



Материалы Международной научной конференции

ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ



ИБ Коми НЦ
УрО РАН

Киров, 2019

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

Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук

**ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ
ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ
И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ**

Материалы

Международной научной конференции

16–18 апреля 2019 г.

Киров 2019

УДК 504.12(084)
Т 655

Международная научная конференция
«Трансформация экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов»
проводится в рамках Программы развития
ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет»

Печатается по рекомендации Научного совета ВятГУ

Ответственный редактор:

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

Редакционная коллегия:

С. В. Дёгтева, д-р биол. наук, **С. Г. Литвинец**, доцент, к. с.-х. н., **Т. Я. Ашихмина**, профессор, д-р техн. наук, **Л. И. Домрачева**, профессор, д-р биол. наук, **Л. В. Кондакова**, профессор, д-р биол. наук, **И. Г. Широких**, с. н. с., д-р биол. наук, **Е. В. Дабах**, доцент, канд. биол. наук, **Е. А. Домнина**, доцент, канд. биол. наук, **Г. Я. Кантор**, н. с., канд. техн. наук, **Т. И. Кутявина**, с. н. с., канд. биол. наук, **С. Ю. Огородникова**, доцент, канд. биол. наук, **С. В. Пестов**, н. с., канд. биол. наук, **С. Г. Скугорева**, н. с., канд. биол. наук, **Н. В. Сырчина**, с. н. с., канд. хим. наук, **А. С. Тимонов**, н. с., **С. В. Шабалкина**, доцент, канд. биол. наук.

Т 655 Трансформация экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов: Материалы международной научной конференции. (г. Киров, 16–18 апреля 2019 г.). – Киров: ВятГУ, 2019. – 309 с.

ISBN 978-5-98228-192-0

В сборник материалов международной научной конференции «Трансформация экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов» вошли материалы, посвященные исследованию абиотических и биотических компонентов природных и трансформированных экосистем организменного и надорганизменного уровней, новым инновационным технологиям, методам и подходам в исследовании экологических систем.

Значительное место в сборнике посвящено проблемам сохранения биологического разнообразия, экологическим проблемам особо охраняемых территорий и антропогенно трансформированных биотопов; вопросам устойчивости биологических систем к техногенному воздействию.

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

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

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

Конференция проводится в рамках Программы развития ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет».

УДК 504.12(084)

ISBN 978-5-98228-192-0

© ФГБОУ ВО «Вятский государственный университет»
(ВятГУ), 2019

СОДЕРЖАНИЕ

СЕКЦИЯ 1

ТРАНСФОРМАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Степанович И. М. Современная структура и антропогенная трансформация растительности Беларуси	9
Сафонов А. И. Сорно-рудеральная фракция урбанофлоры Донецкой агломерации как показатель трансформации локальных экосистем	13
Абатурова К. В., Егошина Т. Л. Трансформация травяно-кустарничкового яруса лесного фитоценоза под влиянием несанкционированной свалки.....	16
Абдураимов О. С., Шомуродов Х. Ф. Редкие и исчезающие виды растений останцовой горы Кульджуктау (Кызылкум)	19
Чибрик Т. С., Лукина, Н. В. Глазырина М. А., Филимонова Е. И. Трансформация флоры, растительности и особенности микоризообразования на отвалах новокиевского железорудного месторождения (степная зона)	22
Ведяшкина О. А., Лукина Т. А., Лукаткин А. С. Влияние температурных стрессоров на состояние трансформированных линий <i>Nicotiana tabacum</i>	27
Митрошенкова А. Е., Ильина В. Н. Особенности структуры ценопопуляций некоторых видов рода <i>Plantago</i> в Самарской области.....	31
Дайнеко Н. М., Тимофеев С. Ф., Жадько С. В. Радиологическая оценка луговых ассоциаций поймы р. Ипуть	34
Мучкина Е. Я., Коротченко И. С., Субботин М. А. Древесная растительность в условиях промышленно-урбанизированной территории.....	38
Дрожжина В. Н., Козырева О. А. Изменение морфометрических показателей вегетативных органов клена остролистного в условиях антропогенной нагрузки	41
Федюшкина К. В., Шаркаева Э. Ш., Лукаткин А. С. Морфофизиологические особенности клена остролистного в условиях г. Саранска.....	45
Рахимова Н. К., Рахимова Т. Влияние природных и антропогенных факторов на современное состояние ценологических популяций <i>Artemisia terrae-albae</i> Krasch. в условиях Центрального Устюрта.....	48
Абдураимов А. С., Данияров С. А., Акбаров Ф. Растительный покров Таркапчигайского ботанико-географического района	52
Илюшечкина Н. В., Денисова Д. С. Влияние экологических факторов на качество пыльцы одуванчика гребенчатовидного (<i>Taraxacum pectinatiforme</i> Н. Lindb.) в г. Йошкар-Ола	54

Петренко Д. Б., Дмитриева В. Ю., Байкова О. И., Радугина О. Г., Васильев Н. В. Накопление фтора растениями урбанизированных территорий Московской области (по данным натуральных исследований и модельных экспериментов)	58
Алемасова А. С., Сафонов А. И., Сергеева А. С. Накопление тяжелых металлов мохообразными в различных экотопах Донбасса	60
Сенькина С. Н. Результаты исследований водообмена ели в ельниках черничных средней подзоны тайги Республики Коми	65
Сапанов М. К., Сиземская М. Л. Современные климатогенные ограничения лесовыращивания в засушливых регионах России	68
Малюта О. В., Алексева Я. В., Федоровская Е. В., Самарцева А. Г. Экологическое состояние природно-культурных объектов – священных рощ республики Марий Эл	71
Архипова Н. С., Елагина Д. С. Рост и продуктивность биомассы некоторых травянистых растений урбоценозов	74
Тишин Д. В., Чижикова Н. А., Журавлева И. В., Искандиров П. Ю. Ксилогенез сосны в контрастных гидротермических условиях	78
Малежик Е. Е., Анищенко Л. Н. Опыт инвентаризации растительности городских лесов (на примере зеленых насаждений Брянска)	81

СЕКЦИЯ 2 МИКРООРГАНИЗМЫ И ИХ УЧАСТИЕ В ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Сазыкин И. С., Хмелевцова Л. Е., Хаммами М. И., Сазыкина М. А. Загрязнение окружающей среды генами антибиотикорезистентности	87
Есикова Т. З. Микробная деградация ксенобиотика <i>epsilon</i> -капролактама	91
Миндубаев А. З., Бабынин Э. В., Бадеева Е. К., Минзанова С. Т., Миронова Л. Г. Влияние состава культуральных сред на биологическое обезвреживание белого фосфора	95
Плотникова О. С., Широких И. Г. Изменение антифунгальной активности актиномицетов в зависимости от наличия в составе питательной среды грибных полисахаридов	99
Товстик Е. В., Широких А. А., Широких И. Г. Актинобиота прикорневой зоны <i>Heracleum sosnowskyi</i>	103
Домрачева Л. И., Ковина А. Л. Цианобактерии рода <i>Fischerella</i> как объект биотехнологии	108
Гильдебрант А. В., Яровая Е. В., Дробот В. Ю., Сазыкин И. С., Сазыкина М. А. Влияние синтетических моющих средств на интенсивность образования биопленки штаммом <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> ВКПМ В-10353	112
Бачура Ю. М. Организация альго-цианобактериальных сообществ некоторых рекреационно-нарушенных почв	113

Иминова Л. Р., Поливцева В. П., Соляникова И. П. Способность почвенных бактерий разлагать фенол	117
Ильбулова Г. Р., Бускунова Г. Г. Биологическая активность почв как индикатор техногенного загрязнения территорий г. Сибай Республики Башкортостан	122
Смирнова И. Э., Саданов А. К., Даугалиева С. Т. Изучение микробиома ризосферы сахарной свеклы, культивируемой на деградированных и не деградированных почвах, путем метагеномного анализа	125
Савельева А. С., Глинская Е. В. Бактериологические обрастания систем водоснабжения	130
Широких А. А., Широких И. Г. Методические подходы к изучению слизевиков в городских экосистемах.....	132
Курагина В. А., Широких И. Г. Сравнение целлюлозолитической активности стрептомицетов из почв разных природно-климатических зон..	136
Савина М. А., Широких И. Г. Распространение антибиотикорезистентности среди почвенных стрептомицетов особо охраняемых природных территорий Кировской области.....	138
Люкина А. Л., Малинина А. И., Домрачева Л. И. Микрофлора воздуха в оценке состояния городской среды	142
Лаптева Е. М., Виноградова Ю. А., Ковалева В. А., Перминова Е. М. Ответные реакции почвенных микробных сообществ на комплексное применение удобрений в агроценозах среднетаежной подзоны Республики Коми	145
Терехова В. А., Верховцева Н. В., Федосеева Е. В., Розенцвет О. А. Липидные биомаркеры в экологической оценке почв.....	149
Федосеева Е. В., Терехова В. А., Пацаева С. В., Якименко О. С. Грибная деградация природных полимеров гуминовой природы: условия и способы обнаружения	153

СЕКЦИЯ 3

ТРАНСФОРМАЦИЯ ФАУНЫ И ЗООЦЕНОЗОВ

Шакирова Ф. М., Латыпова В. З., Терещенко В. Г., Северов Ю. А., Степанова Н. Ю., Анохина О. К., Никитин О. В., Гайсин А. Р. Трансформация структуры ихтиоценоза р. Волга в экосистеме Куйбышевского водохранилища.....	158
Тишина Е. А., Дроганова Т. С., Поликарпова Л. В. Влияние фосфорорганических соединений на изменение качественного состава белков пресноводных моллюсков.....	162
Гордиенко Т. А., Водунон Н. Р., Вавилов Д. Н. Влияние урбанизации на сообщество подстилочных беспозвоночных на примере г. Казани	165
Герасимов Ю. Л. Коловратки пруда в коттеджном поселке г. Самара	169

Минеева О. В. Паразитофауна обыкновенного пескаря в условиях рыбоводного пруда (Самарская область)	172
Колесникова А. А., Конакова Т. Н. Почвенные беспозвоночные в экстремальных местообитаниях на севере	175
Минеев А. К. Морфофизиологические нарушения у рыб массовых видов как один из факторов деградации ихтиофауны Саратовского водохранилища	179
Рахимов И. И. Формирование орнитоценоза урбанизированной экосистемы на примере городов Среднего Поволжья	183
Рогожникова Е. В. Сезонная динамика численности зообентоса в озерах заповедника «Нургуш»	188
Греков О. А., Еськов Е. К. Мониторинг состояния группировок охотничьих копытных животных при помощи современных аэрокосмических средств	192
Абдуллаева Л. Дж. Некоторые вопросы построения системы трехуровневого измерения мутности прибрежных вод	195

СЕКЦИЯ 4

АДАПТАЦИЯ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ К ТЕХНОГЕНЕЗУ

Сысолятина М. А., Ложкина Р. А., Олькова А. С. Чувствительность экспресс-биотестов к тяжелым металлам и редкоземельным элементам	200
Скугорева С. Г., Кантор Г. Я., Жукова А. В. Изучение процессов сорбции ионов меди(II) листьями растений различных видов	204
Солодянкина И. С., Русских А. Э., Жукова А. В., Скугорева С. Г. Влияние ионов меди(II) на перекисное окисление липидов в растениях ячменя	208
Кожевникова А. С., Сырчина Н. В., Богатырева Н. Н., Кутявина Т. И. Влияние совместного внесения фосфоритной муки и серы на содержание подвижного фосфора и растворимых сульфатов в почвах	211
Сырчина Н. В., Ашихмина Т. Я. Новые подходы к проектированию составов удобрений	214
Бердникова Е. А., Сырчина Н. В., Ашихмина Т. Я., Терентьев Ю. Н. Новая форма серосодержащего удобрения пролонгированного действия	218
Потапова И. А., Малышева А. В., Мартынов М. В., Сырчина Н. В., Ашихмина Т. Я. Оценка влияния сероторфяной суспензии на растворимость фосфоритной муки разных месторождений	223
Сырчина Н. В., Богатырева Н. Н., Терентьев Ю. Н., Кожевникова А. С. Активирующие добавки для повышения растворимости фосфоритной муки в почвах	227

<i>Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я., Сырчина Н. В.</i> Изучение воздействия соединений тяжелых металлов и азота в одинарных, двойных и трехкомпонентных системах на проростки ячменя	232
<i>Мельникова А. Е., Сырчина Н. В.</i> Оценка возможности применения сапропеля для повышения эффективности фосфоритной муки	236
<i>Колобова В. Д., Бердникова Е. А., Тюкалова Ю. А., Кутявина Т. И., Ашихмина Т. Я., Сырчина Н. В.</i> Влияние органоминеральных удобрений на основе сапропеля и фосфоритной муки на прорастание растений в области высоких концентраций тяжелых металлов	241
<i>Богатырева Н. Н., Сырчина Н. В., Терентьев Ю. Н.</i> Адсорбция стронция из водных растворов модифицированными формами глауконита	245
<i>Абдухалилов О. М., Скугорова С. Г.</i> Токсическое действие полициклических ароматических углеводов на растения ячменя	249

СЕКЦИЯ 5

ПРОБЛЕМЫ И МЕТОДЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

<i>Кобечинская В. Г., Ярош О. Б.</i> Дегрессия экосистем горного Крыма под влиянием антропогенных факторов разной интенсивности	252
<i>Щур А. В., Орловский П. С., Гуменюк В. И.</i> Воздействие радионуклидов на биоту природных и антропогенных экосистем	256
<i>Агеева Т. Н., Щур А. В.</i> Динамика радиоактивного загрязнения агроэкосистем Могилевской области	259
<i>Тунакова Ю. А., Новикова С. В., Шагидуллин А. Р., Валиев В. С.</i> Методология оценки территориального экологического риска в урбоэкосистеме (на примере г. Казани)	263
<i>Сазыкина М. А., Карчава Ш. К., Журавлева М. В., Кудеевская Е. М., Хаммами М. И., Сазыкин И. С.</i> Мониторинг загрязнения экосистем Ростовской области методом биотестирования	267
<i>Липатов Д. Н., Матвеева Н. В.</i> Трансформация морфологических свойств подзолов и бурых лесных почв о. Сахалин под воздействием нефтяного загрязнения	271
<i>Писаренко П. В., Самойлик М. С., Плаксиенко И. Л., Колесникова Л. А.</i> Метод очистки сточных вод техногенно загрязненных территорий.	275
<i>Напрасникова Е. В.</i> Особенности урбаноземов под воздействием Байкальского целлюзно-бумажного комбината	278
<i>Андрянова Ю. М., Сергеева И. В., Мохонько Ю. М., Гришина А. А., Носкова Ю. С.</i> Оценка рекреационной устойчивости ландшафтов особо охраняемых природных территорий Татищевского района Саратовской области	281

<i>Кряжева Е. Ю., Лаптева Е. М.</i> Тяжелые металлы и металлоиды в почвах г. Ухта (Республика Коми).....	286
<i>Прохорова Н. В., Макарова Ю. В., Бугров С. В.</i> Тяжелые металлы в урбосреде Самарской области.....	290
<i>Кутявина Т. И., Бадьина А. В., Ашихмина Т. Я.</i> Влияние природных и антропогенных факторов на качество воды рек Советского района Кировской области.....	294
<i>Васильев Н. В., Петренко Д. Б., Свердлова Н. Д., Радугина О. Г.</i> Закономерности распространения соединений, содержащих фтор, и их влияние на природные объекты Московской области	297
<i>Кораблева О. В.</i> Факторы формирования пойменно-русловых комплексов р. Керженец	300
<i>Vica I., Solomonovich M., Burak K., Deutscher K., Garrett A., Peacock H.</i> Modelling the Southwestern Alberta grizzly bear population using ordinary differential equations.....	305

СЕКЦИЯ 1 ТРАНСФОРМАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

СОВРЕМЕННАЯ СТРУКТУРА И АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОСТИ БЕЛАРУСИ

И. М. Степанович

*Институт экспериментальной ботаники
им. В. Ф. Купревича НАН Беларуси, jazer.st@hotmail.com*

Согласно Г. Вальтеру [1] Беларусь расположена на стыке двух основных растительных зон Европы: бореальной с господством хвойных лесов и неморальной с господством лиственных летнезеленых лесов. Между ними прослеживается переходная полоса с участием в равной степени как западноевропейских, так и бореальных (северных) элементов флоры. Географическое положение и разнообразие природных условий способствовали формированию на территории Беларуси довольно пестрого и с определенными структурно-фитоценотическими особенностями растительного покрова. В структуре земельных угодий страны растительный покров занимает 19,6 млн. га, или 94,5% территории [2]. Естественные растительные сообщества совокупно охватывают 13,2 млн. га (63,4% территории) и представлены лесами (8773,5 тыс. га, или 42,3%), лугами (2653,1 тыс. га, или 12,8%), болотами (812,2 тыс. га, или 3,9%), кустарниками (832,5 тыс. га, или 4,0%) и прибрежно-водными ценозами (92,2 млн. га, или 0,4%) (рис.).



