОИЗРАСТАНИЯ

Т. А. Каратаева¹, Е. М. Волкова¹, А. В. Ольчев²

¹ *Тульский государственный университет*

² *Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова*

Биогеоценозы болот уникальны, поскольку характеризуются особым водным режимом, растительностью и своеобразным почвообразовательным процессом, обеспечивающим накопление торфа (Пьявченко, 1963). Для изучения особенностей функционирования таких экосистем и оценки их биосферной роли важен анализ состояния каждого компонента.

Одним из важных компонентов болот является растительный покров. Его видовой состав и структура отражают особенности питающих болотных вод и определяют свойства образующегося торфа.

Интенсивность торфообразования связана с биологическими особенностями растений, а именно – со скоростью накопления органического вещества. Этот показатель зависит от концентрации фотосинтетических пигментов, интенсивности фотосинтеза и скорости расхода органического вещества на дыхание.

Исследования проводили на болоте «Главное» (пос. Озерный, Ленинский район, Тульская область), которое занимает площадь более 1 га и сформировано в серии провалов карстово-суффозионного происхождения, которые объединены общей торфяной залежью. Эвтрофные березняки приурочены к окрайкам болота. Центральная его часть занимает около 0,7 га и представлена открытыми мезоолиготрофными сообществами, формирующими «ковер» с редкими кочками (Волкова, 2007). Объектами исследования явились мохообразные и сосудистые растения, произрастающие на окрайке болота в берёзово-вахтово-

сфагновом, березово-камышовом и березово-телиптерисовом сообществах (*Sphagnum riparium*, *Menyanthes trifoliata*, *Calla palustris*, *Scirpus sylvaticus*, *Thelypteris palustris*) и произрастающие в открытой центральной части болота в очеретниково-осоково-сфагновом сообществе (*S. angustifolium*, *S. magellanicum*, *Rhynchospora alba*, *Carex rostrata*, *Oxycoccus palustris*, *Scheuchzeria palustris*). Сообщества отличаются уровнем залегания и трофностью болотных вод: на окрайке болота уровень болотных вод (УБВ) опускается до –22 см от поверхности, а в центральной части – не ниже –14 см; минерализация болотных вод на окрайке в результате интенсивного поверхностного стока составляет 112 мг/л, тогда как в центральной части показатель снижается до 41 мг/л, что является результатом использования атмосферных осадков.

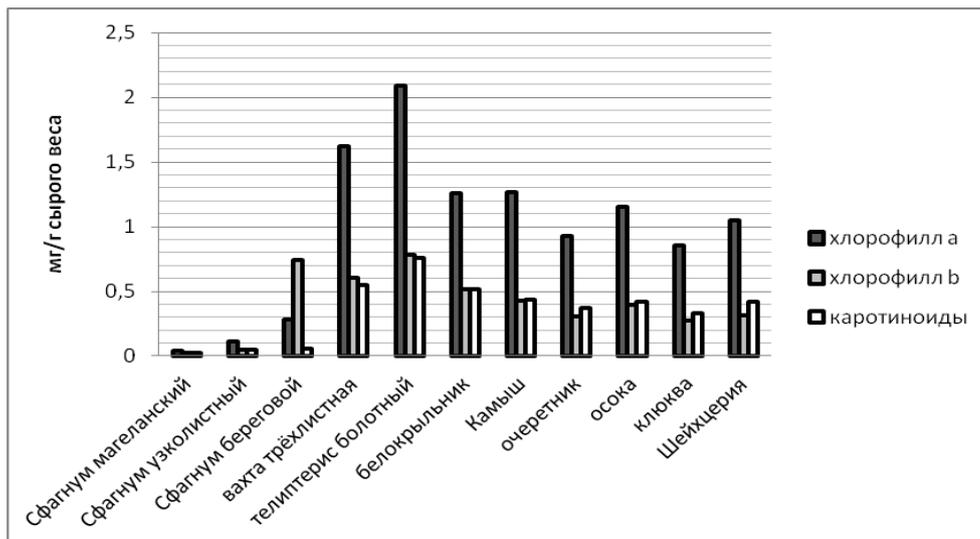
В нашем исследовании было проведено количественное определение пигментов и интенсивность фотосинтеза. Содержание пигментов определяли из спиртовой вытяжки (100 мг свежих листьев растирали в фарфоровой ступке, заливая 15 мл 96%-ного спирта, отфильтровывали в мерные колбы на 25 мл и доводили объём до метки спиртом). После этого определяли оптическую плотность исследуемой вытяжки на спектрофотометре при длинах волн 665, 649 и 470 нм. Содержание пигментов рассчитывали по формулам Lichtentaller et al., далее пересчитывали полученные концентрации в мг на 1 г сырой массы.

Интенсивность фотосинтеза для каждого вида определяли по скорости изменения потоков CO₂ в закрытой камере, где предварительно были удалены другие растения. Камера была соединена с портативным инфракрасным газоанализатором LI-840 CO₂ (Li-Cor, США). В момент измерений фиксировали температуру воздуха, торфа, УБВ, освещённость. Измерения проводились в середине (июль) и в конце (август) вегетационного сезона растений в 2012 и 2013 годах.

Полученные результаты позволили выявить различия по количеству и спектру фотосинтетических пигментов у мохообразных и сосудистых растений, произрастающих в различных условиях, а также оценить сезонную изменчивость данных показателей. Как известно, растения затенённых местообитаний характеризуются более высоким содержанием пигментов, чем растения открытых местообитаний (Якушкина, 1980). Эта тенденция прослеживается и среди изученных нами видов. Так, например, освещённость окраинных сообществ болота, находящихся под пологом деревьев, в 12–15 раз меньше освещённости центральной части (Волкова и др., 2012). Как результат, концентрация хлорофилла *a* в 1,5 раза, хлорофилла *b* в 2 раза ниже у сосудистых растений центральной открытой части болота. В этих же условиях у растений мезо-олиготрофных сообществ наблюдается незначительное увеличение доли каротиноидов: если на окрайке процент каротиноидов в растениях примерно равен 21–22%, то для произрастающих в центре растений – 22–23,5% , что является адаптацией к условиям повышенной освещённости (Холл, Рао, 1983) (рис. 1).

Интенсивная освещённость осоково-очеретниково-сфагнового сообщества являются причиной активного связывания углекислоты: показатели для осоки, очеретника и шейхцерии составляют 6,1 мкмоль CO₂ /м²/сек, для клюквы – 4,7 мкмоль CO₂ /м²/сек. В окраинных сообществах показатели заметно ниже:

для вахты – 0,76 мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сек}$, для камыша – 1,1 мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сек}$ и для



телиптериса – 3,0 мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сек}$.

Рис. 1. Содержание пигментов в растениях болота Главное (июль)

К концу вегетационного периода отмечено уменьшение содержания фотосинтетических пигментов и, в первую очередь, у растений мезотрофных сообществ. Причиной этого является разрушение хлорофилла *a*, концентрация которого снижается в 2 раза у растений центральной части болота (Гапоненко, 1976). Следует отметить полное разрушение хлорофилла *a* у шейхцерии в августе. Концентрация хлорофилла *b*, синтез которого коррелирует с образованием молекул хлорофилла *a*, также уменьшается в 1,5–2 раза. Наиболее стабильной в отношении пигментного состава оказалась *O. palustris*, ксероморфная структура листа которой снижает доступ света к хлоропластам и препятствует разрушению пигментов. У растений в окраинных ценозах изменение концентрации пигментов незначительно, что обусловлено их большей сохранностью при пониженном освещении (рис. 2).

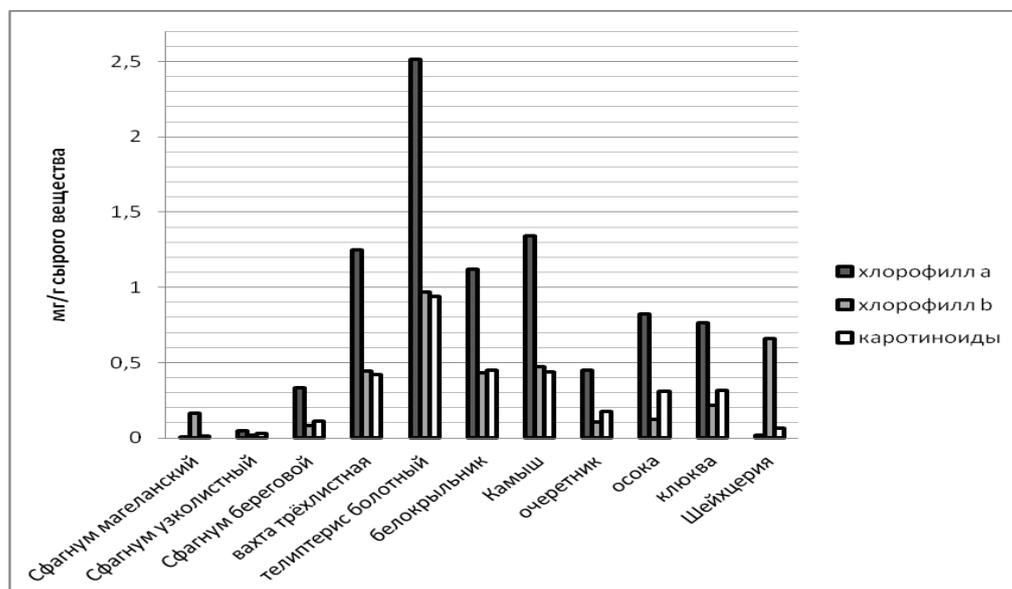


Рис. 2. Содержание пигментов в растениях болота Главное (август)

Изучение физиологических особенностей сфагновых мхов, являющихся основными торфообразователями на болотах, показало не только их отличия от сосудистых растений, но и позволило выявить особенности разных видов. В целом, у сфагновых мхов концентрация всех пигментов (хлорофиллы *a* и *b*, каротиноиды) существенно ниже (в 5–15 раз) по сравнению с рассмотренными выше видами.

Сравнение мхов, произрастающих в разных экологических условиях, показало, что наиболее высокие значения характерны для *S. riparium*, произрастающего на окрайке болота, в березово-вахтово-сфагновом сообществе. При этом, у мезо- и олиготрофных *S. angustifolium*, *S. magellanicum* в осоково-очеретниково-сфагновом сообществе показатели достигают минимальных значений среди всех изученных видов. К концу вегетационного периода концентрация пигментов снижается и, также, как у сосудистых растений, это происходит в результате разрушения хлорофилла *a*. Наиболее значимые сезонные отличия отмечены у мезо- и олиготрофных сфагновых мхов.

Столь существенные отличия в содержании пигментов у сфагнов коррелируют с низкой скоростью связывания углекислоты в проводимом эксперименте, что влияет на интенсивность приростов и продуктивность особей этих видов. В опытах показано, что для *S. riparium* интенсивность фотосинтеза составляет 0,9 мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сек}$, а для *S. angustifolium*, *S. magellanicum* – 1,8 мкмоль $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{сек}$.

Полученные данные свидетельствуют о том, что, несмотря на низкие значения по содержанию фотосинтетических пигментов у мезотрофных растений центральной части болота, интенсивность их фотосинтеза выше, что показано как для сосудистых растений, так и для сфагновых мхов. У эвтрофных растений, развивающихся на окрайке болота, концентрация пигментов выше, однако низкая освещенность лимитирует активность фотосинтеза. Такие результаты показывают зависимость физиологических процессов растений разных биотопов от факторов среды на болотах, среди которых наиболее важную роль играет освещенность местообитаний, а также отражают разный вклад растительных сообществ болот (и отдельных видов) в процессы связывания углекислого газа.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 13-05-97513 - р_центр_а).

Литература

Волкова Е. М., Моисеева Е. В. О развитии сплавинных карстовых болот у пос. Озерный (Ленинский район, Тульская область) // Природа Тульской области. 2007. Вып. 1. С. 106–114.

Волкова Е. М., Ольчев А. В., Каратаева Т. А., Новенко Е. Ю. Нетто CO_2 -обмен и испарение сфагнового болота в зоне широколиственных лесов Европейской части России // Известия Тульского государственного университета. 2012. № 3. С. 207–220.

Гапоненко В. И. Влияние внешних факторов на метаболизм хлорофилла. Минск: Наука и техника, 1976. 240 с.

Зотникова А. П., Бендер О. Г. Связь фотосинтетических параметров хвои с ростом саженцев кедра сибирского // Вестник Томского государственного университета. 2008. № 307. С. 161–164.

Пьявченко Н. И. Лесное болотоведение (Основные вопросы). М.: Изд-во Академии наук СССР, 1963. 191 с.

Холл Д., Рао К. Фотосинтез: Пер с англ. М.: Мир, 1983. 134 с.

Якушкина Н. И. Физиология растений: Учебное пособие М.: Просвещение, 1980. 303 с.

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДОВ И МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОГО ПРЕПАРАТА РИЗОАГРИН Б НА ЗАРАЖЕННОСТЬ СЕМЯН ЯРОВОГО ЯЧМЕНЯ ФИТОПАТОГЕНАМИ

М. А. Фокин, А. В. Помелов

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
mifo1978agro@mail.ru*

Одним из вредоносных заболеваний зерновых культур, определяемых множеством факторов внешней среды являются корневые гнили. Со второй половины XX века эпифитотии, обусловленные почвенными патогенами, регулярно отмечаются во всех странах мира. Снижение продуктивности растений, ухудшение качества зерна, возросшая санитарно-эпидемиологическая опасность - экономические спутники болезни. Распространение данного заболевания связывают, в основном, с развитием агроэкосистем по экстенсивному пути использования природных ресурсов, увеличением в посевных площадях доли злаковых культур. Это приводит к нарушению экологического равновесия в направлении повышения удельного веса вредной микрофлоры, увеличения численности микроскопических грибов, опасных выделяемыми ими токсинами для произрастающих растений, животных и человека (Сидоров, 2002).

Болезни сельскохозяйственных растений способны сохраняться в почве, на растительных остатках и на семенах. Наиболее опасной является инфекция, передающаяся с семенами, что приводит к ухудшению посевных качеств посевного материала. В Кировской области на яровых зерновых культурах наиболее распространенными и опасными наряду с головневыми болезнями являются корневые гнили, которые вызываются *Bipolaris sorokiniana* и грибами из рода *Fusarium*. На ячмене преобладает гельминтоспориозная, а на яровой пшенице – фузариозная корневая гниль. Среднегодовые потери урожая зерна от этих болезней достигают 15–20%. Порог вредоносности корневых гнилей по индексу развития болезни в среднем по органам составляет 5%, а по распространенности – 15–20% (Семёнов, 1984).

Грибы рода *Alternaria* заражают семена в период молочной-восковой спелости. На зерновых культурах наиболее распространенный вид *A. tenuis* является одним из возбудителей «черного зародыша» и может вызвать корневую гниль. При хранении гриб вызывает плесневение семян и снижает их всхожесть. Болезни семян развиваются в большей степени, если в период их формирования стоит влажная погода и затягивается уборка (Чулкина, 2004).

Степень заражения семян возбудителями в значительной степени зависит от гидротермических условий в период колошения до уборки. Конидии *Bipolaris sorokiniana* прорастают при наличии капельно-жидкой влаги или при

относительной влажности воздуха выше 80%. Оптимальная температура для их прорастания – 24–28 °С, минимальная – 6 °С, максимальная – 36 °С. Наилучший рост мицелия и образование конидий грибов из рода *Fusarium* происходят при температуре 24–26 °С (Чулкина, 1979). В засушливые годы усиливаются патологические процессы под воздействием фузариоза, в дождливые – альтернариоза, «черного зародыша», гельминтоспориоза.

По данным В. А. Захаренко (2013), можно значительно снизить инфекционную нагрузку на семенной материал, используя средства защиты растений. Наряду с химическими протравителями семян в настоящее время применяют и микробиологические средства, преимуществом которых является отсутствие отрицательного влияния на растения и качество посевного материала. Одним из новых дополнительных источников азотного питания растений служит биологический азот, фиксированный в посевах злаковых культур в результате интродукции в ризосферу ассоциативных diaзотрофов. Микроорганизмы, входящие в состав биопрепаратов, наряду с фиксацией азота из атмосферы, подавляют развитие патогенной микрофлоры, продуцируют физиологически активные вещества различных групп, что в конечном итоге положительно сказывается на увеличении продуктивности культуры (Насонова, 2014). Одним из таких препаратов является ризоагрин Б – микробиологическое удобрение, основой которого являются бактерия *Agrobacterium radiobacter*, заселяющая прикорневую зону растений.

Цель наших исследований – изучить влияние гербицидов и микробиологического препарата Ризоагрин Б на заражённость семян ярового ячменя фитопатогенами.

Полевые исследования проводились на Опытном поле Вятской ГСХА в 2012 г. на дерново-подзолистой среднесуглинистой хорошо окультуренной почве. Объект исследований – яровой ячмень сорта Изумруд. Посев проводили 14 мая, норма высева – 5 млн. всхожих семян на 1 га, предшественник – озимая рожь. Учетная площадь делянки полевого опыта – 25 м². Повторность – четырехкратная. Расположение делянок систематическое в два яруса со смещением во втором ярусе. Варианты опыта представлена в таблице 1. Гербициды изучали на фоне обработки семян водой (варианты 1–5) и препаратом ризоагрин Б с нормой расхода 300 г/т (варианты 6–10). Расход рабочей жидкости 10 л/т.

В опыте изучали следующие системные селективные гербициды.: ланцелот 450, балерина, суперстар, рефери. Гербициды ланцелот 450 и балерина – комбинированные двухкомпонентные препараты, в состав которых входит два действующих вещества, обладающие широким спектром действия против однолетних двудольных и некоторых многолетних сорняков. Препарат балерина является аналогом импортного гербицида прима. Гербициды рефери и суперстар – однокомпонентные препараты российского производства. Эти гербициды эффективны против однолетних двудольных и некоторых многолетних сорняков, включая виды осота, а так же сорняков, устойчивых к 2,4 Д, МЦПА. Обработка гербицидами проводилась в фазу кущения ячменя ранцевым опрыскивателем с расходом рабочей жидкости 200 л/га.

Уборка проводилась комбайном сплошным методом. Одновременно отбирались пробы зерна массой два килограмма для определения влажности, засоренности и зараженности грибными фитопатогенами. Лабораторные исследования на зараженность семян ячменя проводились согласно общепринятых методик.

Лабораторный фитопатологический анализ семян нового урожая выявил высокую общую зараженность семян фитопатогенами, среднюю степень зараженности основным возбудителем обыкновенной корневой гнили ячменя *Bipolaris sorokiniana* и слабую степень фузариозом и альтернариозом (таблица). Высокая зараженность семян объясняется поздней уборкой культуры и неблагоприятными погодными условиями (высокая влажность и температура) в период налива зерна и уборки.

Таблица

Влияние гербицидов на зараженность семян ячменя нового урожая

Вариант	Зараженность семян всего, %	В том числе			
		<i>Bipolaris sorokiniana</i>	Грибы из рода <i>Fusarium</i>	Грибы из рода <i>Alternaria</i>	Бактериоз
Фон – обработка семян водой, 10л/т.					
1. Контроль	62,00	23,75	0,25	6,50	0,50
2. Ланцелот 450, ВДГ (0,03 кг/га)	75,50	28,25	1,00	9,00	0,50
3. Балерина, СЭ, (0,3 л/га)	71,00	24,00	0,25	10,50	0,75
4. Суперстар, ВДГ (0,02 кг/га)	64,00	24,25	1,00	5,75	0,75
5. Суперстар, ВДГ (0,007 кг/га) + Рефери, ВГР (0,140 л/га)	74,5	26,00	0,00	10,25	1,00
Фон – Обработка семян биопрепаратом Ризоагрин Б					
6. Контроль	68,50	25,25	0,50	7,50	1,00
7. Ланцелот 450, ВДГ (0,03 кг/га)	73,50	26,00	1,50	8,25	8,25
8. Балерина, СЭ, (0,3 л/га)	72,50	27,25	0,50	7,00	7,00
9. Суперстар, ВДГ (0,02 кг/га)	63,00	25,25	0,00	6,00	6,00
10. Суперстар, ВДГ (0,007 кг/га) + Рефери, ВГР (0,140 л/га)	65,00	26,25	0,25	6,00	6,00

Все изучаемые гербициды на фоне обработки семян водой стимулировали зараженность семян фитопатогенами (за исключением препарата суперстар). Так, общая зараженность семян увеличилась по сравнению с контролем на 15–22%. Максимальное увеличение зараженности семян возбудителями корневой гнили наблюдалось при обработке растений гербицидом ланцелот 450.

В опыте на фоне обработки семян препаратом ризоагрин Б гербициды не оказали существенного влияния на зараженность семян гельминтоспориозом и альтернариозом и в значительной степени способствовали заражению семян нового урожая бактериями (в 6–8 раз). Это объясняется тем, что ризоагрин Б не

обладает фунгицидным действием, но способствует формированию более развитой, с многочисленными корневыми волосками корневой системы и освоению ею большего объема почвы, способствует более интенсивному продуктивному кущению, увеличению поглощения элементов питания из почвы и обеспечение влагой растений. Это обеспечивает и повышение засухоустойчивости, и продуктивности растений. Некоторое снижение общей зараженности семян фитопатогенами наблюдалось при обработке растений гербицидом суперстар в чистом виде и в смеси с препаратом рефери.

Таким образом, гербициды на фоне обработки семян микробиологическим удобрением ризоагрин Б не оказали существенного влияния на зараженность семян нового урожая грибными фитопатогенами *Bipolaris sorokiniana* и *Alternaria* и в значительной степени стимулировали развитие бактерий.

Литература

- Захаренко В. А. Оценка потенциала фитосанитарии в зерновом производстве России (методика, оценки и показатели) // Защита и карантин растений. 2013. № 10. С. 3–7.
- Моисейченко В. Ф., Трифонова М. В., Заверюха А. Х. и др. Основы научных исследований в агрономии. М., Колос, 1996. 336 с.
- Насонова Д. Без гербицидов не обойтись // Защита растений. 2014. № 1. С. 15.
- Новожилов К. В., Долженко В. И. Средства защиты растений. М., 2011. 244 с.
- Семенов А. Я., Федорова Р. Н. Инфекция семян хлебных злаков. М., Колос, 1984. 95 с.
- Сидоров А. А. Корневые гнили зерновых культур: Этиология, патогенез, сортоустойчивость, защита от болезни: Автореферат дис. ... канд. с.-х. наук. Самара, 2002. 24 с.
- Чулкина В. А., Торопова Е. Ю. Корневые гнили // Защита и карантин растений. 2004. № 2. С. 16–18.
- Чулкина В. А. Защита зерновых культур от обыкновенной корневой гнили. М.: Россельхозиздат, 1979. 72 с.

ВЛИЯНИЕ ФАКТОРОВ СРЕДЫ НА ПОВРЕЖДЕНИЕ ЛИСТЬЕВ БЕРЕЗЫ ПОВИСЛОЙ И РЯБИНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ ВРЕДИТЕЛЯМИ И БОЛЕЗНЯМИ В РАЙОНЕ ОАО «ОБЪЕДИНЕННАЯ ХИМИЧЕСКАЯ КОМПАНИЯ «УРАЛХИМ»

Е. С. Колосова¹, Е. В. Рябова¹, Г. И. Березин¹, С. В. Пестов²

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,
ryapitschi@yandex.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, pestov@ib.komisc.ru*

Одним из крупнейших промышленных предприятий Кировской области является ОАО «Объединенная химическая компания «УРАЛХИМ», в состав которой входит ОАО «Завод минеральных удобрений Кирово-Чепецкого химического комбината» и ООО «ГалоПолимер Кирово-Чепецк». На долю предприятия приходится более 70% производимых в России фторопластов, только здесь выпускают специальные марки фторкаучуков, фторопластовых суспензий, фторированные жидкости и смазки, перфторированные соединения. Окружающая среда г. Кирово-Чепецк характеризуется повышенным уровнем загрязнения, возникновением техногенных геохимических аномалий в пределах ореолов

рассеяния выбросов промышленных предприятий. Лесные экосистемы под воздействием загрязнения испытывают наибольшую нагрузку. Гибель растений может вызвать как прямое воздействие загрязняющих веществ, так и ослабление их сопротивляемости фитопатогенным организмам. В связи с этим цель наших исследований – оценка повреждаемости древесно-кустарниковых растений в зоне воздействия ОАО «Объединенная химическая компания «УРАЛХИМ».

Сбор материала проводили в соответствии с ранее принятой методикой (Пестов, 2008). Каждая выборка включала в себя 100 листьев (по 10 листьев с 10 растений). Выбирали растения генеративного возрастного периода с четко выраженными видовыми признаками, находящиеся в одинаковых экологических условиях (уровень освещенности, увлажнения и т.д.). Листья отбирали из нижней части кроны с ее разных сторон среднего для данного вида размера. Все поражения фотографировали. Было определено содержание некоторых тяжелых металлов (ТМ) в листьях березы повислой в зависимости от повреждаемости их фитофагами. Определение проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии в аккредитованной экоаналитической лаборатории ВятГГУ.

В июле – августе 2010–2013 гг. на территории Кирово-Чепецкого района нами была сделана оценка повреждений листьев березы повислой (*Betula pendula* Roth) и рябины обыкновенной (*Sorbus aucuparia* L.). Повреждение листьев было оценено на трех импактных участках, находящихся на расстоянии менее 3 км от промышленных предприятий. В качестве фоновой рассматривали территорию, расположенную в Оричевском районе. На всех обследованных участках произрастают однотипные сосновые леса (возраст древостоя 50–70 лет) со сходным видовым составом растений, сомкнутостью крон и проективным покрытием ярусов.

В ходе исследования, выявлено, что наиболее интенсивно листья березы повислой повреждали листогрызущие насекомые и галлообразователи. В течение трех лет наблюдения на изученных территориях происходили изменения повреждаемости листьев отдельными группами фитофагов. Увеличение повреждаемости краевыми погрызами, которые производят преимущественно гусеницы чешуекрылых, происходило в зоне влияния промышленных предприятий (с 5 до 45%). На фоновой территории изменение повреждения этой группой вредителей не носило направленный характер. Доля дырчатых погрызов, вызываемых преимущественно жуками и пилильщиками, увеличивалась только в зоне влияния ОАО «Объединенная химическая компания «УРАЛХИМ» (с 15 до 30%). На остальных территориях поврежденность ими в период исследований находилась на уровне 20–30%. Поврежденность галловыми клещиками была максимальна на фоновой территории и минимальна в зоне воздействия промышленных предприятий (Колосова, Пестов, 2013). Общей тенденцией является снижение повреждаемости галлообразователями в период с 2010 по 2012 гг., что связано с изменением климатических условий. В парковых насаждениях в г. Кирове заметно увеличивается повреждаемость березы повислой сосущими насекомыми (Нестерова, Пестов, 2011).

По результатам компонентного анализа (рис. 1) компонента 1 определяет 54,85 % варьирования структуры комплексов вредителей березы повислой и, вероятно, отражает влияние комплекса антропогенных факторов. Компонента 2 определяет 26,78% вариации и связана с погодно-климатическими параметрами. С влиянием первой компоненты положительно связаны галлообразование, краевые и дырчатые погрызы, а на факторы второй компоненты отмечается положительный отклик галлообразователей, и отрицательно связана активность листогрызущих членистоногих, вызывающих краевые погрызы.

Наибольшее значение оказали климатические характеристики июля. В частности, поврежденность березы повислой галловыми клещиками положительно коррелирует с температурой июля, а поврежденность краевыми снижается при понижении температуры. На краевые погрызы очень большое влияние оказывает влажность воздуха и количество осадков. При повышении этих характеристик активность листогрызущих насекомых увеличивается. Также показана связь между свертыванием листьев и относительной влажностью, что связано с фенологическими особенностями группы вредителей.

Для рябины обыкновенной наибольшее значение имеют повреждения минерами и листогрызущими насекомыми. Поврежденность минирующими чешуекрылыми на всех исследованных участках с 2010 по 2013 гг. снижалась, что связано в первую очередь с изменением количества осадков. На степень повреждения листогрызущими вредителями оказывают значительное влияние фитоценотические условия и уровень техногенной нагрузки (Колосова, Пестов, 2013). В условиях урбанизированной среды поврежденность дырчатыми и краевыми погрызами в 2010 году (Нестерова, Пестов, 2011) была значительно ниже, чем в лесных фитоценозах.

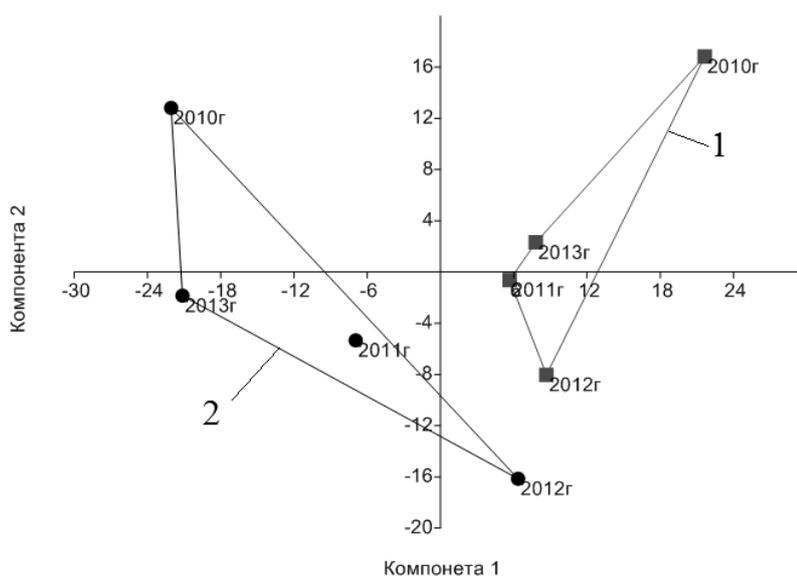


Рис. 1. Ординация участков отбора проб методом компонентного анализа по повреждаемости листьев березы повислой (1 – фоновые участки, 2 – импактные участки)

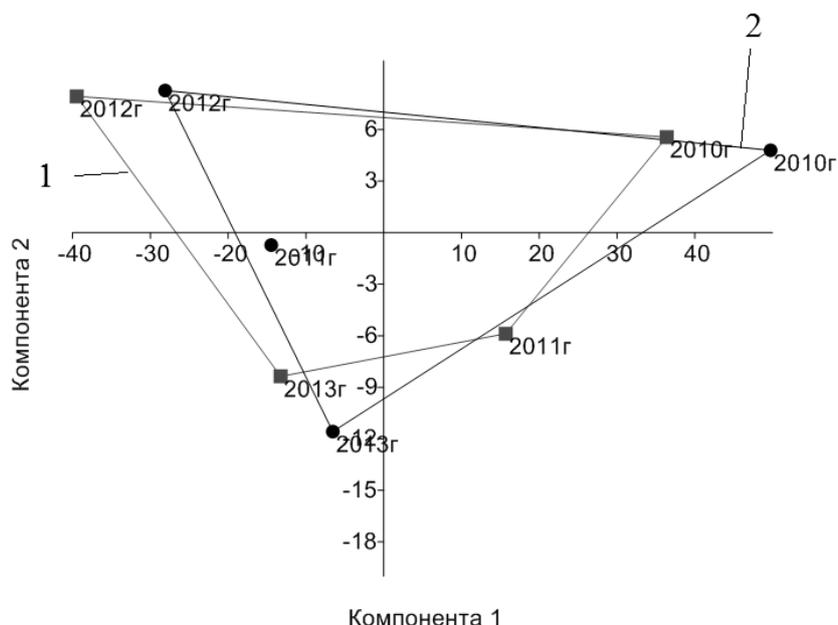


Рис. 2. Ординация участков отбора проб методом компонентного анализа по повреждаемости листьев рябины обыкновенной (1 – фоновые участки, 2 – импактные участки)

Первая компонента связана с погодно-климатическими характеристиками и определяет 90,72% (минеры) варьирования структуры комплекса членистоногих-филлофагов. Наиболее интенсивно этот параметр влияет на минеров. Вторая компонента определяет 5,65% общего варьирования. Связать ее с какими-то экологическими факторами не удалось.

На рябину обыкновенную из климатических характеристик значительное влияние оказывают осадки. Чем меньше осадков, тем больше минеров. Также чем больше осадков в августе, тем больше краевых погрызов и паутинистых гнезд. При повышении влажности в июле увеличивается количество паутинистых гнезд.

Нами было определено содержание некоторых тяжелых металлов в листьях березы повислой в зависимости от повреждаемости их фитофагами (табл.). Значительные различия отмечены по содержанию цинка. В поврежденных листьях этого элемента оказалось значимо меньше, чем в неповрежденных. Большие различия отмечены также по содержанию свинца, но они не достигли порога значимости.

Таблица

Содержание тяжелых металлов (мг/кг) в листьях березы повислой в зависимости от их повреждаемости

ТМ	Без повреждений	С повреждениями
Кадмий	0,21	0,19
Медь	3,27	3,32
Никель*	2,30	1,72
Свинец	4,77	4,03
Цинк	72,5	75,5

* Значимое различие на уровне $p < 0,005$

Таким образом, наиболее дифференцировано на факторы техногенной и естественной природы реагируют членистоногие, повреждающие листья березы повислой, что делает этот вид объектом наибольшей индикаторной значимости. Активность фитофагов рябины обыкновенной зависит в значительной степени от погодно-климатических факторов. В зависимости от повреждаемости фитофагами различается содержание некоторых химических элементов, что связано, вероятно, с адаптациями растений к повреждению.

Литература

Пестов С. В. Мониторинг фитопатологического состояния листьев деревьев и кустарников // Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под общ. ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Киров: О-Краткое, 2008. С. 228–241.

Нестерова А. С., Пестов С. В. Оценка фитопатологического состояния листьев древесных растений в парковых насаждениях города Кирова // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы IV обл. науч.-практ. конф. Киров, 2011. С. 149–152.

Колосова Е. С., Пестов С. В. Повреждение членистоногими-филлофагами листьев березы и рябины в условиях антропогенного воздействия в южной тайге Кировской области // Молодежь и наука на Севере: Матер. докл. II всерос. XVII молодеж. науч. конф., Сыктывкар, 2013. С. 59–60.

ВЛИЯНИЕ ФОСФОРСОДЕРЖАЩИХ СОЕДИНЕНИЙ НА АКТИВНОСТЬ ПЕРОКСИДАЗ И ЖИЗНЕСПОСОБНОСТЬ СЕМЯН ЯЧМЕНЯ ПРИ ПРОРАСТАНИИ

*М. П. Чирухина¹, К. В. Жебелюк¹, Л. С. Свинолупова¹,
С. Ю. Огородникова^{1,2}*

¹ *Вятский государственный гуманитарный университет,*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,*

ecolab2@gmail.com

Проблема загрязнения окружающей среды является актуальной. Наибольшую опасность представляют вещества, которые образуются в ходе хозяйственной деятельности. Метилфосфоновая кислота (МФК) – фосфорорганический ксенобиотик, благодаря наличию в молекуле связи С–Р отличается повышенной персистентностью и сохраняется в почве десятилетиями (Савельева и др., 2002). МФК является конечным продуктом гидролиза изопропилового и пинаколилового эфира метилфосфоновой кислоты, которые образуются при разложении зарина и зомана (Франке, 1973; Александров и др., 1990). Она может поступать в окружающую среду в ходе штатной работы или аварийных ситуациях на объектах по уничтожению фосфоросодержащих отравляющих веществ. Пирофосфат натрия (ПФН) представляет собой бесцветное прозрачное кристаллическое химическое соединение, которое хорошо растворяется в воде (Корбридж, 1982). Пирофосфат натрия применяют как компонент инсектицидов, он имеет антиоксидантное и бактерицидное действие (Мельников, 1987).

ПФН образуется при уничтожении фосфорсодержащих отравляющих веществ (Ашихмина, 2002).

Целью работы было изучить влияние МФК и ПФН и их смеси на активность пероксидаз и жизнеспособность семян при прорастании.

Изучали влияние чистых веществ МФК и ПФН, и их смеси (МФК+ПФН), концентрация веществ в растворах: $1 \cdot 10^{-2}$, $3 \cdot 10^{-2}$, $5 \cdot 10^{-2}$, $7 \cdot 10^{-2}$, $1 \cdot 10^{-1}$ моль/л. Семена ячменя сорта Новичок проращивали в чашках Петри в течение суток в присутствии растворов МФК, ПФН и МФК+ПФН, контроль – дистиллированная вода. Изучали активность пероксидаз и жизнеспособность семян при прорастании в присутствии токсикантов. Оценку жизнеспособности семян проводили по методу, основанному на способности дегидрогеназ живых клеток восстанавливать бесцветный раствор хлористого тетразола в фармазан (ГОСТ 12038-84). Активность пероксидаз оценивали по накоплению продуктов окисления гваякола (Методы биохимического ..., 1987).

В ответ на действие неблагоприятных факторов любой природы в растительных тканях в большом объеме генерируются активные формы кислорода (АФК), что сопровождается активацией антиоксидантной защиты растения: происходит накопление веществ с антиоксидантными свойствами и активация антиоксидантных ферментов (пероксидазы) (Чиркова, 2002). Пероксидазы – это ферменты класса оксидоредуктаз, окисляющие органическое вещество в растениях, добывая кислород из пероксидов. Дегидрогеназа необходима, прежде всего, для сохранения жизнеспособности семян и при запуске процессов, связанных с прорастанием семян, в которых повышается активность аэробных биоэнергетических процессов и происходит активация оксидаз (Рогожин и др., 2012).

Установлено, что ПФН и МФК в изучаемом диапазоне концентраций вызвали изменение активности ферментов в семенах ячменя. ПФН вызывал активацию пероксидаз в семенах ячменя сорта Новичок, в то время как активность дегидрогеназ в семенах была близка к контролю (рис. 1, 2). Четкой зависимости между концентрацией ПФН в растворе и изучаемыми показателями (активность пероксидаз и жизнеспособность семян) не выявлено. Сохранение жизнеспособности семян под влиянием ПФН может быть обусловлено нестойкостью данной соли, которая быстро гидролизуеться с образованием фосфатов.

Изучено влияние МФК и МФК+ПФН на активность пероксидаз и жизнеспособность семян. Как показали опыты, проращивание семян в течение суток на растворах МФК в концентрациях 0,01 и 0,03 моль/л не вызывало угнетение показателей жизнедеятельности семян. Более высокие концентрации МФК приводили к снижению активности пероксидаз и жизнеспособности семян. Выявлена тесная корреляционная связь между активностью пероксидаз и жизнеспособностью семян: $r \approx 0,99$. Между концентрацией фосфорсодержащих веществ в растворе и активностью ферментов в семенах ячменя выявлена линейная зависимость: повышение дозы токсикантов сопровождалось снижением активности пероксидаз и дегидрогеназ. Как и в опыте с МФК отмечали высокую корреляцию между этими показателями ($r \approx 0,92$). Присутствие в среде фосфорсодержа-

ших веществ в концентрации 0,07 моль/л и выше, более чем на 50% снижало активность пероксидаз в семенах ячменя.