Рис. Соотношение сообществ растительного покрова Беларуси на фоне общей площади земельного фонда (в %)

Почти треть покрытой растительностью территории занимают синантропные сообщества: сеgetальные (сорно-полевые) и рудеральные (сорные), которые существуют в подавляющем большинстве благодаря хозяйственной деятельности человека. Среди этих категорий растительности значительно преобладают сообщества пахотных земель (полей и огородов) – занимают 5727,3 тыс. га, или 27,6%. Также заметную площадь (498,5 тыс. га, или 2,4%) охватывает растительность нарушенных и заброшенных земель. В гораздо меньшей степени распространена растительность садов и ягодников (121,2 тыс. га, или 0,6%) и придорожные сообщества (104,6 тыс. га, или 0,5%).

Лесная растительность наиболее широко представлена в Гомельской (23,6%), Витебской (19,6%) и Минской (18,3%) областях, луговая – в Брестской (20,1%), Витебской (19,8%) и Минской (17,4%), болотная – в Брестской (28,7%), Витебской (22,8%) и Гомельской (21,1%), сеgetальная – в Минской (23,6%), Гомельской (16,0%) и Витебской (15,9%) областях. Таким образом, Гомельская область является самой лесистой в стране, Брестская – заболоченной, Минская – сельскохозяйственно освоенной. Коренной трансформации в наибольшей степени подверглись болотные экосистемы. Общая площадь осушенных земель составляет 3416,3 тыс. га, или 16,5% [2].

Фитоценообразии современной растительности Беларуси отражено в продромусе, составленном на основании обработки более 7900 авторских геоботанических описаний сообществ. Он содержит 32 класса, 61 порядок, 105 союзов и 288 ассоциаций. В таблице даны высшие единицы – классы растительности в контексте международной системы [3].

Таблица

Синтаксономическое разнообразие классов растительности и встречаемость (общее количество описаний) фитоценозов

№ п/п	Класс	Количество			
		порядков	союзов	ассоциаций	описаний
1	2	3	4	5	6
1	<i>Vaccinio-Piceetea</i> Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939	3	4	11	249
2	<i>Brachypodio pinnati-Betuletea pendulae</i> Ermakov et al. 1991	1	1	3	36
3	<i>Pyrolo-Pinetea sylvestris</i> Korneck 1974	2	2	12	227
4	<i>Carpino-Fagetea sylvaticae</i> Jakucs ex Passarge 1968	2	3	8	38
5	<i>Quercetea robori-petraeae</i> Br.-Bl. et Tx. ex Oberd. 1957	1	2	10	67
6	<i>Crataego-Prunetea</i> Tx. 1962 <i>nom. conserv. propos.</i>	1	3	5	24
7	<i>Calluno-Ulicetea</i> (Quantin 1935) R. Tx. 1937	1	1	3	22
8	<i>Nardetea strictae</i> Rivas Goday et Borja Carbonell in Rivas Goday et Mayor López 1966 <i>nom. c. propos.</i>	1	1	1	105

Окончание таблицы

1	2	3	4	5	6
9	<i>Koelerio-Corynephoretea canescentis</i> Klika in Klika et Novák 1941	1	3	5	170
10	<i>Sedo-Scleranthetea</i> Br.-Bl. 1955	1	2	3	18
11	<i>Trifolio-Geranietea sanguinei</i> T. Müller 1962	2	3	4	59
12	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Tx. 1937	6	11	43	2006
13	<i>Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et Tx. ex Soó 1947	2	4	6	99
14	<i>Festuco-Puccinellietea</i> Soó ex Vicherek 1973	1	1	3	45
15	<i>Alno glutinosae-Populetea albae</i> P. Fukarek et Fabijanić 1968	2	4	7	35
16	<i>Salicetea purpureae</i> Moor 1958	1	2	6	111
17	<i>Alnetea glutinosae</i> Br.-Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946	3	3	12	146
18	<i>Franguletea</i> Doing ex Westhoff in Westhoff et Den Held 1969	1	1	4	75
19	<i>Lemnetea</i> O. de Bolòs et Masclans 1955	1	3	8	204
20	<i>Potamogetonetea</i> Klika in Klika et Novák 1941	3	6	24	521
21	<i>Montio-Cardaminetea</i> Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944	2	2	4	50
22	<i>Littorelletea uniflorae</i> Br.-Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946	1	2	3	15
23	<i>Isoëto-Nanojuncetea</i> Br.-Bl. et Tx. in Br.-Bl. et al. 1952	2	4	4	9
24	<i>Phragmito-Magnocaricetea</i> Klika in Klika et Novák 1941	4	8	30	1791
25	<i>Scheuchzerio palustris-Caricetea fuscae</i> Tx. 1937	4	7	14	338
26	<i>Oxycocco-Sphagnetetea</i> Br.-Bl. et Tx. ex Westhoff et al. 1946	2	3	4	94
27	<i>Papaveretea rhoeadis</i> S. Brullo et al. 2001 <i>nom. conserv. propos.</i>	2	5	10	347
28	<i>Sisymbrietea</i> Gutte et Hilbig 1975	1	2	6	194
29	<i>Polygono-Poetea annuae</i> Rivas-Mart. 1975	1	1	4	211
30	<i>Artemisietea vulgaris</i> Lohmeyer et al. in Tx. ex von Rochow 1951	2	4	13	181
31	<i>Epilobietea angustifolii</i> Tx. et Preising ex von Rochow 1951	3	5	14	391
32	<i>Bidentetea</i> Tx. et al. ex von Rochow 1951	1	2	4	37
Всего		61	105	288	7915

Как следует из таблицы, среди категорий растительности по количеству основных единиц (ассоциаций) лидируют классы *Molinio-Arrhenatheretea* – сообщества настоящих (эвмезофильных) и сырых лугов (43 ассоциации) и *Phragmito-Magnocaricetea* – болотистые травяные сообщества (30 асс.). За ними следуют классы *Potamogetonetea* – сообщества пресноводных водоемов (24 асс.), *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* – ацидофильные сообщества травяных болот (14 асс.), *Epilobietea angustifolii* – сообщества лесных вырубков, гарей и

засоренных земель (14 асс.), *Artemisietea vulgaris* – травяные сообщества залежей и нарушенных земель (13 асс.), *Pyrolo-Pinetea sylvestris* – сообщества бореальных сосновых лесов, *Alnetea glutinosae* – сообщества черноольховых и пушистоберезовых лесов (по 12 асс.) и т. д.

В настоящее время почти все категории и классы растительности в определенной степени затронуты антропогенным воздействием. Абсолютно зависимы от хозяйственной деятельности человека сеgetальные (сорно-полевые) сообщества классов *Papaveretea rhoeadis* и *Sisymbrietea*, в значительной степени – рудеральные классов *Artemisietea vulgaris*, *Polygono-Poetea annuae* и *Epilobietea angustifolii*. Вторичны осиновые и повислоберезовые леса (кл. *Brachypodio-Betuletea pendulae*), сформировавшиеся после вырубок коренных, в основном хвойных древостоев. Остальные классы большей частью представлены естественными сообществами [4].

В последние десятилетия наблюдается усиление активности так называемых антропофитов, или синантропных видов. Строительные площадки, свалки, дороги, трассы продуктопроводов и линий электропередач представляют собой наиболее благоприятный плацдарм для расселения этой нетипичной для местных сообществ категории растений. Воздействие заносных видов прежде всего терпят прилегающие к хозяйственным объектам фитоценозы, принадлежащие к различным экосистемам – как естественным (лесным, луговым, болотным, водным), так и антропогенным (агро- и урбоэкосистемам). Синантропные растения – яркий показатель экологического состояния и степени восстановительной сукцессии растительного покрова. Многие из них обладают мощными ценозообразовательными способностями и уже сформировали устойчивые во времени сообщества. К таким инвазионным видам, или трансформерам относятся борщевик Сосновского (*Heracleum sosnowskyi* Manden.), робиния лжеакация (*Robinia pseudoacacia* L.), клен ясенелистный (*Acer negundo* L.), люпин многолистный (*Lupinus polyphyllus* Lindl.), элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.), эхиноцистис лопастной (*Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. Et Gray), бузины красная (*Sambucus racemosa* L.) и черная (*S. nigra* L.), рябинник рябинолистный (*Sorbaria sorbifolia* (L.) A. Br.) и др. [5]. Сообщества с господством борщевика сформировались на большей (северной) части Беларуси. Несмотря на развернутую в последние годы активную борьбу с этим инвазионным видом, его популяции продолжают существовать. В южной части страны, особенно на постселитебных территориях Чернобыльской зоны (Полесский радиационно-экологический заповедник), успешно формирует монодоминантные сообщества робиния. В центральной и восточной части весьма активна бузина красная, в западной – бузина черная. По всей территории в долинах рек часто изобилует эхиноцистис, в акваториях водоемов – элодея.

Литература

1. Вальтер Г. Растительность земного шара. М.: Прогресс, 1974. 422 с.
2. Реестр земельных ресурсов Республики Беларусь (по состоянию на 1 января 2018 года) / Гос. Комитет по имуществу Республики Беларусь. Минск, 2018. 57 с.

3. Mucina L., Bültmann H., Dierßen K., Theurillat J.-P., Raus T., Čarni A., Šumberová K., Willner W. [et al.]. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities // Applied Vegetation Science. Vol. 19. Issue S1. 2016. P. 1–264.

4. Сцепановіч Я.(І.) М. Фітацэнаразнастайнасць расліннасці Беларусі // Ботаника: Исследования. Минск: ИООО «Право и экономика», 2006. Вып. XXXIV. С. 264–281.

5. Растения-агрессоры. Инвазионные виды на территории Беларуси / Д. В. Дубовик [и др.]. Минск: Беларус. Энцыкл. імя П. Броўкі, 2017. 192 с.

СОРНО-РУДЕРАЛЬНАЯ ФРАКЦИЯ УРБАНОФЛОРЫ ДОНЕЦКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ТРАНСФОРМАЦИИ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОСИСТЕМ

А. И. Сафонов

*ГОУ ВПО «Донецкий национальный университет»,
andrey_safonov@mail.ru*

Условия крупного города в регионе с высоким уровнем антропогенной трансформации характеризуются резкими отличиями по всем показателям микроклимата и факторам специфического и неспецифического стресса. Классическая экология растений [1] нуждается в детализации и насыщении основных положений конкретными примерами [2–4], большинство из которых так или иначе приурочены к исследованиям на отдельных территориях [5–9]. Приоритетным направлением развития ботанико-экологических тем в Донбассе является изучение индикационной значимости растений региона с нестабильными экологическими условиями для проведения динамического фитоиндикационного мониторинга [5, 10–11].

Цель работы – представить обобщенные результаты индикационной значимости элементов сорно-рудеральной фракции урбанофлоры Донецкой агломерации по блокам изученности в структурно-функциональном аспекте организации на аутфитоиндикационном уровне в специфических техногенных экотопах.

Эксперимент долгосрочного наблюдения реализован с 1998 по 2018 гг., проанализированы данные по 605 мониторинговым точкам в черте г. Донецка и сопряженным населенным пунктам с учетом 25 точек условного контроля в местах с охранным статусом, где фактор антропогенеза условно минимизирован. Методическая часть и специфика экспериментов по сбору, обработке и интерпретации полученных результатов представлена в публикациях [5–8, 10, 11].

Блоки подачи информации разделили на 4 группы: первые две содержат списки видов растений-индикаторов по структурной организации в генеративной и вегетативной сферах, следующие два блока сформированы в перечне растений рудеральных экотопов по приуроченности к механическому и токсическому вмешательству в природные системы.

Индикаторные виды по показателям структурной гетерогенности карполого-эмбриологического материала: *Achillea collina* J. Becker ex Rchb., *Agrostis stolonifera* L., *Amaranthus albus* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Artemisia absinthium* L., *Artemisia vulgaris* L., *Berteroa incana* (L.) DC., *Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Centaurea diffusa* Lam., *Chelidonium majus* L., *Cichorium intybus* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Dactylis glomerata* L., *Daucus carota* L., *Deschampsia caespitosa* (L.) Beauv., *Diplotaxis tenuifolia* (L.) DC., *Diplotaxis muralis* (L.) DC., *Echium vulgare* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Grindelia squarrosa* (Purch) Dunal., *Hyoscyamus niger* L., *Lactuca tatarica* (L.) C. A. Mey., *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L., *Polygonum aviculare* L., *Reseda lutea* L., *Rumex crispus* L., *Senecio vulgaris* L., *Tragopogon major* Jacq., *Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch. Bip.

Индикаторные виды по трансформации общей габитуальной организации в совокупности признаков вегетативных стратегий: *Amaranthus retroflexus* L., *A. collina*, *A. albus*, *A. artemisiifolia*, *Anthoxanthum odoratum* L., *A. absinthium*, *Atriplex hortensis* L., *A. vulgaris*, *B. incana*, *Brassica campestris* L., *C. diffusa*, *C. bursa-pastoris*, *C. majus*, *C. intybus*, *Coniza canadensis* (L.) Crong, *Cyclachaena xanthiifolia* (Nutt.) Fresen., *Chenopodium album* L., *Cynoglossum officinale* L., *D. caespitosa*, *D. tenuifolia*, *D. muralis*, *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Eupatorium cannabinum* L., *Euphorbia seguieriana* Neck., *Galium mollugo* L., *Gnaphalium uliginosum* L., *G. squarrosa*, *G. parviflora*, *H. niger*, *L. tatarica*, *Melilotus albus* Medik., *Melilotus officinalis* (L.) Pall., *Oberna behen* (L.) Ikonn., *R. lutea*, *Sonchus arvensis* L., *Stenactis annua* Nees, *Swida alba* Opiz, *R. crispus*, *T. major*, *T. inodorum*, *Xanthium albinum* (Widd.) H. Scholz.

Виды, для которых выявлено индикационное значение по экотопической приуроченности к механической нарушенности почвенно-растительного покрова: *Achillea nobilis* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *A. artemisiifolia*, *Arrhenaterum elatius* (L.) J. et C. Presl., *Atriplex patula* L., *A. stolonifera*, *A. retroflexus*, *A. absinthium*, *A. odoratum*, *B. incana*, *B. campestris*, *Bromus arvensis* L., *B. inermis*, *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Capsella orientalis* Klokov, *C. diffusa*, *C. xanthiifolia*, *C. intybus*, *C. bursa-pastoris*, *C. canadensis*, *C. album*, *Convolvulus arvensis* L., *C. arvense*, *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Cynoglossum officinale* L., *Digitalis purpurea* L., *D. muralis*, *D. tenuifolia*, *Erucastrum armoracioides* (Czern. ex Turcz.), *E. cannabinum*, *E. vulgare*, *E. repens*, *Fallopia convolvulus* (L.) A. Löve, *G. parviflora*, *Kochia laniflora* (S. G. Gmel.) Borb., *L. tatarica*, *M. albus*, *Otites media* (Litv.) Klokov, *Papaver rhoeas* L., *P. lanceolata*, *P. major*, *Persicaria maculata* (Rafin.) A. & D. Löve, *P. aviculare*, *Polygonum patulum* M. Bieb., *R. lutea*, *R. crispus*, *S. annua*, *Salsola australis* R. Br., *S. arvensis*, *S. alba*, *S. vulgaris*, *Sisymbrium polymorphum* (Murray) Roth, *Thlaspi arvense* L., *T. major*, *T. inodorum*.

Виды, для которых выявлено индикационное значение по экотопической приуроченности к химическому загрязнению субстрата: *A. absinthium*, *Agrostis stolonifera* L., *A. collina*, *A. artemisiifolia*, *A. albus*, *A. nobilis*, *A. hortensis*, *A. vulgaris*, *Atriplex micrantha* C.A. Mey., *Atriplex patens* (Litv.) Pjin,

B. campestris, B. incana, C. album, C. intybus, C. bursa-pastoris, C. xanthiifolia, C. majus, C. officinale, C. arvense, D. glomerata, D. muralis, D. purpurea, Deschampsia caespitosa (L.) Beauv., Digitaria sanguinalis (L.) Scop., D. carota, Digitalis purpurea L., E. vulgare, E. repens, E. seguieriana, E. armoracioides, E. cannabinum, F. convolvulus, G. squarrosa, G. mollugo, Gnaphalium uliginosum L., G. uliginosum, H. niger, K. laniflora, L. tatarica, M. albus, O. behen, R. crispus, R. lutea, S. alba, S. vulgaris, Sinapis arvensis L., T. major, T. inodorum, X. albinum.

В аутфитоиндикационном аспекте такая программа базируется на структурных преобразованиях, выявлении аномалий и идентификации тератных новообразований в отдельных особях, подсчет их частоты встречаемости в ценопопуляциях и выявление корреляционных связей с отдельными факторами окружающей среды. Перечисленные виды растений формируют также возможность перехода фитомониторинга в Донбассе на синфитоиндикационный анализ. В таком случае нужно адаптировать экологические шкалы и соответствующие баллы переводить по унифицированным критериям.

Работа выполнена в рамках тем: № 0117D000192 «Функциональная ботаника: экологический мониторинг, ресурсные технологии, фитодизайн» и № 0118D000017 «Диагностика природных и трансформированных экотопов по состоянию фитокомпонентов».

Литература

1. Gibson D. J. Grasses and Grassland Ecology. Oxford, New York: Oxford University Press, 2009. 306 p.
2. Greguskova E., Micieta K. Phytoindication of the ecogenotoxic effects of the vehicle emissions using pollen abortion test with native flora // Polish Journal of Environmental Studies. 2013. Vol. 22. N 4. P. 1069–1076.
3. Kumar R., Kumar V. A review of phylogeography: biotic and abiotic factors / Geology, Ecology, Landscapes. 2018. Vol. 2. N 4. P. 268–274.
4. Parmar T.K. Rawtani D., Agrawal Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution // Frontiers in Life Science. 2016. Vol. 9. N 2. P. 110–118.
5. Сафонов А. И. Функциональная ботаника в Донбассе: экологический мониторинг, информационные ресурсные технологии, фитодизайн // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. 2017. № 1–2. С. 8–14.
6. Safonov A. I. Phytoindicational monitoring in Donetsk // A science. Thought: Scientific journal. 2016. N 4. P. 59–71.
7. Safonov A. I. Phyto-qualimetry of toxic pressure and the degree of ecotopes transformation in Donetsk region // Problems of ecology and nature protection of technogenic region. 2013. N 1 (13). P. 52–59.
8. Сафонов А. И. Фитоэмбриональный скрининг в экологическом мониторинге Донбасса // Зеленый журнал – бюллетень ботанического сада Тверского государственного университета. 2017. Вып. 3. С. 6–14.
9. Panidi E. Trofimetz L., Sokolova J. Application of phyto-indication and radiocesium indicative methods for microrelief mapping // IOP Conf. Series : Earth and Environmental Science. 2016. N 34. P. 12–29.
10. Сафонов А. И. Чек-лист индикаторных признаков сорно-рудеральной фракции урбанофлоры г. Донецка (1998–2018 гг.) // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. 2018. № 3–4. С. 67–72.

11. Сафонов А. И. Структурная разнокачественность эмбриональных структур фитоиндикаторов в Донбассе // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. 2016. № 3–4. С. 23–29.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ТРАВЯНО-КУСТАРНИЧКОВОГО ЯРУСА ЛЕСНОГО ФИТОЦЕНОЗА ПОД ВЛИЯНИЕМ НЕСАНКЦИОНИРОВАННОЙ СВАЛКИ

К. В. Абатурова¹, Т. Л. Егошина^{1,2}

¹ *ФГБОУ ВО «Вятская государственная сельскохозяйственная академия»,
kseniya-abaturova@yandex.ru*

² *ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт
охотничьего хозяйства и звероводства им. профессора Б. М. Житкова»*

Исследование изменений растительных сообществ под действием антропогенных факторов представляет интерес ввиду изучения такого свойства, как устойчивость биогеоценоза. Деятельность человека вызывает флуктуации основных параметров фитоценоза, если интенсивность или форма воздействия меняется по годам. Антропогенные флуктуации всегда сочетаются с экологическими и другими видами флуктуаций [1].

Целью исследования было выявить степень трансформации некоторых параметров травяно-кустарничкового яруса (ТКЯ) ельника чернично-кисличного под влиянием несанкционированной свалки.

Объектом исследования явился участок ельника чернично-кисличного на территории учебно-опытного поля Вятской ГСХА в юго-западном направлении от микрорайона Чистые пруды г. Кирова (рис. 1, 2).

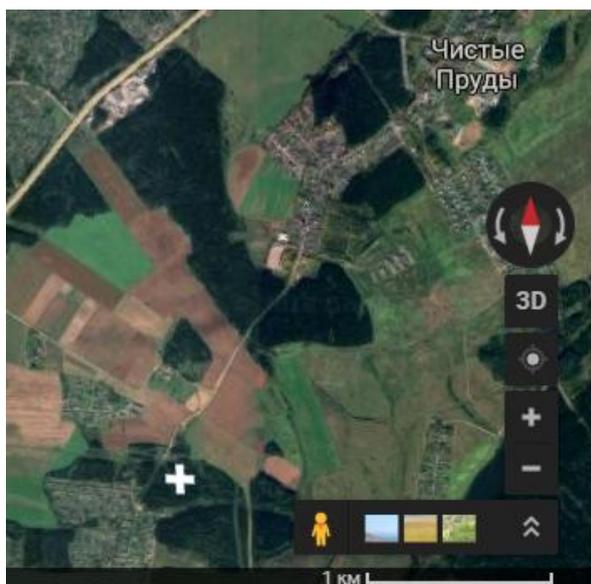


Рис. 1. Место расположения исследуемого участка



Рис. 2. Общий вид антропогенно нарушенного ельника кислично-черничного

Исследуемый фитоценоз расположен в подзоне южной тайги. Климат территории умеренно-континентальный. Средняя температура января: -13,5...-15 °С, июля +17...+19 °С; Относительная влажность составляет в среднем 75–79%, количество осадков – 500–680 мм в год. Распределение температур, осадков и снежного покрова – неравномерное [2].

Для оценки состояния фитоценоза использовали 18 геоботанических описаний и 34 характеристики флористического состава ТКЯ (2–11 учетных площадок в год) лесного сообщества, сделанных обучающимися Вятской ГСХА, в том числе автором исследования, в ходе прохождения учебной практики в период с 2010 по 2016 гг. Полевые наблюдения и сборы проводили в летние месяцы. Геоботанические описания выполнены и обработаны с использованием принятого в фитоценологии флористического подхода [3].

В качестве критериев для оценки состояния фитоценоза использовали общее количество видов (α -разнообразие), проективное покрытие, биомасса.

Изменения параметров анализировали с учётом погодных характеристик каждого года исследования: температуры воздуха и количества осадков в г. Кирове в период 2010–2016 гг. (табл. 1) [4].

Таблица 1

Основные характеристики погоды в г. Кирове в период 2010–2016 гг.

Ме- сяц	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Среднемультилетнее значение
Среднемесячная температура, °С								
май	15,7	12,8	12,9	12,5	14,9	14,9	13,9	13,9
июнь	17,1	16,7	17,3	19,0	15,3	18,7	16,5	17,2
июль	32,1	21,2	19,3	19,7	16,8	15,6	20,8	20,8
август	18,6	16,1	16,6	18,0	17,9	13,9	20,9	17,4
сумма осадков, мм								
май	39	44	33	42	12	27	30	32,4
июнь	124	86	103	44	107	70	24	79,7
июль	9	90	102	68	25	100	117	73,0
август	51	18	62	38	55	103	45	53,1

Оценка степени антропогенной нарушенности лесных фитоценозов определялась по стадиям, предложенным С.Н. Савицкой и С.А. Дыренковым: 1) малонарушенное состояние леса; 2) нарушенное; 3) сильно нарушенное; 4) деградация насаждения [5].

Рельеф участка относительно ровный, присутствуют прикорневые возвышения; происхождение микрорельефа – естественное. Окружение: ручей, дорога, агроценоз. Тип почвы – дерново-подзолистая супесчаная на водно-ледниковых отложениях, подстилаемых покровными суглинками. Увлажнение – нормальное, смешанное. Режим увлажнения – проточный.

Тип фитоценоза: ельник чернично-кисличный. Формула древостоя: 10Е. Состав древостоя: *Picea × fennica* L., *Populus tremula* L. Сомкнутость крон – 0,4. Средний возраст деревьев – 60–80 лет; средняя высота – 17 м; бонитет – 2–3 класс. Подрост: *P. × fennica*, *Abies sibirica* L., *P. tremula*, *Populus alba* L.

Средняя высота 0,6 м; состояние местами угнетенное. Подлесок не сомкнут из *Frangula alnus* Mill., *Viburnum opulus* L., *Sorbus aucuparia* L., *Padus ramosa* Gilib., *Amelanchier ovalis* L., *Ribes nigrum* L., *Sambucus sibirica* L., *Rubus idaea* L.. Средняя высота кустарников – 0,5. Фон ТКЯ создают *Vaccinium myrtillus* L., *Rubus saxatilis* L., *Oxalis acetosella* L., *Maianthemum bifolium* L., *Fragaria vesca* L. Аспект – зеленый. Общее количество учтенных видов – 35 из 19 семейств.

Антропогенное воздействие – захламливание и загрязнение. Источник – несанкционированная свалка. Нет троп, пни, повалы, много грибов, камедетечение на стволах. В непосредственной близости от свалки наблюдается деградация фитоценоза: ТКЯ коренным образом изменил свой первоначальный облик, однако типичная растительность начинает восстанавливаться по мере удаления от свалки.

Семилетняя динамика параметров ТКЯ ельника чернично-кисличного представлена в таблице 2.

Таблица 2

Динамика показателей ТКЯ антропогенно нарушенного ельника чернично-кисличного

Показатели	Год						
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
α-разнообразие	19	6	10	9	11	6	10
Проективное покрытие, %	68,0±	60,0±	47,5±	69,1±7,7	57,5±	50,0±	90,0±7,1
	9,8	14,1	17,7		23,0	7,1	
Биомасса, г	–	–	130,0±	81,8±	85,0±	162,0±	186,7±71,2
			90,3	13,0	21,1	17,1	

Примечание: в 2010, 2011 гг. отсутствуют данные по биомассе.

Видовое богатство колеблется в пределах 6–19 видов. Коэффициент флористического сходства Жаккара за 7 лет меняется от 0,136 до 0,667, что может свидетельствовать об экотопических флуктуациях, обусловленных различиями метеорологических условий по годам, а также фитоциклическими флуктуациями в изменении видового состава сообщества.

Достоверных различий динамики проективного покрытия ТКЯ антропогенно нарушенного участка ельника чернично-кисличного не выявлено.

Выявлено постепенное снижение биомассы в антропогенно нарушенном ельнике чернично-кисличном с 2012 по 2014 гг. и дальнейшее ее повышение, начиная с 2015 г. Выявлены достоверные различия величины биомассы в 2014 и 2015 гг. Это можно объяснить тем, что в 2015 г. стихийная свалка на данном участке была частично ликвидирована. Нарушение фитоценоза сменилось постепенным возвратом к состоянию, близкому к исходному, что свидетельствует о депрессионно-демутационных флуктуациях.

Значения параметров на исследуемом участке ельника в целом снижены, по сравнению фоновым фитоценозом (табл. 3) [6].

Сравнение средних значений показателей ТКЯ

Показатели	Антропогенно нарушенный ельник чернично-кисличный	Фоновый ельник чернично-кисличный
α -разнообразие	52	35
Проективное покрытие ТКЯ, %	80,0±5,4	63,2±5,9
Биомасса ТКЯ, г	231,6±25,3	129,1±23,2

Таким образом, в регионе исследования выявлен и описан тип фитоценоза – ельник чернично-кисличный (35 вида из 19 семейств). В динамике параметров фитоценоза отмечены экотопические и антропогенные типы флуктуаций. Источник антропогенных флуктуаций – несанкционированная свалка. В непосредственной близости от свалки наблюдается деградация фитоценоза. На антропогенно нарушенном участке отмечается снижение видового разнообразия, проективного покрытия и биомассы травяно-кустарничкового яруса, по сравнению с аналогичным фоновым фитоценозом. После частичной ликвидации свалки биомасса постепенно увеличивается, что позволяет сделать вывод о дигрессионо-демутационных флуктуациях фитоценоза.

Литература

1. Работнов Т. А. Фитоценология. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Изд-во МГУ, 1992. 352 с.
2. Природа, хозяйство, экология Кировской области: Сборник статей / Под ред. В. И. Колчанова, А. М. Прокашева. Киров, 1996. 592 с.
3. Методы изучения лесных сообществ / Е. Н. Андреева, И. Ю. Баккал, В. В. Горшков. СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.
4. Погода в Кирове [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.pogodaiklimat.ru/monitor.php?id=27199> (дата обращения: 01.06.2018).
5. Дыренков С. А., Савицкая С. Н. Выделение основной стадии рекреационной деградации пригородных лесов // Тезисы докл. 3-й Всесоюз. конф. по дендроклиматологии. Архангельск, 1978. С. 163–164.
6. Абатурова К. В., Егошина Т. Л. Динамика параметров травяно-кустарничкового яруса ельника чернично-кисличного в условиях антропогенной нагрузки // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XVI Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2018. С. 132–135.