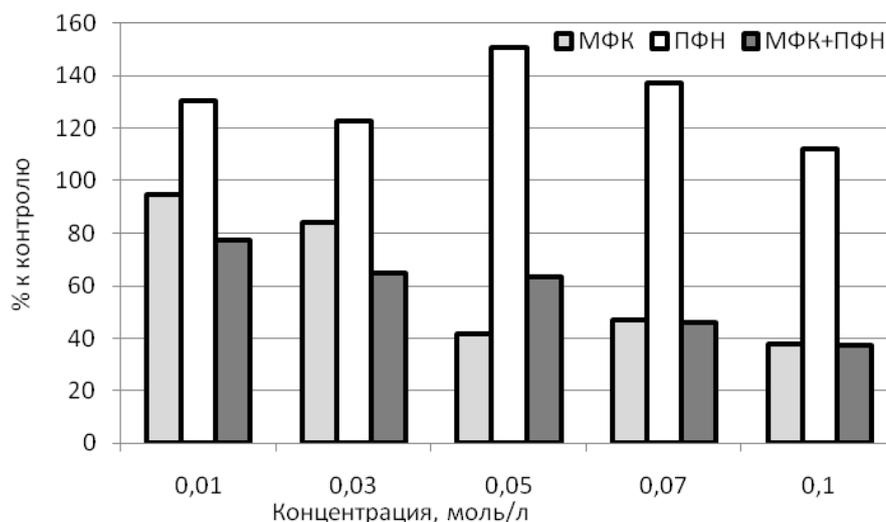


Рис. 1. Влияние токсикантов на активность пероксидаз в семенах ячменя сорта Новичок

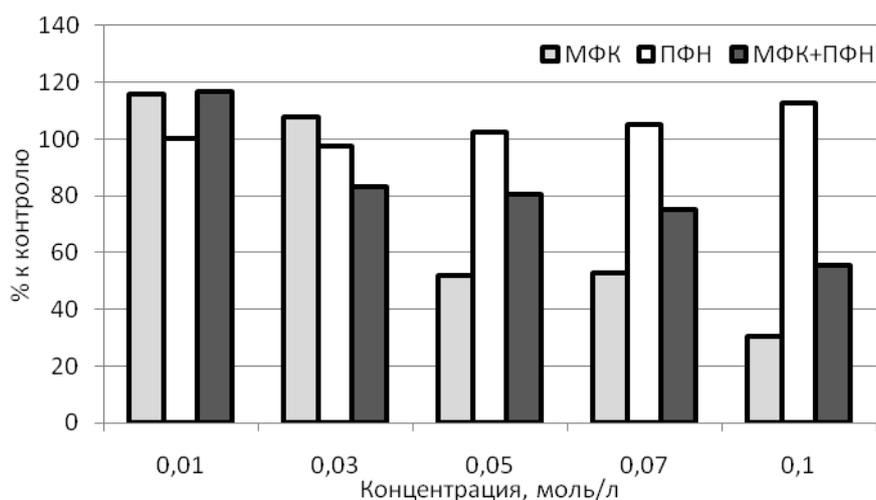


Рис. 2. Влияние токсикантов на активность дегидрогеназ в семенах ячменя сорта Новичок

Таким образом, было изучено действие ПФН и МФК и их смеси на активность пероксидаз и жизнеспособность семян. МФК была более токсична для семян, чем ПФН. В опытах при совместном присутствии фосфорсодержащих соединений ПФН ослаблял действие кислоты на активность пероксидаз и дегидрогеназ. ПФН в изучаемом диапазоне концентраций (0,01–0,1 моль/л) вызывал активацию пероксидаз, в то время как в присутствии МФК (в опытах с МФК и МФК+ПФН) происходило ингибирование фермента. Выявлена четкая зависимость между концентрацией МФК и МФК+ПФН в растворе для проращивания семян и их фитотоксическим действием. При повышении дозы МФК и МФК+ПФН в растворе происходит ингибирование ферментов пероксидаз и дегидрогеназ.

Литература

- Савельева Е. И., Зенкевич И. Г., Кузнецова Т. А., Радилов А. С., Пшеничная Г. В. Исследование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии // Российский химический журнал. 2002. Т. 46. № 6. С. 82–91.
- Франке З. Химия отравляющих веществ. М.: Химия, 1973. Т. 1. 440 с.
- Александров В. Н., Емельянов В. И. Отравляющие вещества. М.: Военное издательство, 1990. 320 с.
- Корбридж Д. Фосфор. Основы химии, биохимии, технологии. М.: «Мир», 1982. 680 с.
- Мельников Н. Н. Пестициды. Химия, технология, применение. М.: Химия, 1987. 712 с.
- Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.
- ГОСТ 12038-84 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести.
- Методы биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. Л.: Агропромиздат, 1987. 430 с.
- Рогожин В. В., Куринюк Т. Т., Рогожина Т. В. Функции систем биологического окисления. Об участии оксидоредуктаз в механизмах покоя и прорастания зерновок у пшеницы // Сельскохозяйственная биология. 2012. № 1. С. 67.
- Чиркова Т. В. Физиологические основы устойчивости растений. СПб: Изд-во С.-Петербург. ун-та. 2002. 244 с.

БИОХИМИЧЕСКИЕ РЕАКЦИИ ДИКОРАСТУЩИХ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ ФТОРИДА НАТРИЯ

Л. С. Свинолупова¹, С. Ю. Огородникова^{1,2}

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

712ljuba@mail.ru

В настоящее время в ряде регионов актуальной является проблема локального фторидного загрязнения природных сред, непосредственно прилегающим к предприятиям – источникам поступления фтористых соединений. К числу таких производств относятся: алюминиевые заводы, предприятия по производству фосфорных удобрений, тепловые электростанции, работающие на угле с высоким содержанием фтора (Щербаков и др., 1991). Загрязнение почв фторидами может происходить в ходе работы объектов по уничтожению химического оружия (Ашихмина, 2002). Известно, что соединения фтора, попадая в почву, частично закрепляются кристаллической решеткой глинистых минералов и химическими соединениями разной степени растворимости, другая их часть переходит в растения (Алексеев и др., 1990). Фториды поглощаются растениями из почвы путем пассивной диффузии, некоторые виды растений накапливают высокие концентрации фторидов, возможно, за счет образования комплекса с алюминием (Фтор ..., 1989). Известно, что фтор в больших количествах накапливается в зеленой массе многолетних трав и зерне овса (Косицина, 2009). В условиях фторидного загрязнения выявлено нарушение жизнедеятельности растений, угнетение их роста и гибель чувствительных видов (Смит, 1988).

Целью работы было изучить ответные биохимические реакции дикорастущих растений на действие фторида натрия (ФН).

В полевых опытах моделировали влияние загрязняющих веществ, выпадающих с дождевыми осадками на растения. Надземную часть растений одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg) и мать-и-мачехи (*Tussilago farfara* L.) однократно опрыскивали раствором ФН (0,04 моль/л). Определяли интенсивность процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) (Лукаткин, 2002), активность пероксидаз (Методы биохимического..., 1987), содержание антоцианов (Муравьева, 1987) и пластидных пигментов в растительных тканях (Шлык, 1971).

Отмечали сходные биохимические реакции разных видов растений на действие ФН. Однократная обработка раствором ФН (0,04 моль/л) надземной части одуванчика лекарственного вызывала снижение активности пероксидаз через сутки после начала опыта (рис. 1). В дальнейшем, через 12 суток после обработки токсикантом, активность пероксидаз в листьях была в 2,5 раза выше, чем в контроле, что указывает на накопление перекиси водорода в растительных клетках. На развитие окислительного стресса у растений, обработанных ФН, указывает рост накопления продуктов ПОЛ в листьях одуванчика, максимальное накопление МДА отмечали на 12 сутки после действия ФН (рис. 2а).

Инициацию окислительных процессов отмечали в листьях растений мать-и-мачехи, обработанных ФН (0,04 моль/л). Повышенный уровень МДА в листьях опытных растений установлен на 2 и 12 сутки после обработки растений ФН (рис. 2 б).

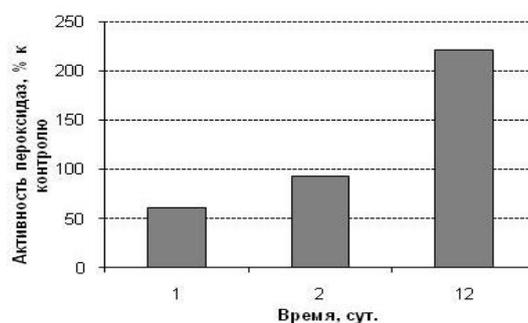


Рис. 1. Динамика изменения активности пероксидаз под влиянием ФН в листьях одуванчика

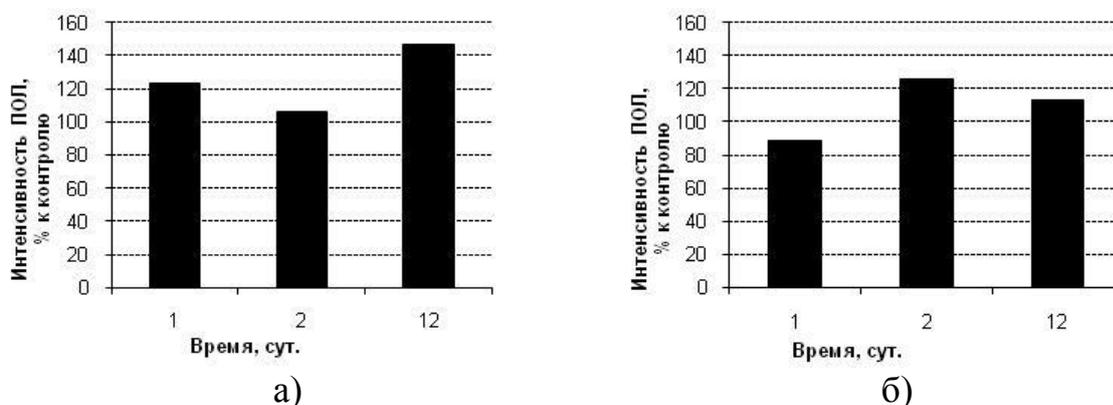


Рис. 2. Динамика изменения интенсивности процессов ПОЛ под влиянием ФН в листьях а) одуванчика б) мать-и-мачехи

В ответ на действие ФН изменялось содержание антоцианов в листьях дикорастущих растений, причем отмечали сходные ответные реакции в накоплении антоцианов у разных видов (рис. 3). Через сутки после обработки ФН уровень антоцианов в листьях опытных растений был ниже, чем в контроле. Через 48 часов в листьях опытных растений отмечали максимальное накопление антоцианов, почти в 2 раза больше, чем в листьях контрольных растений. Причем наряду с ростом уровня антоцианов отмечали возрастание содержания каротиноидов, выполняющих протекторную функцию (рис. 4). На 12 сутки после обработки содержание веществ антиоксидантов – антоцианов и каротиноидов в листьях снижалось.

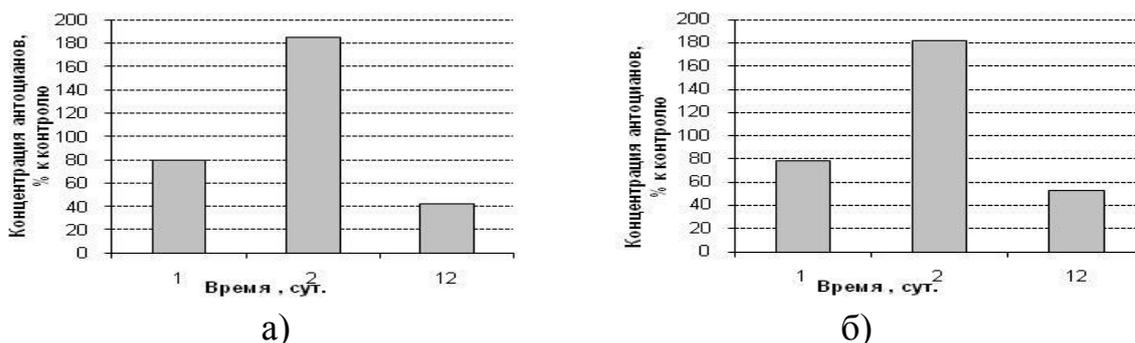


Рис. 3. Динамика изменения суммы антоцианов под влиянием ФН в листьях а) одуванчика б) мать-и-мачехи

Обработка растений ФН вызывала изменения в пигментном комплексе (рис. 4). Под влиянием ФН происходило снижение количества хлорофиллов в листьях мать-и-мачехи уже в первые сутки опыта. На вторые сутки после действия ФН содержание зеленых пигментов снижалось и в листьях одуванчика (на 20 % по сравнению с контролем) и сохранялось на этом уровне. Снижение уровня хлорофиллов может быть обусловлено окислительной деструкцией молекул пигментов и/или снижением скорости их синтеза в стрессовых условиях.

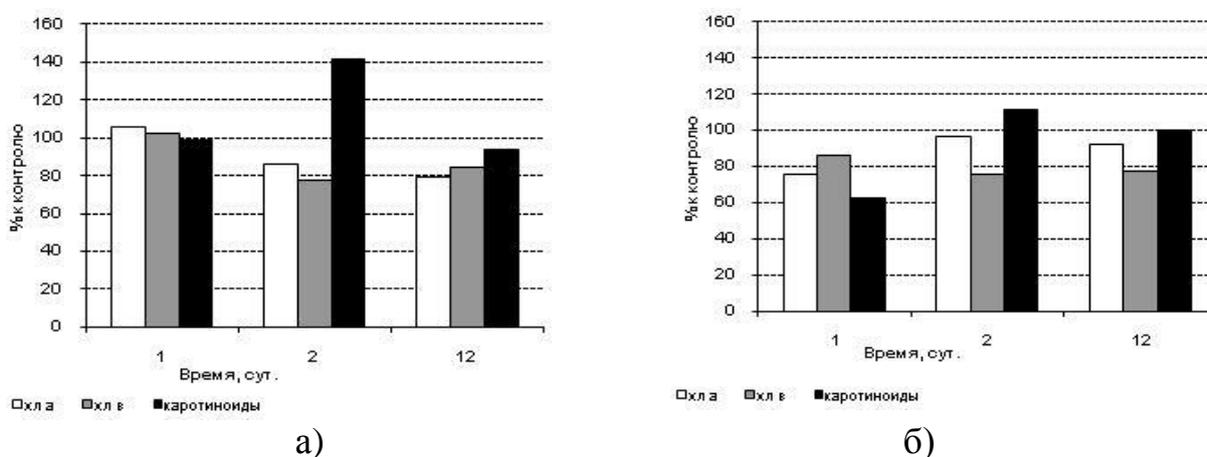


Рис. 4. Динамика изменений в пигментном комплексе под влиянием ФН (0,04 моль/л) в листьях а) одуванчика, б) мать-и-мачехи

Таким образом, однократная обработка дикорастущих растений ФН приводит к развитию окислительного стресса, который сопровождается изменени-

ем биохимических показателей: активацией пероксидаз, накоплением антоцианов, каротиноидов и продуктов ПОЛ в надземных органах. В листьях одуванчика под влиянием ФН максимальную активность пероксидаз и интенсивность ПОЛ наблюдали на 12 сутки, максимальное накопление антоцианов и каротиноидов на вторые сутки опыта. Активация окислительных процессов в листьях под влиянием ФН привела к снижению уровня зеленых пигментов. Данные биохимические показатели могут быть использованы для биоиндикации территорий вблизи предприятий, являющихся потенциальными источниками ФН.

Литература

Щербаков С. В., Плотко Э. Г., Любашевский Н. М. Гигиенические и экологические аспекты защиты биосферы от промышленных фторсодержащих выбросов // Вестник АМН СССР. 1991. С. 54–59.

Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров: Вятка, 2002. 544 с.

Алексеев Ю. В., Литвинович А. В., Павлова О. Ю., Смирнов И. П. Фтор в сероземах вблизи химических предприятий // Химизация сельского хозяйства. 1990. № 11. С. 63–64.

Фтор и фториды. М.: Медицина, 1989. 113 с. (Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Вып. 36).

Косицина А. А. Влияние водорастворимого фтора на загрязнение почв и растений: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Красноярск, 2009. 19 с.

Смит У. Х. Поглощение загрязняющих веществ растениями // Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л.: Гидрометеиздат, 1988. С. 461–499.

Методы биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. Л.: Агропромиздат, 1987. 430 с.

Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. Ун-та, 2002. 208 с.

Муравьева Д. А., Бубенчикова В. Н., Беликов В. В. Спектрофотометрическое определение суммы антоцианов в цветках василька синего // Фармакология. 1987. Т. 36. С. 28–29.

Шлык А. А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // Биохимические методы в физиологии растений. М.: Наука, 1971. С. 154–171.

АДАПТАЦИЯ ФИТОРЕМЕДИАНТОВ *TARGETES ERECTA* L. К УСЛОВИЯМ НЕФТЕШЛАМОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А. С. Григориади, А. Р. Амирова

Башкирский государственный университет, nyshal11@yandex.ru

Загрязнение почвы нефтью и нефтепродуктами является глобальной экологической проблемой современности. Нефтяные углеводороды оказывают негативное влияние на все компоненты почвенной среды, особенно почвенно-растительный покров. Однако экосистемы способны выдерживать антропогенный стресс и восстанавливаться за счет своих адаптационных возможностей. Большую роль в решении вопроса реабилитации нефтезагрязненных территорий играют растения, которые самостоятельно и совместно с микроорганизмами способны аккумулировать и трансформировать различные поллютанты, в том числе нефтяные углеводороды (Peer et al., 2005). Однако негативное влияние нефтяных углеводородов также негативно сказывается на росте и развитии

растений, в тоже время используемые на практике фиторемедианты способны выдерживать антропогенную нагрузку за счет реализации внутренних механизмов адаптации к условиям среды.

Целью данной работы была оценка адаптивного потенциала бархатцев *Tagetes erecta* L. в условиях загрязнения отходами нефтедобычи на территории нефтешламового амбара.

Исследования проводились на участке ликвидированного нефтешламового амбара. После первого этапа рекультивации концентрации остаточных углеводородов в почвогрунте составляли от 0,3 до 6% от массы почвенной навески. Бархатцы высаживались в загрязненную почву в фазе появления первых настоящих листьев. В качестве контроля использовали незагрязненную почву, засеянную растениями. Влияние нефтяного загрязнения на растения оценивали по содержанию пигментов в листьях (Jeffrey, Humphrey, 1975). Спектральные характеристики экстрактов пигментов регистрировали на спектрофотометре UV 2401 Shimadzu.

Важным эколого-физиологическим параметром оценки устойчивости растений к воздействию внешних факторов являются изменения в фотосинтетическом аппарате, в частности содержание пигментов в листьях.

Как известно, хлорофилл, находящийся в фотосинтетических мембранах, служит своего рода детектором состояния клеток растений. Фотосистема II является индикатором и мишенью при воздействии таких внешних факторов. Анализ пигментов исследуемых растений показал, что наименьшее воздействие на физиологические показатели растений оказывает концентрация поллютанта 0,3%, на всех этапах воздействия поллютанта физиологические показатели растений отклонялись от контроля незначительно.

Существенные изменения для данного показателя произошли при концентрации нефтешлама 1–6% (рис. 1). Через 30 суток после высадки растений в грунт содержание хлорофилла а и b повысилось примерно в 2 раза. На 60 сутки после высадки растений в грунт наблюдалось увеличение концентрации хлорофилла а для проб с 1–3% загрязнением. Наибольшее отклонение от контроля отмечено в пробе 3%, значения превышали контроль на 75%.

Однако не наблюдалось существенного отклонения от контроля значений отношения хлорофилла а/б, для проб с загрязнением 1% и 3%. Что говорит о нормальном протекании процессов фотосинтеза (Баширова и др., 2012). В тоже время загрязнение в концентрациях 1–3% в течении всего периода исследований, вызывало увеличение содержания фотосинтетических пигментов до 50%, что говорит об активизации процессов фотосинтеза.

Для растений, высаженных на почве нефтешламового амбара, было характерно увеличение содержания каротиноидов. Концентрация каротиноидов также возрастала в пробах с загрязнением 1–6%, причем наибольшие отклонения от нормы были характерны для пробы с загрязнением 3% (рис. 2).

Известно, что лютеин – ведущий каротиноид бархатцев, поглощающий свет в диапазоне 496,5 и 476,5 нм (Hadden et al., 1999) и выполняющий функцию защиты фотосинтетического аппарата от повреждения (Мокроносков и др., 2006). Наиболее высокое содержание каротиноидов, представленных предпо-

ложительно лютеином, отмечено при воздействии нефтяных углеводородов в концентрации 3%.

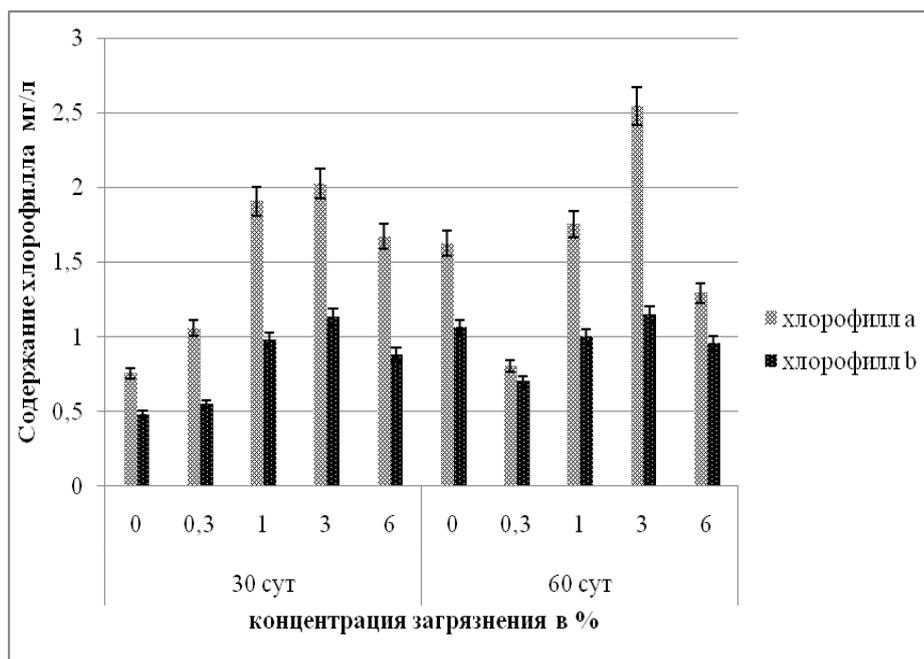


Рис. 1. Изменение концентрации хлорофилла а и b на 30 и 60 сутки воздействия загрязнения

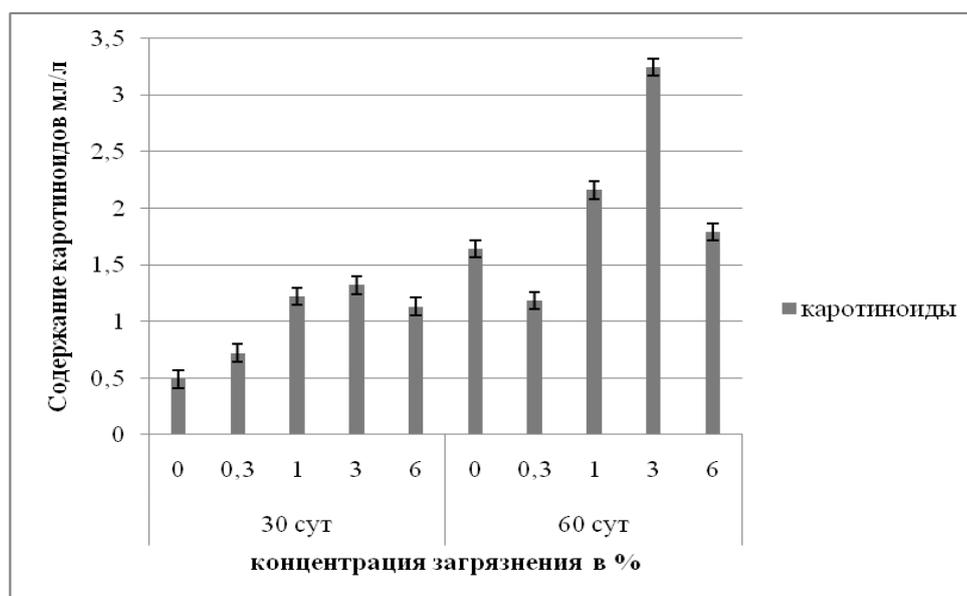


Рис. 2. Изменение содержания каротиноидов на 30 и 60 сутки воздействия загрязнения

Также бархатцы, произрастающие на участках нефтешламового амбара с содержанием поллютантов 6%, характеризовались возрастанием содержания флавоноидов, о чем свидетельствует повышение оптической плотности растворов в области 350 нм (фенилпропановое кольцо) и 250 нм (хромановое кольцо). Активизация синтеза флавоноидов является неспецифической реакцией растения на повреждение (Yamasaki et al., 1997).

Таким образом, фотосинтетический аппарат *Tagetes erecta* проявил устойчивость к воздействию нефтяных углеводородов, что позволило растениям достаточно успешно вегетировать и активно разлагать и аккумулировать нефтяное загрязнение.

Литература

Баширова Р. М.; Григориади А. С.; Киреева Н. А., Борисова Н. С., Зимин Ю. С. Устойчивость дягиля лекарственного к загрязнению почвы сырой нефтью // Физиология растений. 2012. Т. 59. № 5. С. 710–715.

Мокроносов А. Т., Гавриленко В. Ф., Жигалова Т. В. Фотосинтез. Физиолого-биохимические аспекты. М.: Издательский центр «Академия», 2006. 448 с.

Hadden W. L., Watkins R. H., Levy L. W. Carotenoid composition of marigold (*Tagetes erecta*) flower extract used as nutritional supplement // J. Agric Food Chem. 1999. V. 47(10). P. 4189–4194.

Jeffrey S. W., Humphrey G. R. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanzen Bd. 1975. V. 167. P. 191–194.

Peer W. A., Baxter I. R., Richards E. L., Freeman J. L., Murphy A. S. Phytoremediation and hyperaccumulator plants // Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2005. P. 299–340.

Yamasaki H., Sakihama Y., Ikehara N. Flavonoid-peroxidase reaction as a detoxification mechanism of plant cells against H₂O₂ // Plant Physiol. 1997. V. 1. P. 1405–1412.

ВЛИЯНИЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА МИКРОБНОЕ СООБЩЕСТВО ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТЫХ ПОЧВ

Т. В. Кузнецова, О. Ю. Тарасов, А. М. Петров

*Институт проблем экологии и недропользования АН
Республики Татарстан, zram2@rambler.ru*

Естественное очищение природных объектов от нефтяного загрязнения – это сложный физико-химический и биохимический процесс, скорость и направленность которого зависит от комплекса факторов, в том числе таких как, свойства среды, концентрация нефти, активность микрофлоры.

Целью настоящей работы являлось изучение влияния длительного воздействия нефтяного загрязнения на численность физиологических групп микробного сообщества дерново-подзолистых (ДП) среднесуглинистой и супесчаной почв.

Модельные эксперименты проводились в лабораторных условиях при поддержании влажности 60% от полной влагоемкости почвы и температуре 20–24 °С и варьировании начальной концентрации нефти.

Анализ полученных экспериментальных данных показал, что на 7 сутки после внесения нефти в ДП среднесуглинистую почву при всех испытанных концентрациях поллютанта (от 4,8% до 20,0%) наблюдалось 27–45-кратное увеличение общей численности микроорганизмов (ОМЧ). На 30 сутки эксперимента ОМЧ снижалось, превышение численности над контролем в разных вариантах опыта изменялось от 8 до 28 раз, при этом, в интервале концентраций

нефти от 4,8% до 13,0% прослеживалась прямая зависимость между начальным содержанием нефти и численностью сапрофитных микроорганизмов. Значения ОМЧ при исходной концентрации 16,6% и 20,0% определялись токсическими свойствами нефти в присутствии высоких концентраций органического субстрата. Снижение содержания нефтепродуктов в почве к 180 суткам эксперимента приводило к уменьшению общей численности микроорганизмов.

Ведущая роль в разрушении нефти и нефтепродуктов принадлежит углеводородоокисляющим микроорганизмам (УОМ). Максимальное количество де-структоров углеводородов в ДП среднесуглинистой почве было выявлено на 30 сутки эксперимента в вариантах исходно содержащих 4,8%, 7,1%, 16,6% и 20,0% нефти. Увеличение времени экспозиции до 180 суток приводило к снижению содержания УОМ в образцах почв, исходно содержащих 4,8%, 7,1%, 9,0% и 16,6% нефти.

Микробиологический анализ ДП супесчаной почвы показал, что внесение в нее нефти (2,4-13,0%) на ранних этапах воздействия (до 30 суток) также приводит к увеличению общей микробной численности. На 7 сутки после внесения поллютанта в почву в опытных вариантах с концентрацией нефти 2,4%, 4,8%, 9,0% и 13,0% превышение ОМЧ над контролем составило 11, 7, 7 и 4 раза, соответственно. Данная тенденция проявлялась и на 30 сутки эксперимента – в вариантах исходно содержащих более 2,4% нефти. К 180 суткам эксперимента численность гетеротрофов при начальном загрязнении 2,4% и 4,8% была сопоставима с численностью в контрольном варианте (превышение составило 1,2 и 1,4 раз, соответственно). Снижение концентрации токсичных веществ, перестройка микробного сообщества способствовали увеличению в ходе эксперимента численности сапрофитной микрофлоры при исходных концентрациях поллютанта 9,0% и 13,0%.

В дерново-подзолистой супесчаной почве значительное увеличение численности УОМ на 7 сутки эксперимента было зарегистрировано только в варианте, содержащем 2,4% нефти. Рост количества УОМ при концентрациях нефти 4,8% и выше был незначительным, кратность превышения над контрольными вариантами составляла 1,2–1,8 раза. Увеличение времени эксперимента до 30 суток характеризовалось ростом численности УОМ во всех опытных вариантах. На 180 сутки эксперимента численность УОМ во всех вариантах имела сопоставимые значения.

Загрязнение нефтью существенно снижало численность целлюлозоразрушающих микроорганизмов, как в супесчаной, так и в среднесуглинистой почвах. При низких концентрациях (2,4% и 4,8%) на 7 сутки эксперимента их численность в ДП супесчаной почве составляла 50-70% от контроля, а при более высоких концентрациях нефти они полностью элиминировались из микробоценозов. На 180-е сутки целлюлозоразрушающие микроорганизмы не были обнаружены и в варианте с 4,8% исходным содержанием нефти.

В отличие от супесчаной, в дерново-подзолистой среднесуглинистой почве численность этой группы микроорганизмов к концу эксперимента во всем диапазоне концентраций поллютанта (до 20,0%) составляла 5-20% от контроля.

Влияние нефти на актиномицеты ДП супесчаной почвы отличалось от ее действия на представителей данной группы микроорганизмов ДП среднесуглинистой почвы. В ДП супесчаной почве на 7 сутки эксперимента при 2,4% и 4,8% содержании нефти их численность сократилась на 10% и 50% соответственно, при более высоких концентрациях поллютанта численность актиномицетов не снижалась и была на уровне контроля. К концу эксперимента снижение численности актиномицетов от 30 до 90% регистрировалось уже во всех опытных вариантах. В ДП среднесуглинистой почве на 7 сутки экспозиции во всем диапазоне испытанных концентраций нефти численность актиномицетов составляла 30-50% от контроля. На 180 сутки эксперимента при исходных концентрациях нефти 4,8%, 7,1% и 9,0% жизнедеятельность актиномицетов была полностью подавлена, а при концентрациях 13,0%, 16,6% и 20,0% их численность была сопоставима с содержанием в контрольных вариантах.

Внесение нефти в ДП супесчаную почву оказывало угнетающее действие и на микромицетов. Снижение их численности относительно контроля наблюдалось во всем испытанном диапазоне концентраций, как на начальном этапе, так и на 180 сутки эксперимента. При этом на протяжении эксперимента, прослеживалась обратная зависимость между количеством микромицетов и начальной концентрацией нефти в почве.

Реакция микромицетного пула ДП среднесуглинистой почвы на нефтяное загрязнение отличалась от таковой ДП супесчаной почвы. Внесение поллютанта в почву в концентрациях 4,8%, 7,1%, 16,6% на 7 сутки опыта привело, соответственно, к 50, 80, 100-кратному увеличению численности микромицетов. На 180 сутки содержание микромицетов в 5–17 раз превышало их численность в контроле.

Сравнение концентраций нефтепродуктов на 7, 30 и 180 сутки эксперимента показало, что интенсивность минерализации нефтяных углеводов в ДП среднесуглинистой почве к 30 и 180 суткам эксперимента была в 1,5–3,1 и 2,2–6,5 раза выше, чем в супесчаной почве.

Таким образом, показано, что численность различных групп микроорганизмов в нефтесодержащих почвах определяется концентрацией поллютанта и гранулометрическим составом почвы. Нефтяное загрязнение привело к снижению численности наиболее чувствительных к загрязнению групп микроорганизмов и стимулировало рост физиологических групп, осуществляющих окисление углеводов. Микробное сообщество ДП среднесуглинистой почвы более устойчиво к токсическому действию «свежих» нефтяных загрязнений. Длительное воздействие нефти на легкие почвы приводит к более серьезным изменениям в составе почвенных микробоценозов, элиминации отдельных групп микроорганизмов.

УРОВЕНЬ МИКРОЯДЕР И АПОПТОЗА В КЛЕТКАХ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ МЫШЕЙ ПОСЛЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ В ДОЗЕ 30 СГР

О. В. Раскоша, О. В. Ермакова

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

Выявление отдаленных последствий хронического гамма-облучения в малых дозах является одной из основных задач современной радиобиологии. Нами был проведен микроядерный тест и изучена апоптотическая гибель клеток щитовидной железы мышей линии Af, которые были подвергнуты хроническому низкоинтенсивному гамма-излучению (86 сут. мощность экспозиционной дозы – 150 мкГ/ч, поглощенная доза – 30 сГр). Декапитацию животных проводили через четыре месяца после прекращения облучения. Для выявления резервных возможностей клеток одну группу животных за двое суток до декапитации подвергали дополнительному воздействию химического мутагена (внутрибрюшинно вводили 10%-ный раствор уретана). По данным литературы уретан – один из широко исследованных канцерогенов-промоторов (Nomura, 1983). Интактным мышам так же внутрибрюшинно вводили эквивалентное массе тела количество физиологического раствора.

Одним из информативных и быстрых способов индикации цитогенетических повреждений является микроядерный тест, основанный на подсчете количества интерфазных клеток с добавочными ядерными тельцами (микроядрами), которые образуются из изолированных фрагментов или целых хромосом во время предшествующего митоза (Schmid, 1975; Heddle et al., 1991). Для приготовления препаратов предварительно проводили ферментативную обработку ткани щитовидной железы (Collagenase type IA, Sigma, USA), время инкубации в растворе коллагеназы составляло 40–60 мин, в зависимости от размеров органа. Уровень клеточной гибели определяли по частоте встречаемости клеток, гибнущих по механизму апоптоза методом диффузии ДНК в геле (Singh, 2000). В этом случае низкомолекулярные фрагменты ДНК, образующиеся в процессе апоптотической межнуклеосомной деградации ДНК, диффундируют в гель агарозы, в результате вокруг ядерной области клетки формируется характерное «гало». Мазки окрашивали акридиновым оранжевым и под люминесцентным микроскопом «Axioscop» (Carl Zeiss, Jena) подсчитывали количество клеток с микроядрами (на 1000 клеток) и апоптотической гибелью (на 500 клеток).

Полученные результаты показали, что спустя четыре месяца после хронического воздействия ионизирующего излучения наблюдали незначительное повышение числа микроядер в тироцитах по сравнению с контролем. Введение мышам дополнительного нерадиационного фактора – уретана позволило выявить различия в устойчивости щитовидной железы между контрольными и облученными животными. Уретановая интоксикация привела к достоверному снижению количества микроядер в тироцитах облученных животных ($p < 0,05$), тогда как в контрольной группе уретан не изменял уровень клеток с микроядрами.

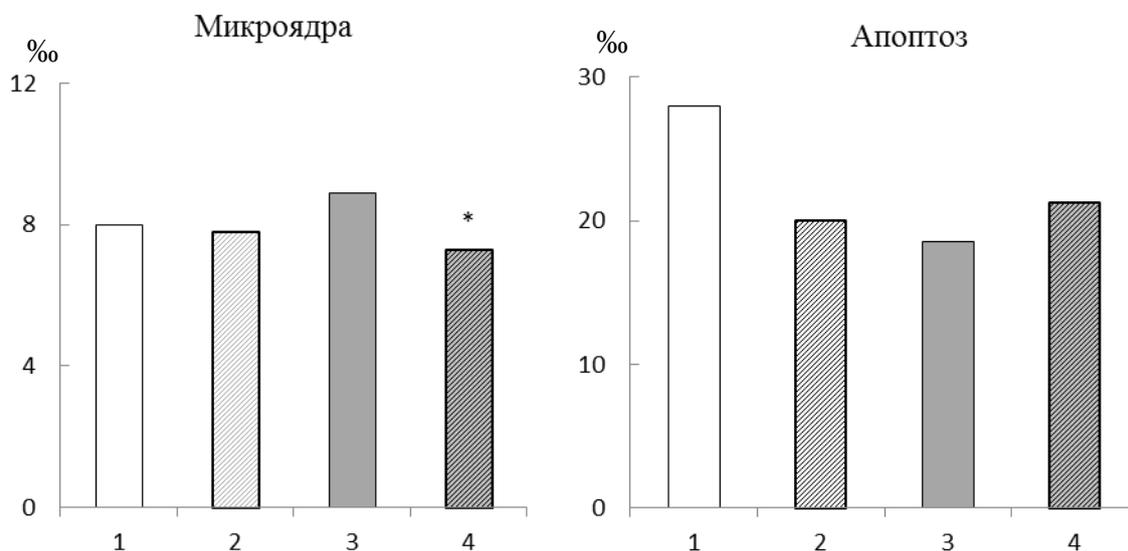


Рис. Количество микроядер и клеток, гибнущих по механизму апоптоза, в клетках щитовидной железы мышей линии Af после облучения и воздействия уретаном

Примечание: 1 – контроль, 2 – уретан, 3 – облучение, 4 – облучение и уретан. Достоверные различия с облучением при $p < 0.05$.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 13-04-01750а и № 13-04-90351-РБУа.

Литература

- Nomura T. X-ray induced germ-line mutation leading to tumors; its manifestation in mice given urethane postnatally // *Mutat. Res.*, 1983. V. 11. P. 59–65.
 Schmid W. // *Mutat. Res.* 1975. V. 31. № 1. P. 9–15.
 Heddle J. A., Cimino M. C., Hayashi M. et al. // *Environ. Mol. Mutagen.* 1991. V. 18. P. 277–291.
 Singh N. P. A simple method for accurate estimation of apoptotic cells // *Experimental cell research.* 2000. № 256. P. 328–337.

СКРИНИНГ МИКРОФЛОРЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПТИЦЫ

С. А. Гарда¹, С. Г. Даниленко², Г. С. Литвинов¹

¹ НТУУ «Киевский политехнический институт», garda.svetlana@yandex.ru

² Институт продовольственных ресурсов НААН, svet1973@gmail.ru

В кормлении цыплят-бройлеров нашли применение большое количество разнообразных добавок, таких как пробиотики, пребиотики, ферменты, т.е. препараты, добавление которых в рацион ведет к лучшему расщеплению, перевариванию и всасыванию корма. Биологически активные добавки способствуют нормализации протекающих в организме птицы физиологических процессов. На сегодня ассортимент функциональных пробиотических препаратов для сельскохозяйственных животных и птицы, особенно в Украине, довольно ограничен.

Поддержание физиологической активности и видоспецифичности желудочно-кишечной микрофлоры (бифидобактерий, лактобактерий, энтерококков

и др.), а также своевременную коррекцию дисбиотических нарушений, сегодня можно расценивать как один из путей повышения качества и экологической безопасности продуктов питания (мясо, молоко, яйца) и поддержания здоровья животных.

Успешное создания производства пробиотических препаратов и продуктов функционального питания с пробиотическими свойствами сопряжено с актуальной проблемой получения эффективных ключевых составляющих – высокоактивных штаммов. Поэтому необходимо проводить целенаправленный отбор микроорганизмов с широким спектром биотехнологических и функциональных свойств.

Одним из обязательных признаков принадлежности штаммов микроорганизмов к пробиотическим культурам является их происхождение из организма человека или животного, т. е. с экониш, к которым они должны вернуться в составе функциональных продуктов.

Одним из основных этапов работы по отбору штаммов, перспективных для использования в составе пробиотических препаратов, является идентификация изолятов до вида.