**РЕДКИЕ И ИСЧЕЗАЮЩИЕ ВИДЫ РАСТЕНИЙ
ОСТАНЦОВОЙ ГОРЫ КУЛЬДЖУКТАУ (Кызылкум)**

О. С. Абдураимов, Х. Ф. Шомуродов

*Институт Ботаники Академии Наук Республики Узбекистан,
ozodbek88@bk.ru*

В последние годы в результате влияния биотических и абиотических факторов на биоразнообразие в целях усиления охраны редких элементов природы большое внимание уделяется расширению площадей особо охраняемых природных территорий. В мировой практике охраняемые

природные территории составляют 10–11% общей площади государств. В нашей республике охраняемые территории занимают лишь 2% общей площади. Исходя из вышеуказанной тенденции, к определению границ охраняемых природных территорий следует подходить объективно. Для внесения определенной площади в сеть особо охраняемых территорий наличие некоторых эндемичных видов не должно быть основной причиной, а должна быть важной ботанической или зоологической территорией с точки зрения эндемизма [1].

Кызылкум – песчаная пустыня в междуречье Амударьи и Сырдарьи. Ограничена на северо-западе Аральским морем, на северо-востоке – Сырдарьей, на востоке – отрогами Тянь-Шаня и Памиро-Алая, на юго-западе – Амударьей. Площадь – около 300 тыс. км². Кызылкум представляет собой равнину с общим уклоном на северо-запад (высота – от 300 м на юго-востоке до 53 м на северо-западе) и имеет ряд замкнутых впадин и изолированных, сильно расчленённых останцовых гор.

Останцовые горы Кызылкума являются западным звеном центрального пояса горных сооружений Средней Азии и, таким образом, занимают особое положение в системе Среднеазиатских гор. Они представляют собой изолированные возвышенности на равнинной территории, вытянутые в широтном направлении и считаются западным продолжением горной системы Средней Азии. Своеобразные почвенно-климатические условия обуславливают оригинальность флористического состава останцовых гор.

Исследования проводились в 2012–2018 гг. в Юго-западном Кызылкуме (Кульджуктау).

Кульджуктау – самый южный хребет палеозойских возвышенностей Кызылкума. Кульджуктау расположено на территории Навоийской и Бухарской областей республики. Длина – около 100 км, ширина – до 15 км, высота – до 785,6 м над ур. м. (Кошошик – северо-западная часть хребта). В северной и западной частях горы расположены Гужумтау и Бельтау, которые вместе образуют Кульджуктаускую горную систему. Южные склоны гор пологие, рассеченные сухими каньонами, северные – скалистые и обрывистые. Сложены, главным образом, кристаллическими сланцами и известняками, по крайней мере – юрские, меловые и палеогеновые осадочные толщи, на поверхности – местами переветренные пески [2].

На останцах Кызылкума распространены, в основном, серо-бурые (до 600 м абсолютной высоты) и светло-сероземные почвы (свыше – 600–1000 м), которые разнообразны по своей мощности, механическому составу и степени засоленности. Почва Кульджуктау – супесчаная серо-бурая, незасоленная. Почва верхней части горы в слое 0–30 см не засолена (сухой остаток – 0,1010–0,1020%), что объясняется хорошей дренированностью из-за легкого механического состава. Общая щелочность гидрокарбонатных ионов колеблется в пределах 0,0228–0,0270%. Количество ионов хлора в почве незначительно – от 0,0049 до 0,0059% [2].

Как показали последние исследования, галофитный и псаммофитный флористические комплексы постепенно вытесняют пестроцветные и петрофитные группировки. Происходят изменения в структуре популяции и наблюдаются определенные сдвиги в фенологии ранневегетирующих групп растений, в том числе и у видов тюльпана.

Помимо вышеприведенных факторов, популяции изученных видов страдают и от бессистемного выпаса скота и проведения широкомасштабных геологоразведочных мероприятий в регионе. Как показывает мировой опыт, одним из эффективных методов сохранения популяции уязвимых видов является охрана их в системе ОПТ и создание их живой коллекции с целью реинтродукции в природу.

На основе анализа данных, направленных на оценку современного состояния популяций редких видов, территорию в Кызылкуме останцовой горы Кульджуктау, расположенную в Юго-западном Кызылкуме, рекомендуем внести в сеть особо охраняемых территорий республики. В данной останцовой горе кроме 2 узколокальных эндемиков (*Astragalus kuldjuktaiensis*, *A. adylovii*) и субэндемика *Onobrychis taevernifolia* (кроме Узбекистана произрастает в Иране) произрастают следующие внесенные в Красную книгу Узбекистана: виды *Lepidium subcordatum*, *Ferula kyzylkumica*, *Lagochilus vvedenskyi*, *Stipa aktauensis*, *Silene tomentella*, *Jurenea psammophyla* [2, 3].

1. *Astragalus centralis* E.Sheld. – Статус 1. Редкий эндемик останцев Кызылкумов.

2. *Astragalus adylovii* F.O.Khass., Ergashev et Kadyrov – Статус 1. Реликтовый эндемичный вид останцев Кызылкума.

3. *Acanthophyllum cyrtostegium* Vved. – Статус 2. Очень редкий эндемик останцевых возвышенностей Кызылкумов.

4. *Ferula kyzylkumica* Korovin – Статус 2. Редкий эндемик останцевых гор Кызылкумов.

5. *Jurinea psammophila* Пjin – Статус 1. Очень редкий эндемик Кызылкумов.

6. *Lagochilus vvedenskyi* Kamelin et Zuckerw – Статус 2. Узколокальный эндемик останцев Кызылкумов.

7. *Lepidium subcordatum* Botsch. et Vved. – Статус 2. Редкий эндемик останцев Кызылкумов и Устюрта.

8. *Onobrychis tavernierifolia* Stocks ex Boisser – Статус 1. Очень редкий и малочисленный эндемик юго-западного Кызылкума.

9. *Silene tomentella* Schischk. – Статус 1. Очень редкий эндемик останцевых возвышенностей Кызылкумов.

10. *Stipa aktauensis* Roshev. – Статус 2. Очень редкий узкий эндемик Кызылкума.

11. *Tulipa lehmaniana* Mercklin – Статус 3. Редкий вид в Узбекистане.

T. borszczowii – один из редко встречаемых видов рода в Узбекистане. Считалось, что он настолько редок в Узбекистане, что в некоторых источни-

ках его приводят как эндемик Казахстана [4]. Однако, в Центральном гербарии Института генофонда растительного и животного мира АН РУз (TASH) хранится гербарный образец вида, собранный в 1965 году В. Макаровой и А. И. Введенским. Он был собран в Юго-Восточной части Кызылкума в окрестностях водохранилища Чардара.

По данным А.А. Иващенко [4], основной ареал *T. borszczowii* охватывает южные районы Казахстана (северный Кызылкум и Приаральские пустыни, пограничные с Узбекистаном районы).

В ходе исследований в окрестностях Кульджуктау найдены 3 новых местонахождения *T. borszczowii*. Предлагаем внести в следующее издание Красной книги Республики Узбекистан под 1 статусом. Наличие в восточной части Кульджуктау одного из редких реликтовых для Узбекистана видов *Rhamnus sentinisi* (всего 40–50 особей), наличие субэндемика, требующего постоянного мониторинга *Eremurus korolkovii* [5] и не внесенные в последние издания Красной книги *Tulipa sogdiana* и *Tulipa buhseana*, что подтверждает важность данной территории с ботанической точки зрения.

Литература

1. Абдураимов О. С. Биологические особенности и состояние ценопопуляций видов рода *Tulipa* L. в Кызылкуме: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ташкент, 2017. 47 с.
2. Ценопопуляции редких и исчезающих видов растений останцовых низкогорий Кызылкума: монография. Ташкент: Институт ботаники, 2018. 229 с.
3. Хасанов Ф. О., Шомуродов Х. Ф., Кадыров Г. Краткий очерк и анализ эндемизма флоры пустыни Кызылкум // Ботанический журнал. СПб., 2011. № 2. Т. 96. С. 237–245.
4. Иващенко А. А. Тюльпаны и другие луковичные растения Казахстана. Алматы: Два столица, 2005. 192 с.
5. Бутник А. А. Характеристика возрастных состояний в популяции *Eremurus korolkovii* Regel (Юго-Западный Кызылкум) // Ботаника, экология, охрана растений: Междунар. науч. конф. Андижан. 2007. С. 44–46.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ФЛОРЫ, РАСТИТЕЛЬНОСТИ И ОСОБЕННОСТИ МИКОРИЗООБРАЗОВАНИЯ НА ОТВАЛАХ НОВОКИЕВСКОГО ЖЕЛЕЗОРУДНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (СТЕПНАЯ ЗОНА)

Т. С. Чибрик, Н. В. Лукина, М. А. Глазырина, Е. И. Филимонова
Уральский федеральный университет им. первого Президента России
Б. Н. Ельцина, Tamara.Chibrik@urfu.ru

Добыча полезных ископаемых открытым способом сопровождается существенными нарушениями почвенного и растительного покровов на больших пространствах. Отвалы пустых пород по площади часто в 3–5 раз превышают размеры самих карьерных выработок. Изучение начальных этапов естественного зарастания и особенностей микоризообразования на подобных территориях представляет большой интерес, так как позволяет с учетом зо-

нально-климатических условий оценить закономерности формирования, особенности и направленность развития растительности.

Целью исследования было изучение восстановления флоры, растительности и микоризы на разновозрастных отвалах вскрышных пород Новокиевского рудника, расположенного в Оренбургской области в степной зоне.

Новокиевский рудник разрабатывает одноименное месторождение железных руд, расположенное в пределах восточного склона Южного Урала, в 42 км к северо-западу от г. Новотроицка. Горные работы на месторождении ведутся открытым способом.

Климат района резко континентальный, характеризующийся температурными контрастами, неустойчивостью атмосферных осадков, сухостью воздуха и интенсивностью процессов испарения. Среднегодовое количество осадков 260–300 мм. Среднегодовая температура составляет +2,8 °С. Господствующей почвой района являются обыкновенные черноземы. Район расположен в зоне типчаково-ковыльной степи [1].

Изучение формирования растительности и микоризы проводилось в растительных сообществах, формирующихся на трех отвалах данного месторождения. Вскрышные породы, слагающие отвалы, характеризуются большой пестротой: каолиновые палевые жирные глины, пестроцветные глины или суглинки, запесоченные глины или суглинки бурые, слюдистые суглинки, белый кварцевый песок, кварцевый песок с окатанной галькой, железоникелевая хромистая руда и др.

Согласно агрохимической оценке, породы подразделяются на засоленные и незасоленные. Тип засоления сульфатно-хлоридно-натриевый и хлоридно-натриевый, степень засоления варьирует от очень низкой до сильной. Незасоленные породы – слабощелочные, обеспечены подвижными формами фосфора (9,01–14,5 мг/100 г субстрата) и калия (1,2–3,3 мг/100 г субстрата), содержат мало азота (0,003–0,03%) и углерода (0,2–0,7%). Породы карбонатные, слабо каменистые, рН изменяется от 6,5 до 8,5 ед.

Обследование отвалов проводилось детально-маршрутным методом с описанием растительности [2]. За основной критерий сформированности растительного сообщества принималось общее проективное покрытие (ОПП) растениями [3]. Для изучения микоризы в растительных сообществах, формирующихся на отвалах, отбирали корни травянистых растений в десятикратной повторности, которые затем высушивали и обрабатывали по общепринятой методике с окрашиванием в анилиновой сини после мацерации в КОН [4].

Было проведено обследование двух автоотвалов 5–7-летнего возраста, и одного 14–15-летнего железнодорожного отвала.

Поверхность автоотвалов бугристая, бугры достигают высоты 1–3 м, близко расположены, имеют крутые склоны. Между буграми поверхность относительно выровненная, что накладывает отпечаток на формирование растительного покрова. Вершины бугров чаще всего лишены растительности, на склонах бугров, у подножия и на выровненной поверхности формируются растительные сообщества с преобладанием ксеромезофитных видов. К впа-

динам и понижениям рельефа, где скапливаются дождевые и талые воды, приурочены мезофитные виды.

На выровненной поверхности автоотвала № 1 формируются разнотравные сложные растительные группировки с преобладанием *Polygonum aviculare* L. (sp–cop₂), *Scleranthus annuus* L., *Salsola australis* R. Br., *Artemisia lerchiana* Web. (sp–cop₁), *Puccinellia distans* (Jacq.) Parl. (sp gr) и *Stipa korshinskyi* Roshev. (sp). ОПП варьирует от 10–20 до 50%. На буграх с обилием (sp) встречаются *Lactuca tatarica* (L.) C.A. Mey., *Polygonum aviculare* L. и *Atriplex tatarica* L., ОПП растительностью составляет 5–20%.

Несколько отличается видовой состав растительности, формирующейся в микропонижениях рельефа, ОПП здесь достигает 60–70%. Чаще других видов встречаются *Agrostis gigantea* Roth, *Leymus ramosus* (Trin.) Tzvel. и *Melilotus officinalis* (L.) Pall. (sp gr).

Всего на отвале зафиксировано 17 видов, 58,8% из них – многолетние, 41,2% – малолетние. Большая часть видов (64,7%) – ксеромезофиты, мезоксерофиты и ксерофиты; 29,4% – мезофиты; 1 вид (5,9%) гигромезофит. Из ценологических групп преобладают степные (35,2%), сорно-рудеральные и лугово-сорные (35,3%) и луговые (17,7%) виды, лугово-степные и сорно-степные составляют по 5,9% соответственно.

На выровненных участках автоотвала № 2 формируются злаково-разнотравные сложные растительные группировки, ОПП растительностью варьирует от 10–20 до 50%. В видовом составе преобладают *Polygonum aviculare*, *Artemisia lerchiana* (sp gr), *Salsola australis* (sp). Группами встречаются *Agrostis gigantea*, *Puccinellia distans* и др. В понижениях рельефа наряду с ксерофитами встречаются мезофиты и мезогигрофиты: *Artemisia campestris* L., *Inula britannica* L. (sp gr), *Rumex crispus* L., *Tripleurospermum perforatum* (Merat) M. Lainz (sp), *Tussilago farfara* L., *Melilotus albus* Medik., *M. wolgicus* Poir., *Lactuca tatarica* (sol gr), *Juncus bufonius* L. (sol).

Всего на отвале встречено 16 видов растений, 58,0% из них – многолетние, 42,0% – малолетние. В структуре экоморф преобладают виды ксерофитных местообитаний (ксеромезофиты, мезоксерофиты и ксерофиты) – 44,7%; мезофиты составляют 29,4%, гигромезофиты – 5,9%. Ценологические группы представлены сорно-рудеральными (29,4%), степными (23,5%), лугово-сорными (17,7%) и лугово-степными (11,7%) видами; луговые, сорно-степные и виды переувлажненных местообитаний составляют по 5,5%.

Железнодорожный отвал (высота 20–30 м) образован при складировании вскрышных пород железнодорожным транспортом. На его поверхности расположены длинные узкие возвышения и понижения с колебаниями высот 0,5–1 м. Породный состав представлен смесью слюдистых суглинков, бурого кварцевого песка с галькой и небольшой примесью охристой железной руды. Засоление пород очень слабое.