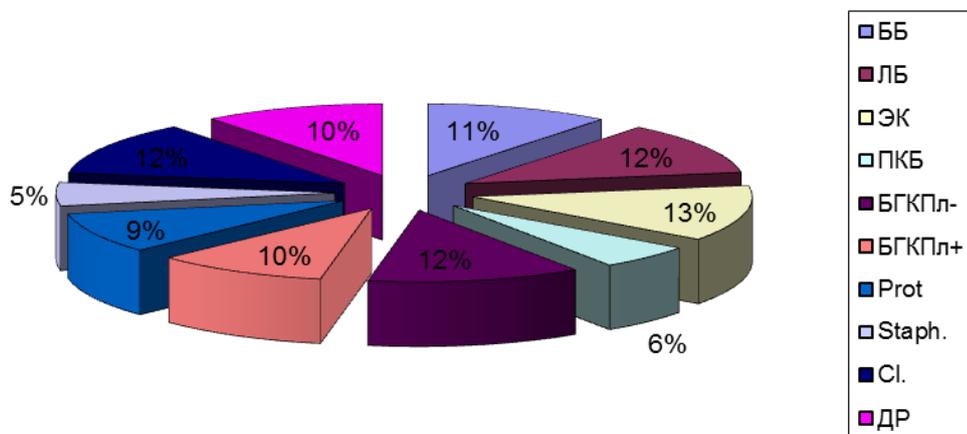
Поэтому, разработка методологии поиска и селекции штаммов с широким спектром функциональной активности не теряет своей актуальности.

Исследования проводили в отделе биотехнологии Института продовольственных ресурсов НААН. Целью работы было выделение и идентификация биологически активных штаммов из организма птицы.

Штаммы пробиотиков должны быть из естественной среды обитания, поэтому поиск и выделение таких штаммов проводили из образцов фекалий птицы всех возрастов.

В работе использовали традиционные и современные микробиологические биохимические и физико-химические методы.

Состав микрофлоры исследованных образцов кишечника птицы представлен на рис.



ББ – бифидобактерии, ЛБ – лактобактерии, ЭК – энтерококки, ПКБ – пропионовокислые бактерии, БГКПл – лактозонегативные, БГКПл+ – лактозопозитивные БГКП, Prot – бактерии рода *Proteus*, Staph – бактерии рода *Staphylococcus*, Cl – бактерии рода *Clostridium*, ДР – дрожжи

Рис. Состав микрофлоры кишечника птицы

Бактерии рода *Clostridium*, лактобактерии и лактозопозитивные БГКП составляли 36% микрофлоры птицы. Бифидобактерии – 11% от общего числа. Самая маленькая часть микрофлоры была представлена – бактериями рода *Staphylococcus* и пропионовокислыми бактериями – соответственно 5% и 6%.

При исследовании микрофлоры птицы было выделено и идентифицировано 8 штаммов бифидобактерий, 12 штаммов лактобактерий, 11 штаммов энтерококков, 4 штамма пропионокислых бактерий, 11 штаммов *E. coli*, 9 штаммов бактерий рода *Proteus*, 6 штаммов бактерий рода *Staphylococcus*, 13 штаммов бактерий рода *Clostridium* и 13 штаммов не идентифицированных до вида.

Отбор технологически перспективных культур в состав функционального препарата является сложным многоступенчатым процессом. Микроорганизмы должны характеризоваться рядом свойств, которые к ним предъявляются. Одним из них является отсутствие продукции ферментов, которые относятся к факторам патогенности: каталаза, лецитиназа С, гемолизин, гиалуронидаза, фибринолизин.

В процессе культивирования микроорганизмы выделяют во внешнюю среду различные протеолитические ферменты, которые условно можно разделить на две группы. К первой группе относятся ферменты, которые принимают участие в обмене веществ микроорганизмов (дыхание, питание). Они расщепляют белки, пептиды, аминокислоты, в результате чего образуются легкоусвояемые микроорганизмами продукты питания и продукты метаболизма – кислоты, перекиси, индол, сероводород и другие. Вторая группа включает ферменты, которые относятся к факторам патогенности (гиалуронидаза, фибринолизин, гемолизин, лецитиназа С).

Поэтому следующим этапом данной работы было проверка выделенных штаммов на каталазную активность и продукцию лецитиназы С.

Для проведения исследований использовали суточные культуры. Микроорганизмы предварительно высевали на соответствующие твердые питательные среды для выделения отдельных колоний.

Для выявления каталазной активности на колонию исследуемых культур наносили каплю 3% раствора перекиси водорода. Выделение кислорода, регистрируемое по образованию пузырьков газа, свидетельствует о продукции каталазы, такие штаммы считаются каталазоположительными.

Для обнаружения продукции лецитиназы С готовили бульон с яичным желтком. К стерильному мясопептонному бульону (МПБ) объемом 400 см³ в условиях асептики вносили 1 желток, хорошо перемешивали и разливали в стерильные пробирки по 4–5 мл. Для проверки стерильности среды пробирки ставили в термостат при 37±1 °С на 24 ч (приготовленная среда не должна мутнеть).

В пробирку с бульоном вносили 1 петлю суточной исследуемой культуры, выделенной из твердой питательной среды и инкубировали при (37±1) °С в течение 24 ч. О наличии лецитиназы С свидетельствует образование белой мути и всплывающие хлопья.

Полученные результаты исследований выражены в процентном соотношении и приведены в табл.

Манифестация каталазной и лецитиназной – С активности микроорганизмов микрофлоры сельскохозяйственной птицы

Микроорганизмы	Каталазная активность, %	Лецитиназная активность, %
Бифидобактерии	0	0
Лактобактерии	8,3	0
Энтерококки	0	0
Пропионовокислые бактерии	100	0
<i>E. coli</i>	36,4	0
Бактерии рода <i>Proteus</i>	0	66,6
Стафилококки	50	83,3
Анаэробные спорообразующие бактерии рода <i>Clostridium</i>	53,8	61,5
Дрожжи	0	0

Из данных таблицы следует, что в условиях экспериментов каталазная активность была свойственна 1 штамму лактобактерий (8,3%), 4 штаммам *E. coli* (36,4%) и 7 штаммам бактерий рода *Clostridium*. Лецитиназу С продуцировали 6 штаммов бактерий рода *Proteus* (66,6%), 5 штаммов стафилококков (83,3%) и 8 штаммов бактерий рода *Clostridium* (61,5%).

Продукция каталазы и лецитиназы С была характерна для некоторых штаммов бактерий рода *Proteus*, стафилококков, анаэробных спорообразующих бактерий и БГКП, а значит эти штаммы не могут использоваться при создании функционального препарата для сельскохозяйственных животных и птицы. Однако мы можем, оставить эти штаммы для определения антагонистической активности, используя их как тест-культуры. Другие выделенные штаммы (бифидобактерии, лактобактерии, энтерококки, пропионовокислые бактерии) по исследованным признакам являются не патогенными и представляются перспективными для дальнейших биотехнологических исследований.

Литература

Бондаренко В. М. «Острова» патогенности бактерий // Микробиология. 2001. № 4. С. 67–74.

Насонова Т. А. Современные представления о значении нормальной микрофлоры тела в норме и патологии // Успехи совр. биологии. 1983. Т. 96. Вып. 1(4). С. 139–151.

ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ ОБЛУЧЕННЫХ МЫШЕЙ ЛИНИИ Af И ИХ ПОТОМКОВ (F1-F2) К ХИМИЧЕСКОМУ МУТАГЕНУ

Л. А. Башлыкова

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

На протяжении последних десятилетий в результате испытаний атомного оружия, применения радиоактивных изотопов в народном хозяйстве, выбросов радиоактивных отходов предприятиями ядерного цикла и аварийных ситуаций на отдельных территориях формируются локальные зоны с повышенным уровнем радиации. В таких биогеоценозах жизнедеятельность организмов перехо-

дит на новый функциональный уровень, что сопровождается как изменением показателей гомеостаза, так и чувствительности к действию нерадиационных факторов.

Цель работы – сравнительный анализ спонтанного и химически индуцированного мутагенеза при длительном воздействии ионизирующего излучения на мышей линии Af. Животных облучали в течение 3 мес. при мощности экспозиционной дозы 150 мкГ/ч (накопленная доза – 30 сГр). От облученных и контрольных животных получили первое и второе поколение. Спустя 4 месяца после прекращения облучения проводили декапитацию животных с последующим взятием материала для цитогенетических исследований. Одну группу животных подвергали дополнительному воздействию химического мутагена (внутрибрюшинно вводили 10%-ный раствор уретана). По данным литературы уретан – один из широко исследованных канцерогенов-промоторов, он является эффективным в трансгенерационных канцерогенных исследованиях (Vorobtsova, Kitaev, 1988). Интактным животным вводили эквивалентное массе тела количество физиологического раствора. Забой осуществляли через двое суток после воздействий. Цитогенетические эффекты в клетках костного мозга животных оценивали по частоте клеток с микроядрами (МЯ), митотическому индексу (МИ) и доле элиминирующих клеток по типу программированной гибели — апоптозу (Gorman et al., 1996; Hedlle, 1973). Уровень двунитевых разрывов ДНК определяли методом электрофореза иммобилизованных в агарозу единичных клеток (нейтральный вариант метода ДНК-комет) (Singh et al., 1988).

Эксперименты, проведенные на мышях линии Af, показали, что частота клеток костного мозга с микроядрами у контрольных и опытных мышей не отличалась (рис. 1А). Подобный результат был получен в эксперименте на крысах – через месяц после облучения (накопленная доза облучения – 5 сГр за 55 дней) уровень аберрантных клеток в костном мозге не отличался от контроля (Башлыкова, Ермакова, 2009). Пролиферативная активность была на одном и том же уровне (рис. 1Б), тогда как уровень клеточной гибели у облученных мышей был достоверно ниже контроля (рис. 1В). Дополнительное воздействие уретаном не оказало мутагенного эффекта на контрольных мышей линии Af (Р), при этом резко снизилась пролиферативная активность клеток (рис. 1Б). Уровень апоптоза остался высоким (рис. 1В), что в конечном итоге и сказалось на сохранении спонтанного уровня клеток с МЯ. У облученных животных (Р) под воздействием уретана отмечено достоверное повышение клеток с микроядрами ($p < 0,05$). При этом уретановая интоксикация облученных мышей вызывает достоверное увеличение двунитевых разрывов ДНК (рис. 1Г). Изменение митотической активности и апоптоза происходит в противоположных направлениях по сравнению с контролем – митотический индекс возрастает, что не способствует увеличению времени для репарации повреждений ДНК, апоптоз снижается на 42%. Полученные результаты свидетельствуют об изменении ответной реакции у облученных экспериментальных животных по сравнению с контрольными.

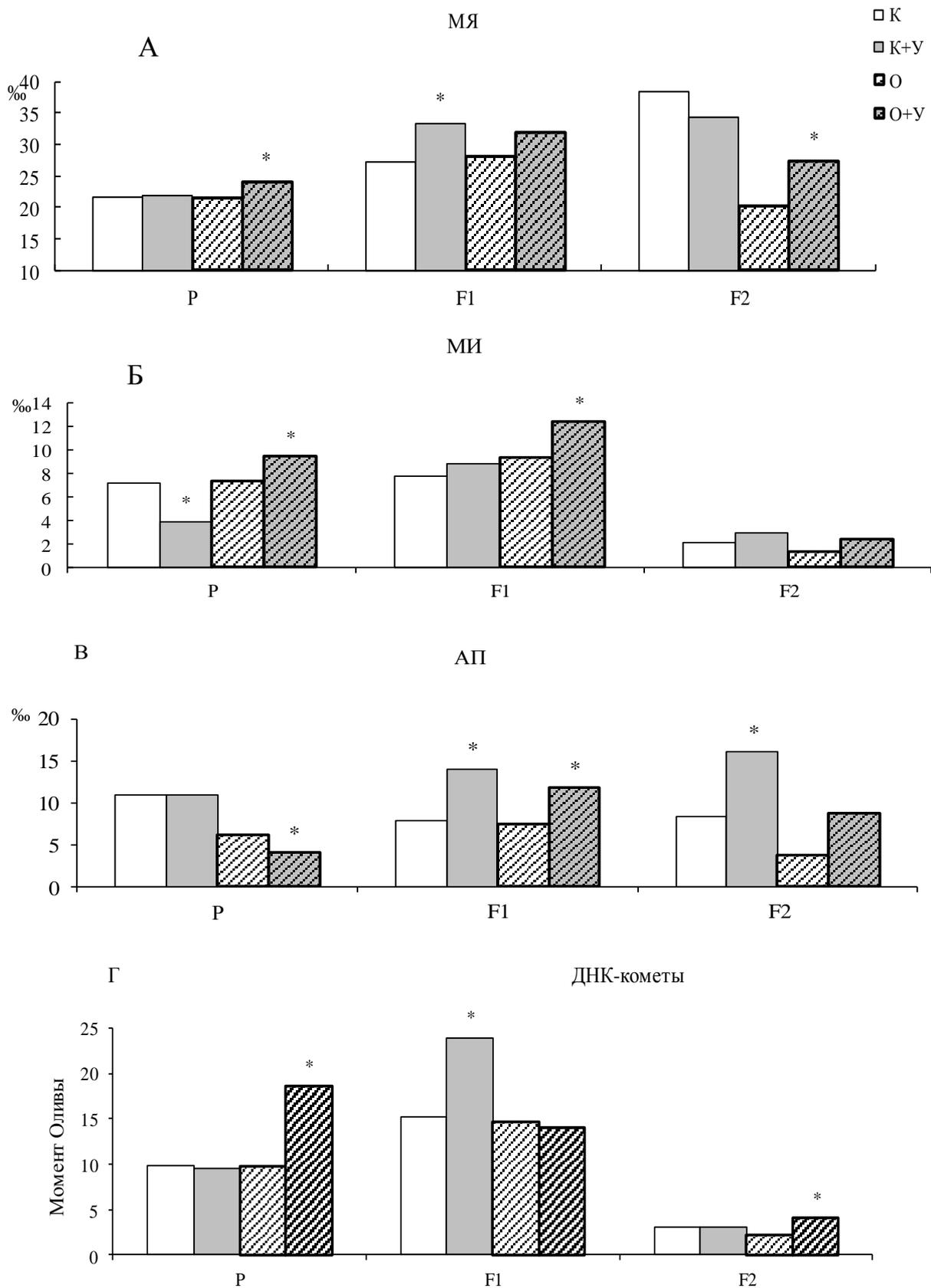


Рис. 1. А – Частота клеток с микроядрами (МЯ), Б – митотический индекс (МИ), В – апоптоз (АП), Г – двунитевые разрывы ДНК клеток костного мозга мышей линии Af после хронического облучения (P) и их потомков (F1-F2) при воздействии уретана.

* – различия при воздействии уретана достоверны при $p < 0,05$ по сравнению с контролем

У потомков (F1) облученных и контрольных мышей количество клеток с МЯ и уровень апоптоза одинаковы, но митотический индекс достоверно выше у облученных животных (рис. 1А-Б). Реакция на уретановую интоксикацию у потомков животных контрольной группы более выражена по сравнению с потомками облученных животных: частота клеток с микроядрами в контроле достоверно повышается ($p < 0,05$), у облученных повышение недостоверно ($p > 0,05$). Пролиферативная активность увеличивается у F1 облученных животных ($p < 0,05$); апоптоз достоверно увеличивается в обеих группах ($p < 0,05$). Количество двунитевых разрывов ДНК у потомков контрольных животных после воздействия мутагена, достоверно повышается, у F1 облученных мышей уровень повреждений ДНК не изменяется (рис. 1Г), что согласуется с результатами микроядерного теста. Второе постоблученное поколение имеет тот же уровень клеток с МЯ, что и родители (P), но у них значительно снижена пролиферативная активность клеток костного мозга и уровень апоптоза. Ответная реакция на воздействие мутагена потомков F2 контрольных мышей и потомков F2 облученных животных аналогична с реакции родителей (P): у F2 контрольных мышей уретан не приводит к изменению уровня клеток с МЯ, у F2 облученных животных отмечено достоверное повышение этого показателя. Оценка уровня двунитевых разрывов ДНК показала тот же результат, что и микроядерный тест, а именно – спонтанный уровень повреждений ДНК выше у потомков (F2) контрольных животных, чем у потомков облученных (рис. 1Г). На уретановую интоксикацию по этому показателю контрольные животные не отреагировали, а в клетках костного мозга F2 облученных мышей уретан вызвал значительное увеличение двунитевых разрывов ДНК. Увеличение под воздействием мутагена частоты клеток с микроядрами и повреждений ДНК может свидетельствовать о наследственной передаче повышенной чувствительности и нестабильности генома второму поколению облученных животных, хотя в первом поколении по сравнению с родителями достоверных различий не обнаружено.

Таким образом, результаты модельных экспериментов на мышах линии Af могут свидетельствовать о наследовании радиационно-индуцированной нестабильности генома у потомков облученных родителей.

Исследования поддержаны грантами РФФИ № 13-04-01750а и РФФИ № 13-04-90351-РБУа.

Литература

Vorobtsova I. E., Kitaev E. M. Urethane-induced lung adenomas in the first-generation progeny of irradiated male mice // *Carcinogenesis*. 1988. V. 9. P. 1931–1934.

Башлыкова Л. А., Ермакова О. В. Анализ микроядер в клетках костного мозга и щитовидной железы при длительном воздействии гамма-излучения в малых дозах // *Медико-биологические последствия чернобыльской катастрофы: Материалы междунар. научн. конф. (Гомель, Беларусь, 15–16 октября 2009 г.)*. Гомель: Институт радиологии, 2009. С. 12–14.

Gorman A., McCarthy J., Finucane D. et al. Morphological assessment of apoptosis // *Techniques in apoptosis a user's guide*. 1996. P. 3–11.

Hedlle J. A. A rapid in vivo test for chromosomal damage // *Mutat. Res*. 1973. V. 18. P. 187–190.

Singh N. P., McCoy M. T., Tice R. R., Schceider E. L. A simple technique for quantitation of levels of DNA damage in individual cells. *Exp. Cell Res*. 1988. V. 175. P. 184–191.

ОЦЕНКА АДЕКВАТНОСТИ ОТВЕТА НА СТРЕСС КАК ХАРАКТЕРИСТИКА УСЛОВИЙ СУЩЕСТВОВАНИЯ *IN SITU* НА ПРИМЕРЕ ДВУСТВОРЧАТОГО МОЛЛЮСКА

И. В. Юрчак¹, Г. И. Фальфушинская¹, Л. Л. Гнатишина¹,
И. М. Соколова², О. Б. Столяр¹

¹ Тернопольский национальный педагогический университет
имени Владимира Гнатюка, *Oksana.Stolyar@gmail.com*,

² Университет Северной Каролины в Шарлотте, *isokolova@uncs.edu*

Традиционно, при оценке токсичности водной среды, главное внимание уделяется индивидуальным опасным веществам, которые происходят из определенных источников и вызывают масштабные эпизодические инциденты. Вместе с тем, современные биоугрозы среды обитания все более связаны с комплексным воздействием смеси веществ переменного состава и неопределенного происхождения в сочетании с изменением температурного режима. Для пресноводных систем Центральной и Восточной Европы типичными составляющими загрязнения, вследствие устаревших, а в сельской местности и отсутствующих систем очистки сточных вод, для более чем 20 млн. населения являются продукты биоутилизации фармацевтических препаратов, бытовые химикаты, пестициды. В связи с этим возникает вопрос: насколько корректно традиционные биомаркеры экспозиции к отдельным ксенобиотикам и маркеры стресса реагируют на качество среды у организмов, постоянно поддающихся неблагоприятным воздействиям.

Одними из наиболее популярных биоиндикаторных видов являются двустворчатые моллюски, как организмы-фильтраторы, ведущие оседлый образ жизни. В качестве биомаркеров моллюсков рекомендовано определять показатели гено- и цитотоксичности, стресс-зависимые реакции (показатели окислительного стресса, метаболического «ареста»), функции металл-аккумулирующих протеинов металлотioneинов (МТ), активность апоптоза, а также характеристики нейротоксичности и ксеноэстрогенного эффекта (Viarengo et al., 2007, Sokolova et al., 2012). По их состоянию судят о присутствии определенных составляющих загрязнения и степени поражения (Falfushynska et al., 2009). Целью нашей работы было оценить диапазон вариабельности молекулярных биомаркеров двустворчатого моллюска (беззубка *Anodonta cygnea* L.) из естественных группировок с различным уровнем антропогенной нагрузки и соответствие их реакции прогнозируемому ответу при воздействии экспериментального повреждающего фактора (прием «стресс на стресс» (Falfushynska et al., 2013, 2014)).

На основании полученных нами ранее результатов измерения характеристик состояния молекулярных систем антиоксидантной защиты и детоксикации ксенобиотиков моллюсков на протяжении трех сезонов (Falfushynska et al., 2010, 2012) был вычислен их индекс вариабельности (ИВ) как соотношение максимального и минимального средних значений показателей трех сезонов ($ИВ = M_{max} / M_{min}$) по (Vidal et al., 2002).

**Индексы варибельности (ИВ) биохимических параметров в тканях
пищеварительной железы и жабр двустворчатого моллюска
из пруда-охладителя (N), лесной (F) и аграрной (A) местностей**

Параметры	Сайт	Пищеварительная железа	Ранг	Жабры	Ранг
Cu,Zn-супероксиддисмутазная (СОД) активность, у.е. · мг ⁻¹ протеина	F	3,9	7	1,5	23
	A	52,0	1	21,9	2
	N	3,6	8	3,7	13
Mn- супероксиддисмутазная (СОД) активность, у.е. · мг ⁻¹ протеина	F	1,8	17	4,2	12
	A	6,7	5	9,8	4
	N	8,0	3	21,4	3
Глутатион восстановленный, мкмоль · г ⁻¹ ткани	F	2,9	10	4,8	8
	A	1,5	20	4,3	10
	N	1,2	23	5,8	6
Глутатион окисленный, мкмоль · г ⁻¹ ткани	F	6,1	6	5,6	7
	A	7,4	4	6,2	5
	N	10,0	2	23,6	1
ТБК-активные продукты, нмоль · г ⁻¹ ткани	F	1,7	19	4,2	11
	A	1,4	21	3,4	15
	N	2,1	14	2,4	17
Металлотионеины, мкг · г ⁻¹ ткани	F	9,4	6	4,2	6
	A	2,0	15	0,2	12
	N	24,8	1	7,0	5
Каспазная-3 активность, пкмоль · мг ⁻¹ протеина	F	12,6	5	X	X
	A	2,2	14	X	X
	N	1,2	20	X	X
Холинэстеразная активность, нмоль АТХ · мин ⁻¹ · мг ⁻¹ протеина	F	4,9	11	13,5	2
	A	8,2	7	12,1	3
	N	2,6	12	3,2	7
Лактатдегидрогеназная активность, мкмоль · мин ⁻¹ · мг ⁻¹ протеина	F	1,1	21	2,2	8
	A	2,5	13	1,3	10
	N	1,7	18	2,2	9
Глутатион-S-трансферазная актив-ность, нмоль GSH мин ⁻¹ · мг ⁻¹ протеина	F	2,0	16	X	X
	A	1,9	17	X	X
	N	1,6	19	X	X
Этоксирезорурфиндеэтилазная (ЭРОД) активность, пкмоль мин ⁻¹ · мг ⁻¹ протеина	F	14,6	4	X	X
	A	7,9	9	X	X
	N	5,0	10	X	X

В таблицах 1, 2: X – не определялось. Ранг – относительная характеристика относительно набора показателей, которая указывает на место данного показателя в ряду уменьшения значения ИВ.

Результаты показали (табл. 1, 2), что определенные нами различия между состоянием маркеров моллюсков из различных местностей ((Falfushynska et al., 2010, 2012) для одних показателей остаются стойкими на протяжении трех сезонов (ранг более 10), а для других имеют разнонаправленный характер в зависимости от сезона (ранг меньше 10), что усложняет оценку жизненного статуса животных. Наиболее стабильными характеристиками каждой группы моллюс-

ков были их сайт-специфические показатели метаболической активности (лактатдегидрогеназная активность), генотоксичности (уровень гемоцитов с микроядрами), цитотоксичности (стабильность лизосомальных мембран). Вместе с тем, биомаркеры стресса у моллюсков из аграрной местности (Cu,Zn-СОД) и пруда-охладителя со стабильно повышенной температурой (Mn-СОД, GSSG, МТ), апоптоза (каспаза-3), эндокринной активности (содержание Втг-ОБ), трансформации ксенобиотиков (ЭРОД) у моллюсков из референтной группы проявили наивысшую степень изменчивости (ИВ больше десяти) из исследуемого спектра показателей.

Таблица 2

Индексы вариабельности (ИВ) биохимических параметров в гонадах и гемоцитах особей мужского пола моллюска из пруда-охладителя (N), лесной (F) и аграрной (A) местностей

Параметры	Сайт	ИВ	Ранг
Вителлогенин-образный протеин (Втг-ОБ) гонад, мкг Р неорг· мг ⁻¹ протеина	F	32,9	1
	A	7,6	2
	N	3,8	3
Стабильность лизосомальных мембран гемоцитов, мин	F	2,4	5
	A	1,2	11
	N	1,4	9
Количество гемоцитов с микроядрами на 1000 гемоцитов	F	1,0	12
	A	2,0	7
	N	2,5	4

В лабораторных условиях были сформированы группы моллюсков из F-, A- N-местностей, которые содержались при действии повышенной температуры (25° и 30 °С) на протяжении 14 суток. Результаты показали, что по сравнению с особями, содержащимися при температуре 18 °С, термальное воздействие вызвало уменьшение концентрации МТ, особенно, в 70 раз, в N-30°-группе. Моллюски из A- и, особенно, из N-групп оказались более устойчивыми к термальному стрессу, тогда как в F-30°-группе даже наблюдалась смертность (всего 52% за 14 суток). В A-группе признаком устойчивости была способность к «метаболическому аресту», связанная с увеличением лактатдегидрогеназной активности более чем в 2,6 раз, а в N-группе наблюдалось угнетение апоптозной активности по сравнению с показателями контрольных моллюсков из той же местности.

Таким образом, у моллюсков, испытывающих при существовании *in situ* хроническое воздействие неблагоприятных факторов (химического загрязнения в A-группе) или (повышенной температуры в N-группе) проявился определенный «запас устойчивости», позволивший им приспособиться к дополнительно неблагоприятному воздействию повышенной температуры более успешно, чем представителям из референтной группы. Причем, эти преимущества связаны с возможностью мобилизации механизмов ответа на стресс. Вместе с тем, как свидетельствуют данные эксперимента и предыдущие наши результаты (Falfushynska et al., 2013), у этих моллюсков ослаблены механизмы ответа систем детоксикации определенных ксенобиотиков (МТ, ЭРОД).

На основании этих результатов мы предлагаем использовать вычисление ИВ набора биомаркеров стресса и токсичности среды у двустворчатых моллюсков для прогноза диапазона и адекватности реакции организма на действие повреждающих факторов среды, в зависимости от условий существования *in situ*.

Работа выполнена при поддержке Госагенства Украины по вопросам науки, информации и информатизации (в рамках украино-австрийского проекта №М/4-2013), МОН Украины (в рамках проектов №118Б и №125Б) и Фонда гражданских исследований США (CRDF, в рамках проекта № UKB1-7109-TE-13).

Литература

Falfushynska H. I., Gnatyshyna L. L., Golubev A. P., Stoliar O. B. Main partitioning criteria for the characterization of the health status in the freshwater mussels *Anodonta cygnea* from spontaneously polluted area in Western Ukraine // Environ. Toxicol. 2012. Vol. 27. P. 485–494.

Falfushynska H. I., Delahaut L., Stolyar O. B., Geffard A., Biagianti-Risbourg S. Multi-biomarkers approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dnister basin (Ukraine) // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2009. Vol. 57, N 1. P. 86–95.

Falfushynska H. I., Gnatyshyna L. L., Farkas A., Vehovszky A., Gyori J., Stoliar O. B. Vulnerability of biomarkers in the indigenous mollusk *Anodonta cygnea* to spontaneous pollution in a transition country // Chemosphere. 2010. Vol. 81, N 10. P. 1342–1351.

Falfushynska H., Gnatyshyna L., Stoliar O. In situ exposure history modulates the molecular responses to carbamate fungicide Tattoo in bivalve mollusk. Ecotoxicology. 2013. Vol. 22, N 3. P. 433–445.

Sokolova I. M., Frederich M., Bagwe R., Lannig G., Sukhotin A. A. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. Mar. Environ. Res. 2012. Vol. 79. P. 1-15.

Vidal M. L., Bassères A., Narbonne J. F. Influence of temperature, pH, oxygenation, water-type and substrate on biomarker responses in the freshwater clam *Corbicula fluminea* (Müller) // Comp. Biochem. Physiol. 2002. Vol. 132C, N 1. P. 93–104.

Viarengo A., Lowe D., Bolognesi C., Fabbri E., Koehler A. The use of biomarkers in bio-monitoring: a 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms // Comp. Biochem. Physiol. 2007. Vol. 146 C, N 3. P. 281–300.

СЕКЦИЯ 4

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННО ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Н. А. Бурков

*Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_eco@vshu.kirov.ru,
Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
Общественная палата Кировской области*

Нормирование и стандартизация являются важнейшими средствами регулирования природопользования, широко применяемыми как в отечественной, так и в зарубежной практике управления качеством окружающей среды. В 80-х годах прошлого века природоохранные органы более 100 стран использовали в практической работе различные экологические нормативы. В последние годы в связи с развитием экономических методов они все чаще применяются в тесной взаимосвязи с последними, расширяют диапазон возможностей органов управления и придают необходимую гибкость в достижении целей управления. В РФ нормирование в области охраны окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности.

Под экологическим (природоохранным) нормированием понимается научно обоснованное ограничение воздействия хозяйственной и иной деятельности на ресурсы биосферы, обеспечивающее как социально-экономические интересы общества, так и его экологические потребности.

При рассмотрении сложного вопроса экологического нормирования можно исходить из доказанности представления о том, что главным условием обеспечения социально-экономических и экологических потребностей общества является стабильное функционирование биосферы в совокупности всех ее иерархических звеньев, ее устойчивость (Горшков, 1995; Израэль, 1984; Лосев и др., 1993; Акимова и др., 2007). Экологическая устойчивость, понимаемая как способность экосистемы длительное время противостоять возмущающим факторам при сохранении структуры и функциональных особенностей (Израэль, 1984; Реймерс, 1990), обусловлена, в первую очередь, деятельностью живого вещества биосферы, обеспечивающего определенную скорость утилизации солнечной энергии и биогенной миграции атомов. Глобальная стабильность биосферы возможна в достаточно широком, но конечном диапазоне изменений воздействий на нее. На это указывает, например, подтвержденное рядом геофи-

зических и биофизических исследований **правило одного процента: изменение энергетики природной системы в среднем на 1% выводит ее из состояния равновесия**. Это правило характеризует **энергетически предел воздействия** на экосистему. Превышение указанного порога воздействий на биосферу приводит к резким аномалиям: переменам растительных сообществ, климатическим отклонениям и т. п. Другим широко обсуждаемым в настоящее время пределом воздействия на биосферу является обоснованный В. Г. Горшковым **экологический предел**. На основании расчетов биологических показателей, характеризующих биогеохимические круговороты веществ, было показано, что земная биота сформировала и поддерживает качество окружающей среды – благоприятное для жизни сочетание ее физико-химических и биологических характеристик. Биота контролирует содержание биогенов в окружающей среде за счет регулирования степени замкнутости биосферных циклов этих веществ: связывание избытка неорганических веществ в органические за счет превышения скорости синтеза над деструкцией и, наоборот, пополнение недостатка неорганических веществ за счет разложения органики при превышении скорости деструкции над синтезом. В. Г. Горшков показал, что биота сохраняет способность контролировать качество окружающей среды, если в антропогенный канал уходит не более единиц процентов чистой первичной продукции биоты. «При этом неважно, занимает ли человечество один процент территории суши, на которой полностью искажает естественную биоту, или оно освоило 10% территории суши, на которой искажение естественной биоты не превосходит 10%» (Лосев и др., 1993). Остальная часть распределяется между другими видами, выполняющими функцию регулирования окружающей среды. Следует отметить, что в настоящее время как экологический предел воздействий на биосферу превышен человечеством более, чем на порядок, что и является главной причиной нынешнего глобального экологического кризиса. Эти глобальные экологические нормативы являются основными, определяющими саму возможность существования биосферы в ее нынешнем виде. Из сказанного следует, что для поддержания стабильного благоприятного для жизни (в том числе для жизни человека) качества окружающей среды необходимо сохранение естественных экосистем в объеме, достаточном для выполнения средорегулирующих функций.

Если с пределом глобальных воздействий имеются оценки, пусть даже не окончательные, то с воздействиями на экосистемы более низкого уровня иерархии таких оценок нет. И это один из вопросов, который предстоит решать науке будущего: устойчивость биосферы, несомненно, зависит от устойчивости составляющих ее систем.

Состояние и функционирование экосистем определяется рядом характеристик, экологических критериев, среди которых наиболее отмечаемыми в науке (Шварц, Израэль, Воробейчик и др.) считаются биологическая продуктивность, оптимальное соотношение между видами, биомассой популяций разных трофических уровней, динамика движения энергии и веществ и т.п. Обеспечение стабильности этих экологических критериев экосистем, своего рода нормативов экосистем является основой их устойчивости. Очевидно, антропо-

генные воздействия на экосистемы не должны приводить к изменению этих характеристик экосистем за пределы значений, приводящих к утрате устойчивости. Методологически важным для экологического нормирования понятием является «экологическая нагрузка», определяемая как «любая возникающая за счет какого-либо воздействия нагрузка в экологической системе, способная вывести ее из естественного (нормального) состояния» (Израэль, 1984). Очевидно, под допустимым воздействием на природную среду следует принимать такие воздействия, которые не приведут к превышению допустимой (не вызывающей неблагоприятных последствий у человека, видов организмов, экосистем) нагрузки на природные системы. Предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН) соответствует такому уровню нагрузки, который фиксируется между деградировавшими и еще сохранившими устойчивость экосистемами (Воробейчик и др., 1994), т.е. является нормативом, устанавливаемым из условия сохранения устойчивости экосистемы.

Таким образом, объективно имеются характеристики экосистем, предельные значения которых, определяемые границами их устойчивости, можно считать нормативами состояния экосистем, и нормативы воздействий, в том числе антропогенных, на экосистемы, устанавливаемые из принципа непревышения ПДЭН. Производными от нормативов состояния экосистем являются нормативы качества компонентов окружающей среды, характеризующиеся допустимыми значениями физико-химических и биологических параметров, определяющих это состояние

В последнее время в связи с реализацией концепции устойчивого развития начал формироваться подход к нормированию нагрузок на природно-социальные комплексы исходя из требования обеспечения их устойчивого эколого-безопасного развития. Применительно к территориальным природно-социальным комплексам, где объектами нормирования выступают экологические системы, технико-экономические системы и индивидуумы, основным экологическим нормативом выступает экологическая техноёмкость территории (Акимова и др., 2007).

Экологическая техноёмкость территории – обобщенная характеристика территории, отражающая самовосстановительный потенциал природной системы и количественно равная максимальной техногенной нагрузке, которую может выдержать и переносить в течение длительного времени совокупность всех реципиентов и экологических систем территории без нарушения их структурных и функциональных свойств.

Этот чрезвычайно важный территориальный норматив существует, к сожалению, пока в теории. Его содержательное наполнение относится к одной из задач региональной науки и должен являться предметом изучения региональной экологии.

Из сказанного вытекает по меньшей мере два вывода:

1) система экологического нормирования должна исходить из требования обеспечения устойчивого функционирования экосистем для их сохранения, обеспечения высокого качества окружающей среды и здоровья человека;

2) система экологического нормирования является сложной и может включать подсистемы, по признакам территориальной обособленности, временному интервалу действия, степени антропогенной освоенности территории, объектам охраны и т. п.

Литература

- Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник. М.: Мысль, 1990.
- Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеоздат, 1984. 560 с.
- Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.
- Горшков В. Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М.: произв.-изд. комб. ВИНТИ, 1995. 470 с.
- Лосев К. С., Горшков В. Г. Проблемы экологии России. М.: Изд. ВИНТИ, 1993. 348 с.
- Акимова Т. А., Кузьмин А. П., Хаскин В.В. Экология. Природа-Человек-Техника: Учебник / Под общ. ред. А. П. Кузьмина. 2-е изд., перераб. и доп. М.: ЗАО «Издательство «Экономика», 2007. 510 с.

ОБЕСПЕЧЕННОСТЬ ПРИРОДООХРАННОЙ ПРАКТИКИ МЕТОДИКАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

А. С. Олькова

*Вятский государственный гуманитарный университет,
morgan-abend@mail.ru*

В природоохранной практике методы биотестирования прочно закрепились, однако перечень используемых методик, а тем более тест-функций крайне ограничен.

В 1990 г. Государственным комитетом СССР по охране природы было утверждено «Методическое руководство по биотестированию воды» (РД 118-02-90). Данное руководство стало первым нормативным документом в области биотестирования и было адресовано как природоохранным органам, так и природопользователям. Документ рекомендовал использовать ограниченный перечень гидробионтов, представителей основных звеньев водной экосистемы: водоросли *Scenedesmus. quadricauda*, *Chlorella. vulgaris*, беспозвоночные *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia affinis*, рыбы – *Poecilia reticulatus*.

Благодаря данному Методическому руководству РД 118-02-90 впервые в России была стандартизирована процедура культивирования тест-организмов и биотестирования, что гарантировало качество токсикологических анализов и сопоставимость их результатов.

В 1991 году были утверждены «Правила охраны поверхностных вод», не допускающие сброс сточных вод, обладающих острой токсичностью, в водные объекты (Правила..., 1991). Также данные правила постулировали: «вода водного объекта в контрольном створе не должна оказывать хронического токсического действия на тест-объекты». Фактически документ обязал водопользо-

вателей осуществлять токсикологический контроль сточных вод. Органы Минприроды взяли на себя обязанность осуществлять оценку достоверности этой информации в рамках плановых проверок. Закрепилась и до сих пор действует периодичность контроля токсичности сточных вод 1 раз в квартал. Сейчас указанные правила фактически не применяются в связи с принятием Водного кодекса Российской Федерации, однако принципы, заложенные в документе, используются в современном природоохранном законодательстве.

В результате, под напором нормативно-правовой основы в 90-х гг. 20-го столетия, сформирована самостоятельная система «природоохранительной нормативной документации» (ПНД) для государственного экологического контроля объектов окружающей среды. С целью обеспечения единства измерений и достоверности аналитической информации в системе государственного надзора, контроля и экологического мониторинга в рамках системы ПНД создан Государственный реестр нормативных документов и методик анализа объектов окружающей среды. Методики включаются в реестр по результатам государственной метрологической аттестации.

Первые методики, включенные в перечень нормативных документов, регламентирующих токсикологические методы контроля (ПНД Ф Т), основаны на использовании низших рачков дафний и инфузорий.

В 2001 году Министерством природных ресурсов утвержден Приказ «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды» (Приказ..., 2001). Документ дал новый стимул развитию методов биотестирования и аттестации методик, так как постановил обязательное применение «не менее двух тест-объектов из разных систематических групп» для определения класса опасности отходов экспериментальным методом, но не ограничивал природопользователей при выборе видовой принадлежности организмов. С этого времени биотестирование стали применять не только для контроля качества водных объектов, но и обязательно при паспортизации отходов производства и потребления для подтверждения V класса отхода или установления класса опасности, если невозможен расчетный метод.

Итогом стал всплеск аттестации методик биотестирования, основные из которых отражены в таблице.

Безусловно, сейчас в руках природоохранных лабораторий, органов исполнительной власти и природопользователей не единичные документы, а целый спектр. При его анализе можно выделить несколько особенностей.

Наблюдается недостаток оцениваемых тест-функций, несмотря на огромное разнообразие биотестов, предлагаемых учеными. Большинство методик федеральных реестров опираются на оценку самой бесспорной, но и одновременно самой грубой тест-реакции – гибели. Такие оценки просты, не требуют высокой квалификации исполнителя. Поэтому в условиях «поточных» анализов аккредитованной лаборатории выигрывают методики с несложным культивированием тест-организмов и процедурой анализа, низкой себестоимостью, высоким удельным показателем тестируемых проб в единицу времени.

Разнообразие аттестованных методик биотестирования

Методика	Тест-организм	Тест-функция	Необходимость специальных приборов	Продолжительность эксперимента
ФР.1.39.2007.03221 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний.	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	1) гибель (острая токсичность); 2) плодовитость (хроническая токсичность)	Нет	1) 48 часа (острая токсичность); 2) от 10 суток и более (хроническая)
ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний.	<i>Daphnia magna</i> Straus	1) гибель (острая токсичность); 2) плодовитость (хроническая токсичность)	Нет	1) 96 часов (острая токсичность); 2) 24 дня (хроническая)
ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06 16.1:2:3:3.9-06 Методика определения токсичности питьевых, пресных, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, по смертности дафний (<i>Daphnia magna</i> Straus) Изд. 2011 г.	<i>Daphnia magna</i> Straus	Гибель	Устройство экспонирования рачков (УЭР)	48 часов
ФР. 1.31.2005.01881 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	Хемотаксис	Биотестер-2	30 минут
ФР. 1.31.2005.01882 (ред. 2010) Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	Хемотаксис	Биотестер-2	30 минут

Методика	Тест-организм	Тест-функция	Необходимость специальных приборов	Продолжительность эксперимента
ФР. 1.31.2005.01883 (ред. 2010) Методика определения токсичности отходов производства и потребления экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»: ООО «СПЕКТР-М»	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	Хемотаксис	Биотестер-2	30 минут
ФР.1.39.2006.02506. ПНД Ф Т 14.1:2:3.13-06 16.1:2.3:3.10-06 Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий <i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	Хемотаксис	Биолат	24 часа
ФР.1.39.2007.04104 ПНД Ф Т 16.3.12-07 Методика определения токсичности золошлаковых отходов методом биотестирования на основе выживаемости парameций и цериодафний	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg, <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Гибель	Нет	48 часов
ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 16.1:2.3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой "Эколюм"	<i>Escherichia coli</i>	Биолюминесценция	Биотоксс-10М	30 минут
ПНД Ф Т 14.1:2:4.10-2004 16.1:2.3:3.7-2004 Методика определения токсичности питьевых, природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов произ-	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Увеличение численности клеток	1) культиваторы КВ-05 и КВМ-05; 2) измеритель плотности суспензии (ИПС-03)	22 часа

Методика	Тест-организм	Тест-функция	Необходимость специальных приборов	Продолжительность эксперимента
водства и потребления по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (<i>Chlorella vulgaris</i> Beijer) Изд. 2012 г.				
ПНД Ф 14 .1:2:4:15-09 16.1:2:2.3:3.13-09 ФР.1.31.2009.06301 Методика выполнения измерений индекса токсичности почв, почвогрунтов, вод и отходов по изменению подвижности половых клеток млекопитающих <i>in vitro</i>	Половые клетки (сперматозоиды) крупного рогатого скота	Двигательная активность	Анализатор токсичности АТ-05	30 минут
ФР.1.39.2006.0250 ПНД Ф Т 14.1:2.14-06 16.1:3.11-06 Методика определения токсичности высокоминерализованных поверхностных и сточных вод и отходов по выживаемости солоноватоводных рачков <i>Artemia salina</i> L.	<i>Artemia salina</i> L.	Гибель	Нет	24 часа

В некоторых аттестованных методиках и руководящих документах указывается, что необходимо обращать внимание на различные отклонения тест-организмов от нормы, но не указывается, как это может повлиять на заключение о токсичности пробы, кроме дополнительной отметки в протоколе результатов анализа. Например, в ФР.1.39.2007.03222 рекомендуется подсчитывать количество абортивных яиц, которые могут появиться в ходе опыта на установление хронического токсического действия, но в предлагаемой форме протокола отражение этого значимого показателя не предусмотрено. Такой токсический эффект можно учитывать через понижающие коэффициенты (Олькова, 2012).

В ряде наших работ затрагивался вопрос о критериях токсичности по показателям стимуляции тест-функции (Некрасова, Олькова, Дабах, 2012). Из перечисленных документов только методика с использованием хлореллы предусматривает заключение о токсичности тестируемой среды как в случае угнетения роста культуры (на 20% по сравнению с контролем), так и при его стимуляции (на 30%). По нашему мнению, игнорировать эффекты стимуляции тест-функций нельзя.

Положительная тенденция отмечается в востребованности методик, требующих специального оборудования для биотестирования, что также отражено в предложенной таблице. Многие лаборатории стали активно применять эти современные методы, признавая объективные выгоды: высокую скорость получения результата (экспрессность), нивелирование субъективных оценок показателей токсичности, обеспеченность приборов программными продуктами, облегчающими метрологические расчеты. При этом можно говорить о нехватке разнообразия экспресс-методов, тогда как научно-исследовательские работы предлагают многочисленные варианты решения этой проблемы.

Многие «классические» тесты, например, с использованием дафний, также могли бы быть автоматизированы и усовершенствованы в сторону охвата значимых ответных реакций организмов.

Таким образом, наблюдается большой разрыв между научными разработками и их внедрением в природоохранную практику. Многие методики, которые прошли сложную процедуру аттестации, остаются не востребованными среди специалистов аккредитованных лабораторий. Это связано с нехваткой средств на закупку нового оборудования и отсутствием мотивации для расширения области аккредитации в части токсикологического анализа, так как до сих пор для заключения о токсичности пробы достаточно использовать два тест-организма.

Несмотря на это, научное сообщество и представители природоохранных органов признают необходимость новых методик биотестирования:

- ориентированных на оценку тест-функций ранней диагностики;
- предусматривающих использование современного оборудования, облегчающего анализ с одной стороны и повышающем его точность с другой;
- способных дать объективный ответ об острой и хронической токсичности тестируемых сред.

Литература

Правила охраны поверхностных вод. Госкомприроды СССР. От 21.02.91. (документ не действующий).

Приказ МПР РФ «Об утверждении критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды». № 511 от 15.06.2001.

Олькова А. С. Особенности и проблемы интерпретации результатов биотестирования // Молодые ученые в решении актуальных проблем науки. Сб. работ III межд. науч.-практ. конф. Владикавказ, 2012. С. 84–87.

Некрасова Ю. Н., Олькова А. С., Дабах Е. В. Влияние фторида натрия на физико-химические свойства и интегральную токсичность почв в модельном эксперименте // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 48–53.

ВОЗДЕЙСТВИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНО ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ НА ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТЬ ЖИЗНИ *CERIODAPHNIA AFFINIS* LILLJEBORG В ПОЖИЗНЕННЫХ ИСПЫТАНИЯХ

Д. М. Гершкович, Е. Ф. Исакова

Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
papirus451@yandex.ru

Продолжительность жизни ракообразных *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в лабораторной культуре изменяется в течение года и может достигать 75 суток (Filenko et al., 2011). Продолжительность хронического опыта на цериодафниях соответствует сроку появления 4 пометов в контроле и редко превосходит 10 суток (Филенко, Соколова, 1998; Жмур, 2007). Нельзя утверждать, что при благоприятных условиях в естественной среде срок жизни этих ракообразных также ограничен 10 сутками. Таким образом, стандартные хронические эксперименты на цериодафниях могут иметь недостаточную длительность для выявления отдаленных последствий воздействия потенциально токсичных веществ в низких концентрациях. В связи с этим целью нашей работы стало исследование действия низких концентраций потенциально токсичных веществ на *C. affinis* в пожизненных испытаниях.

Эксперименты на *C. affinis* из лабораторной культуры проводили в соответствии со стандартными методиками (Жмур, 2007). В опыты отбирали молодь рачков в возрасте не старше 24 часов. Чувствительность цериодафний (ЛК₅₀ за 24 часа) к стандартному токсиканту бихромату калия на момент постановки опытов составляла от 1,2 мг/л до 2,1 мг/л, что соответствует требованиям стандартных методик. Опыты проводили в стеклянных стаканах объемом 50 мл. В опыт отбирали по 40 рачков на каждую из исследованных концентраций веществ (8 повторностей по 5 рачков). Смену среды в экспериментальных сосудах проводили три раза в неделю, через день. Одновременно удаляли родившуюся молодь и учитывали смертность взрослых животных. Подкормку рачков суспензией водорослей также осуществляли через день в момент смены среды, концентрация корма в опытных сосудах составляла 250–350 тыс. кл/мл. Наблюдения продолжали до момента гибели всех особей. Исследовали действие на рачков коллоидного серебра, бихромата калия, хлорида калия и этило-

вого спирта. При обработке результатов опытов нами учитывались такие показатели, как максимальная и средняя продолжительность жизни, а также плодовитость рачков. Результаты статистически обрабатывались с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excel 2010.

Были исследованы эффекты воздействия коллоидного серебра на продолжительность жизни ракообразных для концентраций 5×10^{-5} и 5×10^{-4} мг/л. Концентрации были выбраны на основании результатов острого опыта. В таблице 1 приведены изменения сроков средней продолжительности жизни рачков при воздействии коллоидного серебра в концентрациях 5×10^{-5} и 5×10^{-4} мг/л. При воздействии обеих испытанных концентраций серебра средняя продолжительность жизни рачков увеличивалась на 12 и 19%, соответственно. При воздействии концентрации серебра 5×10^{-4} мг/л эффект увеличения продолжительности жизни был близок к достоверному.

Таблица 1

Влияние коллоидного серебра на среднюю продолжительность жизни *C. affinis*

Концентрация Ag	Средняя продолжительность жизни	% от контроля	t_d
Контроль	36,8±6,2		
$5 \cdot 10^{-5}$ мг/л	41,3±6,2	112,3	1,1
$5 \cdot 10^{-4}$ мг/л	43,8±5,4	119,0	1,9

Воздействие коллоидного серебра в низких концентрациях может приводить к стимуляции такой интегральных функций организма ракообразных, как продолжительность жизни. Наибольшая испытанная концентрация 5×10^{-4} мг/л в значительной степени увеличивала среднюю и максимальную продолжительность жизни, увеличение средней продолжительности жизни на 19% по сравнению с контролем близко к достоверному.

На рисунке 1 представлены графики выживаемости рачков при действии различных концентраций бихромата калия. При воздействии всех концентраций наблюдалось ускорение вымирания рачков по сравнению с контролем, причем основная гибель происходила после десятых суток, которыми обычно ограничивается наблюдение в соответствии со стандартными методиками. Существенное снижение выживаемости в концентрациях бихромата калия 0,1 мг Cr/л и 0,03 мг Cr/л выявляется только на 15–17 сутки течения эксперимента.

Величины средней продолжительности жизни рачков при воздействии концентраций бихромата калия 0,1 мг Cr/л и 0,03 мг Cr/л были достоверно снижены по сравнению с контролем. Основываясь на результатах этой серии опытов, мы выявили достоверное токсическое действие малых концентраций бихромата калия (0,1 мг Cr/л и 0,03 мг Cr/л), которое не выявляется в острых и хронических опытах *C. affinis*, но становится очевидным в экспериментах, оценивающих полную продолжительность жизни. В более короткие сроки угнетающее действие этих концентраций выявлялось только по показателям плодовитости.

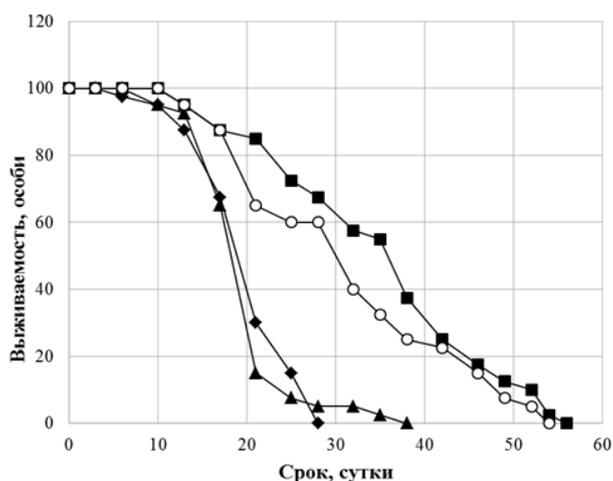


Рис. 1. Влияние низких концентраций бихромата калия на выживаемость *C. affinis*:

■ – контроль; ◆ – 0,1 мг Cr/л; ▲ – 0,03 мг Cr/л; ○ – 0,01 мг Cr/л

В таблице 2 приведены значения средней продолжительности жизни рачков при воздействии хлорида калия в концентрациях 0,1, 10 и 100 мг/л.

Таблица 2

Влияние хлорида калия на среднюю продолжительность жизни *C. affinis*

Концентрация KCl	Средняя продолжительность жизни	% от контроля	t_d
Контроль	25,7±5,9		
0,1 мг/л	35,3±4,9	137,5	2,9*
10 мг/л	18,0±5,1	69,9	2,3
100 мг/л	6,8±0,4	26,5	7,3

* – здесь и далее жирным шрифтом выделены значения критерия Стьюдента, превышающие T-критическое для исследуемой выборки

Как видно из таблицы, наибольшая из исследованных концентраций KCl 100 мг/л вызвала раннюю гибель рачков и достоверно снизила среднюю продолжительность жизни рачков до 7 суток (26,5% от контрольного значения). Концентрация 10 мг/л вызвала снижение средней продолжительности жизни на 30% по сравнению с контрольной выборкой. Однако при воздействии наименьшей из исследованных концентраций 0,1 мг/л было выявлено достоверное повышение средней продолжительности жизни (на 38% по сравнению с величиной в контрольной выборке).

Таким образом, хлорид калия, в зависимости от концентрации, способен как ускорять отмирание рачков, так и продлевать продолжительность их жизни. Подобные эффекты токсического воздействия особенно наглядно проявлялись на поздних сроках эксперимента, после 12 суток.

В таблице 3 приведены значения средней продолжительности жизни ракообразных *C. affinis* при воздействии этилового спирта в концентрациях 0,002 мг/л и 0,02 мг/л.

**Средняя продолжительность жизни при воздействии этилового спирта
*C. affinis***

Концентрация	Средняя продолжительность жизни	% от Контроля	t _d
Контроль	20,7±4,4		
0,002 мг/л	25,5±5,8	123,0	2,3
0,02 мг/л	28,7±7,6	138,0	3,2

Этанол в обеих исследованных концентрациях оказывал достоверный эффект увеличения продолжительности жизни на ракообразных (на 23 и 38%). Характерно, что гибель рачков в эксперименте также начиналась после 10 суток наблюдения, но при воздействии низких концентраций этанола происходила медленнее.

Таким образом, было показано достоверное снижение продолжительности жизни при действии низких концентраций бихромата калия и хлорида калия (равных или ниже ПДК), которое не выявляется в стандартных острых и хронических опытах на *C. affinis*, но становится очевидным в экспериментах, оценивающих полную продолжительность жизни. Во всех случаях гибель ракообразных начиналась после 10 суток, что превышает длительность стандартного хронического эксперимента на цериодафниях. Таким образом, эффект воздействия низких концентраций потенциальных токсикантов на выживаемость может быть выявлен в более продолжительных экспериментах.

Также выявлено стимулирующее воздействие низких концентраций этанола и коллоидного серебра, в результате чего появление в водной среде потенциально токсичных соединений в малых концентрациях может вызывать эффект эвтрофирования даже без избытка в среде биогенных веществ.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 02-12-31782.

Литература

Жмур Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. 2-е изд., испр. и доп. М.: АКВАРОС, 2007. 56 с.

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / Под ред. О. Ф. Филенко, С. А. Соколовой. М.: ВНИРО, 1998. 147 с.

Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. М.: Госкомприрода СССР, 1991. 48 с.

Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф. Компенсаторные изменения в ответе дафний на летальные воздействия // Реакции гидробионтов на загрязнения. М.: Наука, 1983. С. 135–139.

Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф., Гершкович Д. М. стимуляция жизненных процессов у *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Crustacea, Anomopoda) при действии низких концентраций потенциально токсичных веществ // Биология внутренних вод. 2013. № 4. С. 89–93.

Filenko O. F., Isakova E. F., Gershkovich D. M. The lifespan of the Cladoceran *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg in a laboratory culture // Inland water biology. 2011. Vol. 4(3). P. 283–286.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ ДВИГАТЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ НИЗШИХ РАКООБРАЗНЫХ

А. С. Олькова, К. К. Ситникова

Вятский государственный гуманитарный университет,
morgan-abend@mail.ru

Методы биотестирования в настоящее время активно развиваются. Основными направлениями являются: создание методик, обеспеченных специализированными приборами, поиск новых тест-организмов, обладающих повышенной или избирательной чувствительностью к токсикантам, использование для целей биодиагностики молекулярного уровня организации жизни. По нашему мнению, к этим перспективным векторам развития группы методов стоит отнести поиск новых тест-функций «классических» тест-организмов.

Неопровержимым доказательством токсического действия тестируемой среды является гибель организма. Однако до наступления такого крайнего эффекта можно наблюдать разнообразные реакции биообъектов, которые могут обладать разной степенью информативности. Ряд авторов даже предлагает в качестве оперативного метода биотестирования контролировать частоту сердечных сокращений рачков (Кулагина, 2011; Подосиновичева и др., 2008).

На информативность тест-функций низших ракообразных могут оказывать влияние различные факторы среды: температура, свет, влажность, давление, сезонная динамика, функциональная нагрузка (отсутствие корма) и т.д. Эффект среды оценивается как по влиянию на индивидуальные структуры и функции объекта на одном поколении рачков или на сериях генераций, так и по изменениям в контролируемых или модельных популяциях (Филенко и др., 2004).

Целью данной работы стало исследование влияния сезонной динамики двигательной активности низших ракообразных *Daphnia magna* Straus.

Нами проведена серия экспериментов, в основу которых были заложены алгоритмы определения интегральной токсичности в соответствии с аттестованной методикой (ФР.1.39.2007.03222). Устанавливалась острая токсичность модельных растворов. Кроме показателя смертности, обязательного для регистрации в соответствии с рабочей методикой, нами сделаны попытки выявить и оценить влияние сезона года на реакции низших ракообразных. Неоднократно замечено, что, многие физиологические функции дафний подвержены сезонным колебаниям. Например, плодовитость дафний максимальна весной, минимальна в ноябре и декабре.

Модельными тестируемыми средами были растворы двуххромовокислого калия ($K_2Cr_2O_7$). Вещество вводилось в культивационную воду методом последовательных разбавлений до концентраций 0,5; 0,9; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 мг/дм³. Би-хромат калия ($K_2Cr_2O_7$) выбран для работы как эталонный токсикант, рекомендованный в качестве модельного используемой методикой. Тяжелые металлы чаще всего используются в целях калибровки чувствительности тест-

организмов. Контролем служила артезианская вода питьевого качества без добавок. Опыт проводился в течение суток.

Полученные результаты отражены в таблице 1.

Таблица 1

Результаты определения чувствительности *D. magna* к модельному токсиканту – калию двухромовокислороду

Проба/ концентрация, мг/дм ³	Смертность дафний, %			
	Весна (апрель 2013 г.)	Лето (август 2013 г.)	Осень (октябрь 2013 г.)	Зима (январь 2014 г.)
Контроль	0,0	0,0	0,0	0,0
0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
0,9	3,3	0,0	3,3	26,7
1,0	10,0	10,0	3,3	10,0
1,5	56,7	60,0	73,3	80,0
2,0	100,0	96,7	86,7	100,0
2,5	100,0	100,0	100	100,0
	Среднелетальная концентрация, (мг/л)			
Концентрация токсиканта, мг/л	1,43	1,36	1,44	1,22

В течение всех четырех сезонов года чувствительность дафний соответствовала пределам, установленным аттестованной методикой (0,9–2,0 мг/дм³). Однако в зимний период чувствительность рачков повысилась: в растворе с концентрацией 0,9 мг/дм³ погибло больше 25% особей, тогда как летом в аналогичном растворе гибели не наблюдалось. В итоге среднелетальная концентрация токсиканта, соответствующая гибели 50% особей, для зимнего периода оказалась наименьшей. Такое повышение чувствительности можно объяснить общим ослаблением дафний в зимний сезон, являющийся в природных условиях периодом покоя организмов.

Кроме того, опираясь на наблюдения предыдущих экспериментов (Олькова, Ситникова, 2013), были поставлены задачи по исследованию влияния сезонной динамики на двигательную активность низших ракообразных, а также количественному определению этих тест-функций.

Оценку двигательной активности проводили в описанных выше экспериментах на 1 и 2 день опыта. Исходная плотность посадки была 10 дафний на 100 мл исследуемого раствора, в четырехкратной повторности для каждой серии эксперимента. В момент посадки (первый день) и окончания эксперимента (второй день) дафний отсаживали по одной в стакан, емкостью 50 мл, с исследуемой средой в объеме 25 мл, на дне которого были проведены две перпендикулярно пересекающиеся линии (диаметры дна емкости). В течение 5 минут производили подсчет количества пресечений этих линий дафнией. Итоговое количество пресечений – это показатель двигательной активности (рис. 1, 2).

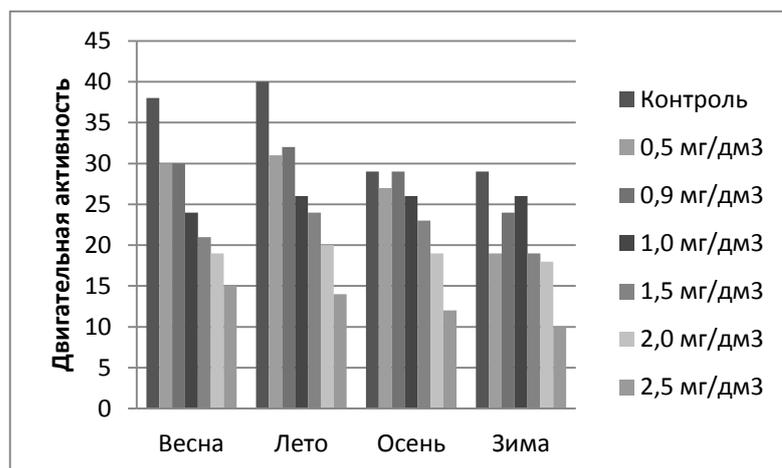


Рис. 1. Влияние сезона на двигательную активность *D. magna* в первый день эксперимента

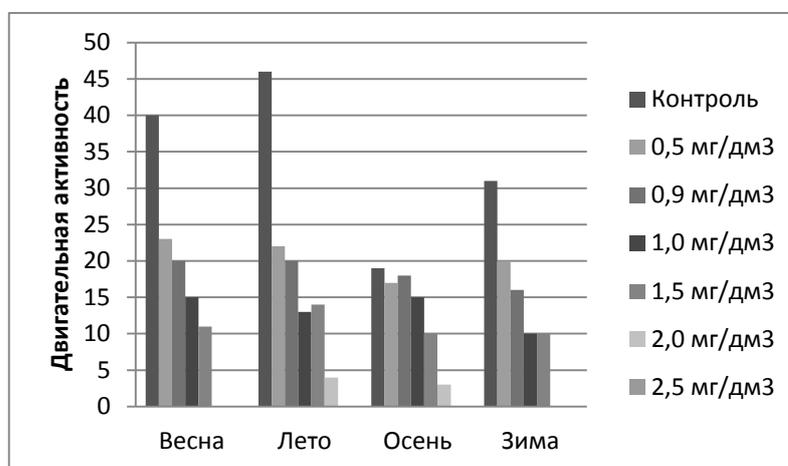


Рис. 2. Влияние сезона на двигательную активность *D. magna* во второй день эксперимента

По данным рисунков 1, 2 видно, что активность особей в контрольной среде была выше во все сезоны. Угнетение двигательной активности в опытных вариантах закономерно увеличивается при возрастании концентрации действующего вещества, а также усиливается в осенне-зимний периоды, что может быть обусловлено природным периодом покоя. Также следует отметить тот факт, что по всем сезонам года наблюдается заметное снижение двигательной активности во второй день эксперимента, что информирует о токсическом эффекте. Следовательно, двигательная активность дафний является перспективной чувствительной тест-функцией.

В представленных экспериментах установлено:

1. Чувствительность рачков *D. magna* обладает сезонной изменчивостью: максимальная чувствительность характерна для зимы. Следовательно, сезон проведения анализов может влиять на полученный результат.

2. Двигательная активность дафний является перспективной тест-функцией, отличающейся эспрессностью.

3. Двигательная активность как тест-функция также подвержена сезонным колебаниям.

Литература

Кулагина К. В. Исследование зависимости частоты сердечных сокращений *Daphnia magna* от концентрации пестицидов // *Фундаментальные исследования*. 2011. № 3. С. 191–197.

Олькова А. С., Ситникова К. К. Информативность тест-функций низших ракообразных // *Бизнес. Наука. Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы Всероссий. науч.-практ. конференции-выставки экологических проектов с международным участием*. (г. Киров, 18–20 апреля 2013 г.). Киров: Изд-во ООО «Веси», 2013. С. 188–191.

Подосиновикова Н. П., Ежов Н. Ф., Сайкина Н. А. и др. Частота сердечных сокращений у *Daphnia magna* как функциональный тест оценки действия химических соединений // *Экспериментальная и клиническая фармакология*. 2008. Т. 73. № 3. С. 54–56.

Филенко О. Ф., Исакова Е. Ф., Черномордина А. В. Особенности действия бихромата калия на генерации и модельные популяции низших ракообразных // *Актуальные проблемы водной токсикологии*. Сб. статей / Под ред. Б. А. Флерова. Борок: Институт биологии внутренних вод РАН, 2004. С. 176–194.

ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. Москва: «АКВАРОС», 2007.

ИССЛЕДОВАНИЕ СУБСТРАТНОГО МЕТОДА ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ РЕКРЕАЦИИ

В. И. Бардина

Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, vicula128@rambler.ru

Почвы природно-рекреационных зон является интересным и мало изученным объектом. Разрушение почв парково-рекреационных ландшафтов влечет за собой уменьшение площадей озеленения. В последнее время все чаще для оценки экологического состояния компонентов окружающей среды наряду с определением различных видов загрязняющих веществ применяют биологические методы, основанные на реакции живых организмов на загрязнение. Присутствие различных загрязняющих веществ в почве затрудняет определение их экологического состояния только на основе физико-химических и химических методов анализа. Биологические методы, включающие биоиндикацию и биотестирование, широко используются в международной практике контроля за качеством почв и являются обязательными в природоохранной практике развитых стран (Фомин, 2001). В нашей стране исследователями так же предлагается в систему экологического мониторинга почв ввести стандартизованные методы биотестирования (Терехова, 2011; Галицкая, Селевановская, 2009).

Биотестирование дает возможность получить наиболее полную информацию о загрязнении окружающей среды, при минимальных затратах, не привлекая современное дорогостоящее оборудование, учитывая и действие неизвест-

ных новых токсичных веществ. Токсичность почвы, устанавливаемая методами биотестирования, является интегральным показателем ее загрязнения.

При биотестировании используют различные тест-культуры, важнейшим объектом биотестирования являются высшие растения (фитотестирование).

Для проведения фитотестирования в настоящее время используются различные методики. Обзор всего перечня существующих методик по фитотестированию позволяет подразделить их на две большие группы – элюатное и субстратное. Поскольку растительность является важнейшей составной частью биоценозов, фитотестирование должно быть неотъемлемой частью при проведении комплексной экотоксикологической оценки загрязненных почв.

При фитотестировании почв часто используются именно методики определения токсичности водных вытяжек из почвы (элюатные методы), однако, анализ водной вытяжки не в полном объеме отражает реальную токсичность почвы, так как в водный раствор переходят не все загрязняющие вещества. В связи с этим для определения токсичности почв необходимо применять методы субстратного фитотестирования с непосредственным взаимодействием тест-культуры (высшие растения) с исследуемым образцом загрязненной почвы.

Для установления степени токсичности загрязненных почв с помощью растений использовали новую методику, включенную в Федеральный реестр (ФР 1.39.2006.02264), разработанную в Санкт-Петербургском научно-исследовательском центре экологической безопасности РАН, где в качестве тест-культуры применяется *Triticum vulgare* L. С помощью данной методики можно установить уровень токсичности загрязненных почв по всхожести семян (N1, %) и угнетению корней (N2, %), по сравнению с контрольной пробой (чистая почва).

Цель работы. Оценить экологическое состояние почв в зоне рекреации с малой антропогенной нагрузкой с применением методики субстратного фитотестирования.

Объектами исследования являлись две площадки, расположенные в природно-рекреационной зоне Шапкинского района Ленинградской области, где приоритетными видами туризма является оздоровительный и спортивный. Площадь мониторинговых площадок составляла 2х2 м. Отбор проб производился титановым буром с глубин 0-5 см и 5-20 см методом конверта. На площадке № 1 периодически производилась мойка машин туристами. Площадка № 2 – непосредственное место кемпинга, где часто закапываются отходы пикника. Площадка № 3 (фоновая) располагается вне зоны влияния туристов.

Результаты исследования. В таблице 1 приводятся результаты многолетних мониторинговых исследований почв рекреационной зоны, с помощью метода субстратного фитотестирования.

Наибольшая степень токсичности обнаружена весной и летом 2010 г., что может быть связано со значительным антропогенным влиянием (большой наплыв туристов) и засушливым летом, что способствовало накоплению загрязняющих веществ в верхних слоях почв на мониторинговых площадках.

К осени степень токсичности понижается до IV степени.

Таблица 1

Результаты фитотестирования почв рекреации

№ площадки, глубина	Всхожесть			Корень			Степень токсичности
	%	td	N ₁	Ср.	td	N ₂	
май 2010							
контроль	90	–	–	48,2	–	–	–
№1 0–5 см	75	4,64	16,7	40,6	–12,25	15,8	V
№1 5–20 см	67,5	2,53	25	39,1	–10,61	18,9	III
№2 0–5 см	60	4,17	33,3	40,1		16,8	III
№2 5–20 см	82,5	–2,65	8,3	34,1	–17,5	29,3	IV
июль 2010							
контроль	92,5	–	–	35,73	–	–	–
№1 0–5 см	95	9,29	–2,7	56,56	–9,29	–58,3	III
№1 5–20 см	77,5	–30,71	16,2	14,67	–22,05	–58,9	III
№2 0–5 см	87,5	4,05	5,4	54,18	–4,08	–51,6	III
№2 5–20 см	95	4,12	–2,7	43,0	–2,45	–20,13	IV
сентябрь 2010							
контроль	92,5	–	–	44,9	–	–	–
№1 0–5 см	95	–2,45	–2,7	32,9	–2,27	26,7	IV
№1 5–20 см	92,5	–7,35	0	37,3	0,10	16,9	V
№2 0–5 см	92,5	–7,35	0	28,5	–12,54	36,5	IV
№2 5–20 см	87,5	–12,25	5,4	33,8	–2,43	24,7	IV
июль 2011							
Контроль	87,5	–	–	62,44	–	–	–
№1 0–5 см	82,5	–17,15	5,71	73,37	9,75	–17,5	V
№1 5–20 см	85	–30,41	2,86	60,65	1,68	2,87	V
№2 0–5 см	85	–7,35	2,86	51,61	7,05	17,34	V
№2 5–20 см	85	–30,41	2,86	55,66	26,67	10,86	V
сентябрь 2012							
Контроль	85	–	–	46,8	–	–	–
№1 0–5 см	87,2	–12,25	–2,6	42,6	2,15	8,9	V
№1 5–20 см	85	0	0	46,7	2,81	0,2	V
№2 0–5 см	65	–8,57	23,5	39,7	0,62	15,2	III
№2 5–20 см	70	–62,23	17,6	27,9	–13,38	40,4	IV
№3 0–5 см	82,5	–5,72	2,9	40,3	–5,50	13,9	V
№3 5–20 см	85	–3,67	0	39,9	–4,84	14,7	V

Примечание: V – практически не токсичные; IV – малотоксичные; III – умеренно токсичные.

В 2011 г. в связи с дождливым летом степень антропогенной нагрузки на площадках была значительно ниже. Частые дожди способствовали вымыванию загрязняющих веществ в нижние слои почвы. Поэтому фитотоксичность почвы не была зафиксирована.

Осенью 2012 г. фитотоксичность присутствовала только на площадке № 2, которая была значительно загрязнена мусором. На фоновой площадке фитотоксичность не зафиксирована.

В результате проделанной работы были сделаны следующие выводы:

1. Примененный субстратный метод фитотестирования для оценки качества почв рекреаций позволяет уловить степень антропогенной нагрузки.

2. На степень фитотоксичности почв, кроме антропогенной нагрузки, могут оказывать влияние погодные условия.

3. Метод субстратного фитотестирования может быть включен в программу почвенного экологического мониторинга для почв рекреаций с невысоким уровнем антропогенной нагрузки в качестве экспресс-теста.

Литература

Галицкая П. Ю., Селевановская С. Ю. Биологическая оценка токсичности почв методом биотестирования // Агрехимия. 2009. № 3. С. 84–88.

Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для токсичности техногенно-загрязненных почв (ФР 1.39.2006.02264). СПб., 2008.

Терехова В. А. Биотестирование почв: подходы и проблемы // Почвоведение. 2011. № 2. С. 190–198.

Фомин Г. С., Фомин А. Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартом. М., 2001.

ТАКТИКА ИССЛЕДОВАНИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ МЕДИ И НИКЕЛЯ В КЛЕТКАХ ПОЧВЕННЫХ ЦИАНОБАКТЕРИЙ

А. И. Фокина, К. О. Черезова, Е. О. Кузнецова, Е. И. Лялина
Вятский государственный гуманитарный университет,
annushka-fokina@mail.ru

Медь и никель это металлы, которые в зависимости от условий могут быть как незаменимыми микроэлементами, так и одними из опасных поллютантов – тяжёлыми металлами (ТМ). Кроме такого фактора, как концентрация, проявление токсичности металлов зависит от состава соединений, в которых они находятся. В литературе хорошо описаны вопросы трансформации соединений меди и никеля в почве и воде (Ладонин, 1997; Перельман, 1999; Добровольский, 2001; Ладонин, 2003; Горбунова, 2005), в растениях и животных (Дабахов и др., 2005), в некоторых микроорганизмах (Илялетдинов, 1980; Илялетдинов, 1982; Буракаева, 1999). Из множества объектов исследования перспективными для изучения в них форм металлов являются почвенные цианобактерии (ЦБ). Практическая значимость изучения этих микроорганизмов доказана Кировскими учёными (Биологический ..., 2011).

Сведения о трансформации соединений Cu и Ni в клетках ЦБ будут полезны:

- при объяснении протекания биологических процессов в присутствии этих металлов;
- при разработке научных основ системы биоремедиации и биотестирования;
- для обоснования изучения выделенных и/или полученных в модельных условиях соединений;
- для проведения целенаправленных синтезов соединений, имеющих важное хозяйственное значение.

К сожалению, имеющиеся данные, не дают полной картины о качественных и количественных преобразованиях соединений металлов от момента поступления в клетку до логического завершения их внутриклеточного существования; имеют эпизодический характер, то есть достаточно подробные описания трансформации есть, но в рамках какого-то одного биохимического цикла (Скурлатов и др., 1994); чаще имеют обобщённое описание, авторы в ходе повествования ссылаются на образование соединений с гипотетически существующими функциональными группами (Буракаева, 1999). Практически отсутствуют данные о токсичности соединений Ni и Cu с металлсвязывающими веществами ЦБ.

Поэтому *целью* нашей работы было, используя результаты наших экспериментов и литературные данные, охарактеризовать возможные подходы к изучению трансформации солей никеля и меди в клетках почвенных цианобактерий.

Из-за сложности и высокой таксономической специфичности химического состава клеток ЦБ существует много подходов в исследовании путей миграции и особенностей трансформации тяжёлых металлов, поступающих в организм. Общее во всех подходах – исследование базируется на знаниях о химическом составе структурных компонентов клетки. Область исследований обширна и начинается с изучения изменений косвенных признаков образования тех или иных соединений (например, исследование ответных реакций пигментного комплекса, ферментативной системы и т. д.) и заканчивается изучением цепочек превращений конкретных соединений металла (например, трансформация соединений меди с фосфором).

Остановимся на кратком описании двух подходов, которые чаще всего встречаются в литературе. Первый подход естественный и логичный, связан с описанием форм, которые образуют металлы по ходу поступления в клетку.

В первую очередь идёт аккумуляция. Процесс накопления бактериями металлов является двухстадийным. Первая стадия быстрая – физико-химическая адсорбция металла поверхностными структурами клетки. Этот процесс включает связывание металлов клеточной стенкой, цитоплазматической мембраной, а также поверхностными слизистыми структурами (капсулы, чехлы). Главными компонентами клеточной оболочки цианобактерий являются нейтральные сахара (глюкоза, галактоза, ксилоза, манноза, рамноза). Также в ее составе обнаружены уроновые кислоты и минорные соединения, такие как аминокислоты, сульфатные и фосфатные группы, жирные кислоты. Из моносахаридов преобладает глюкоза (до 60%). Отмечено высокое содержание галактозы, ксилозы. Много исследований посвящено изучению пептидогликана (мурейна) – структурного полисахарида фототрофных организмов. Состав и строение этого полимера бактерий имеет высокую таксономическую значимость. Пептидогликан составлен из полисахаридных цепей, связанных поперечно тетрапептидами. Пептидогликан цианобактерий относится к A1-у-типу, в состав которого входят глюкозоамин, мурамовая кислота, глутаминовая кислота, аланин, диаминопимелиновая кислота. Из свободных дисахаридов у цианобактерий встречается трегалоза, сахароза (Калашникова, 2006). Металлы легко образуют

прочные комплексные соединения за счет взаимодействия ионов с функциональными группами белков, полисахаридов, пептидогликанов, входящих в состав поверхностных структур клеток и поэтому в них могут накапливаться в относительно больших количествах.

Вторая стадия медленная – проникновение ионов металла в клетку.

Важным этапом, влияющим на внутриклеточное количество металла, является выведение (выход). Выведение может быть обусловлено активным и пассивным транспортом. Активный транспорт основан на принудительном выведении ионов из клетки. При этом ионы металла выводятся в виде соединений с экзометаболитами (экскреция), например, с алифатическими карбоновыми кислотами. Пассивный транспорт может наблюдаться при нарушении целостности клеточных мембран. В таком случае металлы выходят в составе любых соединений, которые могли образоваться в цитоплазме. Процесс выведения (выхода) можно зафиксировать по увеличению концентрации меди и никеля в растворе и по увеличению выхода электролита из клеток. Так при действии ионов меди (II) и никеля (II) с концентрацией 2 и 20 мг/дм³ на культуру *Nostoc linckia* интенсивность выхода электролитов увеличивается с увеличением продолжительности экспозиции и концентрации токсиканта в растворе. Параллельно с этим происходит выведение ионов металлов в раствор. Способ выхода зависит от концентрации поллютанта.

Многие авторы указывают на индуцированный характер образования некоторых органических соединений в клетках ЦБ. ТМ вызывают усиленное образование веществ, в основном идущих на детоксикацию поллютанта. Причём одни соединения характерны для функционирования микроорганизмов в отсутствии в окружающей среде металла-токсиканта, их количество увеличивается при введении в среду ионов металлов (например: глутатион, экзополисахариды), другие – образуются в клетке только в присутствии токсиканта, состав некоторых до сих пор не установлен (Бреховских, 2006; Черникова, 2009).

Второй подход – фракционный. В его основе лежит способность веществ клетки экстрагироваться каким-либо экстрагентом. Чаще всего выделяют следующие группы: фракция ионов, сорбированных на поверхности клеток – экстрагируются раствором ЭДТА; лиофильная фракция (полярные соединения) – экстрагируются этанолом и метанолом; лиофобная (неполярные соединения) – экстрагируются четырёххлористым углеродом и хлороформом.