Исследования проводились на двух участках отвала 14 и 15-летнего возраста. На обоих участках формируются злаково-разнотравные фитоценозы с доминированием *Artemisia lerchiana* (cop₁) и *Festuca valesiaca* Gaudin

(sp–cop₁). Высокое обилие имеют *Artemisia absinthium* L., *Medicago falcate* L., *Phleum phleoides* (L.) Karst., *Achillea nobilis* L. (sp). Группами встречаются *Salsola australis* (sp gr), *Agrostis gigantea*, *Cichorium intybus* L., *Astragalus wolgensis* Bunge (sol gr), *Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb., *Veronica incana* L., *Helichrysum arenarium* (L.) Moench и др. В микропонижениях высокое обилие имеют *Melilotus albus*, *M. wolgicus* и *M. officinalis* (sp gr–cop₁). ОПП растительностью составляет 60–70%.

Биоморфологический анализ видового состава обоих участков показал, что по продолжительности жизни в растительных сообществах 14–15-летнего возраста 76,9% составляют многолетние виды, 22,1% – малолетние виды. В структуре экоморф большинство видов ксерофитных местообитаний (69,2%), мезофиты составляют 26,9%, гигромезофиты – 3,9%. В ценотической структуре преобладают степные (30,7%) и лугово-степные виды (26,9%); высока доля сорно-рудеральных и лугово-сорных растений (34,6%); луговые и сорно-степные виды составляют по 3,9%.

Изучение арбускулярной микоризы на разновозрастных отвалах Новокиевского железорудного месторождения показало, что в растительных сообществах 5–7-летнего возраста, формирующихся на автоотвале № 1, доля микоризных видов составила 58,8% (табл.). Не обнаружена микориза у *Atriplex sagittata* Borkh., *A. tatarica*, *Salsola collina* Pall., *Juncus bufonius*, *Oberna behen* (L.) Ikonn. и др. Наиболее высокие показатели интенсивности микоризной инфекции у *Artemisia lerchiana* (7,4%), *Agrostis gigantea* (5,6%); самые низкие – у *Festuca pseudovina* (0,4%). Средняя интенсивность микоризной инфекции составила 2,66%.

Таблица

Количественная характеристика микосимбиотрофизма на отвалах Новокиевского железорудного месторождения

Отвалы	Возраст, лет	ОПП растительности, %	Число исследованных видов, шт.	Число микоризных видов, шт.	Доля микоризных видов, %	Степень микотрофности, (D) баллы	Интенсивность микоризной инфекции, (С), %
Автоотвал № 1	5–7	10–20 до 50	17	10	58,8	0,20	2,7±0,7
Автоотвал № 2	5–7	10–20 до 50	16	9	56,3	0,31	3,5±1,2
Железнодорожный отвал	14	60–70	19	16	84,2	0,40	7,0±1,8
	15	60–70	20	17	85,0	0,53	8,4±2,1

На автоотвале № 2 в 5–7-летних растительных сообществах доля микоризных видов составила 56,3%. Немикотрофными оказались представители семейств Caryophyllaceae, Polygonaceae, Chenopodiaceae. Все микотрофные растения слабомикотрофны. Средняя интенсивность микоризной инфекции – 3,53%.

На железнодорожном отвале, на участке 14-летнего возраста из 19 исследованных видов только у трех видов микориза не была обнаружена: у *Oberna behen*, *Polygonum aviculare*, *Linaria vulgaris* L. Данные виды относятся к семействам Caryophyllaceae, Polygonaceae и Scrophulariaceae, представители которых не образуют, или крайне редко образуют микоризу. Все исследованные виды являются слабомикотрофными, средняя степень микотрофности составляет 0,4 балла. Среднее значение интенсивности микоризной инфекции в растительном сообществе – 7,02%, у разных видов этот показатель варьирует: от 18,4% у *Festuca pseudovina*, 10,4% у *Artemisia lerchiana*, 9,4% у *Festuca valesiaca*, 8,6% у *Melilotus wolgicus* до 2,6% у *Helichrysum arenarium*.

На железнодорожном отвале, на участке 15-летнего возраста у 17 видов (85,0%) обнаружена арбускулярная микориза. Не обнаружена микориза у *Agrostis gigantea*, *Gypsophila paniculata* L., *Salsola australis*; два последних вида относятся к семействам Caryophyllaceae и Chenopodiaceae, представители которых редко вступают в симбиоз с грибами. Все микоризные виды слабомикотрофны, средняя степень микотрофности – 0,53 балла. Наиболее высокие показатели интенсивности микоризной инфекции у *Tripleurospermum perforatum* (32,0%), *Melilotus wolgicus* (31,0%), *Artemisia absinthium* (18,8%), *Artemisia lerchiana* (16,8%), *Medicago falcata* (15,8%). Среднее значение интенсивности микоризной инфекции – 8,44%.

Таким образом, анализ формирования растительности на отвалах Новокиевского железорудного месторождения показал, что на автоотвалах к 5–7-летнему возрасту формируются сложные растительные группировки (ОПП от 10–20 % до 50 %). На формирование растительности большое влияние оказывает рельеф поверхности и, связанное с этим, неравномерное распределение влаги. На железнодорожном отвале к 14–15-летнему возрасту формируются злаково-разнотравные фитоценозы.

Анализ биоэкологической характеристики видов, произрастающих на отвалах Новокиевского железорудного месторождения, показал, что флора, в основном, представлена многолетними степными видами с высокой долей участия сорно-рудеральных видов ксерофитных местообитаний. С увеличением возраста растительных сообществ происходит рост доли многолетних видов, среди ценологических групп – уменьшение доли сорно-рудеральных и рост доли степных видов.

Исследования показали, что в корнях травянистых растений, произрастающих на отвалах, имеется арбускулярная микориза, представленная несептированными гифами гриба, везикулами и арбускулами. На 5–7-летних участках отвалов микоризные виды составляют 56,3–58,8%, с увеличением возраста растительных сообществ доля микоризных видов растет, и на 14–15-летних отвалах этот показатель составляет 84,4–85,0%, достигая величины, характерной для естественных фитоценозов (более 80%). Все микоризные виды растений – слабомикотрофны, т. е. степень микотрофности растений не превышает 1,7 балла. Не обнаружена микориза у растений из семейств Polygonaceae, Chenopodiaceae, Caryophyllaceae, которые, как правило, являются

ся безмикоризными в естественных фитоценозах. Низкая доля микоризных растений и слабое развитие микоризной инфекции у растений, произрастающих на отвалах, объясняется недостаточным содержанием элементов минерального питания в породах, образующих отвалы и засоленностью пород. Показатели микоризы зависят от эдафических условий и от степени сформированности растительных сообществ.

Работа выполнена при финансовой поддержке со стороны Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках выполнения государственного задания УрФУ № 6.7696.2017/БЧ.

Литература

1. Быков Б. А. Доминанты растительного покрова Советского Союза. В 3-х т. Алмата: Изд-во АН Казахской ССР, 1962. Т. 2. 434 с.
2. Полевая геоботаника. В 5 т. Л.: Наука, 1964. Т. 3. 530 с.
3. Курочкина Л. Я., Вухрер В. В. Развитие идей В. Н. Сукачева о сингенезе // Вопросы динамики биогеоценозов: Доклады на IV ежегодн. чтениях памяти акад. В. Н. Сукачева. М.: Наука, 1987. С. 5–27.
4. Селиванов И. А. Микосимбиотрофизм, как форма консортивных связей в растительном покрове Советского Союза. М.: Наука, 1981. 230 с.

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРНЫХ СТРЕССОРОВ НА СОСТОЯНИЕ ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЛИНИЙ *NICOTIANA TABACUM*

О. А. Ведяшкина, Т. А. Лукина, А. С. Лукаткин
*Национальный исследовательский Мордовский государственный
университет им. Н. П. Огарева, lelyavedyasshkina@mail.ru*

Растения постоянно подвергаются действию комплекса неблагоприятных факторов внешней среды. Одним из основных экологических факторов, влияющим на распространение, жизнеспособность, протекание многих физиологических процессов, репродукцию растений, является температура [1]. Пониженная и повышенная температуры губительно действуют на растения, вызывая повреждение белков, денатурация которых приводит к нарушению согласованности процессов обмена; тормозят такие важные процессы, как фотосинтез и дыхание; увеличивают проницаемость мембран, тем самым уменьшая устойчивость и ускоряя потерю кальция и калия из клеток [1–3].

Изучение познаний физиологических и метаболических процессов, протекающих в растительной клетке при действии неоптимальных температур, может дать нам основу для успешного культивирования растений в неблагоприятных условиях среды. Также на современном этапе науки появляются новые модифицированные линии растений с улучшенными характеристиками, представляющие собой удобный объект для изучения реакции на стрессы [4, 5]. Изменение экспрессии генов или введение генов извне позволит более детально выявить особенности метаболизма, обусловленные действием этих генов, в условиях нестабильных температур.

Особое внимание исследователей направлено на изучение в стрессовых условиях фотосинтетического аппарата (ФСА), как основного детерминанта роста и функционирования растительного организма, и на состояние липидного комплекса мембран. При любых неблагоприятных воздействиях, в том числе температурных, наблюдается нарушение функционирования ФСА, а именно ослабление способности образовывать хлорофилл, нарушение связи хлорофилла с белок-липидным комплексом, уменьшение образования реакционных центров, нарушение структуры хлоропластов, в конечном итоге – снижение интенсивности фотосинтеза [1]. Нарушения структуры ФСА могут быть зарегистрированы путем измерения флуоресценции хлорофилла (ФХ) [2].

Флуоресценция представляет собой переизлучение поглощенного веществом света со сдвигом в красную сторону спектра [2]. Характеристики ФХ измеряют на РАМ-флуориметре. Перед началом регистрации замедленной флуоресценции хлорофилла *a* растения помещают в темное место на 30–40 минут. Это делается для того, чтобы пластохиноновый пул стал максимально окисленным и готовым к транспорту электронов от ФСII далее в цепь переноса электронов. В стационарной фазе идет насыщающая вспышка света, переводящая все свободные реакционные центры (РЦ) в замкнутое состояние. На индукционной кривой это отражается в виде резкого увеличения выхода флуоресценции хлорофилла *a* до значения F_m . Затем после вспышки включается дальний красный свет, параллельно возбуждающий ФСI и вызывающий быстрый отток электронов, это отражается в резком спаде выхода ФХ *a* до значения F_0 .

В целях количественной оценки фотохимического использования и нефотохимических потерь поглощенной энергии света получают ряд параметров ФХ, которые можно использовать в качестве входных данных измерений выхода флуоресценции. Основные параметры – следующие:

1) F_v/F_m и $Y(II)$ – максимальный и эффективный квантовые выходы флуоресценции ФСII; оба коэффициента оценивают слой адсорбированной энергии квантов, используемой ФСII для фотохимии, т.е. для стабильного разделения зарядов в реакционном центре ФСII. Для оценки квантового выхода фотохимии ФСII используют соотношение F_v/F_m . Но F_v/F_m показывает средневзвешенную величину квантового выхода для всех комплексов ФСII экспериментального объекта. Уменьшение этого комплекса обычно указывает на повреждение комплексов ФСII в результате стресса.

2) $Y(II)$ – дает оценку фотохимического использования энергии возбуждения в ФСII при освещении.

3) qP и qL – коэффициенты фотохимического тушения флуоресценции. С их помощью оценивают долю открытых РЦ ФСII. Измерение параметра qP основано на концепции отделенных антенн ФСII, а qL показывает взаимосвязанную модель антенны, демонстрирует реалистичную ситуацию в листьях.

4) qN и NPQ – параметры нефотохимического тушения флуоресценции. Они связаны с нефотохимическим тушением энергии возбуждения путем тилакоидных рН- и зеаксантин-зависимых процессов.

5) $Y(NO)$ and $Y(NPQ)$ – квантовые выходы нефотохимического тушения флуоресценции.

Суммарный квантовый выход фото- и нефотохимического тушения флуоресценции равен единице: $Y(I) + Y(NPQ) + Y(NO) = 1$.

Также одной из наиболее ранних реакций клетки на стрессовые воздействия факторов среды является усиление перекисного окисления мембранных липидов (ПОЛ).

Целью данной работы было изучение реакции трансформированных линий табака (*Nicotiana tabacum* L.) на температурные стрессы в культуре *in vitro* для определения их сравнительной термоустойчивости. В работе использовали пробирочные растения исходной линии табака – Wild type (Wt, сорт Самсун), а также несколько линий трансформантов по различным генам. Среди них – линия 6214, стабильно экспрессирующая пластин-GFP; она создана в Ягеллонском университете с использованием штамма LBA 4404 *Agrobacterium tumefaciens*, содержащего бинарную плазмиду pBI 121, в которую введен ген, кодирующий слитый белок, состоящий из усеченного человеческого пластана и smGFP (пластин-GFP), под контролем промотора 35S вируса мозаики цветной капусты; трансформация позволила визуализировать актиновый цитоскелет, изменяющийся при различных воздействиях [4]. Изучали также пробирочные растения линий 3 и 29, сверхэкспрессирующие Fe-SOD из *Arabidopsis thaliana* (преимущественно хлоропластной локализации), созданные во ВНИИ сельскохозяйственной биотехнологии; эти растения с интродуцированным геном Fe-SOD имели измененную ультраструктуру хлоропластов, повышенную активность СОД по сравнению с Wt-растениями, проявляли повышенную стабильность ФСА при действии окислительного стресса [5].

Клонально размноженные растения высаживали на агаризованные среды с минеральной основой по Мурасиге-Скугу и выращивали 30–40 дней в культуре *in vitro* при температуре 20–24 °С и 16-часовом фотопериоде. Регенеранты подвергали 18-часовому воздействию повышенных (40 °С) или пониженных (5 °С) температур (контроль выдерживали при 23 °С); сразу после температурного воздействия в листьях определяли состояние клеточных мембран по интенсивности (ПОЛ) по накоплению ТБК-реагирующих соединений (на спектрофотометре UVmini1240, Shimadzu, Japan) [1], а также состояние ФСА по параметрам флуоресценции хлорофилла (ФХ) (на флуориметре Junior PAM, Walz, Germany) [2]. Все опыты повторяли не менее трех раз, в каждом опыте было от 5 до 15 биологических повторностей. Статистическую обработку проводили по стандартным биометрическим методам, с использованием пакетов программ Microsoft Excel. В таблице приведены данные типичного эксперимента.

По параметрам ФХ можно видеть, что разные линии табака различно реагировали на температуры, при которых они были выдержаны (табл.). В большинстве случаев параметры ФХ показывают значительное повреждение ФСА линий табака при действии неблагоприятных температур.

Влияние температуры на параметры ФХ у разных линий табака

Линия	Температура, °С	Параметры ФХ							
		Y(II)	qP	qN	qL	NPQ	Y(NO)	Y(NPQ)	F _v /F _m
Wt	5	0,676	1,012	0,213	0,708	0,258	0,713	0,181	0,57
	23	0,497	0,871	0,111	0,723	0,039	0,755	0,083	0,592
	36	0,567	0,726	0,321	0,497	0,316	0,649	0,199	0,618
6214	5	0,536	0,848	0,245	0,786	0,331	0,473	0,207	0,629
	23	0,532	0,839	0,129	0,681	0,112	0,72	0,052	0,574
	36	0,331	0,716	0,245	0,365	0,224	0,608	0,132	0,531
29	5	0,677	0,894	0,23	0,739	0,222	0,688	0,15	0,659
	23	0,676	0,817	0,269	0,603	0,27	0,666	0,178	0,497
	36	0,491	0,777	0,22	0,632	0,154	0,712	0,126	0,567
3	5	0,66	0,825	0,28	0,566	0,281	0,517	0,177	0,723
	23	0,624	0,834	0,19	0,674	0,207	0,69	0,14	0,593
	36	0,518	0,545	0,402	0,347	0,43	0,571	0,236	0,607

Проведя процентное сравнение наиболее важных параметров ФХ между трансформированными линиями и диким типом, можно видеть некоторые различия. Так, максимальный квантовый выход F_v/F_m у трансформированных линий 29 и 3 (сверхэкспрессирующих FeSOd) при неблагоприятных температурах увеличился по сравнению с диким типом, свидетельствуя об их большей устойчивости, особенно к повышенной температуре. Эффективный квантовый выход Y(II) снизился у всех трансформированных линий, но линия 3 проявила меньшее повреждение. Значения коэффициентов фотохимического тушения qP и qL показали снижение у линий 6214 и 3.