Основными металлсвязывающими агентами соединений, входящих во фракцию неполярных клеточных компонентов, могут быть амино- или фосфатные функциональные группы фосфолипидов, липополисахаридов и липопротеинов. Некоторые авторы указывают на то, что в липофильную металлсвязывающую фракцию входят в основном пигменты и липиды тилакоидных мембран (Черникова, 2009).

Фракция полярных компонентов состоит в основном из растворимых белков, полисахаридов цитоплазмы. Металлотионеины, принимающие участие в детоксикации металлов, также входят в эту группу соединений. К таким металлотионеинам относится глутатион, из полисахаридов известен глюкозамин.

Известно, что активное участие в связывании металлов принимают фикобилиновые пигменты (Бреховских, 2006).

Степень извлечения никеля и меди культурой ЦБ *Nostoc linckia* 273 при титре $1,9 \cdot 10^7$ кл/см³ из растворов с концентрацией металлов 2 и 20 мг/дм³ в среднем составляет 50% (Фокина и др., 2011). Суммарная степень извлечения металлов гидрофильными, липофильными веществами клеток и сорбированных на поверхности в большинстве случаев оказалась меньше, чем 50% (Лялина и др., 2013). Скорее всего, разница в количестве между общим содержанием металла в реакционной смеси и накопленным тремя фракциями (сорбированное на поверхности, гидрофильная, гидрофобная) приходится на нерастворимые ни в одном из использованных экстрагентов компоненты. К нерастворимой фракции в данном случае относятся белки тилакоидных мембран, элементы клеточных стенок и углеводы (Черникова, 2009).

Зная возможный химический состав отдельной фракции, группа исследуемых соединений сужается, дальнейший анализ, выявление принадлежности металлсвязывающего компонента к определённой группе веществ и процесс идентификации упрощаются.

Оба подхода имеют свои плюсы и минусы, но несомненно то, что для интерпретации результатов полезно комбинировать знания, получаемые различными подходами.

Литература

Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под общей ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Сыктывкар, 2011. 388 с.

Бреховских А. А. Защитные механизмы автотрофной цианобактерии *Nostoc muscorum* от токсического воздействия ионов кадмия: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2006.

Буракаева А. Д., Русанов А. М., Лантух В. П. Роль микроорганизмов в очистке сточных вод от тяжёлых металлов. Оренбург, 1999. 53 с.

Горбунова Н. С. Формы соединений марганца, меди, цинка, никеля, свинца и кадмия в черноземах Центрально-Черноземного региона: Дис. ... канд. биол. наук. Воронеж, 2005. 201 с.

Дабахов М. В., Дабахова Е. В., Титова В. И. Тяжелые металлы: Экотоксикология и проблемы нормирования. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС, 2005. 165 с.

Добровольский В. В. География почв с основами почвоведения. М.: Владос, 2001. 384 с.

Илялетдинов А. Н. Микробиологическая очистка воды от тяжелых металлов // Водные ресурсы, 1980. № 2. С.158–169.

Илялетдинов А. Н. Микробиология превращения металлов. А-Ата.: Наука, 1982, 268 с.

Калашникова О. М. Продукция и состав органического вещества цианобактериальных матов щелочных водных экосистем Забайкалья: Дис. ... канд. биол. наук: Улан-Удэ, 2006. 130 с.

Ладонин Д. В. Влияние железистых и глинистых минералов на поглощение меди, цинка, свинца и кадмия в конкреционном горизонте подзолистой почвы // Почвоведение, 2003. № 10. С. 1197–1206.

Ладонин Д. В. Особенности специфической сорбции Си и Zn некоторыми почвенными минералами // Почвоведение, 1997 № 12. С. 1478–1485.

Лялина Е. И., Черезова К. О., Кузнецова Е. О., Макарова М. С., Гребёнкина О. Н., Фокина А. И. Изучение распределения ионов никеля (II) и меди (II) в клетках цианобактерий

Nostoc linckia // Бизнес. Наука. Экология родного края: проблемы и пути их решения. Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2013. С. 141–144.

Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: «Астрей-2000», 1999. 768 с.

Скурлатов Ю. И., Дука Г. Г., Мизити А. Введение в экологическую химию. М.: Высшая школа, 1994. 400 с.

Фокина А. И., Жмак М. С., Данилов Д. Н., Зыкова Ю. Н. Изменение структурных особенностей цианобактерий и концентрации ионов никеля в растворе, после экспозиции культуры с ионами токсиканта // Молодые учёные в решении актуальных проблем науки. Сб. работ II Межд. конф. Владикавказ, 2011. С. 19–21.

Черникова А. А. Накопление меди и марганца в клетках *Spirulina platensis*: Автореф. ... канд. биол. наук. М., 2009. 18 с.

ВОЗМОЖНОСТЬ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПО ФИТОЛИТНОМУ СОСТАВУ РАСТЕНИЙ

А. Н. Семенов

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
undreu@yandex.ru*

Растения являются активными участниками круговорота кремния в биогеоценозах. Они поглощают и накапливают кремниевые соединения в своих тканях. Накопление нерастворимых форм кремния в клетках приводит к образованию фитолитов. Морфологические особенности строения фитолитов определяются формой и размерами клеток, в которых они образуются. Способность к образованию фитолитов у растений разных таксонов неодинакова. Наиболее богаты фитолитами представители класса однодольные (преимущественно семейства Gramineae, Cyperaceae), а также хвойные растения. Фитолиты, образующиеся в разных частях и органах растений, также могут отличаться (Гольева, 2001).

Фитолитный анализ широко применяется в палеоботанике, палеостратиграфии, и других дисциплинах, связанных с реконструкцией исторических условий окружающей среды (Tsartsidou et al., 2007; Barboni et al., 2007; Nyland, 2012). Однако в указанных исследованиях изменчивость фитолитов у растений внутри вида не рассматривается. При этом общие закономерности фитолитных комплексов почвы, например преобладающий размер кремниевых тел, все-таки учитываются (Гольева, 2001, 2008).

Считается, что фитолиты формируются в тканях растений под строгим генетическим контролем (Lu, Liu, 2003). Влияние окружающих условий на фитолиты вторично (Tsartsidou et al., 2007).

В то же время показано, что влияние факторов окружающей среды на фитолитный состав растений может быть очень значительным. Так листья одного растения, находясь в разных условиях освещенности, будут отличаться по своим фитолитным спектрам (Tsartsidou et al., 2007).

В последнее время все больше упоминается о влиянии множества факторов, в том числе эдафических, на численность и разнообразие фитолитов в растениях, таких как возраст растений, химический состав почвы, различные усло-

вия среды (Lu, Liu 2003; Tsartsidou et al., 2007). При этом четких связей между размерами фитоцитов и их формами пока не выявлено (Гольева, 2001).

Имеются данные о влиянии влажности на морфологические особенности отдельных форм фитоцитов злаков (Lu, Liu, 2003), однако исследования комплексного воздействия биогеоценотической обстановки на совокупный фитоцитный спектр растений не проводилось.

Мы исследовали фитоцитный состав образцов хвои ели европейской (*Picea abies* (L.) Karst.). Пробы хвои были отобраны у растений, обитающих в трех станциях: чаща смешанного леса, опушка смешанного леса на границе с автомобильной дорогой (Московская область, Клинский район, за пределами крупных населенных пунктов) и городской сквер (г. Москва, в пределах МКАД) - образцы №№1-3 соответственно.

Растительный материал был отобран с незначительным временным интервалом – 2 суток. В каждую пробу хвоя отбиралась с нескольких растений на высоте примерно 1,5 м над уровнем земли.

Отобранный материал промывали с мылом под проточной водой, высушивали до абсолютно сухой массы в сушильном шкафу, озоляли в муфельной печи (600 °С, 12 часов). Полученную золу отмывали от карбонатов концентрированной соляной кислотой. Очищенный от реакционной смеси дистиллированной водой осадок высушивали и микроскопировали. Взвешивание образцов проводили до и после озоления, а также перед микроскопическим исследованием золы. При описании морфотипов фитоцитов пользовались системой, предложенной А. А. Гольевой (2001).

Исследование содержания (массовая доля) фитоцитов в еловой хвое (табл. 1.) позволило установить, что:

– общее содержание минеральных веществ в хвое по массе существенно превосходит органическую составляющую растительного материала. Различие между образцами по данному показателю не превышает 3%;

– содержание фитоцитов в золе не превышает 1,5% по массе. При этом массовая доля фитоцитов в образце №1 оказалась почти в 2 раза больше чем в образцах № 2 и № 3.

– масса фитоцитов не пропорционально связана с общим количеством минеральных веществ, содержащихся в листьях растений из разных условий обитания.

Минерализация тканей листьев ели, по всей видимости, является необходимым условием нормального развития растения и поэтому поддерживается в разных условиях на относительно постоянном уровне.

Таблица 1

Содержание фитоцитов в еловой хвое

№ образца	массовая доля золы в образце, %	массовая доля фитоцитов в образце, %	массовая доля фитоцитов в золе, %
№1	93,72	1,26	1,34
№2	94,68	0,52	0,55
№3	96,25	0,59	0,62

Высокое содержание фитоцитов в образце № 1 по сравнению с другими растительными образцами связано, скорее всего, с особенностями инсоляционного и водно-солевого режимов чащи леса. На опушке леса и в городском парке степень воздействия указанных факторов на растения достаточно сходная.

Исследование морфологического разнообразия фитоцитов хвои позволило выявить 6 морфологических типов микробиоморф (табл. 2). Образцы растительного материала № 1 и № 2 содержали фитоциты шести морфотипов, образец № 3 – четко только три морфотипа. При этом морфологические типы окремневших растительных клеток, свойственные образцу № 3, присутствуют в растительном материале из других биотопов.

Таблица 2

Разнообразие фитоцитов в хвое ели из разных стаций

	типы фитоцитов	№ образец		
		1	2	3
1	короткие клетки (темная бурая окраска)	+	+	+
2	кутикулярные слепки устьичного аппарата	+	+	+
3	палочки - волнистый край	+	+	+
4	палочки - зубчатый край	+	+	–
5	кутикулярные слепки – волнистый перфорированный край	+	–	–
6	паренхима	+	+	–/+

Возможной причиной присутствия в фитоцитном спектре хвои ели с городской территории небольшого числа диагностируемых морфотипов фитоцитов может являться специфический химический состав водного почвенного раствора, определяемый значительной антропогенной нагрузкой на почвы в данной стации. Эта особенность среды найдет свое отражение в химическом составе фитоцитов. В таком случае озоление и кислотная обработка полученной золы могли привести к деформации или растворению части фитоцитов, после чего их идентификация стала невозможной.

Морфометрические характеристики исследовали у всех обнаруженных форм фитоцитов. У кремниевых тел измерялись длина, ширина максимальная, ширина минимальная, для слепков устьичного аппарата дополнительно – длина устьичной щели, а также их соотношения. Необходимость определения как абсолютных, так и относительных морфометрических параметров фитоцитов позволяет учесть изменения размерных характеристик фитоцитов и изменение их формы.

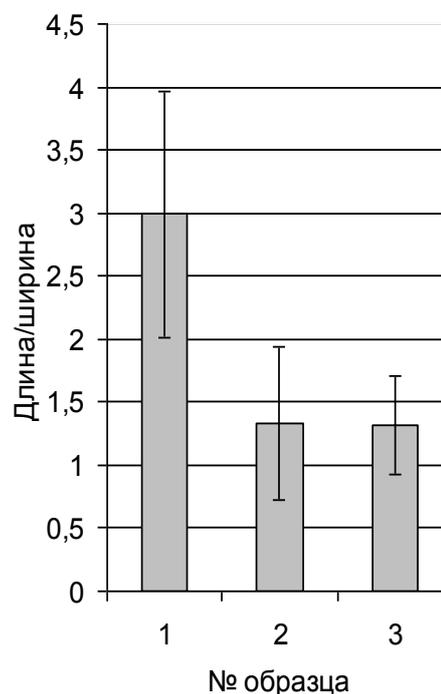


Рис. Длина фитоцитов «короткие клетки» еловой хвои:
1 – гуща леса, 2 – опушка леса, 3 – городской сквер

Выявлено два морфометрических показателя, на основе которых можно достоверно отличить хотя бы одну группу растений от остальных. Оба морфометрических параметра – длина, отношение длины к ширине – получены для фитоцитов типа «короткие клетки».

На основании сравнения значений указанных морфометрических параметров выделяется образец №1 (рис. 1), что соответствует результату исследования количественного содержания фитоцитов в еловой хвое. По всей видимости, установленные различия вызваны одними и теми же причинами, которые указаны выше.

Заключение. Разная степень влияния факторов окружающей среды отражается на фитоцитном составе растений в пределах одного вида. Растения из станций с разными экологическими условиями отличаются по общему содержанию (массовая доля) фитоцитов в растительном материале, разнообразию морфологических типов кремниевых микробиоморфов и значениям их морфометрических параметров (различия некоторых из них являются статистически достоверными).

Массовые соотношения общего количества минеральных веществ и содержащихся в них фитоцитов у растений из мест с разными экологическими условиями могут быть различными.

Определение состояния окружающей среды и степени воздействия ее отдельных факторов на растения по фитоцитным спектрам отдельных видов целесообразно проводить только в сравнительном аспекте, или при наличии эталонных данных по исследуемым видам растений.

Литература

Гольева А. А. Фитоциты и их информационная роль в изучении природных и археологических объектов. М., 2001. 200 с.

Гольева А. А. Микробиоморфные комплексы природных и антропогенных ландшафтов: Генезис, география, информационная роль. М.: Изд. ЛКИ, 2008. 240 с.

Barboni D., Bremond L., Bonnefille R. Comparative study of modern phytolith assemblages from inter-tropical Africa // *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 246. 2007. P. 454–470.

Hyland E. G. Representational bias in phytoliths from modern soils of central North America: implications for paleovegetation reconstructions. *Earth and Environmental Sciences*. University of Michigan, 2012. 42 p.

Lu Hou-Yuan, Liu Kam-Biu. Morphological variations of lobate phytoliths from grasses in China and the south-eastern united States // *Diversity and Distributions*. 9. 2003. P. 73–87.

Tsartsidou G., Lev-Yadun S., Albert R.-M., Miller-Rose A., Efratiou N., Weiner S. The phytolith archeological record: strengths and weaknesses evaluated based on a quantitative modern reference collection from Greece // *Jornal of Archaeological Science* 34. 2007. P. 1262–1275.

ПАЛИНОСПЕКТРЫ КАК ПОКАЗАТЕЛИ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КЛИМАТА И ЛАНДШАФТОВ

И. А. Жуйкова, С. А. Пупышева

*Вятский государственный гуманитарный университет,
kaf_geo@vshu.kirov.ru*

В условиях антропогенного влияния и воздействия на окружающую среду, происходит изменение и дестабилизация естественных ландшафтов. Спорово-пыльцевые исследования лесных ландшафтов позволяют увидеть различные последовательные стадии изменений растительного покрова. В связи с этим, возрастает интерес к состоянию и составу ландшафтов недавнего прошлого, т. е. каким был состав ландшафтов 50, 100, 1000 и более лет назад. Одним из немногих источников информации, позволяющих дать ответ на эти вопросы служат палинологические спектры, в которых закодирован видовой состав растительности (Коновалов, 2007).

Для правильной интерпретации палинологических данных и достоверной реконструкции растительных формаций прошлого очень важно знание закономерностей формирования спорово-пыльцевых спектров. Согласно общепринятому мнению, для того, чтобы получить наиболее верную характеристику палеорастительности и особенно роли отдельных лесообразующих пород в формировании ландшафтов, необходимо иметь представление о соотношении современных спорово-пыльцевых спектров (СПС) с исходными лесными формациями (Гричук, 1942). Поэтому решение вопроса о характере растительности ископаемого спектра может быть получено с помощью сравнительного анализа палиноспектров поверхностных проб с составом исходной растительности.

Специфика положения Вятского края на восточной окраине Русской равнины, где смыкаются ареалы европейских и сибирских видов растений, расположение на территории области трёх ландшафтных подзон (в том числе границы между таёжной и хвойно-широколиственной зоной), удалённость от основных опорных разрезов Центра Русской равнины и некоторые другие особенности потребовали дополнительного изучения пыльцевого состава субрецентных проб. Для этого на территории Кировской области в основных формациях, в районах расположения опорных разрезов голоцена, были отобраны субрецентные спорово-пыльцевые пробы. Образцы брались из лесной подстилки (верхние 2–3 см) в стерильные пакеты. Большая часть проб была отобрана в районах, где вмешательство человека в природную среду было минимальным: заповедниках, заказниках, памятниках природы, малозаселённых районах. Подготовка проб к палинологическому анализу проведена сепарационным методом В. П. Гричука (1948).

К настоящему времени для территории Вятского края накоплен фактический материал по субрецентным спорово-пыльцевым спектрам, отражающий общий состав растительности природной зоны, включающий видовой состав микрофоссилий, объединённый в три группы растений: пыльцу древесных по-

род и кустарников (AP), пыльцу кустарничков и трав (NAP), споры (SP). Общий состав микрофоссилий выражается как $AP+NAP+SP = 100\%$.

Для Вятского края выполнен палинологический анализ 17 субрецентных спорово-пыльцевых спектров, отобранных в основных лесных формациях подзон средней, южной тайги и зоны смешанных лесов (табл.).

Таблица

Характеристика субрецентных спорово-пыльцевых спектров

Название пробы	Содержание пыльцы и спор в пробе (%)			Номер в БД
	AP	NAP	SP	
Былина 1	80,6	6,6	12,8	152
Былина 2	94,8	1,4	3,8	153
Былина 3	86,0	1,4	12,6	258
Былина 4	96,0	3,0	1,0	259
Дымное	73,0	9,0	18,0	–
Орлов	88,0	8,5	3,5	161
Нургуш 1	94,0	5,0	1,0	159
Нургуш 2	84,2	7,5	8,3	160
Бурмакино 1	95,5	4,3	0,2	260
Бурмакино 2	93,0	6,4	0,6	261
Бурмакино 3	93,8	5,8	0,4	262
Медведок	88,7	11,3	1,0	158
Муньковский	86,0	12,0	1,0	162
Кильмезь 1	88,0	10,0	2,0	154
Кильмезь 2	75,0	5,0	20,0	155
Кильмезь 3	87,0	12,0	1,0	156
Кильмезь 4	74,0	26,0	3,0	157

Анализируемых СПС позволяет выявить следующие закономерности:

1. В общем составе микрофоссилий преобладает пыльца древесных растений, доля которой в среднем составляет более 80%, что соответствует лесному характеру региона.

2. Субрецентные СПС всех рассмотренных (сосновых, хвойно-мелколиственных, смешанных) формаций адекватно отражают характер состава растительности: все древесные породы, которые были отмечены в составе разных типов леса, присутствуют в составе соответствующих им субрецентных проб. Количественное соотношение отдельных древесных пород в различных типах леса значительно варьирует. Если в сосновых типах леса пыльца *Pinus* абсолютно доминирует в спектрах, то этого нельзя сказать о еловых и елово-пихтовых формациях. В лесах с доминированием ели и пихты в растительном покрове, содержание пыльцы этих пород в СПС значительно ниже, чем роль их в формации, что вероятно связано с относительно низкой пыльцевой продуктивностью данных пород. В составе лесов, где в качестве содоминантов выступают несколько пород (ель, сосна, берёза), соотношение их пыльцы в спектрах в основном зависит от пыльцевой продуктивности этих пород.

3. Вследствие того, что в настоящее время через территорию Вятского края проходит северная граница распространения вяза и дуба, наличие пыльцы широколиственных пород в небольших количествах характерно для всех суб-

рецентных проб в пределах Кировской области. В зоне хвойно-широколиственных лесов её содержание возрастает, хотя занижено, по сравнению с участием широколиственных пород в составе леса.

4. Спорово-пыльцевые спектры подзоны хвойно-широколиственных лесов в пределах Вятского края характеризуются преобладанием пыльцы хвойных пород (в зависимости от рельефа – сосны или ели), полным отсутствием пыльцы карликовой берёзки, присутствием в спектрах пыльцы широколиственных пород и лещины, а также пихты.

Важно отметить, что нередко содержание пыльцы широколиственных пород в СПС поймы р. Вятки, расположенных в подзоне южной тайги, превышает содержание последних в смешанном типе леса, расположенного в подзоне хвойно-широколиственных лесов. Данные особенности спектров пойм, отражающие интразональные формации, необходимо учитывать при интерпретации зонального типа растительности.

Результаты изучения поверхностных проб показали, что субрецентные СПС хорошо коррелируют с составом биоценозов, отражают общий зональный тип растительности региона и позволяют выявить доминанты древостоя.

Полученные результаты использовались нами для реконструкции растительных формаций Вятского края в голоцене (Жуйкова, 2009) и вошли в Российскую палинологическую базу данных.

Согласно некоторым прогнозам (Доклад о мировом развитии, 2010), изменение климата вызовет существенные изменения ландшафтов. Если масштаб миграции некоторых видов деревьев по мере наступления и отступления ледников во время последнего ледникового периода оценивался в 0,3–0,5 км в год, это составляет лишь 1/10 того, что прогнозируется на ближайшее столетие. Согласно оптимистическим прогнозам, с каждым градусом потепления около 10% видов будут обречены на исчезновение. Порог жизнестойкости многих экосистем, вероятно, будет превышен в предстоящие десятилетия, что приведёт к сдвигу географических ареалов различных видов растений и животных. Исходя из таких прогнозов, особенно актуальным становится изучение аналогов примерных климатических «сценариев» недавнего прошлого: климатического оптимума голоцена или микулинского межледниковья. Дальнейшее изучение субрецентных спектров антропогенно-нарушенных территорий (городских агломераций, сельскохозяйственных ландшафтов), позволит выявить специфику изменения растительности в условиях активного антропогенного воздействия на ландшафты, а также выявить тенденции изменения биокосных систем, т. е. служить одним из биоиндикаторов антропогенного воздействия.

Литература

Гричук В. П. Опыт характеристики состава пыльцы в современных отложениях различных растительных зон европейской части СССР // Проблемы физической географии. 1942. Вып. 11. С. 101–129.

Гричук В. П., Заклинская Е. Д. Анализ ископаемых пыльцы и спор и применение его в палеогеографии. М.: Географиздат, 1948.

Доклад о мировом развитии 2010. Развитие и изменение климата / Всемирный банк. М.: Изд-во «Весь Мир», 2010. 440 с.

Жуйкова И. А. Изучение субрецентных спорово-пыльцевых спектров заповедных территорий для палеогеографических реконструкций // Научные исследования как основа охраны природных комплексов заповедников и заказников: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2009. С. 90–94.

Коновалов А. А., Иванов С. Н. Климат, фитопродуктивность и палиноспектры: связи, распределение и методика палеорекоkonструкций (на примере Западной Сибири). Новосибирск: Академическое издательство «Гео», 2007. 130 с.

СИНТЕЗ И ИЗУЧЕНИЕ СВОЙСТВ МЕДЬСОДЕРЖАЩИХ СОЕДИНЕНИЙ ГЛУТАТИОНА

*Е. И. Лялина¹, А. И. Фокина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, А. С. Олькова¹,
Е. А. Смирнова¹, Д. И. Мустафин¹*

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

lyalina.ekaterina@inbox.ru

В последние десятилетия появляется повышенный интерес к изучению процессов комплексообразования между ионами меди и биологически-активными лигандами. Большое количество исследований показывают, что у соединения меди с органическим лигандом появляются новые, по сравнению с исходными веществами, уникальные свойства, которые можно использовать в народном хозяйстве. Так, например, комплекс метионина с медью является биодобавкой (Бондарева и др., 2011); комплекс металла с 3(-гидроксииминометил)-5-(п-ксилол)изоксазолом обладает инсектицидными свойствами, а с дихлоризотиозол-3-карбоновой кислотой и её амидом – фунгицидными, соединение способно бороться со многими микроскопическими грибами в том числе и с такими фитопатогенами как грибы рода *Fusarium* (Поткин и др., 2011). Медьсодержащие соединения могут образовываться в первую очередь с теми органическими соединениями, которые входят в защитную систему организма. Одним из таких соединений является глутатион. Установлено, что комплексы глутатиона с ионами меди имеют различную структуру, но данные по токсичности этих соединений очень малочисленны.

Поэтому целью нашей работы стал синтез и исследование состава и структуры медьсодержащих соединений глутатиона и выявление их токсичности.

Медьсодержащие соединения глутатиона синтезировали в растворе при комнатной температуре. Смешивали растворы сульфата меди (II) и восстановленного глутатиона (концентрации обоих реагентов была равна 33 ммоль/дм³) таким образом, чтобы мольное соотношение меди к глутатиону составляло 1:0,5; 1:1; 1:1,5; 1:2; 1:2,5; 1:3. Полученный садок отфильтровали, промыв его раствором этилового спирта до отрицательной реакции на сульфат-ионы, высушили до постоянной массы.

Полученные соединения проанализировали физико-химическими методами. С помощью рентгенофлуоресцентного анализа установили соотношение между содержанием серы и меди в различных вариантах соединений. В резуль-

тате получили три варианта соотношений (данные представлены в табл. 1), они отличаются от соотношения исходных веществ. Подобное соотношение можно объяснить особенностью строения глутатиона и его возможностью связываться с ионами меди через карбоксильные, сульфгидрильные и/или amino-группы.

Таблица 1

Массовое соотношение меди и серы в медьсодержащих соединениях глутатиона

Соотношение Cu:GSH в реакционной смеси	Процентное содержание Cu:S в полученном соединении, %	Соотношение Cu:S в полученном соединении
1:0,5	84:16	1:0,4
1:1	78:22	1:0,6
1:1,5	77:23	1:0,6
1:2	78:22	1:0,6
1:2,5	69:31	1:1
1:3	69:30	1:1

В состав молекулы глутатиона входит только один атом серы, содержащийся в сульфгидрильной группе. По литературным данным предполагается, что активные антиоксидантные свойства глутатион проявляет за счет этой сульфгидрильной группы. Поэтому такое соотношение, где на один атом серы приходится больше одного атома меди, может быть объяснено образованием ковалентных полярных связей и ковалентных связей по донорно-акцепторному механизму между ионами меди и карбоксильными, amino-группами глутатиона. В двух последних вариантах определили соотношение 1:1, возможно в этих соединениях связь образуется только за счет тиоловой группы. Прослеживается тенденция, что по мере увеличения доли глутатиона в растворе по отношению к меди доля атомов меди, приходящихся на одну молекулу глутатиона в соединениях, уменьшается и возможно доля участия в комплексообразовании функциональных групп тоже уменьшается.

Методом ИК-спектроскопии во всех вариантах соединений не обнаружили тиоловые группы. Это объясняется тем, что они образуют связь с ионами меди (II), эта связь является ионной и поэтому ее нельзя обнаружить на ИК-спектре. Установлено наличие первичной amino-группы, величина характеризующего ее пика на ИК-спектре не изменяется для всех вариантов соединений, что может говорить о том, что она не участвует в образовании связей с ионами меди, или в участвует всегда в определенном количестве. Доказано наличие карбоксильных и метильных групп и группы атомов пептидной связи, по величине пиков можно сказать, что участие их в комплексообразовании различно.

На ИК-спектрах остался не идентифицированным один пик, по табличным данным он может быть характерен для связи $C\equiv N$ и $C=S$, но образование таких связей в результате синтеза маловероятно, так же пик в этой области может относиться к примесям углекислого газа.

Особый интерес представляет исследование токсичности. Определение токсичности проводили с помощью биотест-системы «Эколюм». В ходе эксперимента было установлено, что насыщенные растворы всех вариантов соедине-

ний имеют индекс токсичности выше 50%, что указывает на то, что образцы сильно токсичны, если их применять в виде насыщенных растворов. В случае попадания таких веществ в объекты окружающей среды в количествах достаточных для образования насыщенных растворов, создадутся губительные для биоты условия существования. При разбавлении насыщенного раствора в 1,5 раза индекс токсичности резко уменьшается и даже наблюдается стимуляция биолюминесценции. Вариант 1:2,5 остается сильно токсичным, а 1:3 – токсичным. При разбавлении насыщенного раствора в 2 раза индекс токсичности уменьшается еще сильнее. Все значения, кроме варианта 1:1,5, становятся отрицательными, идет стимуляция люминесценции (табл. 2).

Таблица 2

Индекс токсичности (Т) растворов медьсодержащих соединений глутатиона, % по сравнению с контролем

Вариант	Насыщенный раствор	Разбавление в 1,5 раза	Разбавление в 2 раза
1:0,5	79,37±3,82	-15,87±4,38	-119,45±5,77
1:1	98,30±0,20	-8,15±2,46	-14,87±4,26
1:1,5	97,82±0,35	-21,49±3,46	0,54±0,39
1:2	98,08±0,48	-9,16±0,11	-22,91±3,76
1:2,5	98,45±0,30	58,76±4,14	-5,79±0,20
1:3	98,44±0,15	39,40±1,86	-12,85±10,5

Реакции хемилюминесценции (лежат в основе метода определения токсичности) обусловлены испусканием энергии в ходе протекания химических реакций внутри клеток биотест-организмов. К настоящему времени установлено, что усиление хемилюминесценции может быть вызвано протеканием окислительно-восстановительных реакций и ключевой фазой является распад промежуточных пероксидных соединений, которые образуются между ионами меди и потенциальными окислителями. Участие d-элементов, а в частности меди в таких реакциях уже доказано. Хотя встречаются и противоречивые данные (Владимиров, 2001; Кудряшева и др., 2002). Ю. А. Владимиров указывает на то, что ионы меди двухвалентной могут образовывать с пероксидом водорода переходный комплекс, который распадается с образованием гидроксильного радикала ($\cdot\text{OH}$), способного инактивировать ферменты, повреждать биомембраны и т. д. Медь оказывается химическим активатором хемилюминесценции, так как направляет реакции в новое русло, принимает участие в образовании возбужденных продуктов, которые в свою очередь активно окисляют различные субстраты. Тем самым увеличивая хемилюминесценцию.

Присутствие глутатиона оказывает антиоксидантное действие. Подобное действие наблюдал Ю. А. Владимиров. При изучении индуцированного действия ионов железа на хемилюминесценцию митохондрий (Корчагина и др., 1974). Глутатион уменьшает процесс образования свободных радикалов, а следовательно и процессы, связанные с реакциями радикалов и компонентами биомембран и следовательно интенсивность хемилюминесценции.

В результате проделанной работы был исследован состав и структура кристаллизующихся из раствора соединений методами: рентгенофлюо-

ресцентного анализа, ИК-спектрометрии. Выявлено, что ни в одном из вариантов не встречаются тиольные группы, что объясняется тем, что они находятся в связях с медью. Участие в образовании связей с медью других функциональных групп глутатиона различно. Данные по массовому соотношению меди и серы подтверждают это предположение. Так же подтверждается хорошая комплексообразующая способность глутатиона. Прослеживается закономерность, что с увеличением количества глутатиона в растворе, увеличивается его содержание в комплексах, но полученные результаты не совпадают с исходными соотношениями.

Насыщенные растворы полученных соединений обладают острой токсичностью и в случае создания таких концентраций в растворах природных объектов они могут действовать губительно. При разбавлении уже в 1,5 раза происходит резкое снижение индекса токсичности. В некоторых вариантах выявлена стимуляция биолюминесценции. При разбавлении насыщенных растворов в два раза индекс токсичности ещё больше уменьшается. Наблюдается эффект стимуляции. Этот факт указывает на потенциальную возможность применения соединений в количествах, не приводящих к образованию насыщенных растворов.

Литература

Бондарева Л. П., Григорова Е. В., Корниенко Т. С. Протонированные комплексные соединения метионина с медью (II) и никелем (II) // Тезисы XXV Межд. Чугаевской конф. по координационной химии, 2011. С. 462–463.

Введение в экологическую химию / Скурлатов Ю. И., Дука Г. Г., Мизити А. М. Высшая школа, 1994. 400 с.

Владимиров Ю. А. Активированная хемилюминесценция и биолюминесценция как инструмент в медико-биологических исследованиях // Соросовский образовательный журнал. Т. 7. № 1. 2001. С. 16–23.

Корчагина М. В., Владимиров Ю. А. Хемилюминесценция, сопряжённая с перикисным окислением липидов в биологических мембранах. Влияние глутатиона, цистеина, аскорбиновой кислоты // Биофизика. Т. XIX. Вып. 2. 1974. С. 276–278.

Кудряшева Н. С., Кратосюк В. А., Есимбекова Е. Н. Физико-химические основы биолюминесцентного анализа. Красноярск, 2002. 154 с.

Поткин В. И., Лавренова Л. Г., Лидер Е. В., Петкевич С. К., Зубенко Ю. С., Клеуков А. В., Золотарь Р. М., Тимофеева В. А., Головченко Л. А. Новые комплексы меди (II) с 1,2-азольными лигандами и их биологическая активность // Тезисы XXV Межд. Чугаевской конф. по координационной химии. Суздаль, 2011. С. 397.

Хабулов А. Б., Гагиева С. Ч., Беляева Т. Н., Гагиева А. Ч., Чигорина Т. М., Галимов Ю. Б. Комплексные соединения рения (V) с серосодержащими природными аминокислотами // Тезисы XXIV Межд. Чугаевской конф. по координационной химии, 2009. С. 191.

ОСОБЕННОСТИ ИЗМЕРЕНИЯ ИНТЕНСИВНОСТИ ЭМИССИИ CO₂ В ПОЧВОПОДОБНЫХ ТЕЛАХ (НА ПРИМЕРЕ БУРОВЫХ ШЛАМОВ)

*М. Г. Кегиян, М. А. Пукальчик, З. А. Гайнуллина, А. С. Горленко
Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова,
АНО «Экоterra», mariannakegiyan @gmail.com*

Вынесенные на поверхность при бурении отвалы материнских пород (буровые шламы, БШ) под влиянием природных факторов подвергаются процессам первичного почвообразования. Изучение способности почвоподобных тел, формирующихся на буровых шламах, выполнять базовые экологические функции почв является актуальной проблемой почвоведения ввиду непрерывно увеличивающихся площадей нарушенных земельных участков, связанных с обустройством шламовых амбаров.

Настоящая работа посвящена проблеме оценки микробной активности БШ. Существуют различные методы оценки эмиссии CO₂. В общем случае они делятся на оценку собственной микробной активности и на способы стимулирования различными питательными субстратами (например, глюкозой). Дискуссионным остается вопрос о времени фиксирования результатов измерений в лабораторных условиях. К «физиологическим» методам оценки субстрат-индуцированного дыхания (СИД) относят способ, предложенный Андерсеном (Anderson, Domch, 1978), согласно которому СИД оценивают на 3–5 ч инкубации пробы при 22 °С, аналогичный подход используется и отечественными авторами (Ананьева и др., 2008). Apfelthaler рекомендует измерять СИД на 3 и 7 день, инкубация при 28 °С (Apfelthaler, 1994). Альтернативным вариантом признана оценка дыхания почвенных микроорганизмов «кинетическим» методом, при котором регистрируют изменение скорости СИД во времени на протяжении 2–3-х недель (Паников и др., 1991; Schmidt et al., 1992).

Образцы для исследований отбирали из шламовых амбаров Ямало-Ненецкого автономного округа, расположенных в сходных геоморфологических условиях. БШ различались по времени образования (от 1 года до 15 лет), однако были близки по химическому составу: содержание нефтепродуктов не превышало 4 г/кг, хлоридов – менее 1 г/кг, концентрации валовых форм тяжелых металлов не превышали ПДК (ОДК). Пробы высушивали, измельчали через сито 1 мм, навески массой 2 г помещали в пенициллиновые флаконы, вносили раствор глюкозы (0,5 мл; концентрация 1 масс% в навеске). Концентрация глюкозы в рабочем растворе была подобрана экспериментально с учетом объема газовой фазы флаконов, дыхательной активности биоты и времени проведения опытов. Флаконы герметично закрывали и фиксировали время начала эксперимента и каждого отбора газовой пробы. Первое измерение проводили через 3 часа после внесения глюкозы, последующие – ежедневно.

Анализ полученных данных показывает, что регистрация значений концентрации CO₂ на 1–4-е сутки эксперимента не позволяет сделать однозначного вывода о состоянии биоты в БШ (рис. 1).

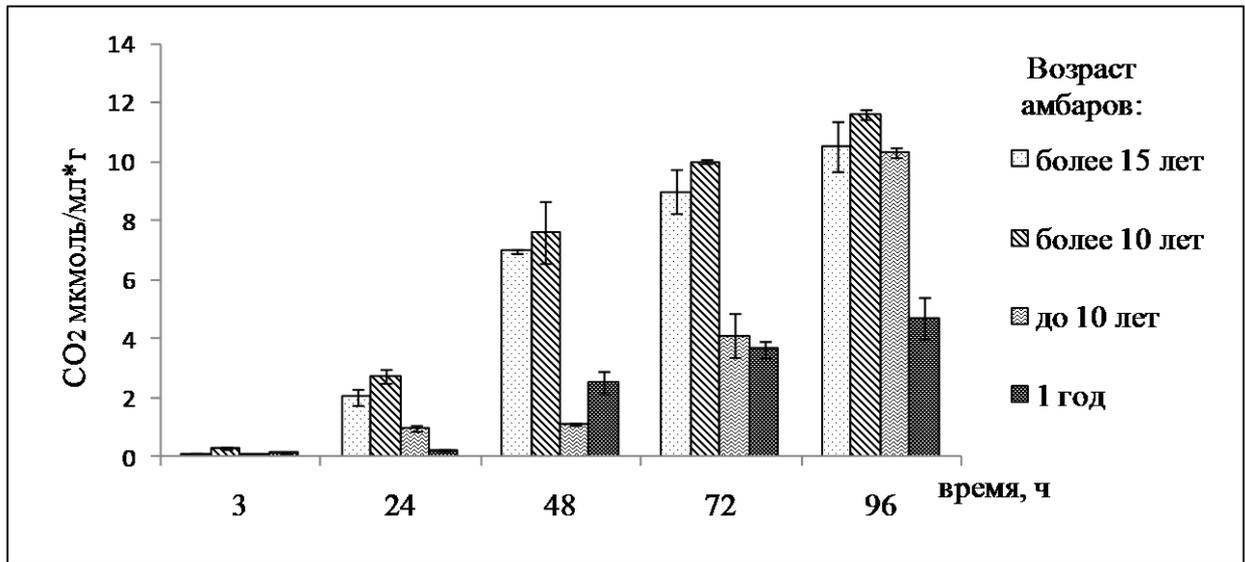


Рис. 1. Изменение интенсивности СИД буровых шламов во времени

Оценивать состояния микробного пула буровых шламов по результатам измерения выделения CO_2 через 3 часа с момента экспозиции опыта нецелесообразно вследствие отсутствия статистически значимого отличия этого показателя для разных буровых шламов. Несмотря на то, что на первые часы после внесения глюкозы согласно литературным данным должно происходить резкое увеличение интенсивности выделения CO_2 , значения СИД для буровых шламов практически не отличались от 0.

Через 24 ч после начала эксперимента наблюдается дифференцирование буровых шламов по интенсивности выделения CO_2 с максимальным значением, равным 2 мкмоль/мл·г, и минимальным значением, равным 0,2 мкмоль/мл·г, для буровых шламов с возрастом более 10 лет и около 1 года, соответственно. Данная тенденция прослеживается и в конце опыта и свидетельствует о высокой активности микробного пула более возрастных буровых шламов.

На рис. 2 представлены кинетические кривые прироста скорости выделения субстрат-индуцированного дыхания буровых шламов.

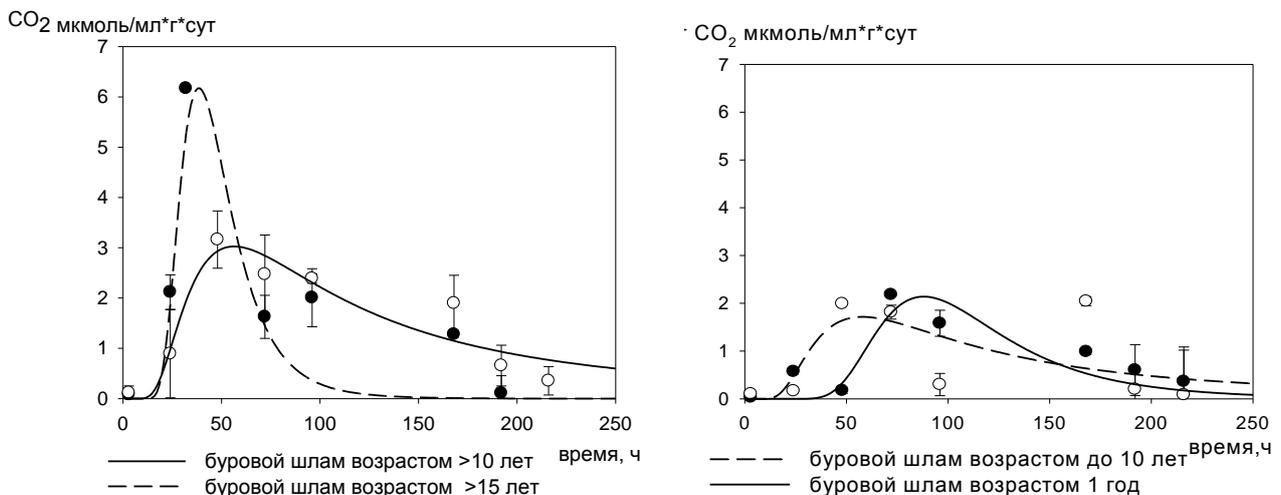


Рис. 2. Скорость выделения субстрат-индуцированного CO_2 из буровых шламов по данным кинетических исследований

Результаты кинетических исследований показали, что значительная часть живых организмов в БШ находится в состоянии спор и цист, которые реагируют на внесение глюкозы усилением дыхания в процессе прорастания, вследствие чего максимум прироста концентрации CO_2 за сутки фиксировали в среднем на 2–7 день измерения в зависимости от возраста БШ. Скорости прироста концентрации CO_2 в исследуемых пробах заметно различались в зависимости от возраста бурового шлама. Максимум накопления сдвигался в сторону увеличения времени и уменьшения абсолютных значений СИД при уменьшении возраста БШ.

Дополнительные исследования с изменением концентрации глюкозы и объема пенициллиновых флаконов показали, что время достижения максимума выделения CO_2 сохранялось постоянным для каждого бурового шлама, в то время как абсолютные значения изменялись пропорционально концентрации вносимого субстрата.

Проведенные исследования показывают, что в случае почвоподобных тел, отличающихся сложными физико-химическими свойствами, таких как буровые шламы, при оценке дыхательной активности приоритет следует отдавать более трудоемким кинетическим методам исследования, позволяющим регистрировать не только быстрорастущую часть биомассы, но и ту, которая находится в состоянии поддержания и покоя.

Литература

Ананьева Н. Д., Полянская Л. М., Сусьян Е. А. и др. Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008. Т. 77. № 3. С. 404–412.

Паников Н. С., Палеева М. В., Дедыш С. Н., Дорофеев А. Т. Кинетические методы определения биомассы и активности различных групп почвенных микроорганизмов // Почвоведение. 1991. № 8. С. 109–120.

Alfelthaler R. Methods for the evaluation of the quantity and quality of soil organic matter and biological activity of soil. Res. Inst. Crop, 1994, 19.

Anderson J. P. E., Domsch K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. Vol. 10. N 3. P. 215–221.

Schmidt S. K. A substrate-induced growth-response method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil and aquatic systems // FEMS Microbiol. Ecol. 1992. Vol. 101. N 3. P. 197–206.

ИЗМЕНЕНИЕ ВЕЛИЧИНЫ pH ПРИ ОСВОЕНИИ БОЛОТНЫХ ПОЧВ ТОРФОМАССИВА «ЗЕНГИНСКИЙ»

Е. С. Гонина, Э. П. Мошкина, Л. Н. Шихова

*Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
gonina-elena@mail.ru, 2308elvira@gmail.com, Shikhova-l@mail.ru*

Болота являются источниками ценного природного ресурса – торфа. При промышленном освоении торфяной залежи происходит нарушение целостности данной природной системы. Происходит изменение физико-химических параметров болотных почв (Ильин, 1991; Крештапова, 1991; Уланов, 2005).

Одним из показателей изменения ситуации на территории болота является величина рН почвы. Болотные массивы, которые не подвергались антропогенному воздействию, имеют кислую реакцию среды верхних горизонтов почвенных профилей. Для торфяных почв Вятско-Камских ландшафтов характерна кислая реакция среды с рН от 2,0 до 4,0 (Крештапова, 1991).

Однако, интересной особенностью болот Кировской области является то, что подстилающими породами в центральной части области являются карбонатные породы палеозойского возраста. При значительной мощности торфяного слоя, подстилающие минеральные отложения практически не оказывают влияния на геохимическую ситуацию в верхней части торфяной залежи.

При осушении болот и сработке торфа минеральные подстилающие породы подступают близко к поверхности. На выработанных торфомассивах центральной части области это может способствовать появлению карбонатного щелочного барьера при подтягивании к поверхности грунтовых вод из карбонатных пластов. Вместе с активной минерализацией оставшейся части торфа после добычи и осушения следует ожидать резкой смены геохимической ситуации. Появление щелочного геохимического барьера не может не повлиять на биогеохимические циклы химических элементов.

На основе рекогносцировочных исследований основных болотных массивов Кировской области, проведенных в 2011–2012 гг., для более детального изучения изменения кислотности целинных и антропогенно трансформированных болотных почв в 2013 г. был выбран торфомассив «Зенгинский». Болото расположено в Оричевском районе Кировской области в 20 км к западу от п. Стрижи, на первой надпойменной террасе реки Вятка. Подстилающими породами являются аллювиальные и древнеаллювиальные отложения легкого гранулометрического состава, которые в свою очередь на разной глубине подстилаются карбонатными суглинками и известняками (Зверков, 1982; Атлас Кировской области, 1997). Район приурочен к низменности – древнему руслу ледниковых потоков. Преобладающим типом торфообразования является низинный, но в центральных, наиболее глубоко залегающих частях месторождения встречаются смешанные и верховые участки (Зверков, 1982).

Для исследования были выбраны следующие варианты: контрольный – целинный участок слабо осушенной невыработанной части болота и карьер близ торфомассива. Также были выбраны участки с разной мощностью остаточного слоя торфа (от 1,3–1,5 м до 0,5 м и меньше).

Целинные залежи имеют сильно кислую реакцию среды по всему профилю исследованных разрезов (от 2,53–2,90 до 3,08–3,30) (рис. 1).

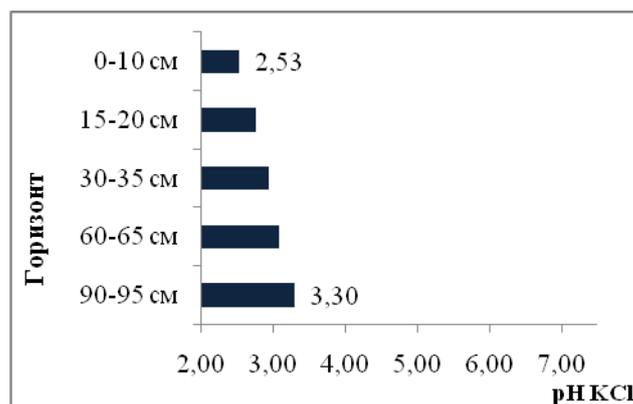


Рис. 1. Величина pH_{KCl} торфа неосушенного участка торфомассива «Зенгинский»

Изменение реакции среды зависит и от химизма пород, подстилающих торфяную залежь, и от величины pH грунтовых вод. После разработки торфа минеральные подстилающие породы поднимаются ближе к поверхности. На выработанных участках болот это может способствовать появлению карбонатного щелочного барьера при подтягивании к поверхности грунтовых вод из карбонатных пластов. На торфомассиве «Зенгинский» подстилающие породы представлены песками, на разной глубине сменяемыми карбонатными породами. Поднятие нижележащих слоёв к поверхности, а также жесткие грунтовые воды привели к повышению величины pH в профилях выработанных торфяников по сравнению с целинными почвами (рис. 2).

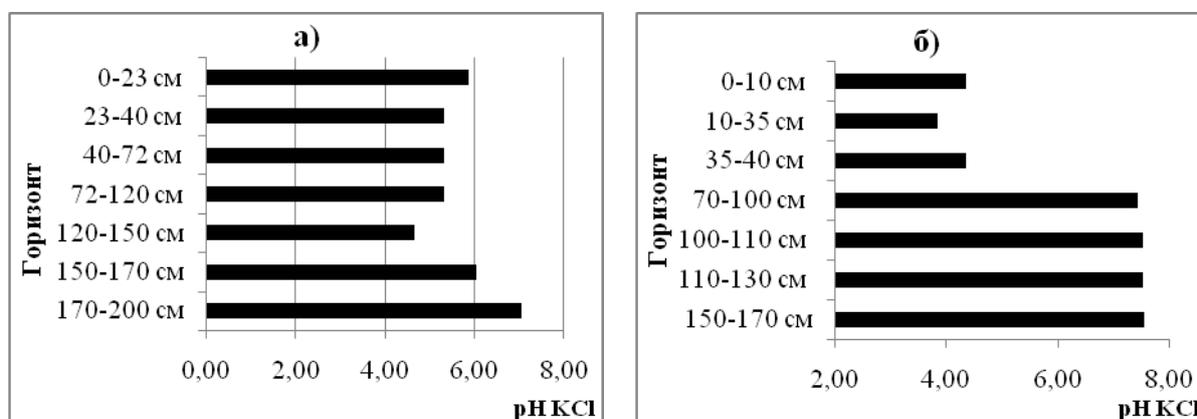


Рис. 2. Величина pH_{KCl} почвенных проб, отобранных на торфомассиве «Зенгинский»: а) выработанный торфяник; б) карьер близ торфомассива

Осушенные выработанные участки, которые в дальнейшем планируется использовать под посадки *Pinus sylvestris* (сосна обыкновенная) и *Picea abies* (ель европейская), имеют реакцию среды 4,66–7,04. Колебания величины pH обусловлены разной степенью близости карбонатных пород. Формирование болота шло на рельефе, пересеченном песчаными наносами (гривами). В связи с этим даже на близко расположенных участках мощность остаточного слоя торфа различна (от 50–60 см до 150–170 см).

Осушенные выработанные участки, используемые в лесовосстановлении хвойных пород, имеют pH_{KCl} почвенного профиля 3,81–7,40. Здесь также отме-

чено влияние нижележащих почвообразующих и подстилающих пород. Кроме того, длительное хозяйственное использование выработанных торфяных почв ведет к нарушению процессов накопления органического вещества и активной минерализации оставшегося слоя торфа после осушения территории. Таким образом, постепенно идет формирование нового почвенного профиля, и выработанные торфяные почвы по своим характеристикам приближаются к автоморфным почвам данной территории, величина pH_{KCl} которых составляет 4,35–7,56 (карьер близ торфомассива).

Таким образом, в ходе исследований выявлено, что вовлечение осушенных болотных почв в хозяйственную деятельность ведет к их трансформации. В почвах выработанных торфяников происходит снижение кислотности (повышение pH_{KCl}) в результате поднятия нижележащих почвообразующих и подстилающих пород. Хозяйственное использование ведет к активной минерализации остаточного слоя торфа. В результате этого происходит резкая смена геохимической ситуации в болотных биогеоценозах, что может повлечь за собой изменение биогеохимических циклов многих химических элементов, их накопление или, наоборот, вынос. Эти вопросы требуют дальнейшего изучения.

Литература

Атлас Кировской области / Федеральная служба геодезии и картографии России. М., 1997. 32 с.

Зверков Ю. В. Вторая жизнь торфяников. Киров: Волго-Вятское кн. изд-во, Кировское отд., 1982. 80 с.

Ильин В. Б. Тяжёлые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 150 с.

Крештапова В. Н. Агрогеохимия торфяных почв Нечерноземной зоны Европейской части РСФСР: Автореф. дис. ... д.с.-х.н. М., 1991. 44 с.

Уланов А. Н. Торфяные и выработанные почвы южной тайги Евро-Северо-Востока России. Киров: «Дом печати – Вятка», 2005. 320 с.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА АКТИВНОСТИ УРЕАЗЫ И ИНВЕРТАЗЫ ПОЧВЫ

Э. В. Швакова, А. К. Зуева
Северный (Арктический) федеральный университет
имени М. В. Ломоносова, e.shvakova@narfu.ru

Ферментативная активность почв является важнейшим показателем их экологического состояния и плодородия. Ферменты играют важную роль в почвенных процессах, связанных с разложением органического вещества, синтезом и распадом гумуса, окислительно-восстановительным режимом почвы. Они обеспечивают почвенную микрофлору основным энергетическим субстратом и растения элементами питания в доступной форме. Ферментативный состав почв очень разнообразен. В почве накапливается определённый комплекс ферментов, характеризующийся гармоничным качественным и количественным составом.

вом. Благодаря этому обеспечивается логический порядок протекания катализируемых реакций, которые формируют тот или иной тип почв.

Ферменты – это белки, имеющие уникальную пространственную структуру, благодаря которой и осуществляют свою каталитическую роль. Множество факторов, как физического, так и химического характера может изменить нативную пространственную структуру фермента и вызвать его инактивацию, что сказывается на ферментативной активности почвы. С этой точки зрения, ферменты являются хорошими индикаторами состояния почвы. Однако ферментативная активность почвы – это динамический параметр, зависящий не только от активности ферментов, но и от их количества. Почвенные микроорганизмы являются главными поставщиками ферментов в почву, поэтому условия их жизнедеятельности косвенно влияют на ферментативную активность почвы.

Целью работы явилось изучение сезонной динамики ферментативной активности почвы. Объектом исследования стала активность почвенных ферментов: уреазы и инвертазы. Оба фермента относятся к классу гидролаз и обеспечивают почвенные микроорганизмы энергетическим и минеральным субстратами. Инвертаза гидролизует сахарозу до глюкозы и фруктозы, уреазы расщепляет мочевины с образованием аммиака (аммония).

Активность данных ферментов в почве определялась в течение вегетационного периода, с мая по октябрь 2013 г., с периодичностью 1 раз в неделю. Почвенные образцы отбирались методом конверта из 5-ти точек пробной площади размером 1 м², с верхнего слоя 5–7 см. Во время отбора пробы определялась температура почвы. В каждой пробе также определялась влажность почвы (ГОСТ 5180-84). Далее почвы проходили пробоподготовку: высушивались до воздушно-сухого состояния, измельчались и просеивались. Дополнительно в почвах определялись гранулометрический состав, рН, содержание органического вещества (Ковальчук и др., 2010).

Анализируемая почва относится к типу культурозёмов, по гранулометрическому составу является лёгким суглинком, рН водной вытяжки 6,89, содержание органического углерода 3,57%.

Активность уреазы определялась колориметрическим методом по методике И.Н. Ромейко и С.М. Малинской (Хазиев, 2005). Метод основан на измерении количества аммиака, образующегося при гидролизе мочевины под действием уреазы, путём образования окрашенного в жёлтый цвет комплексного соединения с реактивом Несслера.

Активность инвертазы определялась колориметрическим методом по методике Ф. Х. Хазиева и др. (Хазиев, 2005). Метод основан на измерении количества глюкозы, образующейся при гидролизе сахарозы под действием инвертазы. Глюкоза стехиометрически восстанавливает гексацианоферрат (III) калия до гексацианоферрата (II) калия, который в присутствии трёхвалентного железа (FeCl₃) образует гексацианоферрат (II) железа (III)-калия синего цвета. Все измерения проводились в трёхкратной повторности.

Результаты исследования показали, что активность уреазы и инвертазы почвы в течение вегетационного периода изменяется, и характер её изменения у

разных ферментов различный. Максимум уреазной активности наблюдается в наиболее теплое летнее время, в конце июля, августе, с минимальными значениями в начале и конце вегетационного периода. Это можно связать с условиями жизнедеятельности почвенных микроорганизмов и увеличением их количества в наиболее благоприятный период. Максимум инвертазной активности, наоборот, проявляется весной, в мае, тогда как летом активность стабильно относительно невысокая, а в начале осени опять начинает расти. Такую динамику можно объяснить количеством субстрата для расщепляющих сложные углеводы микроорганизмов. Весной – это растительный опад прошлого года, осенью – опад этого года.

Активности уреазы и инвертазы по-разному зависят от температуры и влажности почвы.

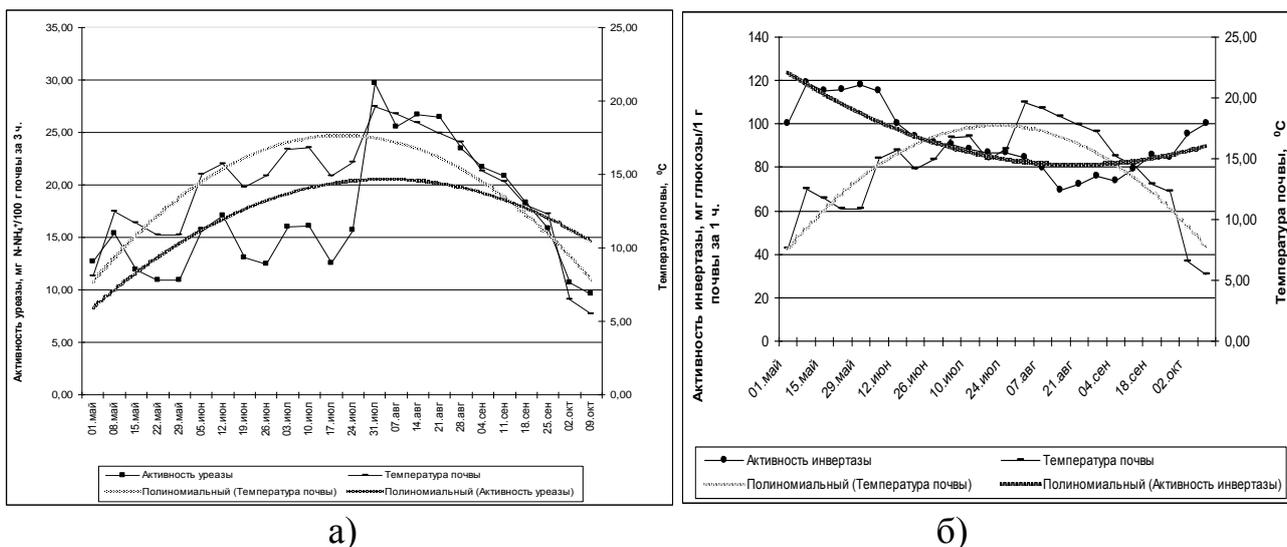


Рис. 1. Зависимость активности уреазы (а) и инвертазы (б) от температуры почвы

Наблюдается прямая зависимость между активностью уреазы и температурой почвы ($r = 0,79$) и обратная зависимость ($r = -0,55$) между активностью инвертазы и температурой почвы (рис. 1).

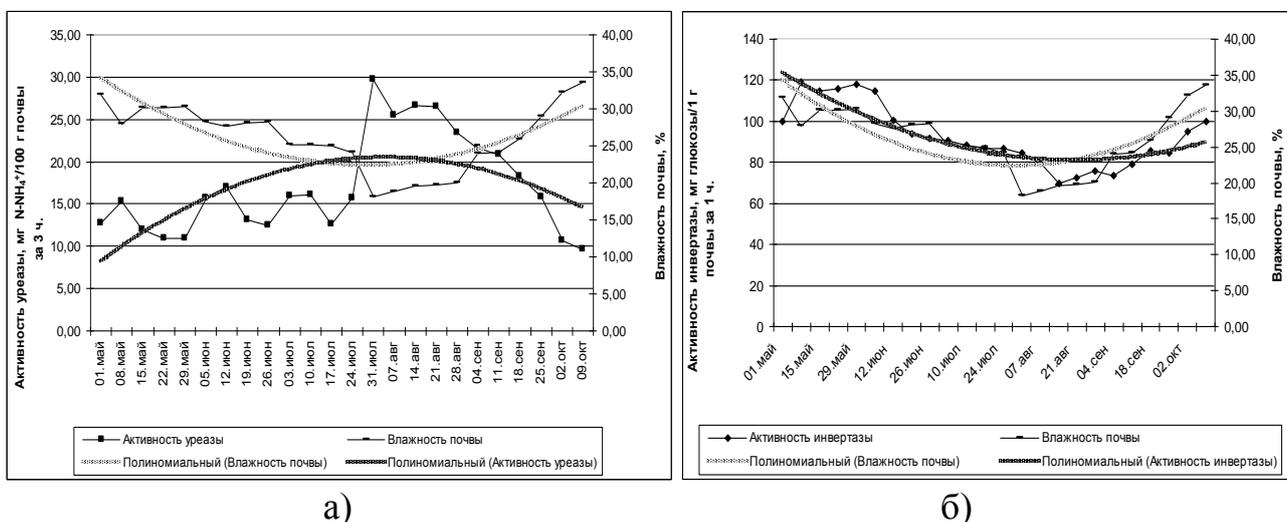


Рис. 2. Зависимость активности уреазы (а) и инвертазы (б) от влажности почвы

Наблюдается обратная зависимость между активностью уреазы и влажностью почвы ($r = -0,93$) и прямая зависимость ($r = 0,73$) между активностью инвертазы и влажностью почвы (рис. 2).

Таким образом, ферментативная активность почвы – динамический почвенный показатель, зависящий от комплекса факторов. Естественные природные факторы: температура и влажность почвы, которые коррелируют с активностью ферментов, также являются одними из главных условий жизнедеятельности почвенных микроорганизмов.

Различная динамика активности почвенных ферментов в течение вегетационного периода и неоднозначность зависимостей активности почвенных ферментов от естественных значений температуры и влажности почвы должны учитываться при использовании ферментов в качестве индикаторов загрязнения почв тяжёлыми металлами, закисления почв, снижения аэрации вследствие уплотнения почв и выявления других неблагоприятных факторов почвообразования и экологического состояния почв. Снижение или повышение активности почвенных ферментов происходит естественным образом в зависимости от природных условий.

Литература

ГОСТ 5180-84. Грунты. Методы лабораторного определения физических характеристик.

Ковальчук В. П., Васильев В. Г., Бойко Л. В., Зосимов В. Д. Сборник методов исследования почв и растений. Киев: Труд-Гри-Пол – XXI век, 2010. 252 с.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ АНТИБИОТИКОВ ПЕНИЦИЛЛИНОВОГО РЯДА ПРИ ДЕЙСТВИИ НА МИКРООРГАНИЗМЫ МОДЕЛЬНОЙ ГИДРОЭКОСИСТЕМЫ

Е. В. Маслова¹, З. Е. Мащенко¹, И. Ф. Шаталаев²

¹ Самарский государственный технический университет,
maslenok.08@mail.ru, mzinaida@yandex.ru

² Самарский государственный медицинский университет

На современных очистных сооружениях промышленных предприятий и городов для разрушения органических загрязнителей применяются комплексы микроорганизмов. Микрофлору биологических очистных систем составляют микроорганизмы, являющиеся биохимическим агентом при аэробной очистке сточных вод и образующие сложные сообщества активного ила.

Каждый этап очистки сточных вод должен подвергаться контролю за качественным составом воды. Данный анализ необходим, так как в сточных водах могут присутствовать токсические вещества, приводящие к разрушению сложившегося сообщества микроорганизмов и нарушающие работу системы (Жмур, 1997).

Антибиотики относятся к относительно новым загрязнителям сточных вод, и в настоящее время имеется ряд сведений, подтверждающих возникнове-

ние резистентности к ним у микроорганизмов. В этой связи важно оценить воздействие антибиотиков на гидроэкосистему очистных сооружений (Ларцева, 2011).

Целью работы является определение токсичности антибиотиков пенициллинового ряда на микроорганизмы активного ила. Показателем токсичности служило изменение дегидрогеназной активности ила. Снижение активности дегидрогеназ более чем на 20% говорит о токсичности вещества (Шаталаев, 1998).

В качестве тест-организмов в экспериментах использовали активный ил аэротенков очистных сооружений г. Самара.

Объектами исследования являлись антибиотики пенициллинового ряда: бензилпенициллина натриевая соль и ампициллин.

Определение дегидрогеназной активности ила проводили по методике, основанной на восстановлении индикатора 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида. Экстинкцию образующегося окрашенного спиртового раствора формазана определяли с помощью фотоэлектроколориметра КФК-3 при длине волны 490 нм.

Изменение дегидрогеназной активности ила в % (ДАИ) рассчитывали по формуле:

$$ДАИ = \frac{D_0 - D_k}{D_k} \times 100\%,$$

где ДАИ – дегидрогеназная активность ила, %;

D_0 – оптическая плотность опытной пробы;

D_k – оптическая плотность контрольной пробы.

На рисунке приведена динамика ДАИ при действии антибиотиков пенициллинового ряда в концентрациях от 50 до 1000 мг/г биомассы активного ила.

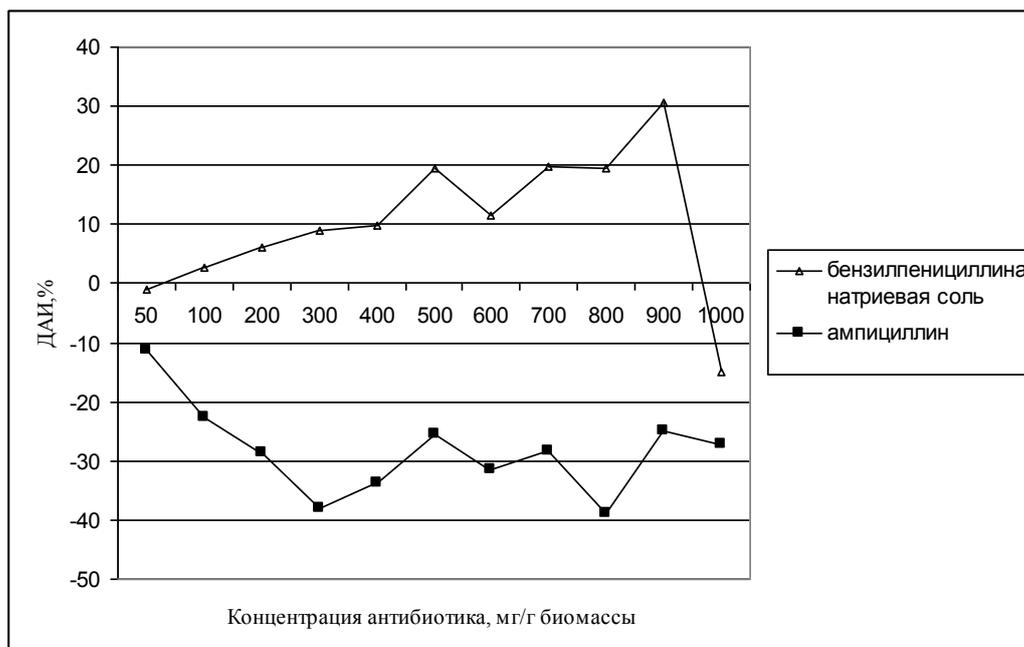


Рис. 1. Изменение ДАИ при действии антибиотиков пенициллинового ряда

Для бензилпенициллина натриевой соли практически для всех концентраций характерно увеличение дегидрогеназной активности. Активность фермента резко снижается при концентрации 1000 мг/г биомассы. Для ампициллина снижение ДАИ наблюдается во всем диапазоне концентраций, и практически везде уровень активности снизился более чем на 20%.

В результате экспериментов установлено изменение активности дегидрогеназ микроорганизмов активного ила в зависимости от концентрации антибиотиков. Выяснено, что ампициллин более токсичен для микроорганизмов активного ила, чем бензилпенициллина натриевая соль. Эти данные подтверждаются и его физико-химическими свойствами (Беликов, 2008). Таким образом, определена токсичность антибиотиков пенициллинового ряда при действии на микроорганизмы модельной гидроэкосистемы.

Литература

Жмур Н. С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. М.: Международный дом сотрудничества, 1997. 117 с.

Ларцева Л. В. Мониторинг антибиотикорезистентности энтеробактерий, изолированных во внутренних водах города Астрахани // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2011. Т. 13. № 1. Ч. 6. С. 1350–1353.

Шаталаев И. Ф. Биотестирование токсичности сточных вод по дегидрогеназной активности ила: Методические рекомендации. Самара: СамГМУ Росздрава, 1998. 6 с.

Беликов В. Г. Фармацевтическая химия: учебник для студентов вузов. М.: МЕДпресс-информ, 2008. 620 с.

МЕТОД ДОБАВОК СОВМЕСТНО С МЕТОДОМ РАЗБАВЛЕНИЯ ПРОБЫ В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

С. В. Потапов, А. И. Фокина, Е. И. Лялина
Вятский государственный гуманитарный университет,
r1ver235@mail.ru

Большинство методик количественного химического анализа (КХА) основано на использовании предварительно откалиброванных аналитических приборов. Это оправдано при выполнении серийных анализов, когда не требуется высокой точности измерений. В тех же случаях, когда требуется повышенная точность анализа (например, при проведении научных исследований или в потенциально конфликтных ситуациях, когда наблюдаемые концентрации близки к предельно допустимым количествам), серьезное значение приобретает основной недостаток метода предварительной калибровки (градуировки). Он заключается в том, что при калибровке применяют растворы чистых стандартных реактивов в дистиллированной воде, а реальные пробы содержат разнообразные мешающие примеси в неизвестных концентрациях. Таким образом, условия анализа отличаются от условий калибровки, что может приводить к грубым систематическим ошибкам. От всех вышеуказанных недостатков практически свободен метод добавок, существующий в определенных вариантах, в том числе и в сочетании с разбавлением пробы. При применении этого метода

погрешности, обусловленные операциями разбавления и введения добавок, не являются статистически значимой частью погрешности результатов измерений содержания компонента (Внутренний контроль ..., 2006).

Целью работы было апробировать метод добавок совместно с методом разбавления пробы при определении содержания свинца в пробах природной воды.

Объекты и методы. Объектами исследования были пробы природной воды, отобранные в осенний период 2012 г. из р. Терек на участке реки, расположенном в черте г. Владикавказа. Предметом исследования стало содержание свинца в отобранных пробах. Определение проводили методом инверсионной вольтамперометрии на приборе марки «Экотест-ВА». За основу работы был взят алгоритм определения содержания анализируемого компонента с применением метода добавок совместно с методом разбавления пробы. Необходимость применения данного алгоритма была вызвана нестабильностью получаемых результатов способом, регламентированным методикой к прибору (Сборник методик ..., 2004).

Возможность применения алгоритма в инверсионном электрохимическом анализе показывают результаты эксперимента, в котором искусственно загрязняли фоновый раствор нитрата ртути (II) (Потапов и др., 2012). Для анализа использовали модельные растворы с известными концентрациями катиона Cd^{2+} равными 4, 8 и 12 мкг/дм³. Для внесения систематической погрешности использован фоновый раствор нитрата ртути (II) с примесями, мешающими анализу. Для анализа применяли регламентированную к прибору методику (Сборник методик ..., 2004). Результаты представлены в таблице 1. Видно, что значения результатов значительно ниже, чем значения заданных концентраций иона кадмия в растворе. Такой результат считается неправильным.

Таблица 1

Результаты, полученные в присутствии фонового раствора с мешающими примесями

Модельный раствор, мкг/дм ³	Содержание, мкг/дм ³
4	2,70±0,10
8	4,67±0,10
12	8,83±0,71

Для того чтобы попытаться получить правильный результат, испытуемым раствором был раствор с концентрацией кадмия 4 мкг/дм³, эксперимент построили следующим образом:

1. Сняли вольтамперограмму исследуемого раствора;
2. Сняли вольтамперограмму исследуемого раствора с добавкой;
3. Разбавили раствор с добавкой в два раза и с полученного раствора тоже сняли вольтамперограмму;
4. Провели расчёты по градуировочному уравнению:

$$x = \Delta Cx \frac{y_1 + y_2 - 2 \times y_2}{y_2 - y_1}, \text{ где:}$$

x – исходная концентрация в пробе, мкг/дм³;

ΔC – известная добавка, мкг/дм³;

y_1 – площадь пика исходной пробы;

y_2 – площадь пика исходной пробы с добавкой;

y_3 – площадь пика исходной пробы с добавкой, разбавленная в два раза.

Таблица 2

Результаты анализа, полученные методом сочетания добавки и разбавления пробы в присутствии «некачественного» фонового раствора

Концентрация ионов кадмия в модельном растворе, мкг/дм ³	Содержание, мкг/дм ³
4	3,98±0,37

Получается значение очень близкое к заданному.

После отработки методики было определено содержание свинца в пробах природной воды (табл. 3).

Таблица 3

Результаты анализа определения содержания свинца в пробах природной воды

Номер пробы	Содержание, мкг/дм ³ (по стандартной методике)	Содержание, мкг/дм ³ (расчёт с помощью градуировочного уравнения)
1	7,53±2,26	8,15±2,45
2	2,62±0,79	2,83±0,85
3	1,90±0,57	7,26±2,18
4	5,70±1,71	9,40±2,82

Из результатов анализа видно, что содержание ионов свинца, при определении по стандартной методике меньше, иногда даже в несколько раз (проба № 3), чем при расчете с помощью градуировочного уравнения. Данная ситуация имеет место быть из-за мешающих примесей в неизвестных концентрациях, из-за которых занижается результат. При использовании градуировочного уравнения мы можем получить верный результат анализа.

Литература

Внутренний контроль качества результатов количественного химического анализа (РМГ 76-2004). М.: Стандартинформ, 2006.

Потапов С. В., Фокина А. И., Кантор Г. Я. Получение правильных результатов анализа в условиях систематической погрешности // Экология родного края: проблемы и пути решения: Материалы Всерос. молодёжной науч.-практ. конф. с международным участием. Киров: ВятГГУ, 2012. С. 233–235.

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

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТЕЙ ПРИМЕНЕНИЯ СПЕКТРАЛЬНО-ДИНАМИЧЕСКОГО ЭКСПРЕСС-АНАЛИЗА ДЛЯ БИОМОНИТОРИНГА И КОНТРОЛЯ ХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В. В. Петраш¹, М. П. Литаева²

¹ *Научно-исследовательский институт промышленной и морской медицины
Федерального медико-биологического агентства, spbism@mail.ru*

² *ООО «Сенсормед», sensor-med@mail.ru*

До последнего времени санитарный контроль содержания вредных химических веществ в средах, взаимодействующих с организмом человека, применительно к производственным условиям проводится на основе химического мониторинга (определение ПДК, ориентировочного безопасного уровня воздействия вещества и др.). Наиболее распространенные измерения концентрации химических веществ в воде, почве и воздушной среде промышленной зоны не дают исчерпывающего представления о количестве токсического агента, фактически поглощенного организмом, поскольку поступление токсиканта происходит различными путями: ингаляционным, через кожу и желудочно-кишечный тракт. На современном этапе наиболее эффективным подходом оценки опасности химического воздействия на производстве считается применение методов биомониторинга. Материалом для биомониторинга могут служить различные среды организма: моча, выдыхаемый воздух, слюна, кровь, волосы и др. Как правило, применение биомониторинга проводится в совокупности с химическим мониторингом окружающей среды (Сидорин и др., 2006; Луковникова, 2011).

Задачи биологического и химического мониторинга в настоящее время решаются с помощью современных анализаторов: хроматографы, масспектрометры, атомно-абсорбционные спектрометры и др. Однако осуществление такого рода исследований достаточно трудоемко, требует наличия специализированных и хорошо оснащенных лабораторий и квалифицированного персонала. При всем этом химический и биологический мониторинг не может охватить весь спектр возможных соединений и их синергизма по воздействию на организм. Для оценки интегральной токсичности среды и риска интоксикации в настоящее время принято проводить биотестирование воздуха, воды и почвы с помощью тест-объектов (микроорганизмы, гидробионты, водоросли и др.). Однако в этом случае ставится вопрос о правомерности трансляции результатов биотестирования на человека.

Совершенно очевидна необходимость разработки и внедрения новых современных методов биомониторинга как инструмента доказательной медицины для диагностики профессиональной интоксикации (Луковникова, 2011).

В этом аспекте инновационным подходом к проблеме биомониторинга может служить использование спектрально-динамического экспресс-анализа техногенного химического загрязнения организма человека и окружающей среды. Построенные на этом принципе современные медицинские диагностиче-

ские аппаратно-программные системы (АПС), например, «Комплекс медицинский экспертный (КМЭ)» фирмы CME SWISS AG (Швейцария, Словакия), позволяют хранить в базе данных спектральные маркеры химических элементов и их соединений, маркеры нормы и патологии тканей, органов и функциональных систем организма, симбиотов и лекарственных форм (<http://www.cmeswiss.com>; <http://sensor-med.ru>).

Строение (форма) любого атома, молекулы, химического соединения и вещества в целом определяет его устойчивость существования и специфические функциональные свойства во взаимодействии с другими атомами, молекулами и веществами, например, спектры излучения и поглощения энергии (акустической и электромагнитной). Измерение шумового излучения, возникающего в результате теплового движения (вибраций, колебаний) атомов и молекул внутренних структур изучаемого объекта, может дать информацию о происходящих в этих структурах процессах (Аносов, Пасечник, 1994). Каждая многоатомная молекула – есть набор связанных гармонических, либо ангармонических атомарных осцилляторов, интегрированных в единый молекулярный осциллятор, имеющий свой характерный спектральный набор – персональный «спектральный маркер». Под спектральным маркером следует понимать некий спектральный «портрет», характерный для структуры химического вещества и его соединений, ткани, органа и т.д.

В АПС «КМЭ» сходимость характеристик спектрально-динамических маркеров из базы данных и реальных спектральных характеристик организма обследуемого человека определяется методом wavelet-преобразований (<http://www.cmeswiss.com>; <http://sensor-med.ru>). Следует отметить, что спектрально-динамический метод не требует специальных условий и биомониторинг с его помощью может легко осуществляться при проведении плановых профилактических осмотров работников предприятий. Время тестирования составляет не более 1 минуты.

В связи с тем, что АПС «КМЭ» разрабатывался как экспертный диагностический медицинский прибор, его программное обеспечение построено на базе анализа физиологических, метаболических и патофизиологических взаимосвязей организма человека. Тем не менее, на наш взгляд, представляло интерес оценить возможности применения АПС «КМЭ» не по его прямому назначению, а для проведения химического мониторинга состояния окружающей среды (тестирование проб воды и почвы).

Для этой цели с помощью АПС «КМЭ» было оценено содержание радиоактивных веществ и радионуклидов в пробах смешанных образцов почв, отобранных в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината непосредственно около предприятий, в районе хвостохранилищ и шламонакопителей (табл.1). Отбор проб для исследования осуществлены сотрудниками лаборатории биомониторинга ВятГГУ под руководством профессора Т.Я. Ашихминой весной 2013 года. Смешанные образцы почв отбирались в прибрежной полосе реки Елховки с участков 904 и 907, на заболоченном участке в районе 3 и 4 секций шламонакопителя (участок 913), а также на пойменном лугу, находя-

щемся между руслами рек Вятки и Елховки (участок 920). Участки 904, 907 и 920 затапливаются в половодье.