Результаты измерения МДА указывают на повреждение от действия температур как у исходной (Wt), так и у всех трансформированных линий табака. Но наибольшую толерантность к повреждающим температурам проявила трансформированная линия 3. Эти растения имели измененную ультраструктуру хлоропластов [5] и проявляли повышенную стабильность ФСА при температурном стрессе, который тесно связан с образованием активированных форм кислорода [1].

Литература

1. Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2002. 208 с.
2. Лукаткин А. С., Тютяев Е. В. Определение состояния фотосинтетического аппарата высших растений при неблагоприятных воздействиях: учеб. пособие. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2017. 64 с.
3. Рахманкулова З. Ф. Взаимосвязь фотосинтеза и дыхания целого растения в норме и при неблагоприятных внешних условиях // Журнал общей биологии. 2002. Т. 63. № 3. С. 44–53.
4. Anielska-Mazur A., Bernas T., Gabrys H. *In vivo* reorganization of the actin cytoskeleton in leaves of *Nicotiana tabacum* L. transformed with plastin-GFP. Correlation with light-activated chloroplast responses // BMC Plant Biology. 2009. V. 9. Art. 64. doi:10.1186/1471-2229-9-64

5. Baranova E. N., Serenko E. K., Balachnina T. I., Kosobruhov A. A., Kurenina L. V., Gulevich A. A., Maisuryan A. N. Activity of the photosynthetic apparatus and antioxidant enzymes in leaves of transgenic *Solanum lycopersicum* and *Nicotiana tabacum* plants, with FeSOD1 gene // Russian Agricultural Sciences. 2010. V. 36. P. 242–249.

ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ ЦЕНОПОПУЛЯЦИЙ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РОДА *PLANTAGO* В САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

А. Е. Митрошенкова, В. Н. Ильина

*Самарский государственный социально-педагогический университет,
mds_mitri4@mail.ru, Siva@mail.ru*

Устойчивость и продуктивность природных экосистем во многом определяется состоянием слагающих их видовых ценопопуляций. В условиях лесостепной и степной зон ценопопуляции большинства видов растений изучены крайне мало. В настоящее время популяционные методы исследований в ботанике и экологии завоевывают все большее признание, т. к. они базируются не только на визуальных методах, но и учитывают большое количество разнообразных показателей, характеризующих развитие вида в условиях конкретного сообщества. В основе этого направления лежит концепция дискретного описания онтогенеза модельных видов растений. Поэтому все большую популярность приобретает именно комплексное изучение модельных видов, их популяций и фитоценозов с их участием. Популяционно-онтогенетические исследования позволяют корректно оценить современное состояние фитоценозов с участием модельных видов и составить прогноз последующих изменений [1–3].

Объектом нашего исследования стали два вида из семейства Подорожниковые – *Plantago media* L. (подорожник средний) и *Plantago major* L. (подорожник большой), произрастающие на территории г. Самары и Самарской области.

Подорожники – широко распространенные на территории Европейской России травянистые растения. Они принадлежат к числу популярных растений. Это связано не только с их своеобразным, легко запоминающимся обликом, но и с определенным хозяйственным значением – в качестве лекарственных и пищевых, а иногда даже декоративных растений. Заметна роль представителей семейства в естественных сообществах. На лугах, солонцах, по берегам рек подорожники нередко играют заметную роль в растительном покрове. Они часто используются как модельный объект. Широкое распространение, видовое разнообразие и легкость культивирования подорожников способствует их использованию в разнообразных биологических экспериментах и полевых исследованиях, в частности, для исследования общих закономерностей минерального питания растений (азотного обмена, усвоения микроэлементов, устойчивости к засолению), фотосинтеза, устойчивости к экстремальным температурам, радиации и загрязнению, биологии опыления, взаимоотношений в сообществах, генетического полиморфизма и т. д. [4–5].

Применяя традиционный подход для изучения ценопопуляций растений, нами впервые проведены исследования природных популяций подорожников среднего и большого в г. Самара и его окрестностях. Проанализировано современное состояние ценопопуляций модельных представителей местной флоры и определены возможные меры по охране видов в условиях антропогенного воздействия на изучаемой территории. Результаты работы могут быть использованы на полевых практиках по биологии и экологии растений, ботанике, экологии и природопользованию.

В данной статье приведены некоторые данные по онтогенетической структуре ценопопуляций двух модельных видов в условиях урбанизированной среды (в черте г. Самары).

В таблице 1 приведены данные по онтогенетической структуре ценопопуляций подорожника среднего на территории Самарского Ботанического сада. На участке с повышенной рекреационной нагрузкой в течение трех лет исследования наблюдали следующие изменения: в 2008 г. в популяции преобладали виргинильные особи (34,1%), далее – зрелые генеративные особи (20,9%), в равном соотношении зарегистрированы поздние генеративные и имматурные особи (по 12,1%). Особи, находящиеся в других онтогенетических состояниях, зарегистрированы в значительно меньших количествах.

Таблица 1

Онтогенетическая структура ценопопуляции подорожника среднего в Ботаническом саду (участок с повышенной рекреационной нагрузкой)

№ п/п	Годы исследований	Онтогенетические состояния, %								
		p	j	im	v	g1	g2	g3	ss	s
1	2008 (91) ¹	0	3,3	12,1	34,1	9,9	20,9	12,1	7,9	0
2	2009 (84)	0	2,4	10,7	34,5	14,3	17,9	11,9	7,1	1,2
3	2010 (63)	0	0	6,3	17,5	17,5	15,9	25,4	17,5	0

В 2009 г. на этом же участке в ценопопуляции подорожника среднего отмечена сходная онтогенетическая структура: наибольшее количество зарегистрировано виргинильных особей (34,5%), зрелых генеративных особей (17,9%), поздних генеративных (11,9%), имматурных (10,7%). И, так же, как и в 2008 году особей, находящихся в других онтогенетических состояниях зарегистрировано значительно меньше.

В 2010 г. наблюдалась несколько иная картина: наибольшее количество зарегистрированных особей находилось в позднем генеративном состоянии (25,4%), следующий количественный показатель (17,5%) отмечен сразу для трех состояний: виргинильные, молодые генеративные и субсенильные. Кроме того, в 2010 г. в ценопопуляции не зарегистрировано ювенильных особей.

Учитывая аномально жаркие условия летнего периода 2010 г., можно предположить, что в период высоких дневных температур увеличилось число посетителей парковых зон, где под древесным пологом было легче перенести жару. Однако Ботанический сад не является местом отдыха. Территория его

¹ Общее количество особей в обследуемой ценопопуляции

достаточно часто посещаемая, но в вечерние часы и в выходные дни сад закрыт для посетителей. Следовательно, влияние рекреации не столь значительно для состояния ценопопуляции подорожника среднего.

Учитывая еще один показатель – динамику общей численности особей в ценопопуляции за три года исследований: 91, 84 и 63 особи, и сопоставив с температурными условиями всего периода исследований, можно сделать вывод, что преобладание тех или иных онтогенетических стадий находится в прямой зависимости от колебания температур. Так, мы видим практически одинаковую картину в 2008 и 2009 годах, когда летние периоды были сходны по суммарным температурным показателям и разительно отличающуюся картина 2010 г., когда лето было аномально жарким для нашего региона. Кроме того, позднеосенний период 2009 г., характеризовался отсутствием осенних дождей, резким наступлением холодов, отсутствием снежного покрова в уже начавшиеся заморозки. В результате верхний плодородный слой почвы, в котором находились семена, был подвержен вымерзанию, как следствие – оставшиеся всхожими семена проросли почти одновременно и поэтому к моменту рассмотрения онтогенетической структуры популяция была практически однородна. С преобладанием поздних генеративных особей и даже с наличием субсенильных, замещения особей в ценопопуляции в 2010 г. практически не происходило.

Как видно из таблицы 2, в ценопопуляции подорожника большого на участке лесного фитоценоза в течение трех лет исследования наблюдались следующие изменения: в 2008 г. из 47 особей в популяции преобладали виргинильные – 27,7%, далее по убыванию – молодые генеративные – 19,1%, зрелые генеративные и имматурные – по 14,9%, поздние генеративные – 10,6%. Число имматурных особей составило 8,5%, субсенильных – 4,3%. Проростки и сенильные особи не регистрировали.

В 2009 г. на этом же участке в ценопопуляции подорожника большого наблюдалось следующее распределение особей по онтогенетическим группам: зарегистрировано наибольшее количество виргинильных особей (28,6%), 19% – молодых генеративных особей, по 14,3% – зрелых генеративных и имматурных, 9,5% – поздних генеративных и 7,1% – ювенильных особей. На долю субсенильных и сенильных растений приходится незначительное количество – 4,8% и 2,4% соответственно.

Таблица 2

Онтогенетическая структура ценопопуляции подорожника большого в Загородном парке (участок лесного фитоценоза)

№ п/п	Годы исследований	Онтогенетические состояния, %								
		p	j	im	v	g1	g2	g3	ss	s
1	2008 (47)	0	8,5	14,9	27,7	19,1	14,9	10,6	4,3	0
2	2009 (42)	0	7,1	14,3	28,6	19,0	14,3	9,5	4,8	2,4
3	2010 (34)	0	0	11,8	14,7	23,5	29,4	8,8	5,9	5,9

В 2010 г. зарегистрировано 29,4% зрелых генеративных особей. 23,5% составляют молодые генеративные растения. Значительно меньшим количе-

ством представлены виргинильные и имматурные особи – 14,7% и 11,8% соответственно. 8,8% составили зрелые генеративные растения, по 5,9% – субсенильные и сенильные особи.

В целом, в Самарской области ценопопуляции модельных подорожников имеют значительную долю генеративных особей (до 60%), но и число молодых растений обычно существенно, а в некоторых онтогенетических спектрах максимум приходится именно на виргинильные растения.

По-видимому, на ценопопуляции изученных подорожников (с учетом полученных сведений, не опубликованных в данной статье) в условиях участков с повышенной рекреационной нагрузкой наибольшее влияние оказывают климатические (в частности температурные показатели) и в меньшей степени – рекреационная нагрузка. Это подтверждается сходной онтогенетической структурой и динамикой состава ценопопуляций в лесных и луговых фитоценозах, где рекреационная нагрузка незначительна и даже случайна.

Литература

1. Ильина В. Н. Эколого-биологические особенности и структура ценопопуляции редких видов рода *Hedysarum* L. в условиях бассейна Средней Волги: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. 19 с.
2. Ильина В. Н. Мониторинг ценологических популяций растений. Учебное пособие. Самара: Изд-во СГПУ, 2008. 92 с.
3. Ильина В. Н. Исследования ценологических популяций растений (фитоценопопуляций) в Самарской области // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2010. Т. 19. № 3. С. 99–121.
4. Османова Г. О. Поливариантность развития побегов у некоторых видов рода *Plantago* Juss. // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009. № 5. С. 121–125.
5. Османова Г. О. Онтогенетическая структура ценопопуляций *Plantago major* L., *Plantago media* L. и *Plantago lanceolata* L., произрастающих в одном сообществе // Вестник Московского государственного университета леса. Лесной вестник. 2009. № 1. С. 155–158.

РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛУГОВЫХ АССОЦИАЦИЙ ПОЙМЫ р. ИПУТЬ

Н. М. Дайнеко, С. Ф. Тимофеев, С. В. Жадько

*Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины,
Dajneka@gsu.by*

Одним из негативных последствий катастрофы на ЧАЭС является радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных угодий. В настоящее время наибольшие радиологические проблемы выявлены для заливных лугов.

Кормовые угодья на территории Гомельской области характеризуются большим разнообразием почвенного покрова, плодородия и влагообеспеченности почв, качества и продуктивности травостоев.

На подвижность и доступность ^{137}Cs воздействует множество параметров, среди которых можно выделить следующие: влажность почвы, формы

нахождения радионуклидов в почве, гранулометрический и минералогический составы, содержание органического вещества, содержание обменных катионов и емкость катионного обмена, а также кислотность почвы.

Так, по мнению Ю. А. Иванова с соавторами, ^{137}Cs в почве находится в прочнофиксированной форме как в составе твердых топливных частиц, так и в составе аэрозолей (конденсационных выпадений). Это зависит как от удаленности от места выбросов, так и от времени [1], что подтверждается исследованиями Ю. И. Голикова с соавторами [2].

По данным П.М. Орлова и А.В. Кузнецова в зависимости от прочности связи радионуклида с дерново-подзолистой супесчаной почвой содержание ^{137}Cs варьирует от 3,7% до 45,3%. С течением времени, на четвертый год после загрязнения, количество прочносвязанного ^{137}Cs для дерново-подзолистой песчаной почвы составляло до 60%, в аллювиальной дерновой глеевой песчаной до 80%, для торфяно-болотной до 98% [3].

Исследования проводили в 2018 году на территории Добрушского района Гомельской области Республики Беларусь в пойме р. Ипуть. После катастрофы на Чернобыльской АЭС было выведено из сельскохозяйственного пользования более 10 000 га.

Ниже приводится характеристика луговых ассоциаций поймы р. Ипуть.

Ассоциация *Caricetum gracilis*, вариант *typica*. Д.в. асс. – *Carex acuta*. Прочие виды: *Caltha palustris*, *Lysimachia vulgaris*, *Sium latifolium*, *Galium palustre*, *Lythrum salicaria*, *Carex vesicaria*, *Glyceria fluitans*, *Agrostis stolonifera*, *Lysimachia nummularia*. Проективное покрытие 70–80%. Количество видов 7–10. Места описаний: межгрядное понижение правобережной центральной поймы; понижение левобережной центральной поймы; межгрядное понижение левобережной центральной поймы; глубокое межгрядное понижение левобережной центральной поймы; понижение левобережной прирусловой поймы. Почвы: дерново-глеевая, суглинистая, перегнойно-иловато-глеевая, дерново-глееватая, супесчаная.

Асс. *Poo palustris-Alopecuretum pratensis*; вариант *Beckmannia eruciformis*. Д.в. асс. *Poa palustris*, *Alopecurus pratensis*; Д.в. варианта *Beckmannia eruciformis*, *Carex vulpine*, *Vicia cracca*. Д.в. союза *Molinion-Achillea ptarmica*, *Allium angulosum*; Д.в. порядка *Molinietalia-Coronaria flos-cuculi*; Д.в. союза *Caltion-Myosotis palustris*; Д.в. союза *Filipendulo-Petasition-Veronica longifolia*; Д.в. союза *Magnacaricion-Galium palustre*. Прочие виды: *Rumex thyrsifloru*, *Lysimachia nummularia*. Проективное покрытие – 85%. Количество видов 16–17. Места описаний: плоская равнина правобережной центральной поймы; плоская равнина левобережной центральной поймы, плоская равнина левобережной центральной поймы; пониженная равнина правобережной центральной поймы. Почвы: дерново-глееватая, суглинистая, дерново-глееватая, супесчаная.