Таблица

Результаты скрининга проб почвы

Номера участков отбора образцов почв	Вид вещества	Радиоактивные вещества и радионуклиды, присутствующие в пробе
904	Радиоактивные вещества	–
	Радионуклиды	Цезий Стронций Иттрий
907	Радиоактивные вещества	–
	Радионуклиды	Америций Кобальт Тритий Стронций Иттрий
913	Радиоактивные вещества	Уран 238 азотнокислый 3,125 мг/мл
	Радионуклиды	Тритий Стронций Иттрий Плутоний
920	Радиоактивные вещества	Уран 238 азотнокислый 0,1953 мг/мл
	Радионуклиды	Кюрий Америций

Поскольку программное обеспечение АПС «КМЭ» позволяет выявлять маркеры химических веществ только применительно к системе гомеостаза организма человека, как значимые патогенетические факторы, полученные результаты спектрально-динамического экспресс-анализа следует рассматривать как ориентировочные для дальнейшего развития этого инновационного в области биомониторинга направления исследований. Самое главное, это исследование подтвердило принципиальную возможность использования спектрально-динамических маркеров для биомониторинга в совокупности с оценкой химического загрязнения окружающей среды (воды, почвы, растительного покрова и др.)

Литература

Аносов А. А., Пасечник В. И. Одномерные обратные задачи акустотермографии и СВЧ-радиометрии // Акустический журнал. 1994. Т. 40. № 5. С. 743–748.

Луковникова Л. В. Химический и биологический мониторинг – современный подход к оценке риска для здоровья работающих // Химическая безопасность России: медицинские и эколого-гигиенические аспекты. Тезисы юбилейной науч. конф., посвящ. 40-летию ФГУП НИИГТП ФМБА России. Волгоград, 2011. С. 56–59.

Сидорин Г. И., Фролова А. Д., Луковникова Л. В. Теоретические основы современного биомониторинга в трудах Н. В. Лазарева и его школы (к 110-летию со дня рождения) // Токсикологический вестник. 2006. № 1. С. 2–6.

<http://www.cmeswiss.com/> (дата обращения: 28.01.14).

<http://sensor-med.ru/> (дата обращения: 28.01.14).

МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДИЭТИЛЕНТРИАМИНПЕНТААЦЕТАТА И ЕГО КОМПЛЕКСОВ С МЕТАЛЛАМИ В ВОДНОЙ СРЕДЕ

Т. Н. Кувичкина¹, Е. Н. Капаруллина¹, А. В. Сафонов²,
Н. В. Доронина¹, А. Н. Решетилов¹

¹ Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г. К. Скрыбина РАН,

² Институт физической химии и электрохимии им. А. Н. Фрумкина РАН,
kuv@ibpm.pushchino.ru

Диэтилентриаминпентаацетат (диэтилентриамин-N,N,N',N'',N'''-пентауксусная кислота ДТПА) занимает особое место среди хелатообразующих соединений. ДТПА – пятиосновная кислота, имеющая строение тройного бетаина. Представляет интерес комплексообразующие свойства ДТПА, являющейся одним из наиболее универсальных органических лигандов. ДТПА применяют в качестве титранта в комплексонометрии и маскирующего агента в аналитической химии; для разделения редкоземельных и трансурановых элементов методом экстракции, для стабилизации бумаги в процессе искусственного теплового старения (Цирульников и др., 1977). Кроме того, благодаря способности образовывать водорастворимые комплексы с двух- и трёхвалентными металлами, ДТПА может использоваться при дезактивации ядерных реакторов (Мелентьев и др., 2011; Герман и др., 2011). Закономерен интерес исследователей к мониторингу ДТПА в водной среде.

Известны два хроматографических метода определения ДТПА в воде: газовая хроматография (ГХ) и высокоэффективная жидкостная хроматография высокого давления (ВЭЖХ) (Randt et al., 1993). Известен спектрофотометрический метод определения ДТПА (Sunil Kamboj et al., 2011) Все перечисленные методы требуют дорогостоящего стационарного оборудования.

Ранее было показано, что существуют бактерии *Chelativorans oligotrophicus* LPM-4, способные деградировать тетраацетат ЭДТА с потреблением молекулярного кислорода. На их основе создан амперометрический биосенсор для определения этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА) и её комплексов с ионами Ba^{2+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} (Решетилов и др., 2011). Штамм LPM-4 был выделен из очистных сооружений г. Пущино и отнесен к новому роду и виду *Chelativorans oligotrophicus* LPM-4 sp. nov. (типовой штамм LPM-4^T=VKMB2395^T=VKMB2445=DSM19276^T) (Dedyukhina et al., 2008).

Целью данной работы являлось получение градуировочных кривых для определения в водной среде диэтилентриаминпентаацетата при помощи биосенсорного метода на основе иммобилизованных клеток штамма *Chelativorans oligotrophicus* VKM В-2395 в качестве биорецептора и кислородного электрода Кларка в качестве преобразователя.

Методика. Объект исследования. В работе использовали штамм аэробных бактерий *Chelativorans oligotrophicus* VKM В-2395, хранящийся во Всероссийской коллекции микроорганизмов (VKM).

Среда и условия культивирования. Штамм *Chelativorans oligotrophicus* ВКМ В-2395 выращивали первоначально на агаризованной среде состава (г/л): $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ – 1,0; KH_2PO_4 – 0,26; $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ – 0,40; $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$ – 0,63; ЭДТА – 1,0. Микроэлементы (мг/л): $FeCl_3 \cdot 4H_2O$ – 1,5; H_3BO_3 – 0,06; $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ – 0,1; $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ – 0,12; $ZnCl_2$ – 0,07; $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ – 0,025; $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ – 0,015; Na_2MoO_4 – 0,025; агар – 20,0. Витамины (мг/л): пиридоксин*HCl – 0,1; тиамин*HCl – 0,05; рибофлавин – 0,05; никотиновая кислота – 0,05; кальция пантотенат – 0,05; Р-аминобензойная кислота – 0,05; липоевая кислота – 0,05; никотинамид – 0,05; витамин B_{12} – 0,05; биотин – 0,02; фолиевая кислота – 0,02. Витамины и микроэлементы готовили в виде концентрированных стерильных растворов и добавляли в среду в количестве 1 и 2 мл/л, соответственно. Для получения биомассы культивирование бактерий проводили в жидкой среде того же состава (рН 7,0) в колбах Эрленмейера объемом 750 мл с 200 мл питательной среды на качалке 150 об/мин при комнатной температуре. Культуральную жидкость, взятую в конце экспоненциальной фазы роста штамма, центрифугировали при 5000g в течение 20 мин, дважды промывали 30 мМ НЕРЕС буфером (рН 7,4), бактериальные клетки ресуспендировали в том же буфере и иммобилизовали на носителе.

Иммобилизацию клеток проводили методом физической адсорбции на хроматографической бумаге Whatman GF/A (Великобритания). Клеточную суспензию наносили на бумагу и подсушивали при комнатной температуре в течение 20 мин. Масса ИмК на носителе составляла 2 мг сырого веса. Полученный биорецептор помещали на рабочую поверхность кислородного электрода Кларка и фиксировали его с помощью нейлоновой сетки.

Водные растворы комплексов ДТПА с металлами (Me-ДТПА) готовили, смешивая эквимолярные концентрации водных растворов ДТПА и соответствующей соли металла за 24 ч до начала эксперимента. Использовали 40 мМ стоковые растворы.

Измерения проводили с помощью гальваностата-потенциостата ИРС-Місго. Регистрируемым параметром являлась максимальная скорость изменения выходного сигнала dI/dt (нА/мин), связанная пропорциональной зависимостью со скоростью изменения концентрации потребленного кислорода.

Результаты. На рисунке 1 представлены градуировочные кривые биосенсора на основе ИмК штамма *Chelativorans oligotrophicus* ВКМ В-2395 для определения ДТПА (А), Mg-ДТПА (Б).

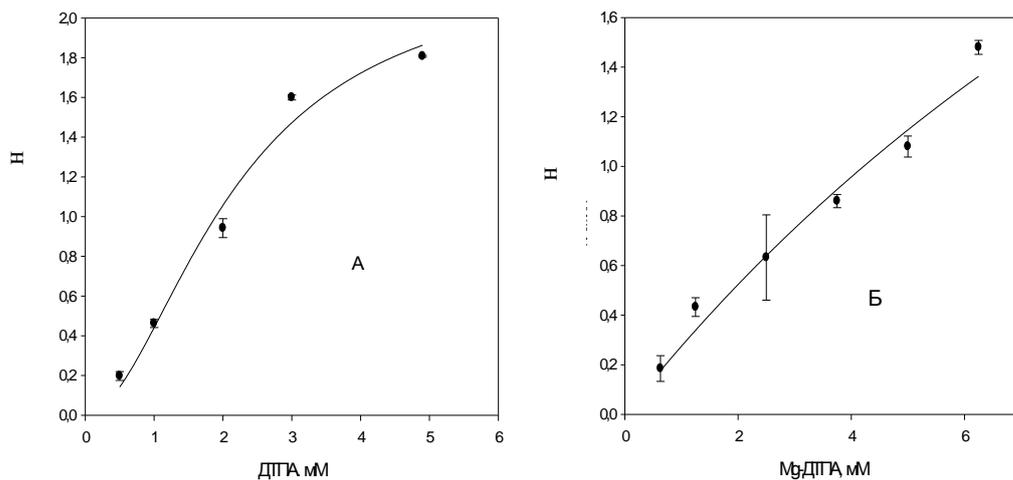


Рис. 1. Градуировочные кривые биосенсора на основе ИМК штамма *Chelativorans oligotrophicus* VKM B-2395 для определения ДТПА (А), Mg-ДТПА (Б)

На рисунке 2 представлены градуировочные кривые биосенсора на основе ИМК штамма *Chelativorans oligotrophicus* VKM B-2395 для определения комплексов с ионами металлов 4-го периода Периодической системы Mn-ДТПА (В), Со- ДТПА (Г), Ni-ДТПА (Д).

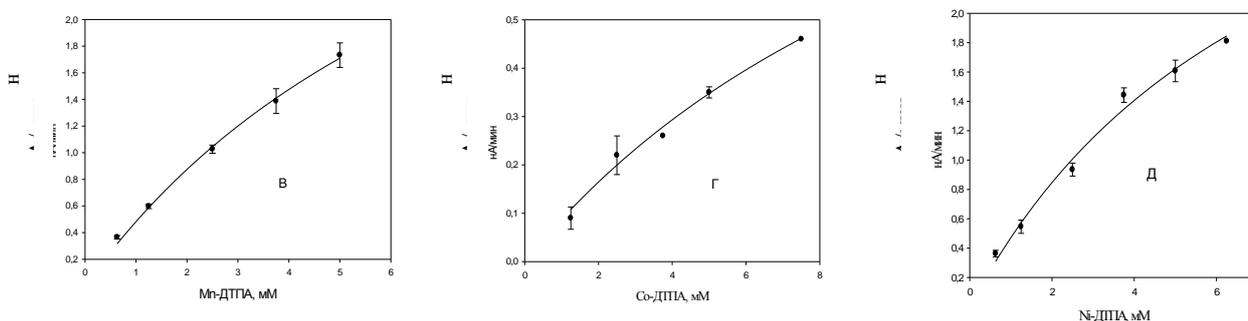


Рис. 2. Градуировочные кривые биосенсора на основе ИМК штамма *Chelativorans oligotrophicus* VKM B-2395 для определения Mn-ДТПА (В), Со-ДТПА (Г), Ni-ДТПА (Д)

Нижний предел определения ДТПА 0,5 мМ; операционная стабильность – 3 суток, продолжительность анализа – 20 мин, ошибка измерения – 8%.

Литература

Герман К. Э., Мелентьев А. Б., Зубавичус Я. В., Калмыков С. Н., Ширяев А. А., Тана-наев И. Г. Синтез, исследование структуры и свойств новых малорастворимых комплексных соединений технеция с диэтилентриаминпентауксусной кислотой // Радиохимия. 2011. Т. 53. № 2. С. 155–161.

Мелентьев А. Б., Машкин А. Н., Тугарина О. В., Колупаев Д. Н., Герман К. Э., Тана-наев И. Г. Влияние комплексообразующих реагентов (ДТПА и щавелевой кислоты) на экстр-акционное поведение технеция в системе «ТБФ – HNO₃ – N₂H₅NO₃» // Радиохимия. 2011. Т. 53. № 2. С. 150–154.

Решетилов А. Н., Кувичкина Т. Н., Капарулина Е. Н., Доронина Н. Н. Биосенсор для определения этилендиаминтетрауксусной кислоты и ее комплексов с ионами металлов // Бюллетень изобретений полезных моделей. 2011. № 16. С. 1133–1134. Патент РФ на полезную модель № 105292. Заявка № 2010152768. Зарегистрировано 10.06.2011.

Цирульникова Н. В., Дёмина Н. П., Литвинова Т. В., Тёмкина В. Я. Диэтилентираминпентауксусная кислота и её применение // Химическая промышленность 1977. № 6. С. 23–26.

Dedyukhina E. G., Chistyakova T. I., Badrutdinova D. N., Yudina E. I., Minkevich I. G., Vainshtein M. B. EDTA-dependent assimilation of glucose and organic acids by an EDTA-degrading bacterium // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2008. V. 77. № 6. P. 1367–1370.

Randt C., R. Wittlinger, and W. Merz. Analysis of nitrilotriacetic acid (NTA), ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) and diethylenetriaminepentaacetic acid (DTPA) in water, particularly waste water // Fresenius J Anal Chem. 1993. V. 346. P. 728–731.

Sunil Kamboj, Deepak Sharma, Anroop B Nair, Suman Bala, Rakesh Kumar Sharma, Vinod Kumar, Javed Ali, Pramod K and S. H. Ansari. A simple and sensitive spectrophotometric method for estimation of diethylene triamine penta acetic acid (DTPA) in topical gel formulations // Der Pharmacia Lettre. 2011. V. 3. № 3. P. 23–28.

ИЗУЧЕНИЕ ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ КУЛЬТУРЫ ШТАММА *ESCHERICHIA COLI* М-17 К СОЕДИНЕНИЯМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ОПЫТАХ НА УСТАНОВЛЕНИЕ ХРОНИЧЕСКОЙ ТОКСИЧНОСТИ

В. Ю. Охупкина, Ю. А. Злобина

Вятский государственный гуманитарный университет, verona2205@mail.ru

Биотестирование является важнейшим методическим подходом в экологической токсикологии. Однако до настоящего времени многие вопросы, связанные с выбором высокочувствительных индикаторных тест-объектов и спецификой их практического применения, остаются открытыми. Одним из перспективных направлений оптимизации методов биотестирования является обоснование возможности и условий использования культур различных видов бактерий в качестве биотестов (Охупкина, Дармова, 2004; Охупкина, Шабалин, 2008).

Целью настоящих исследований явилось изучение чувствительности культуры штамма *Escherichia coli* М-17 к соединениям тяжелых металлов в опытах на установление хронической токсичности.

Для тестирования использовали культуру *E.coli* М-17, полученную из коммерческого пробиотика колибактерина. Перед постановкой опыта лиофилизированную культуру регидротировали физиологическим раствором хлористого натрия и подращивали на агаре Хоттингера, скошенном в пробирках в течение 18–22 ч. при температуре 37±1 °С.

В качестве инкубационной среды использовали 1% раствор пептона на забуференном физиологическом растворе хлористого натрия с рН в пределах 6,6–7,4 ед рН. В экспериментальные варианты сред добавляли расчетные количества водных растворов соединений тяжелых металлов: ацетата свинца ($Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3 H_2O$), сульфата меди ($CuSO_4$), хлорида ртути ($HgCl_2$), ацетата кадмия ($Cd(CH_3COO)_2 \cdot 5 H_2O$), бихромата калия ($K_2Cr_2O_7$). За исходные величины принимали ПДК ионов тяжелых металлов, установленные СанПин

2.1.4.1074-01 для питьевой воды. При добавлении в среду токсикантов до необходимой концентрации производили корректировку pH.

Общее содержание (накопление) микробов определяли по оптической концентрации путем сравнения мутности исследуемой пробы со стандартами мутности (ОСО мутности) на 5 и 10 единиц, эквивалентным $0,5 \cdot 10^9$ и $1 \cdot 10^9$ микробов кишечной группы в 1 мл соответственно.

В ходе опытов из агаровой культуры кишечной палочки готовили суспензию на физиологическом растворе хлористого натрия, которую засеивали в испытываемые среды, посевная доза составляла при этом 20 млн. микробов·мл⁻¹. Засеянные среды инкубировали в течение 18–22 ч. при температуре 37 ± 1 °С в статических условиях, после чего контролировали накопление микробной массы по показателю оптической концентрации. Полученные данные представлены в таблицах 1–5.

Таблица 1

Накопление микробов штамма *E. coli* М-17 в среде, содержащей различные концентрации ионов Cr⁶⁺, $\bar{X} \pm I_{95}$, n=3

Концентрация ионов Cr ⁶⁺ , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Cr ⁶⁺ , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
51,2	1024	0	0
25,6	512	0	0
12,8	256	0	0
6,4	128	0,33±0,13	12
3,2	64	0,60±0,11	24
1,6	32	1,33±0,13	52
0,8	16	1,73±0,13	68
0,4	8	1,80±0,11	72
0,2	4	1,93±0,13	76
0,1	2	2,00±0,11	80
0,05	1	2,47±0,13	100
Контроль		2,47±0,07	100

Данные таблицы 1 показывают, что при содержании в среде инкубации ионов хрома в концентрации от 2 до 32 ПДК накопление микробов снижается на 20,0–48,0%. Концентрация хрома 64–128 ПДК значительно уменьшает ростовые свойства культур (на 76,0–88,0%), а 256 ПДК и выше – полностью ингибирует рост микробов.

Таблица 2

Накопление микробов штамма *E. coli* М-17 в среде, содержащей различные концентрации ионов Cu²⁺, $\bar{X} \pm I_{95}$, n=3

Концентрация ионов Cu ²⁺ , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Cu ²⁺ , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
1024,0	1024	0	0
512,0	512	0	0
256,0	256	0	0
128,0	128	0,40±0,11	18

Концентрация ионов Cu^{2+} , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Cu^{2+} , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
64,0	64	0,87±0,13	41
32,0	32	1,37±0,07	64
16,0	16	1,73±0,13	77
8,0	8	2,00±0,11	91
4,0	4	2,13±0,13	95
2,0	2	2,23±0,07	100
1,0	1	2,27±0,13	105
Контроль		2,23±0,07	100

Данные таблицы 2 показывают, что при содержании в среде инкубации ионов меди в концентрации от 8 до 32 ПДК накопление микробов снижается на 10,0–36,0%. Концентрация меди 64–128 ПДК значительно уменьшает ростовые свойства культур (на 59,0–82,0%), а 256 ПДК и выше – полностью ингибирует рост микробов.

Таблица 3

Накопление микробов штамма *E. coli* M-17 в среде, содержащей различные концентрации Hg^{2+} , $\bar{X} \pm I_{95}$, n=3

Концентрация ионов Hg^{2+} , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Hg^{2+} , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
0,512	1024	0	0
0,256	512	0	0
0,128	256	0,57±0,07	25
0,064	128	0,97±0,07	38
0,032	64	1,43±0,13	58
0,016	32	1,90±0,11	79
0,008	16	2,03±0,07	83
0,004	8	2,07±0,07	83
0,002	4	2,27±0,07	96
0,001	2	2,37±0,07	96
0,0005	1	2,40±0,11	100
Контроль		2,37±0,17	100

Данные таблицы 3 показывают, что содержание в среде инкубации ионов ртути в концентрации 8–64 ПДК накопление микробов снижается на 17,0–42,0%. 128-256 ПДК ртути значительно уменьшают ростовые свойства культур (на 62,0–75,0%), а 512 ПДК полностью ингибирует рост микробов.

Таблица 4

Накопление микробов штамма *Escherichia coli* M-17 в среде, содержащей различные концентрации ионов Pb^{2+} , $\bar{X} \pm I_{95}$, n=3

Концентрация ионов Pb^{2+} , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Pb^{2+} , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
30,72	1024	0	0
15,36	512	0,70±0,11	32

Концентрация ионов Pb^{2+} , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Pb^{2+} , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
7,68	256	0,90±0,11	41
3,84	128	1,33±0,07	59
1,92	64	1,93±0,07	86
0,96	32	2,00±0,11	91
0,48	16	2,07±0,07	95
0,24	8	2,13±0,07	95
0,12	4	2,20±0,11	100
0,06	2	2,23±0,13	100
0,03	1	2,30±0,11	105
Контроль		2,23±0,13	100

Данные таблицы 4 показывают, что при содержании в среде инкубации ионов свинца в концентрации 32–64 ПДК накопление микробов снижается незначительно (9,0–14,0%). 128–512 ПДК свинца значительно уменьшают ростовые свойства культур на 41,0–68,0%, лишь 1024 ПДК полностью ингибирует рост микробов.

Таблица 5

Накопление микробов штамма *Escherichia coli* М-17 в среде, содержащей различные концентрации Cd^{2+} , $X \pm I_{95}$, n=3

Концентрация ионов Cd^{2+} , мг·л ⁻¹	Концентрация ионов Cd^{2+} , ПДК	Накопление микробов, млрд. микробов·мл ⁻¹	Содержание микробов по отношению к контролю, %
1,024	1024	0	0
0,512	512	0	0
0,256	256	0,50±0,11	23
0,128	128	1,13±0,13	50
0,064	64	1,67±0,13	77
0,032	32	2,00±0,11	90
0,016	16	2,07±0,07	95
0,008	8	2,07±0,07	95
0,004	4	2,20±0,11	100
0,002	2	2,17±0,13	100
0,001	1	2,27±0,07	100
Контроль		2,20±0,11	100

Данные таблицы 5 показывают, что при содержании в среде инкубации ионов кадмия в концентрации 8–32 ПДК накопление микробов снижается незначительно на 5,0–10,0%. В среде с концентрацией 64–128 ПДК хрома ростовые свойства культур уменьшаются на 23,0–50,0%. При 256 ПДК кадмия накопление микробов значительно снижается (77,0%), а 512 ПДК полностью ингибирует рост микробов.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно сделать следующее заключение. Культура кишечной палочки штамма М-17 характеризуется безопасностью, практическим удобством в использовании, воспроизводимостью получаемых результатов и сопоставимой с другими тест-объектами

чувствительностью к действию ионов тяжелых металлов в модельных опытах на хроническую токсичность. Полученные данные могут служить основой для оценки чувствительности предлагаемой тест-культуры к другим токсикантам, а также для дальнейшей оптимизации самой методики биотестирования.

Литература

Охапкина В. Ю., Дармова Е. М. Использование микроорганизмов в качестве индикаторных тест-объектов в биомониторинге состояния окружающей среды // Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика: Материалы Всерос. науч. школы, Киров, 16–18 ноября 2004 года. Вып. 2. Киров, 2004. С. 239–241.

Охапкина В. Ю., Шабалин Б. А. Использование некоторых физиологических функций бактерий для оценки токсического влияния среды // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. с межд. участием, Киров, 25–27 ноября 2008 г. Киров, 2008. Вып. IV. Ч. 1. С. 200–201.

ИЗУЧЕНИЕ СОВМЕСТНОГО ДЕЙСТВИЯ МЕТИЛФОСФОНОВОЙ КИСЛОТЫ И ПИРОФОСФАТА НАТРИЯ НА ЦИАНОБАКТЕРИЮ *NOSTOC LINCKIA*

Е. В. Коваль¹, А. Н. Лопатина¹, С. Ю. Огородникова^{1,2}

¹ Вятский государственный гуманитарный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

svetao_05@mail.ru

Химическое загрязнение окружающей среды является одной из серьезных экологических проблем. В биосферу поступают различные поллютанты, в том числе содержащие биогенные элементы. К таким соединениям относятся фосфорсодержащие вещества – пирофосфат натрия (ПФН) и метилфосфоновая кислота (МФК) – конечный продукт гидролиза и универсальный маркер фосфорсодержащих отравляющих веществ.

Пирофосфаты оказывают негативное действие на биохимические и микробиологические показатели почв, обладают токсичностью для тест-объектов *Paramecium caudatum* и *Escherichia coli* М-17 (Олькова, Шулятьева, 2008). ПФН в низких концентрациях влияет на всхожесть семян, рост проростков, накопление биомассы растениями (Свинолупова, Огородникова, 2012). Известно, что даже в малых концентрациях, МФК вызывает нарушение жизнедеятельности растений (Огородникова и др., 2004).

В окружающей среде ПФН неустойчив и гидролизуется с образованием фосфатов (Корбридж, 1982). В отличие от ПФН, МФК более устойчива в природных условиях и сохраняется в почве десятилетиями (Савельева и др., 2002), наличие стабильной углерод-фосфорной связи, делает это соединение персистентным к тепловому воздействию, гидролизу и фотолизу (Кононова, Несмеянова, 2002). Есть данные, что некоторые прокариотические микроорганизмы и низшие эукариоты способны расщеплять С–Р связь (Quinn, 1989). Ряд цианобактерий (ЦБ) проявляют устойчивость к фосфорорганическим токсикантам (Домрачева и др., 2008). ЦБ потенциально обладают большими адаптационны-

ми, биоремедиационными и антогонистическими способностями (Домрачева, 2005).

Целью работы было изучить совместное действие МФК и ПФН на показатели жизнедеятельности цианобактерии *Nostoc linckia*.

Культура ЦБ для опыта была взята из музея фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э.А. Штиной ВГСХА. Возраст культуры 2,5 месяца, титр – $9,5 \cdot 10^7$. Изучали действие смеси фосфорсодержащих соединений МФК+ПФН (0,01; 0,02; 0,03; 0,04; 0,05 моль/л) на биохимические показатели ЦБ: активность перекисного окисления липидов (ПОЛ) и количество хлорофилла а. Культуру ЦБ инкубировали на растворе токсиканта в течение суток. Интенсивность ПОЛ анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), образующимся в процессе ПОЛ (Лукашкин, 2002). Содержание хлорофилла а в культуре ЦБ оценивали спектрофотометрически при длинах волн 665 и 750 нм (Standart procedure..., 2000). Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов (Лакин, 1973).

Ранее показано, что МФК в концентрациях (0,01–0,05 моль/л) оказывает летальное действие на ЦБ *N. linckia* (Коваль, Огородникова, 2012). Влияние ПФН на данный вид ЦБ не изучено. При совместном действии ПФН+МФК в изучаемом диапазоне концентраций (0,01; 0,02; 0,03; 0,04; 0,05 моль/л) не оказывали летального эффекта, но вызывали изменения жизнедеятельности ЦБ *N. linckia*.

ПОЛ – цепной процесс, в ходе которого происходит нарушение структуры многих молекул, в том числе ДНК, прекращаются процессы синтеза в клетке (Кошкин, 2010). Одним из продуктов ПОЛ является малоновый диальдегид. Установлено, что совместное действие МФК+ПФН в самой низкой концентрации (0,01 моль/л) не вызывало достоверных изменений интенсивности процессов ПОЛ в клетках ЦБ (рис. 1). При увеличении концентрации фосфорсодержащих токсикантов (0,02 моль/л) отмечали значительную, в 1,6 раза, активацию окислительных процессов в клетках ЦБ. При совместном воздействии МФК+ПФН в концентрации 0,03 моль/л активность ПОЛ возрастала, по сравнению с контролем на 11%. Увеличение уровня МДА при действии фосфорсодержащих токсикантов свидетельствует об активации окислительных процессов в клетках ЦБ. Дальнейшее увеличение концентрации токсикантов (0,04 и 0,05 моль/л) приводило к снижению активности ПОЛ в клетках ЦБ в среднем на 30%. Ранее, подобное снижение активности ПОЛ отмечали при воздействии на культуру *N. linckia* МФК ($1 \cdot 10^{-4}$ – $1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) (Коваль, Огородникова, 2012).

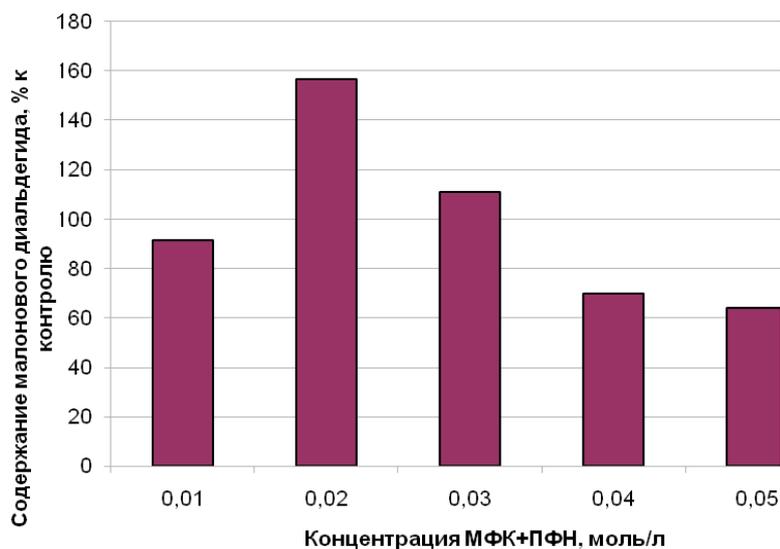


Рис. 1. Содержание малонового диальдегида в клетках *N. linckia*

Из пигментов, ЦБ содержат только хлорофилл а, который активно участвует в процессе фотосинтеза. Инкубация ЦБ с растворами МФК+ПФН привела к снижению уровня хлорофиллов в клетках. В меньшей степени изменения пигментного пула отмечали при совместном действии МФК+ПФН самой низкой концентрации 0,01 моль/л, что согласуется с данными по интенсивности процессов ПОЛ в клетках ЦБ. Совместное действие фосфорсодержащих соединений в более высоких концентрациях (0,02; 0,03; 0,04; 0,05 моль/л) приводило к значительному снижению содержания хлорофилла а в среднем на 50%, по сравнению с контролем. Уменьшение количества хлорофилла а в клетках ЦБ, по-видимому, является результатом окислительной деструкции молекул пигментов и ингибирования процессов биосинтеза пигментов в присутствии токсикантов.

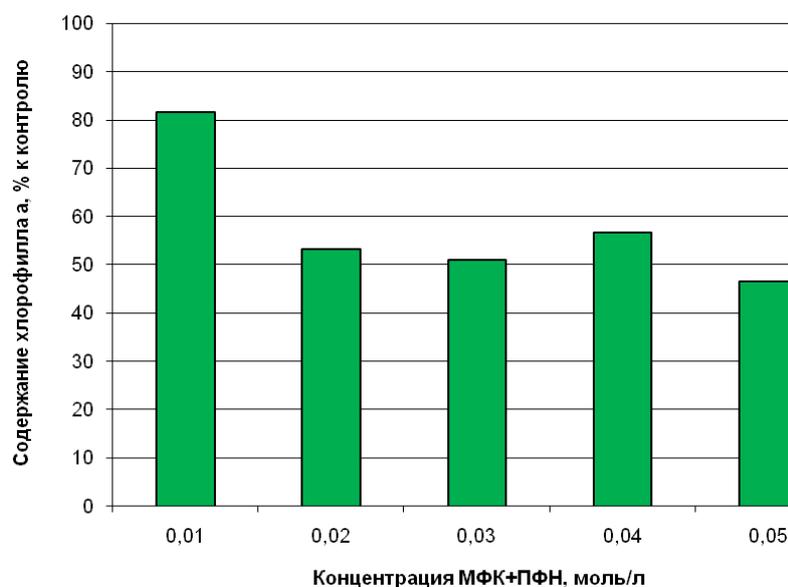


Рис. 2. Содержание хлорофилла а в клетках *N. linckia*

Таким образом, изучено совместное действие фосфорсодержащих токси- кантов МФК+ПФН на интенсивность процессов ПОЛ и уровень хлорофилла а в культуре цианобактерий *N. linckia*. Показано, что МФК+ПФН в изученном диа- пазоне концентраций индуцируют как активацию, так и снижение интенсивно- сти процессов ПОЛ. Ранее подобные эффекты мы отмечали при действии МФК на растения ячменя, снижение интенсивности ПОЛ сопровождалось активацией антиоксидантных ферментов (Свинолупова, Огородникова, 2011). Фосфорсо- держащие токси- канты МФК+ПФН вызывали снижение накопления хлорофилла а в клетках ЦБ, что, по-видимому, связано с окислительной деструкцией моле- кул пигментов.

Литература

- Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я. Применение тетразольно- топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загряз- ненных средах // Теоретическая и прикладная экология. 2008. № 2. С. 23.
- Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
- Коваль Е. В., Огородникова С. Ю. Эффекты метилфосфоновой кислоты на содержа- ние хлорофилла а и интенсивность процессов перекисного окисления липидов в альгологи- чески чистых культурах цианобактерий // Биодиагностика состояния природных и природно- техногенных систем: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Киров, 2012. С. 188–191.
- Кононова С. В., Несмеянова М. А. Фосфонаты и их деградация микроорганизмами // Биохимия. 2002. Т. 67. Вып. 2. С. 220–233.
- Корбридж Д. Фосфор: основы химии, биохимии, технологии. М.: Мир, 1982. 680 с.
- Кошкин Е. И. Физиология устойчивости сельскохозяйственных культур. М.: Дрофа, 2010. 638 с.
- Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
- Олькова А. С., Шулятьева Н. А. Сравнение токсичности фосфатов и пиррофосфатов методами биотестирования // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. докл. молодежн. науч. конф. Киров, 2008. С. 114–118.
- Огородникова С. Ю., Головкин Т. К., Ашихмина Т. Я. Реакции растений на фосфорор- ганический ксенобиотик – метилфосфоновую кислоту // Доклад на заседании президиума Коми научного центра УрО РАН, Сыктывкар, 2004. 23 с.
- Савельева Е. И., Зенкевич И. Г., Кузнецова Т. А., Радилов А. С., Пшеничная Г. В. Ис- следование продуктов превращений фосфорорганических отравляющих веществ методом га- зовой хроматографии – масс-спектрометрии // Российский химический журнал. 2002. Т. XLVI, № 6. С. 82–91.
- Свинолупова Л. С., Огородникова С. Ю. Изучение окислительных процессов в расти- тельных тканях, инициированных действием фосфорсодержащих веществ // Молодые уче- ные в решении актуальных проблем науки: Материалы II Междунар. науч.-практ. конф. 2011. Владикавказ, 2011. С. 12–15.
- Quinn J. P., Peden J. M. M., Dick R. E. // Appl. Microbiol Biotechnol. 1989. V. 31. P. 283– 287.
- Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods. Institute of Marine Research. Norway, 2000. 25 p.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОБЪЕКТА УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ НА ДИНАМИКУ СОСТОЯНИЯ ЛЕСНОГО ПОКРОВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СПЕКТРАЛЬНЫХ ИНДЕКСОВ РАСТИТЕЛЬНОСТИ (NDVI) И ВЛАГОСОДЕРЖАНИЯ (NDWI)

Е. А. Новикова

Вятский государственный гуманитарный университет

Леса являются важнейшим компонентом природно-техногенной системы как мощный регулятор биологического равновесия в природе, играющий огромную роль в создании природных комплексов и экологических условий. Для геоэкологической оценки состояния лесного покрова санитарно-защитной зоны объекта уничтожения химического оружия (УХО) целесообразно использовать индикаторы, доступные для определения с использованием данных спутниковых наблюдений, которые позволяют судить о состоянии лесов с точки зрения эффективности выполнения ими средозащитных и биосферных функций в условиях проявляющейся антропогенной нагрузки.

Физиологическое состояние лесов в значительной степени определяется содержанием хлорофилла и уровнем влагообеспеченности зеленых фракций древесной растительности. Непосредственное определение абсолютных значений этих показателей по данным дистанционного зондирования в настоящее время затруднено и требует дополнительных наземных биофизических и биохимических измерений. В этой связи целесообразно использовать относительные показатели состояния лесов, получаемые на основе спектральных индексов, тесно коррелирующих с уровнем обеспеченности растений хлорофиллом и влагой (Барталев, 2006).

В качестве таких спектральных индексов могут быть использованы нормализованный разностный индекс растительности NDVI (Stroppiana, Pinnock, Pereira, Grégoire, 2002) и индекс влагосодержания NDWI (Gao, 1996), определяемые по уровню отражения в видимом, а также ближнем и среднем инфракрасном диапазонах спектра:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1),$$

$$\text{NDWI} = (\text{SWIR} - \text{NIR}) / (\text{SWIR} + \text{NIR}) \quad (2),$$

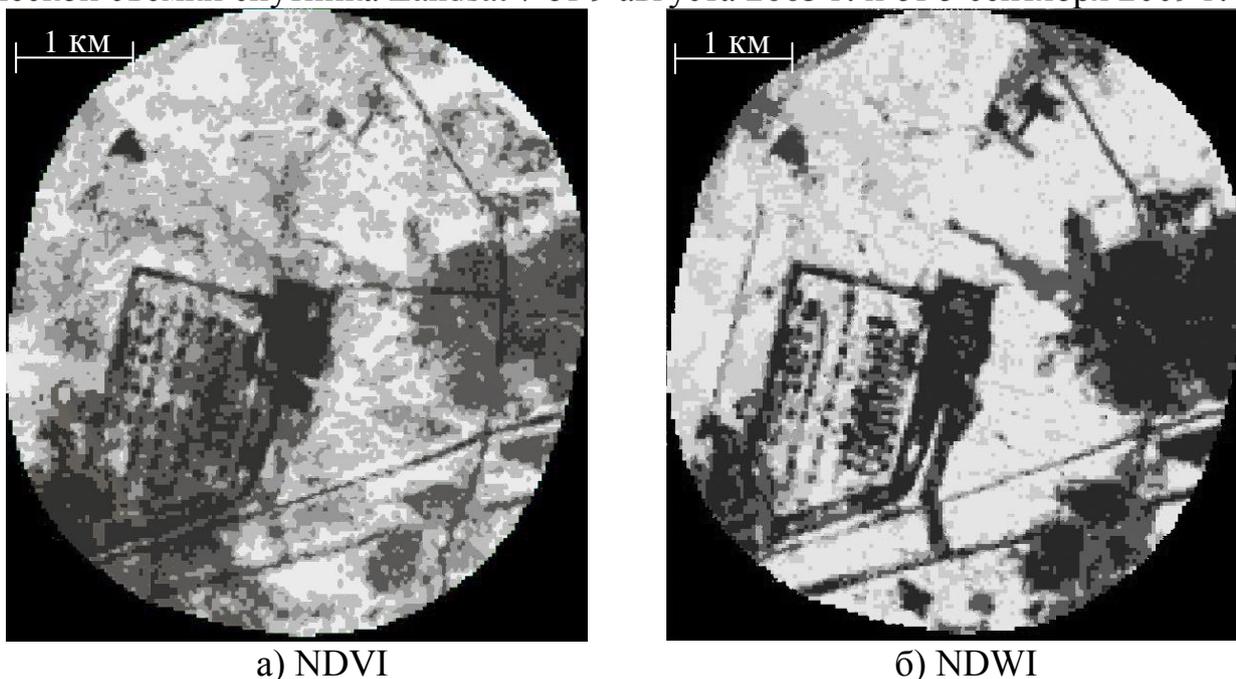
где NDVI и NDWI – нормализованные разностные индексы растительности и влагосодержания; RED, NIR и SWIR – спектральные яркости в каналах 630–690 нм, 750–900 нм и 1550–1750 нм соответственно (для спутника Landsat 7).

При этом целесообразно проводить оценку значений указанных спектральных индексов отдельно для хвойных и смешанных лесов, что продиктовано различной чувствительностью лиственных и хвойных деревьев к воздействию негативных факторов среды (Николаевский, 1964; Приступа, Мазепа, 1987).

В отличие от лиственных деревьев значения спектральных индексов для хвойной растительности могут выступать в качестве чувствительного индикатора

тора их состояния. Это объясняется тем, что не подверженные сезонной дефолиации хвойные насаждения в условиях повышенного уровня загрязнения окружающей среды аккумулируют в вегетативных органах значительно большее количество вредных веществ. Это проявляется в снижении уровня хлорофилла и влагосодержания, и как следствие – в более высоком уровне угнетения хвойных деревьев (Барталев, 2006).

С помощью программного продукта Erdas Imagine 8.4 нами получены материалы по пространственному распределению значений индексов NDVI и NDWI (рис. 1, табл. 1) на территории санитарно-защитной зоны объекта УХО «Марадыковский» до и после начала его функционирования по данным космической съемки спутника Landsat 7 от 9 августа 2005 г. и от 5 сентября 2009 г.



а) NDVI

б) NDWI

Рис. 1. Пространственное распределение значений NDVI и NDWI на территории СЗЗ объекта УХО «Марадыковский» по данным Landsat 7 за 2009 г., М 1:70000

Таблица 1

Значения индексов NDVI и NDWI на территории СЗЗ объекта УХО «Марадыковский» по годам

Раскраска	9 августа 2005 г.		5 сентября 2009 г.	
	NDVI	NDWI	NDVI	NDWI
	-0,097–0,243	-0,184–0,059	-0,125–0,180	-0,161–0,055
	0,243–0,383	0,059–0,177	0,180–0,270	0,055–0,157
	0,383–0,449	0,177–0,240	0,270–0,325	0,157–0,227
	0,449–0,506	0,240–0,302	0,325–0,380	0,227–0,290
	0,506–0,587	0,302–0,412	0,380–0,469	0,290–0,405

При анализе полученных материалов (табл. 1) выявлено, что в целом значения вегетационного индекса в августе 2005 г. выше, чем в сентябре 2009 г., что может быть объяснено сезонной динамикой NDVI и влиянием различных условий водного и теплового режимов на фотосинтетическую активность растений (Лопатин, 2009). Установлено, что хвойные леса имеют значения вегета-

ционного индекса NDVI в 2005 г. в диапазоне 0,383–0,449, а в 2009 г. – 0,270–0,325. Наблюдаются «вкрапления» областей с пониженным индексом NDVI практически во всех хвойных комплексах СЗЗ как в 2005 г. (значения 0,243–0,383), так и в 2009 г. (значения 0,180–0,270). Однако с южной стороны от объекта вдоль железной дороги по материалам за 2009 г. отмечена более обширная по сравнению с 2005 г. область хвойных лесов с пониженным индексом NDVI. Смешанные леса имеют более высокие значения индекса растительности: в августе 2005 г. – 0,449–0,587, а в сентябре 2009 г. – 0,325–0,469.

Следует отметить, что воздействие на растения соединений фосфора, азота и серы, присутствующих в промышленных выбросах объекта УХО «Марадыковский» при термическом обезвреживании реакционных масс после детоксикации фосфорорганического отравляющего вещества типа Vx (Проект нормативов ПДВ..., 2008), может приводить к нарушению или прекращению процесса фотосинтеза. Избыток фосфора способствует развитию хлороза (нарушение образования хлорофилла), так как отрицательно влияет на усвоение железа (Смирнов, Муравин, 1984), а влияние кислых газов (оксиды серы, азота) приводит к изменению физиолого-биохимических процессов в результате подкисления протоплазмы клетки растения и усилению деятельности окислительных процессов, что способствует прекращению фотосинтеза (Николаевский, 1979). Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о некоторой тенденции ухудшения состояния хвойных лесов под влиянием антропогенной нагрузки в исследованный период, что подтверждают и результаты наземных исследований (Итоговый отчет РЦГЭКиМ по Кировской области..., 2005–2010).

Анализ полученных материалов по пространственному распределению значений NDWI на территории СЗЗ объекта УХО «Марадыковский» по данным со спутника Landsat 7 (табл. 1) свидетельствует о том, что индекс влагосодержания для всей территории СЗЗ, в том числе и для лесного покрова, в августе 2005 г. чуть выше, чем в сентябре 2009 г., что может быть вызвано различиями метеорологических условий в эти дни. На большей части территории СЗЗ индекс влагосодержания имеет значения в 2005 г. в диапазоне 0,302–0,412, а в 2009 г. – 0,290–0,405. Выделяются лесные массивы с чуть пониженными показателями по NDWI – 0,240–0,302 в 2005 г. и 0,227–0,290 в 2009 г., которые преимущественно относятся к смешанным лесам. Однако существенных отличий в пространственном распределении значений индекса влагосодержания для лесных массивов до и после начала функционирования объекта УХО «Марадыковский» не отмечено.

Исследование территории СЗЗ объекта УХО «Марадыковский» до и после начала его функционирования с помощью аэрокосмических методов позволило определить, что влияние объекта на состояние лесного покрова его санитарно-защитной зоны в рассмотренный период таково, что еще не проявляется усыхание хвойных деревьев, однако происходит снижение уровня хлорофилла в отдельных лесных массивах.

Выявленные закономерности хорошо согласуются с имеющимися представлениями о проявлении физиологических реакций лесной растительности на негативное воздействие антропогенных факторов окружающей среды. Под-

тверждается предположение (Барталев, 2006), что для ранних стадий повреждения хвойных лесов характерно уменьшение концентраций хлорофилла без видимых проявлений в снижении уровня влагосодержания. Можно ожидать, что достижение некоторого критического уровня антропогенной нагрузки на леса приведет к росту интенсивности их усыхания даже при относительно стабильной концентрации хлорофилла и проявится в наибольшей степени на более поздних стадиях повреждения лесов.

Литература

Агрохимия: по спец. «Экономика и орг. сел. хоз-ва» / П. М. Смирнов, Э. А. Муравин. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Колос, 1984. 304 с.

Барталев С. С. Разработка методики региональной экологической оценки состояния лесов по данным спутниковых наблюдений: Автореф. канд. дис. М., 2006. 24 с.

Итоговый отчет РЦГЭКиМ по Кировской области «Обеспечение проведения мониторинга растительного и животного мира (биоэкологического мониторинга) на территории санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий 1205 объекта по хранению и уничтожению химического оружия в Кировской области» [научный руководитель Т. Я. Ашихмина]. Киров, 2005. 177 с.; 2006. 223 с.; 2007. 218 с.; 2008. 242 с.; 2009. 153 с.; 2010. 249 с.

Лопатин Е. В. Долговременные тренды в радиальном приросте сосны и ели в Республике Коми: Автореф. дис... канд. сел.-хоз. наук. СПб., 2009. 20 с.

Николаевский В. С. Биологические основы газоустойчивости растений. – Новосибирск: Наука, 1979. 278 с.

Николаевский В. С. Некоторые анатомо-физиологические особенности древесных растений в связи с их газоустойчивостью в условиях медеплавильной промышленности Среднего Урала: Автореф. дис... канд. биол. наук. Свердловск, 1964. 40 с.

Приступа Г. К., Мазепа В. Г. Анатомо-морфологические изменения хвои сосны в техногенных условиях // Лесоведение. 1987. № 1. С. 58–60.

Проект нормативов предельно-допустимых выбросов для 1205 объекта хранения и уничтожения химического оружия. Саратов: ФГУ «ГосНИИЭНП», 2008. 193 с.

Gao B. NDWI – a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space // Remote Sensing of Environment. 1996. P. 257–266.

Stroppiana D., Pinnock S., Pereira J. M. C. and Grégoire J. M. Radiometric analysis of Spot Vegetation images for burnt area detection in northern Australia // Remote Sensing of Environment. 2002. Vol. 82. P. 21–37.

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ И КОСМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ В ЭКОЛОГИИ

В. А. Титова

Вятский государственный гуманитарный университет, ecolab2@gmail.com

С конца 70-х годов прошлого столетия для организации и хранения пространственных данных стали широко применяться «Географические информационные системы» (ГИС). Области применения ГИС многообразны: от высококачественной картографии до планирования землеустройства, управления природными ресурсами, оценки и планирования состояния окружающей среды и т. д. Это объясняется тем, что ГИС позволяет рассматривать данные по анализируемым проблемам относительно их пространственных взаимоотношений,

что позволяет проводить комплексную оценку ситуации для принятия правильных решений в процессе управления. Одно из направлений применения ГИС это экология и природопользование.

Для решения экологических проблем необходимо принятие оперативных действий, которые основаны на анализе собранных данных, что позволяет сделать ГИС, имея определенные характеристики для обработки и управления информацией.

При вводе данных дистанционного зондирования Земли и обычных полевых наблюдений можно осуществлять мониторинг антропогенных воздействий. Данные об антропогенных нагрузках накладываются на карты зонирования территории с выделенными областями, представляющими особый интерес с природоохранной точки зрения.

Оценку состояния природной среды можно проводить и по выделенным на всех слоях карты тестовым участкам.

С помощью ГИС удобно моделировать влияние и распространение загрязнения от точечных и неточечных (пространственных) источников на местности, в атмосфере и по гидрологической сети. Результаты модельных расчетов можно наложить на природные карты или карты жилых массивов. В результате можно оперативно оценить ближайшие и будущие последствия различных экстремальных ситуаций.

Одной из основных сфер применения ГИС является мониторинг за последствиями предпринимаемых действий на локальном и региональном уровнях. Источниками получения информации могут быть результаты наземных съемок или дистанционных наблюдений с воздушного транспорта и из космоса. Использование ГИС эффективно для оценки благоприятных и неблагоприятных последствий предпринимаемых природоохранных мероприятий и оперативных решений по их корректировке.

Уже много лет сотрудники Вятского государственного гуманитарного университета при проведении экологического мониторинга используют в своей работе геоинформационные системы и методы дистанционного зондирования Земли.

Специалистами научных лабораторий Вятского государственного гуманитарного университета (ВятГГУ) разработана динамическая математическая модель паводковых процессов в пойме реки Вятка в районе Кирово-Чепецкого химического комбината. В разработке модели были использованы космические снимки, позволяющие уточнять её важнейшие параметры.

С применением геоинформационных и космических технологий были обоснованы размеры зоны защитных мероприятий объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области.

Коллективом научной школы «Эколого-биологический мониторинг и сохранение биотического потенциала экосистем» ВятГГУ на 2012–2013 гг. получен грант Президента РФ по теме «Космический мониторинг, геоэкологическая оценка и реабилитация территорий пострадавших от техногенных воздействий». В рамках этой темы было проведено комплексное обследование терри-

тории, прилегающей к Кирово-Чепецкому промышленному комплексу, с применением дистанционных и полевых методов исследования.

В диссертационной работе старшего преподавателя кафедры химии Т. А. Адамович по теме «Геоэкологическая оценка территории вблизи КЧХК с использованием методов аэрокосмического мониторинга» создан банк многолетних данных спутниковых наблюдений исследуемой территории, проведена обработка разновременных разномасштабных космических снимков с целью проведения геоэкологической оценки и прогноза обследуемой территории.

В рамках диссертационной работы старшего преподавателя кафедры химии Е. А. Новиковой по теме «Геоэкологическая оценка динамики природно-техногенной системы района строительства и функционирования объекта уничтожения химического оружия», проведено картирование устойчивости лесного покрова санитарно-защитной зоны объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области к атмосферному загрязнению. В работе использованы программные средства геоинформационных систем MapInfo 7.5, а космические снимки изучаемой территории со спутника QuickBird, имеющего пространственное разрешение 0,63 м.

В диссертационной работе доцента кафедры экологии А. С. Ольковой по результатам дешифрирования космических снимков проведена оценка устойчивости почвенного покрова и сделан прогноз его состояния к возможному загрязнению в санитарно-защитной зоне объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный Кировской области.

В 2013 г. на примере Орловского района специалистами Инновационно-образовательного центра космических услуг ВятГГУ реализован проект «Развитие региональной инфраструктуры утилизации и переработки древесных отходов с использованием геоинформационных систем и космических технологий». В результате проведенных работ, включающих дешифрирование космических снимков территории Орловского района Кировской области и полевые исследования, выявлено 65 свалок древесных отходов с общим объёмом отходов 179059 м³, занимающих площади 130570 м². В работе были применены методы автоматизированного дешифрирования материалов космических съёмок, автоматизированной обработки данных и геоинформационного картографирования результатов исследования, методы сравнительно-географического и пространственного анализа. В качестве программного обеспечения для обработки данных использовались пакеты программ ENVI 4.5, MapInfoProfessional 7.5, BorlandDelphi 7, Gdal, ArcGIS 9.1. Для определения объёма древесных отходов на свалках применялся стереофотограмметрический метод, который заключается в фотосъёмке объекта с различных ракурсов и специальной математической обработке снимков, позволяющей воспроизвести точную форму и размеры объекта, сформировать его трёхмерную модель и таким образом определить требуемые параметры, включая объём. Составлены карты-схемы мест размещения отходов и путей их транспортировки к месту временного хранения и переработки (рис. 1, 2). Предложены технологии переработки древесных отходов с учётом экологических и социально-экономических факторов для Орловского района Кировской области с целью решения проблем ликвидации несанкцио-

нированных свалок данных отходов с извлечением экономической выгоды и охраны окружающей среды.

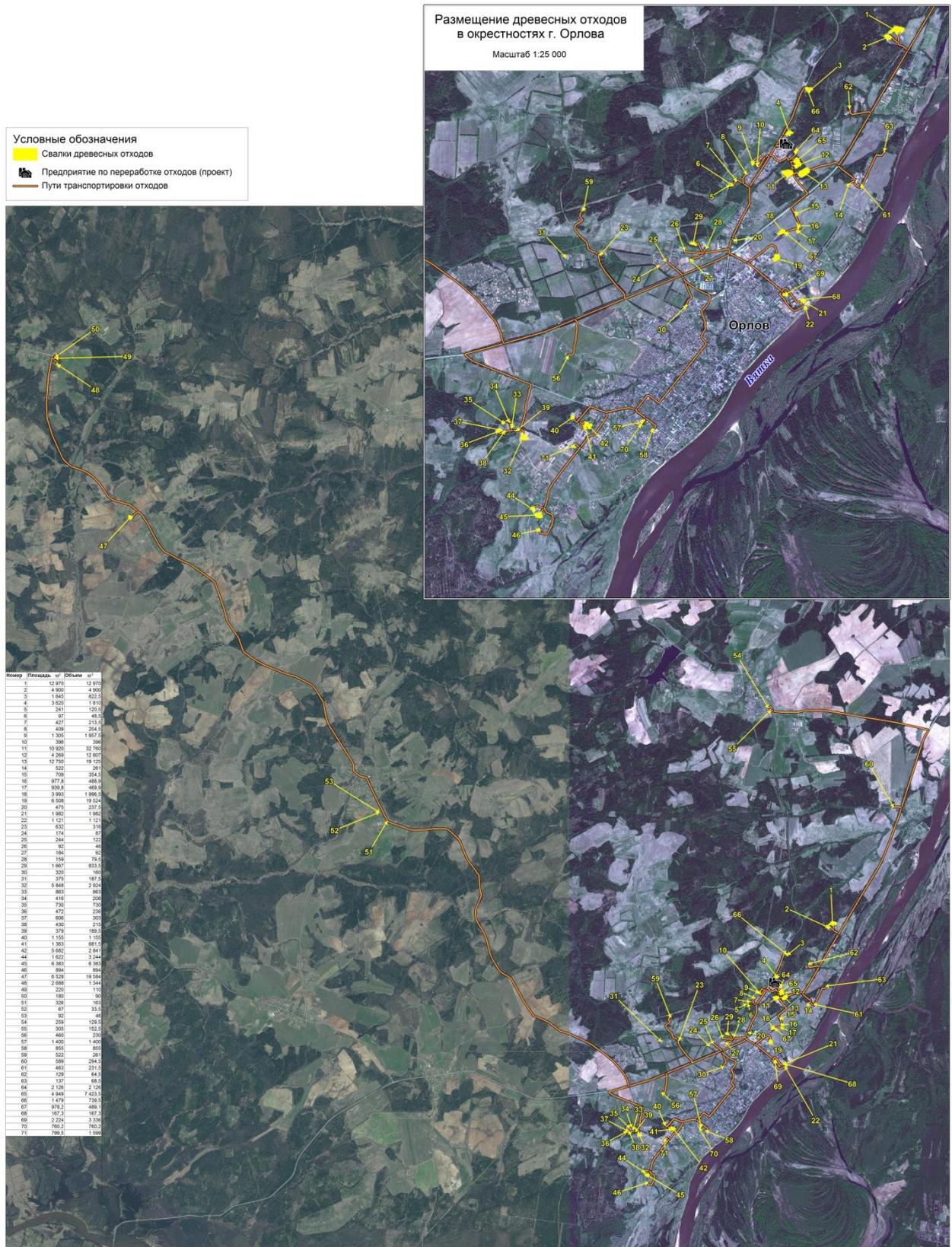


Рис. 1. Схема размещения свалок отходов деревопереработки на территории Орловского района Кировской области

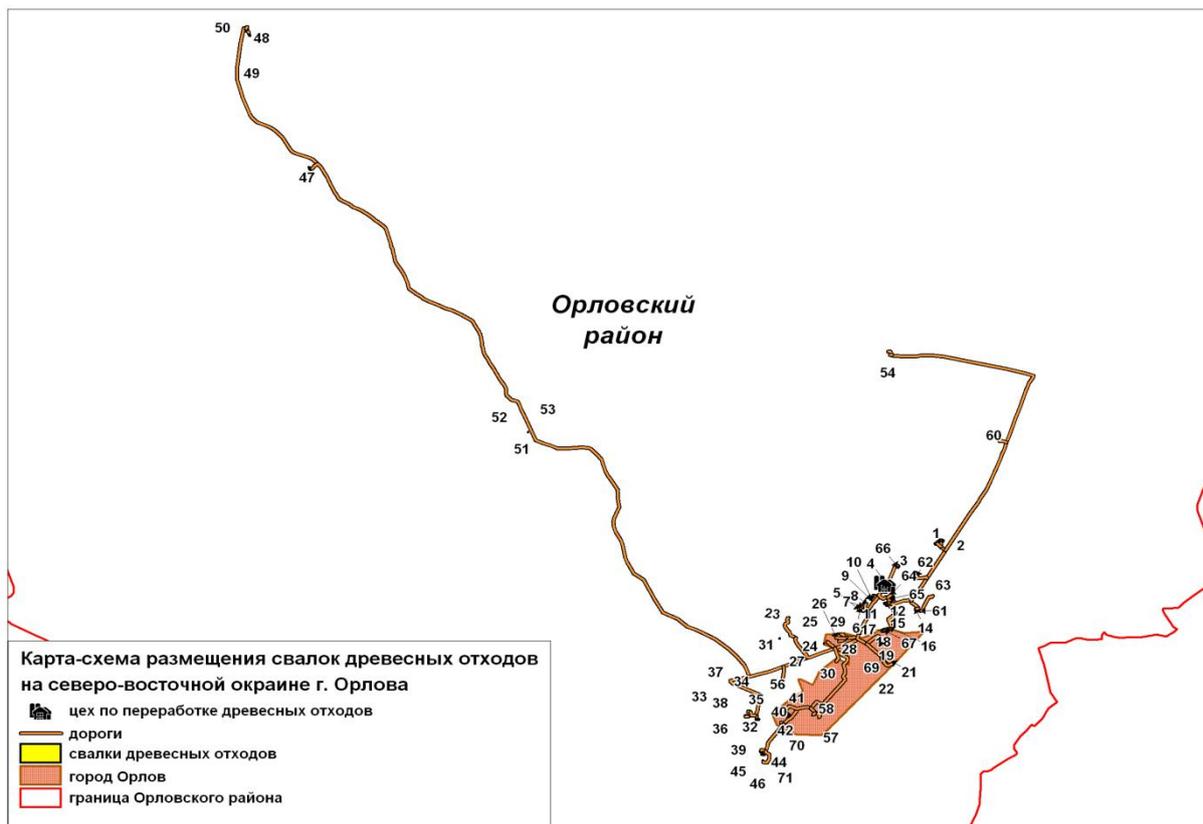


Рис. 2. Карта-схема размещения свалок древесных отходов в окрестностях г. Орлова и путей транспортировки отходов на предприятие по их переработке

* Расстояние по дороге от свалки до предполагаемого места размещения предприятия по переработке древесных отходов на территории ООО «Производственная фирма КРОНА».

Литература

<http://homepage.buryatia.ru/rmeic/gis.htm> (дата обращения 10.03.2014).

СОЗДАНИЕ ИНТЕГРИРОВАННОЙ ИНФОРМАЦИОННО-АНАЛИТИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ КОМПЛЕКСНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И КОНТРОЛЯ В РАЙОНЕ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА

Г. Я. Кантор

*Лаборатория биомониторинга Института биологии
Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ, ecolab2@gmail.com*

Одним из важных составляющих системы экологического контроля и мониторинга является сбор и обработка полученных данных с целью анализа и прогноза изменений состояния окружающей среды в районе исследуемого объекта. Чрезвычайно большой объем информации о текущем состоянии окружающей среды и тенденциях его изменения, о техногенных воздействиях, объемах

и составе промышленных выбросов и сбросов, о предпринимаемых мероприятиях по смягчению негативного влияния, ликвидации последствий нештатных ситуаций настоятельно требует создания мощной автоматизированной информационной системы мониторинга в районе Кирово-Чепецкого промышленного комплекса. Создание данной системы позволит в режиме, близком к реальному времени, отслеживать текущее состояние окружающей среды. Это, прежде всего, погодно-климатические условия, уровни и скорости воды на всех важнейших водотоках и водоносных горизонтах, мощности выбросов и сбросов загрязняющих веществ от предприятий промышленности и жилищно-коммунального хозяйства.

Очевидно, что прямыми измерениями обеспечить такой объем данных физически невозможно, поэтому основу информационной системы экологического мониторинга должна составлять комплексная имитационная модель (или серия имитационных численных моделей отдельных компонентов окружающей среды с источниками техногенного воздействия), представляющая собой компьютерный аппаратно-программный комплекс, оснащенный современным универсальным и специальным программным обеспечением, детальным формализованным описанием в цифровой форме всех существенных аспектов состояния окружающей среды и его мониторинга. В число важнейших компонентов информационной системы мониторинга входят:

1. Цифровая топографическая карта (ЦТК) местности с точностью и детальностью, соответствующих масштабу 1:10000.

2. Цифровая модель рельефа (ЦМР) с погрешностью абсолютных отметок высоты не больше 10 см, в том числе для рельефа дна всех водоемов и водотоков зоны.

3. Программное обеспечение геоинформационной системы (ГИС), обеспечивающее хранение, актуализацию и визуализацию пространственных данных, постоянное информационное взаимодействие со специализированными модулями сопровождения полевых работ, расчетов, моделирования и прогнозирования развития экологической ситуации как в реальных условиях, так и в гипотетических аварийных и других чрезвычайных ситуациях.

4. Комплексная численная имитационная модель, включающая следующие программные компоненты:

– геофильтрационная математическая модель, производящая расчет уровней, скоростей и направления движения подземных вод в районе мониторинга на основе имеющихся данных о геологическом строении недр, гидрофизических свойствах грунтов и горных пород, данных режимных гидрогеологических наблюдений и активных экспериментов;

– геомиграционная модель, которая на основе геофильтрационной модели и данных о сорбционных свойствах грунтов и горных пород рассчитывает скорость распространения загрязняющих веществ (в том числе радионуклидов) с потоками подземных вод;

– гидродинамическая модель движения поверхностных вод на территории мониторинга, в том числе в период весеннего половодья с расчетом потоков загрязняющих веществ от всех известных источников;

– расчетный модуль водообмена между подземными и поверхностными водами с учетом переноса загрязняющих веществ;

– средства визуализации исходных данных и результатов модельных расчетов в виде тематических карт и трехмерных моделей, в том числе динамических (анимированных);

– программные средства передачи результатов моделирования в общую структуру ГИС для сопоставления с прочими данными и компонентами.

5. База данных локальных погодноклиматических условий за максимально доступный период гидрометеорологических наблюдений. Желательно развертывание на территории мониторинга автоматической метеостанции (метеопоста), непрерывно пополняющей базу данных погодноклиматических условий. Возможна расстановка на ключевых точках акватории временных автоматических уровнемеров с передачей информации в базу данных по радиоканалу.

6. База данных по результатам химического и радиохимического опробования поверхностных и подземных вод, почвогрунтов и растений.

7. База данных о состоянии здоровья населения г. Кирово-Чепецка с учетом занятости на химическом производстве.

8. Модуль подготовки отчетов для государственных и муниципальных органов управления (таблицы, диаграммы, карты, аналитические записки) и для широкой публики (тематические страницы в сети «Интернет», наглядные для неспециалистов картографические изображения, 3D-графика, анимация).

В ходе реализации программы экологического контроля и мониторинга должно обеспечиваться информационно-аналитическое взаимодействие с федеральными, региональными и муниципальными органами управления, с населением и общественными организациями.

ХАРАКТЕРИСТИКА БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ С ПОМОЩЬЮ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ВЕЛИЧИНЫ МИТОТИЧЕСКОГО ИНДЕКСА

Е. П. Панина¹, А. Э. Вишняков², А. И. Попов²

¹ *Санкт-Петербургский государственный аграрный университет,
ekarin1987@yandex.ru*

² *Санкт-Петербургский государственный университет,
vishnyakov@hotmail.com, paihumic@gmail.com*

Биологическая активность гуминовых веществ (ГВ) — одно из важных их свойств, которое обуславливается разносторонними свойствами специфических этих соединений. Чаще всего биологическая активность ГВ оценивается на основе определения увеличения всхожести семян, длины стеблей и корней, а также массы проростков растений (Czerniawska-Kusza et al., 2006; Sujetovienė, Griauslytė 2008; Воронина, 2012). Однако эти методы требуют значительного времени и строгой стандартизации условий выращивания проростков растений. Одним из быстрых и воспроизводимых методов биотестирования физиологически активных веществ является определение величины митотического индекса

(МИ) клеток корневых апексов растений (Fiskesjö, 1993; Дмитриева и др., 2004).

В связи с этим, целью данной работы была характеристика биологической активности ГВ, полученных разными способами, на митотический индекс клеток корневых апексов.

Для осуществления этой цели были поставлены следующие задачи:

1. Сравнить влияние величины водородного показателя исходного раствора ГВ на величину МИ.

2. Оценить влияние выпаривания раствора ГВ на величину МИ.

В качестве объекта исследования для оценки митозмодифицирующего действия растворов ГВ нами были выбраны корни лука (*Allium cepa* L.) и проростков гороха (*Pisum sativum* L.). Луковицы проращивали в пластмассовых ванночках, а семена гороха — в чашках Петри в дистиллированной воде в течение 3-х суток. Перед проращиванием все семена и сосуды стерилизовали для снижения возможного инфицирования растений свободноживущими и фитопатогенными микроорганизмами. В опыте корни луковиц и проростков гороха в течение 24 часа контактировали с исследуемыми растворами ГВ, после чего от корней проростков отрезали апикальную часть длиной 5–7 мм, помещали в фиксатор Кларка и фиксировали в смеси этилового спирта и уксусной кислоты в отношении 1:3 в течение не менее 2–3 часов. Для приготовления препаратов от кончиков корней отсекали отрезки длиной 1,5 мм, опускали в 2%-ный раствор ацетоорсеина на 40 минут, затем помещали на предметное стекло в каплю 45% уксусной кислоты, накрывали покровным стеклом и равномерно раздавливали (до монослоя клеток). На давленных препаратах подсчитывали число делящихся и неделящихся клеток.

Митотический индекс определяли стандартным методом (Пухальский и др., 2004) по формуле:

$$\text{МИ} = \frac{\sum (\text{П} + \text{М} + \text{А} + \text{Т})}{\sum (\text{И} + \text{П} + \text{М} + \text{А} + \text{Т})} \times 1000$$

где в числителе — число делящихся клеток, находящихся в стадии профазы (П), метафазы (М), анафазы (А) и телофазы (Т); в знаменателе — сумма делящихся и неделящихся клеток (И — количество клеток, находящихся в стадии интерфазы).

Исследуемыми соединениями были ГВ (смесь гуминовых кислот и фульвокислот), выделенные из вермикомпоста щелочным раствором $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$. Раствор ГВ был разделён на две части: одна часть была оставлена без изменений (рН ~ 12), а вторая нейтрализована ортофосфорной кислотой до рН ~ 7. Половина каждой части была выпарена на водяной бане. После высушивания гуминовые вещества были снова переведены в раствор. В результате было получено четыре раствора ГВ: 1-й раствор — нейтрализованная вытяжка (рН ~ 7), 2-й раствор был приготовлен из выпаренной нейтрализованной вытяжки, 3-й раствор был щелочным (рН ~ 12), а 4-й раствор был приготовлен из выпаренной щелочной вытяжки. Полученные растворы ГВ были разбавлены дистиллированной водой до концентрации 0,001 мг углерода ГВ в 1 мл ($C_{\text{ГВ}}/\text{мл}$).

Полученные экспериментальные данные подвергались математической обработке методами вариационной статистики. Оценка существенности различия между выборочными средними проводилась с помощью дисперсионного анализа.

При сравнении действия растворов ГВ с разными значениями водородного показателя на величину МИ апикальных клеток корней и лука (*Allium cepa* L.), и гороха (*Pisum sativum* L.) было выявлено, что щелочные растворы ГВ достоверно ингибировали митоз клеток (табл. 1). При этом митозугнетающее действие щелочных растворов ГВ после их выпаривания также увеличивалось и в случае лука, и в случае гороха.

Снижение количества митозов в апикальных клетках корней лука и гороха в случае щелочных растворов ГВ может объясняться наличием такого сильно фитотоксичного соединения, как сода. Последняя могла образоваться за счёт поглощения щелочной вытяжкой углекислого газа из воздуха.

Высушивание нейтральных вытяжек и последующее растворение ГВ способствовало существенному увеличению числа митозов в апикальных клетках корней лука (табл.) и практически не повлияло на митоз клеток корневого апекса гороха. Иными словами высушивание ГВ не сопровождалось снижением их биологической активности, что может объясняться окислительно-восстановительной буферностью этих соединений (Попов, 2004).

Таблица

Величины митотического индекса апикальных клеток корней лука и гороха

Факторы			Величина митотического индекса
А (растения)	В (величина рН исходного раствора ГВ)	С (выпаривание исходного раствора ГВ)	
<i>Allium cepa</i> L. (лук)	7	Нет	52
		Есть	78
	12	Нет	34
		Есть	20
<i>Pisum sativum</i> L. (горох)	7	Нет	57
		Есть	60
	12	Нет	41
		Есть	43
Частные различия			
F _ф			13,86
F ₀₅			2,08
НСР ₀₅			13,0
Главные эффекты			
НСР ₀₅			6,5
Парные взаимодействия			
НСР ₀₅			9,2

Примечания: F_ф — критерий Фишера фактический, F₀₅ — критерий Фишера теоретический (табличный), НСР₀₅ — наименьшая существенная разность при P=95%.

Выводы: 1. Щелочная реакция исходных растворов гуминовых веществ вызывала митозугнетающее действие и в случае двудольных, и в случае однодольных растений.

2. Высушивание гуминовых веществ не снижало их биологическую активность.

Литература

Воронина Л. П., Якименко О. С., Терехова В. А. Оценка биологической активности промышленных гуминовых препаратов // *Агрехимия*. 2012. № 6. С. 50–57.

Дмитриева С. А., Минибаева Ф. В., Гордон Л. Х. Митотический индекс меристемных клеток и рост корней гороха *Pisum sativum* при действии модуляторов инозитольного цикла // *Цитология*. 2006. Т. 48. № 6. С. 475–479.

Попов А. И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / Под ред. Е. И. Ермакова. СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2004. 248 с.

Пухальский В. А., Соловьев А. А., Юрцев В. Н. Цитология и цитогенетика: Руководство к лабораторно-практическим занятиям (для студентов специальности «селекция и генетика сельскохозяйственных растений»). М.: Изд-во Моск. с.-х. акад., 2004. 118 с.

Czerniawska-Kusza I., Ciesielczuk T., Kusza G., Cichon A. Comparison of the Phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments // *Environ. Toxicol.* 2006. Vol. 21. № 4. P. 367–372.

Fiskesjö G. Assessment by Measuring the Mean Root Growth of Onions (*Allium cepa* L.) // *Environ. Toxicol. and Water Quality*. 1993. Vol. 8. P. 461–470.

Sujetovienė G., Griauslytė L. Toxicity assessment of roadside soil using wild oat (*Avena sativa* L.) and cress (*Lepidium sativum* L.) morphometric and biochemical parameters // *Environ. Res. Engineer. Manag.* 2008. Vol. 46. № 4. P. 29–35.

ОПТИМИЗАЦИЯ ПОТЕНЦИАЛЬНЫХ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ПРОДУКЦИОННОГО ПРОЦЕССА ВЫСШИХ РАСТЕНИЙ

А. И. Попов

Санкт-Петербургский государственный университет, raihumic@gmail.com

Изучение слагаемых продукционного процесса высших растений и оптимизация его потенциальных возможностей является важным направлением в рамках хозяйственной деятельности человека. Особую остроту данное направление приобретает в условиях острого дефицита привычных средств воздействия на величину урожая сельскохозяйственных растений и общей тенденцией на получение экологически безопасных продуктов питания и кормов. Следует напомнить, что основное специфическое свойство почв – плодородие – зачастую рассматривается лишь с утилитарной позиции – только как факт обеспечения растений необходимыми нутриентами, а условия функционирования экосистем редко принимаются во внимание (Гамалей и др., 1996; Попов, 2006).

Цель данной работы – представить концептуальную модель регуляции роста и развития растений, которая позволяет рассматривать продукционный процесс как результат функционирования трофической системы почва-растение.

Современное понятие плодородия почв связано с обеспечением ряда условий роста растений и с доступностью им элементов минерального питания. Отчасти этим объясняется повышенное внимание балансу зольных элементов. Успехи в этом направлении значительны. Развитие агрохимии во многом обязано ему. Но такой подход конечен, и предел уже ощущается. Воображение рисует быстрое решение многих проблем земледелия на основе химизации и кажется, что о плодородии почв известно многое, тем не менее, выясняется, что нельзя быть уверенным даже в некоторых, на первый взгляд, неоспоримых вопросах. Приведём несколько примеров.

1. Вопросы теории питания растений. Общепринятой точкой зрения является теория минерального питания растений. В то же время в научной литературе, начиная с конца 19-го столетия и по настоящее время, имеется огромное число фактов, подтверждающих поглощение высшими зелёными растениями органических веществ естественного, искусственного и даже синтетического происхождения. Случайно ли это поглощение органических молекул? Кем же являются растения облигатными автотрофами или факультативными гетеротрофами?

2. Вопросы, касающиеся взаимодействия растений и почвы, как систем. Наиболее часто почву рассматривают как некий субстрат, позволяющий растениям механически закрепиться и получать из него необходимые биофильные элементы и воду. Правомочно ли с позиции биоценологии и трофологии рассматривать функционирование растений в отрыве от почвы? Или всё же правильнее считать растения и почву единой трофосистемой?

3. Вопросы, связанные с управлением продукционным процессом растений и его оптимизацией. Чем, на что и как воздействовать? Данные вопросы также лежат в области фундаментальных исследований.

Из краткого рассмотрения точек зрения о питании растений следует, что зелёные сосудистые растения представляют собой автотрофные организмы с факультативным гетеротрофным питанием (Попов и др., 2011). При этом экологическая функция почвенного органического вещества может быть связана с поглощением зелёными сосудистыми растениями органических соединений (Попов, Чертов, 1993). Существование случаев потребления растениями органических соединений с позиций трофологии (растения как автотрофы с факультативным гетеротрофным симбиотическим питанием) значительно расширяет представление о питании растений и о путях его регулирования. Данное обстоятельство послужило причиной создания концепции, которая и легла в основу предлагаемой модели.

С позиций современной биоценологии трофическое взаимоотношение растений и почвы целесообразно рассматривать как своеобразную двойную трофическую цепь, в которой утилизация педобиотой отмерших остатков растений сопровождается созданием (посредством той же биоты) источника органико-минеральных нутриентов для растений (Попов, 2006).

Естественное следствие этих положений заключается в том, что функционирование трофосистемы почва-растение основано: на общих закономерностях передвижения нутриентов в пределах этой системы под действием осмо-

лярного градиента и на динамическом равновесии биологического круговорота органических соединений.

Согласно нашей концепции (Попов, Чертов, 1993), ряд органических молекул – функциональных и строительных блоков органических макромолекул – многократно используются на различных трофических уровнях экосистем для построения как биомассы растений, так и гуминовых веществ. Причём, почва, как полидисперсная гетерогенная многофазная система, как компонент и продукт биогеоценоза, выполняет трансформационно-трофическую функцию, при этом важная роль принадлежит педобиоте – комплексу почвенных живых организмов.

В агроценозах, которые, по сути, являются разбалансированными биоценозами, трофическая связь между почвой и растениями нарушена, часть функциональных звеньев отсутствует. Поэтому для того, чтобы почва функционировала нормально, необходимо восстановить и/или восполнить утраченные ею биогеоценозические звенья. Иначе говоря, необходимо воспроизвести отдельные биологические слагающие условия плодородия. То есть для реального повышения продуктивности агрофитоценозов и получения продуктов питания с уменьшенным содержанием ксенобиотических веществ наряду с химической коррекцией плодородия почв необходимо проводить и биологическую коррекцию. Биологическая коррекция – это способ управления динамикой составных частей плодородия, точнее составных частей функционирования трофосистемы почва-растение. При этом обязательно должны учитываться физиологические особенности растений (Попов, 2006).

Основные звенья биологической коррекции в системе почва-растение: 1) хорошо гумифицированный органический материал (гумус типа мюллер), 2) азотфиксирующие организмы и 3) литолитические организмы, т. е. организмы способные к активному биологическому выветриванию минеральной массы.

Таким образом, из предложенной модели следует, что воздействие на продукционный процесс должен быть множественным – по возможности направленным на максимальное количество лимитирующих факторов, учитывая, что продуктивность – результат существования растений в конкретных почвенно-климатических условиях. Комплекс мероприятий, по оптимизации продукционного процесса растений, должен быть направлен на управление всей совокупной системы, каковой и является трофосистема почва-растение. При этом необходимо руководствоваться принципом взаимосвязанности лимитирующих факторов.

Литература

Гамалей Ю. В., Попов А. И., Гамалей А. В. Анализ слагаемых продукционного процесса высших растений и потенциальных возможностей его оптимизации // Управление продукционным процессом растений в регулируемых условиях: Тезисы докл. Всерос конф. (с междунар. участием) (С.-Петербург, 7–11 октября 1996 г.). СПб.: Агрофизич. ин-т, 1996. С. 21–23.

Попов А. И. Органическое вещество почв агроценозов и его роль в функционировании системы почва-растение: Автореф. дисс. ... доктора с.-х. наук. СПб. Пушкин: СПбГАУ, 2006. 48 с.

Попов А. И., Кузнецов В. И., Игамбердиев В. М. Эволюция точек зрения на питание растений // Системы высокоурожайного земледелия и биотехнологии как основа инновационной модернизации АПК в условиях климатических изменений / Материалы Всерос. науч.-практ. конф. (16–17 марта 2011 г., г. Уфа). В 2-х частях. Ч. II. Уфа: НВП «БашИнком», ФГОУ ВПО Башкирск. гос. аграрн. ун-т, 2011. С. 54–67.

Попов А. И., Чертов О. Г. О трофической функции органического вещества почв // Вестник С.-Петербур. ун-та. 1993. Серия биол. Вып. 3. № 17. С. 100–109.

Научное издание

**Закономерности функционирования природных и
антропогенно трансформированных экосистем**

Материалы

Всероссийской научной конференции

22–23 апреля 2014 г.

Редактор: Т. Я. Ашихмина

Верстка: Е. М. Кардакова

Издательство ООО «ВЕСИ»
610000, г. Киров, ул. Московская, 52,
E-mail: ooovesy@yandex.ru

Подписано в печать 10.04.2014 г., Формат 60x84 1/16.
Бумага офсетная. Гарнитура Times New Roman.
Усл. п. л. 21,09 Тираж 500 экз.
Заказ № 246.

Отпечатано с готового оригинала-макета
в типографии ООО «Лобань»,
610000, г. Киров, ул. Казанская, 50.
тел./ф.: (8332) 69-50-15.

Вятский государственный гуманитарный университет,
610002, г. Киров, ул. Красноармейская, 26.