Асс. *Poo-Festucetum pratensis*, вариант *typica*, субассоциация *deschampsietosum*. Д.в. асс. *Festuca pratensis*, *Poa pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Ranunculus acris*, *Trifolium pratense*, *Plantago lanceolata*. Д.в. союза

Molinion-Cnidium dubium, *Allium angulosum*, *Achillea ptarmica*. Д.в. класса *Molinio-Arrhenatheretea* – *Vicia cracca*, *Rhinanthus minor*, *Achillea millefolium*. Д.в. порядка *Molinietalia* – *Coronaria flos-cuculi*, *Filipendula ulmaria*. Д.в. союза *Geum rivale*, *Myosotis palustris*. Д.в. союза *Cynosurion-Trifolium repens*. Д.в. союза *Agropyro-Rumicion crispi-Ranunculus repens*, *Potentilla anserina*, *Leontodon autumnalis*. Д.в. союза *Magnocaricion-Poa palustris*. Прочие виды – *Prunella vulgaris*, *Rumex thyrsiflorus*, *Anthoxanthum odoratum*, *Veronica chamaedrys*, *Ranunculus auricomus*, *Inula britannica*, *Agrostis tenuis*, *Stellaria graminea*, *Rumex acetosella*. Общее проективное покрытие – 70%. Количество видов 20–25. Места описаний: плоская грива левобережной центральной поймы, широкая плоская грива правобережной центральной поймы. Почвы: дерново-глебоватая, супесчаная.

Асс. *Poo pratensis-Agrostietum caninae*. Д.в. асс. *Agrostis canina*, *Poa pratensis*. Д.в. класса *Sedo-Scleranthetea-Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*, *Sedum acre*. Д.в. класса *Phleum pratense*, *Rhinanthus vernalis*. Д.в. порядка *Molinietalia Deschampsia cespitosa*, *Vicia cracca*. Д.в. союза *Molinion-Allium angulosum*. Д.в. союза *Magnocaricion-Poa palustris*. Прочие виды: *Rumex thyrsiflorus*, *Inula britannica*, *Juncus atratus*, *Gratiolla officinalis*, *Sedum purpurum*. Общее проективное покрытие 75%. Количество видов – 15–18. Места описаний: плоская равнина левобережной прирусловой поймы, плоская грива левобережной центральной поймы, склон гривы левобережной центральной поймы. Почвы: дерновая, слабообразованная, супесчаная, дерновая, слабооподзоленная, супесчаная.

Содержание радиоцезия в почве луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района составляло 820–1180 Бк/кг (табл. 1).

Различия варьировали в пределах 1,4 раза. Максимальные значения параметра выявлены для почв под *Caricetum gracilis* и *Poo-Festucetum pratensis*. В пересчете на плотность загрязнения анализируемые параметры составили 213–307 кБк/м² или 6–8 Ки/км². Предельная плотность загрязнения сельскохозяйственных угодий лимитируется показателем 40 Ки/км². Следовательно, анализируемые почвы являются пригодными для заготовки кормов по данному показателю.

Таблица 1

Удельная активность и плотность загрязнения почв цезием-137 и стронцием-90 изучаемых луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района

№ объекта	Название ассоциации	Удельная активность, Бк/кг	Плотность загрязнения, кБк/м ²
1	<i>Poo palustris-Alopecuretum pratensis</i>	948±142	228,1
2	<i>Poo-Festucetum pratensis</i>	2810±421,5	676,2
3	<i>Calamagrostietum epigeii</i>	1119±	269,3
4	<i>Caricetum gracilis</i>	4498±560	1067,3

Анализ удельной активности цезия-137 в надземной фитомассе луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района показал (табл. 2), что наибольшая удельная активность отмечена в ассоциации *Caricetum gracilis*, наименьшая удельная активность наблюдалась в ассоциации *Poo palustris-Alopecuretum pratensis*, что в 2,7 раза меньше, чем в ассоциации *Caricetum gracilis*, в ассоциации *Poo palustris-Alopecuretum pratensis*: удельная активность была в 2,4 раза, в ассоциации *Poo-Festucetum pratensis* в 2 раза меньше, чем в ассоциации *Caricetum gracilis*. Наибольший коэффициент накопления (КН) также наблюдался в ассоциации *Caricetum gracilis*. В двух ассоциациях *Poo palustris-Alopecuretum pratensis* и *Poo-Festucetum pratensis* разница между КН оказалась незначительной. Минимальный КН отмечался в ассоциации *Poo pratensis-Agrostietum caninae*.

Таблица 2

Удельная активность ^{137}Cs и КН в надземной фитомассе луговых экосистем в пойме р. Ипуть Добрушского района

№ объекта	Название ассоциации	^{137}Cs	
		удельная активность, Бк/кг	КН ^{137}Cs загрязнения, Бк/кг/Бк/кг
1	<i>Caricetum gracilis</i>	828,0±74,5	0,70
2	<i>Poo palustris-Alopecuretum pratensis</i>	342,0±41,4	0,42
3	<i>Poo-Festucetum pratensis</i>	421,0±50,5	0,40
4	<i>Poo pratensis-Agrostietum caninae</i>	309,0±37,1	0,33

Таким образом, плотность радиоактивного загрязнения почв обследуемых участков варьировала в пределах 5–9 Ки/км². Существенных различий по плотности радиоактивного загрязнения не выявлено. Можно отметить, что данные сельскохозяйственные угодья входят в группу 5–15 Ки/км², и на них необходимо проведение защитных контрмер, таких как агрохимические, агротехнические и организационные.

Надземную фитомассу луговых экосистем можно использовать для корма сельскохозяйственных животных, так как удельная активность фитомассы не превышала 1300 Бк/кг, допустимого уровня загрязнений травяных кормов.

Литература

1. Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Лазарев Н. М. Физико-химические формы выпадений выброса на ЧАЭС и долговременная динамика поведения радионуклидов выброса в компонентах агросистем // Чернобыль-94. Итоги 8 лет работ по ЛПА на ЧАЭС: Сб. докладов IV междунар. конф. Чернобыль, 1996. Т. 1. С. 256–269.
2. Голиков, Ю. Н., Дацкевич П. И., Долгов В. М. Радиоактивная загрязненность и радиационная обстановка ландшафтных комплексов Гомельской и Могилевской областей // Респ. науч.-практ. конф. по радиобиологии и радиоэкологии: Тезисы докладов. Минск, 20–21 декабря 1990 г. Минск, 1990. С. 55.
3. Орлов, П. М., Кузнецов А. В., Андриевский Е. И. Формы соединений цезия-137 в почве и его накопление в урожае сельскохозяйственных культур // I Всесоюзный радио-

биологический съезд: Тезисы докладов. (Пушино, 21–27 августа 1989 г.). Пушино, 1989. Т. 2. С. 491–492.

ДРЕВЕСНАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННО-УРБАНИЗИРОВАННОЙ ТЕРРИТОРИИ

Е. Я. Мучкина¹, И. С. Коротченко², М. А. Субботин¹

¹ ФГАОУ ВО «Сибирский федеральный университет»,

EYMuchkina@sfu-kras.ru, MSubbotin@sfu-kras.ru

² ФГБОУ КрасГАУ, *kisaspi@mail.ru*

Красноярск является крупным промышленным центром с миллионным населением и представляет собой пример промышленно-урбанизированной территории. В Красноярске проявляются типичные экологические проблемы, обусловленные в том числе загрязнением атмосферного воздуха. Их источниками являются различные отрасли промышленности: металлургическая, химическая, теплоэнергетическая и транспорт.

По данным Государственного доклада «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2017 г.» атмосферный воздух г. Красноярска характеризуется ИЗА₅ более 14. Это соответствует очень высокому уровню загрязнения [1]. Среди приоритетных загрязнителей выделяются бензапирен, фенол, аммиак, диоксид азота и взвешенные вещества. Поступление атмосферных поллютантов обуславливает последующие процессы их миграции, трансформации и аккумуляции в компонентах экосистемы. Это приводит к изменениям ряда параметров живых организмов, обитающих в этой среде.

Ассимилирующие органы растений являются регуляторным звеном в функционировании всего организма, они обладают высокой чувствительностью и стабильностью ответной реакции на действие внешних факторов. Оценка ассимилирующих органов можно вести по морфометрическим и по физиологическим параметрам.

Целью исследования являлся анализ состояния древесных растений в условиях промышленно-урбанизированной территории методами биоиндикации.

В качестве объектов исследования в данной работе были выбраны представители наиболее часто используемых в озеленении городов, пород: среди лиственных – тополь бальзамический (*Populus balsamifera* L.), среди хвойных – сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.).

Для изучения состояния исследуемых представителей зеленых насаждений использовали показатели листовых пластин тополя бальзамического (ширина половины листа, длина второй жилки, угол между главной и второй жилками), рассчитывали интегральный показатель флуктуирующей асимметрии. У сосны обыкновенной определяли массу 50 хвоинок, длину побегов 2-го года, оценивали соотношение хлорофиллов а и b, рассчитывали флуктуирующую асимметрию [2]. Сбор материала проводили в 2017 г. в трех функциональных зонах города: промышленная, рекреационная, селитебная.

Проведенные исследования выявили отличия морфологических показателей листовых пластин тополя бальзамического по изучаемым зонам (табл. 1). В линейных размерах листовых пластин отмечено уменьшение от рекреационной зоны к промышленной.

Таблица 1

**Морфометрические показатели листовых пластин
тополя бальзамического**

Показатель	Рекреационная зона	Селитебная зона	Промышленная зона
Ширина половины листа, мм	42,15	41,37	31,45
Длина второй жилки второго порядка, мм	45,52	44,68	41,70
Угол между главной и второй жилками	39,44	38,57	35,12
Интегральный показатель флуктуирующей асимметрии	0,035	0,044	0,073

У сосны обыкновенной выявлено снижение массы хвои при увеличении антропогенной нагрузки (табл. 2). Длина побега 2-го года в рекреационной и селитебной зонах одинакова, а в промышленной зоне – на 20% ниже. Анализ пигментного состава показал значительное преобладание хлорофилла *a* над хлорофиллом *b* в рекреационной зоне, в селитебной зоне содержание хлорофилла *a* в полтора раза превысило хлорофилл *b*. В промышленной зоне зарегистрировано преобладание хлорофилла *b*.

Флуктуирующая асимметрия в значительной мере проявилась у насаждений из промышленной зоны, где показатель флуктуирующей асимметрии тополя бальзамического достигал 0,073, а у сосны – 0,052.

Таблица 2

Показатели хвои сосны обыкновенной

Показатель	Рекреационная зона	Селитебная зона	Промышленная зона
Масса 50 хвоинок, г	0,24	0,21	0,15
Длина побега 2-го года, см	10,23	10,14	8,25
Отношение хлорофилл <i>a</i> / хлорофилл <i>b</i>	2,63	1,46	0,29
Флуктуирующая асимметрия хвои	0,013	0,011	0,052

Одним из возможных проявлений техногенного загрязнения атмосферы может быть нарушение естественной динамики перехода древесных растений в состояние покоя и выхода из него. При изучении этого явления хорошо зарекомендовала себя регистрация термоиндуцированных изменений нулевого уровня флуоресценции (ТИНУФ). Отношение низко- и высокотемпературного максимумов ТИНУФ может служить показателем степени глубины покоя. Для периода зимнего покоя отношение составляет 0,08–0,1, при переходе растений к активному метаболизму возрастает до 1,7 и более [3].

При изучении степени глубины покоя сосны обыкновенной в феврале 2017 г. проводилось экспонирование побегов хвойных растений для перехода их в активную фазу вегетации в лабораторных условиях (рис.). Можно отметить более глубокий покой побегов сосны у образцов, взятых из рекреационной и промышленной зон, менее глубокий – из селитебной зоны (нулевой день, рис.). Период, необходимый для перехода образцов из селитебной зоны из состояния покоя к активной вегетации, составил 1 день. Для образцов из рекреационной зоны период выхода – 2 суток. Образцы из промышленной зоны не вышли из состояния зимнего покоя за весь период наблюдения и в дальнейшем не проявили признаков жизнедеятельности. Аналогичные явления описаны в работе Н. В. Пахарьковой и соавт. [4].

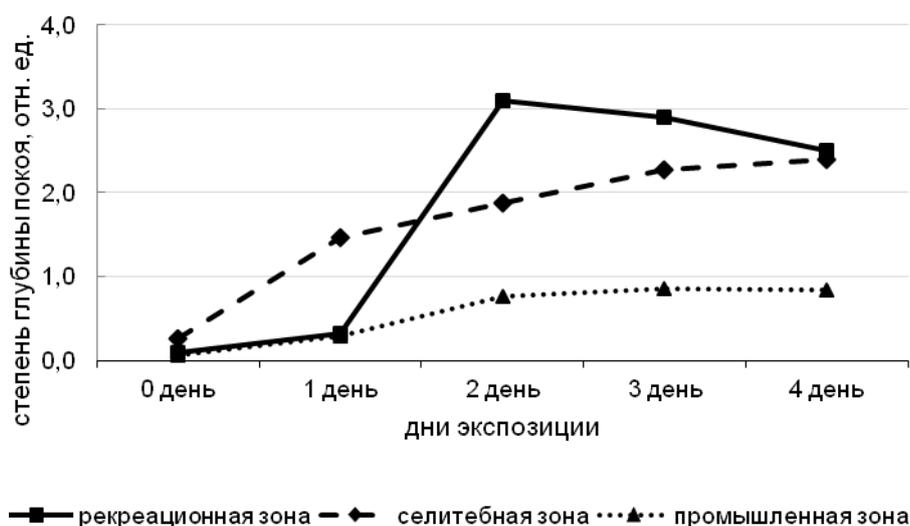


Рис. Динамика выхода сосны обыкновенной из зимнего покоя

На основании полученных данных можно отметить, что у изученных видов древесных растений в условиях интенсивной нагрузки городской среды наблюдалось угнетение процессов функционирования и развития. Линейные параметры вегетативных частей растений уменьшились в промышленной зоне, физиологические характеристики отличались от зон с меньшей антропогенной нагрузкой.

Таким образом, в рамках биоиндикационных исследований комплекс изученных параметров древесных растений позволяет получить информацию о степени антропогенной нагрузки в месте их произрастания.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае в 2017 году» Красноярск, 2018. 302 с.
2. Здоровье среды: методика оценки / В. М. Захаров, А. С. Баранов, В. И. Борисов [и др.]. М.: Центр экол. политики России, 2000. 66 с.
3. Гаевский Н. А., Сорокина Г. А., Гольд В. М. Изучение природы термоиндуцированных изменений флуоресценции хлорофилла с использованием мутантов *Chlamydomonas reinhardtii* // Физиол. раст. 1985. Т. 32. Вып. 4. С. 674.

4. Пахарькова Н. В., Калякина О. П., Шубин А. А., Григорьев Ю. С., Пахарьков С. В., Сорокина Г. А. Различия в акклимационных стратегиях сосны обыкновенной и ели сибирской на загрязнение воздушной среды // Хвойные бореальной зоны. 2010. № 3. С. 231–236.

ИЗМЕНЕНИЕ МОРФОМЕТРИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ВЕГЕТАТИВНЫХ ОРГАНОВ КЛЕНА ОСТРОЛИСТНОГО В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

В. Н. Дрожжина, О. А. Козырева

*Воронежский государственный педагогический университет,
o.drozhdzhin@gmail.com*

В условиях городской среды древесная растительность выполняет очень важные функции: продукция кислорода и выработка фитонцидов, ионизация воздуха, создание микроклимата. Кроме того, деревья играют роль биологических фильтров для пыли и других загрязнителей, находящихся в воздушной среде. Помимо этого, древесные насаждения способствуют рассеиванию слишком яркого света, а также сглаживанию высоких температур.

Однако, в условиях городской среды, деревья постоянно испытывают влияние антропогенной нагрузки, а также воздействие иных абиотических и биотических факторов. В связи с этим древесную растительность в городских биоценозах можно рассматривать как объект, служащий источником информации о степени антропогенного воздействия, в том числе и уровня промышленного загрязнения.

Объектом нашего исследования явился вид, часто используемый в городском озеленении – это *Acer platanoides* L. Изучаемая порода достаточно быстрорастущая, высокодекоративная, обладающая высокой пылеулавливающей способностью и целым рядом полезных свойств по оздоровлению и оптимизации городской среды. Проведен анализ воздействия антропогенного загрязнения на территории Левобережного района г. Воронежа на морфометрические показатели вегетативных органов. На исследуемых участках смешанный тип загрязнения, присутствуют выбросы автотранспорта и промышленных предприятий.

Пробные площади закладывали согласно стандартным ботаническим методикам. На каждой пробной площади выбирали модельные деревья в количестве не менее 10 штук. С модельных деревьев в конце вегетационного периода (август-сентябрь) отбирали зрелые побеги, закончившие рост и не подвергавшиеся обрезке. Образцы отбирали на высоте 2 м с южной части кроны. С каждого модельного дерева брали не менее 10 годичных побегов и 10 штук листьев.

Пробные площадки (ПП) заложены в Левобережном районе г. Воронежа. По концентрации промышленных предприятий – это один из самых неблагоприятных районов города. Буквально в радиусе нескольких км располагается ОАО «Воронежсинтезкаучук», ЗАО «Воронежский шинный завод»

(ЗАО ВШЗ) и ПАО «Воронежское акционерное самолетостроительное общество» (ПАО ВАСО). Первая площадка – 1 ПП заложена на территории Ростовского бульвара и находится в зоне воздействия шинного завода и выбросов автотранспорта. Вторая площадка – 2 ПП заложена на территории парка им. Шерстюка, площадь также подвергается воздействию выбросов автотранспорта, шинного завода и завода «Синтезкаучук».

Третья площадка – 3 ПП находится на территории Садово-паркового ландшафта Южный, который относится к категории особо охраняемых природных территорий местного значения. Основной массив парка расположен на некотором удалении от транспортных магистралей и промышленных предприятий, расстояние в среднем составляет 3 км. Контрольные пробные площади (4 ПП) заложены в условно чистой зоне.

Морфометрические промеры проводили на гербарном материале. Длину и ширину измеряли с помощью штангенциркуля с точностью до 0,01 мм. Площадь листьев измеряли с помощью программы «AreaS» 2.1. Массу листьев определяли на электронных весах ВЛТЭ-150 в воздушно сухом состоянии. Кроме того, подсчитывали междоузлия и на этом основании вычисляли ассимиляционную поверхность побега. На гербарном материале проводили глазомерную оценку уровня повреждения листовых пластинок, выраженную в процентах от общей площади листа. Нарушение в развитии листовой пластинки клена остролистного оценивали по средней лопасти. Все данные статистически обрабатывали с применением компьютерных программ Excel 2010 Statistica 7.

В результате проведенных исследований были получены следующие результаты. Длина листовой пластинки клена варьирует от 9,80 до 12,00 см. Максимальные величины характерны для условно чистой зоны, а минимальные соответственно для условий загрязнения. Ширина листовой пластинки варьирует в пределах от 14,70 до 16,91 см. Так же, как и длина, ширина листовой пластинки уменьшается с увеличением антропогенной нагрузки. Площадь листовой пластинки колеблется в пределах от 112,22 до 125,65 см². Причем наибольшие колебания по всем параметрам отмечены в зоне загрязнения, тогда как в условно чистой зоне показатели относительно выровнены. Масса листовой пластинки в контроле составляет 0,374 г, в загрязненной зоне 0,317 г. Полученные результаты свидетельствуют, что все параметры с увеличением антропогенной нагрузки достоверно уменьшаются по отношению к контролю. Если сравнивать коэффициент корреляции между площадью и массой листовой пластинки в разных условиях, можно отметить, что он уменьшается под воздействием загрязнителей, что может свидетельствовать о нарушении стабильности развития.

Длина черешка довольно сильно колеблется как в контроле, так и в загрязненной зоне. Могут встречаться листья с длиной черешка 4 и 12 см. Среднее значение в условно чистой зоне 7,70 см, а в зоне антропогенной нагрузки 6,12 см. Надо отметить, что коэффициент вариации данного признака намного выше в контроле. У клена остролистного очень хорошо выражена

листовая мозаика, которая создается в том числе и благодаря различной длине черешков [1]. Возможно в зоне загрязнения нарушается порядок расположения листьев на побеге, что может быть вызвано торможением роста верхушечной меристемы и сокращением числа междоузлий на побеге. В конечном счете это приводит к сокращению общей фотосинтезирующей поверхности растения. Данные по морфометрическим параметрам и массе листовой пластинки клена остролистного представлены в таблице 1.

Таблица 1

Морфометрические параметры листа и масса листовой пластинки *Acer platanoides* L. на разных ПП

№ ПП	Длина листовой пластинки, см	Ширина листовой пластинки, см	Длина черешка, см	Площадь листовой пластинки, см ²	Масса листовой пластинки, г
1.	9,80±0,769	14,70±1,112	6,12±0,294	112,22±0,989	0,317±0,0223
2.	9,84±0,897	14,76±1,045	6,14±0,286	114,38±1,436	0,319±0,0231
3.	10,76±0,765	15,01±0,989	7,58±0,202	120,54±2,031	0,368±0,0112
4.	12,00±0,978	16,91±1,030	7,70±0,199	125,65±2,030	0,374±0,0115

Количество междоузлий побега в контроле почти в 2 раза выше чем в загрязненной зоне – 4,76 и 2,75 соответственно. Коэффициент вариации в условиях техногенной нагрузки достигает 24%, тогда как в контроле 10%. Уменьшение длины и количества междоузлий приводит к сокращению количества листьев на побеге [4]. Поскольку достоверно уменьшается площадь листовых пластинок в опытных точках, то это определенно ведет к сокращению ассимиляционной поверхности побега и растения в целом. Так ассимиляционная площадь побега сокращается почти в 1,5 раза в результате воздействия антропогенной нагрузки. Длина годовичного побега в чистой зоне имеет средние показатели 32 см, тогда как в загрязненной зоне сокращается до 20 см. Изменения в диаметре стебля не столь значимые и достоверных изменений не показывают (табл. 2).

Поскольку лист клена имеет лопастную форму, то определение индексов формы листовой пластинки затруднено [3]. Для определения нарушения стабильности развития использовали только центральную лопасть, а также определяли коэффициент основания листовой пластинки. Центральная лопасть третья или четвертая по счету у пяти лопастных и у семи лопастных листьев соответственно в фоновых условиях имеет тенденцию к сужению. Пограничными значениями для контрольной зоны являются значения близкие к 0.

Таблица 2

Морфометрические параметры побега *Acer platanoides* L. на разных ПП

№ ПП	Длина стебля, см	Диаметр стебля, мм	Количество междоузлий, шт	Ассимиляционная площадь побега, см ²
1.	20,98±1,123	2,90±0,069	2,75±0,223	560,01±2,458
2.	21,01±1,216	2,31±0,087	2,77±0,209	562,04±3,098
3.	27,54±1,889	2,88±0,098	4,70±0,217	723,46±3,086
4.	32,03±2,076	3,05±0,104	4,76±0,180	783,44±3,277

В среднем показатель сужения колеблется от минимальных значений – 0,4 мм до максимальных – 2,36 мм. В условиях загрязнения происходит расширение нижних граней лопасти от верхушки к центру листовой пластинки. Показатели от минусовых значений переходят к плюсовым, и разница между шириной лопасти в ее нижней части и в верхней может колебаться от +0,7 мм до +2,6 мм. Форма средней лопасти принимает трапециевидные очертания. Был произведен подсчет листьев с расширенной центральной лопастью на всех пробных площадках и их количество выражено в процентах. Количество листьев с измененной формой листовой пластинки колеблется в зависимости от уровня загрязнения и может составлять до 78% листьев от их общего числа. В зоне чистой от промышленного загрязнения небольшой процент таких листьев также присутствует, но он невелик 5–8%.

Весьма показательным является изменение формы основания листовой пластинки [2]. Большинство листьев в контроле имеют сердцевидное или стреловидное основание листовой пластинки. Радиус, проведенный из центра главной жилки к основанию листовой пластинки всегда меньше следующего радиуса и коэффициент основания в среднем равен 0,5. С повышением уровня загрязнения основание листа может становится прямым, округлым и в крайних случаях даже клиновидным. Поэтому коэффициент основания листовой пластинки стремится к 1, и в сильно загрязненной зоне почти к 2 (табл. 3).

Таблица 3

**Показатели стабильности развития листовой пластинки
Acer platanoides L. на разных ПП**

№ ПП	Количество листовых пластинок с расширенной центральной лопастью %	Коэффициент сужения (-), коэффициент расширения (+) центральной лопасти	Коэффициент основания листовой пластинки
1.	78	+1,6	1,86
2.	69	+1,5	1,87
3.	30	-1,2	1,02
4.	6	-1,4	0,50

Оценка площади некрозов на листьях клена остролистного показывает их незначительное количество. Глазомерная оценка не позволила установить степень поврежденности по данному признаку. Однако, было отмечено наличие в зоне загрязнения определенного количества особей, подвергшихся грибным заболеваниям. Так в начале и в середине вегетации были отмечены экземпляры, зараженные черной пятнистостью. В конце вегетации встречались особи, атакованные мучнисторосянными грибами. На 1 ПП было отмечено появление отдельных экземпляров растений с сильно выраженными некротическими участками в конце вегетации, что в конечном итоге привело к дефолиации растений.

Литература

1. Васильева, К. А. Особенности роста ассимиляционного аппарата клена остролистного (*Acer Platanoides* L.) в условиях загрязнения / К. А. Васильева, Г. А. Зайцев // Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 2011. Т. 13. № 1 (4). С. 790–792.
2. Васильева, К. А. Эколого-биологические особенности клена остролистного (*Acer platanoides* L.) в условиях техногенного загрязнения: Автореф. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / К. А. Васильева. Уфа, 2011. 22 с.
3. Савинцева, Л. С. Морфологические параметры клена остролистного в урбаноэко-системах / Л. С. Савинцева // Мониторинг биоразнообразия экосистем степной и лесостеп-ной зон: Материалы Всерос. науч.-практ. конф. Балашов, 2012. С. 136–138.
4. Семчук, Н. Н. Реакция листа *Acer platanoides* L. на загрязнение окружающей сре-ды / Н. Н. Семчук // Северо-Западная Россия: проблемы экологии и социально-экономического развития: Материалы регион. обществ.-науч. конф. с междунар. участием. Псков: «Центр Возрождение» при содействии ОЦНТ, 2004. С. 132–135.

МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ КЛЕНА ОСТРОЛИСТНОГО В УСЛОВИЯХ г. САРАНСКА

К. В. Федюшкина, Э. Ш. Шаркаева, А. С. Лукаткин
Мордовский государственный университет им. Н. П. Огарёва,
aslukatkin@yandex.ru

Вопросы качества окружающей человека среды в современных услови-ях роста урбоэкосистем, промышленного строительства и развития авто-транспорта приобретают особое значение. Урбанизированные территории ис-пытывают большое антропогенное давление многочисленных факторов с до-минированием промышленно-транспортного воздействия, основная опас-ность которого (особенно в окрестностях локальных источников загрязнения) заключается в том, что повреждение экосистем может привести к полной де-градации природных комплексов [1]. Существенный вклад в сохранение со-стояния и очистку окружающей среды вносит древесная флора, накапливаю-щая большое количество биомассы в течение вегетационного периода [2]. Древесные растения, произрастающие в неблагоприятных условиях крупного города, испытывают влияние ряда абиотических факторов, снижающих про-цессы жизнедеятельности [5]. Для успешного выращивания древесных расте-ний в условиях крупного города (к которым принадлежит Саранск) необхо-димо знание физиологических особенностей, определяющих морфологию, скорость роста, устойчивость к абиотическим стрессорам. Однако подобных работ в современной литературе немного, что обусловило необходимость проведения данного исследования.

Клен остролистный (*Acer platanoides* L.) является одной из основных лесообразующих пород и широко представлен в городских насаждениях г. Саранска [5]. Растение распространено также в Европе и Юго-Западной Азии, является обыкновенным для Средней России. Это листопадное дерево высо-той 12–28 м с широкой густой шаровидной кроной [8].

Объектом исследования являлись листья и молодые растения клёна остролистного *A. platanoides*, собранные на разных учетных площадках г. Саранска. При выборе участков учитывали наличие загрязнения и интенсивность движения автотранспорта. Площадки участков 2 (ТЭЦ-2) и 3 (Организация Филиал «Молочный Комбинат «Саранский» АО «Данон» Россия) являются зонами интенсивного загрязнения атмосферного воздуха, так как в них находятся предприятия, выбрасывающие в атмосферу наибольшее количество вредных веществ. Участок 1 (Юго-Западный лесопарк) расположен на некотором расстоянии от центра и вдали от крупных промышленных предприятий, чем отличается от других выбранных зон [9]. Поэтому при проведении сравнительной оценки морфофизиологических параметров листьев клёна остролистно в качестве контроля использовали растения, произрастающие на площадках участка 1. Измеряли следующие морфофизиологические параметры: площадь листьев, сырую и сухую массу листьев, уровень перекисного окисления липидов (ПОЛ), пигментный состав листьев.

Все органы растений реагируют на загрязнение среды. При превышении порога токсичности вещества для данного вида проявляются различные ответные реакции [3]. Процессы роста растений зависят от антропогенных факторов и являются их суммирующим результатом. В условиях техногенной нагрузки наибольшим изменениям подвергаются размеры листьев. При сильном загрязнении размеры листьев сильно уменьшаются, поскольку они накапливают в своих тканях загрязняющие вещества или токсичные продукты метаболизма, образуемые под действием загрязняющих веществ. В уличных посадках вблизи предприятий в большинстве случаев размеры листьев уменьшены по сравнению с более чистой загородной территорией [6].

Площадь листовой пластинки. Проведённое исследование показало, что максимальное значение площади листовой пластинки клёна было выше на участке 1 (Юго-Западный лесопарк). Величина данного показателя у растений пробных площадок 2 и 3 была ниже на 45,5% и 38,4% соответственно участка 1.

По этим данным можно сказать, что по мере усиления степени загрязнения происходит уменьшение площади листовой пластинки растений *A. Platanoides*.

Накопление биомассы. Масса листовой пластинки у растений была наиболее высокой на участке 1 и уменьшалась по мере загрязнения участков. При этом на участке 2 она была снижена до 65% и на участке 3 – до 35% относительно массы листовой пластинки на участке 1. Это говорит о том, что в условиях техногенного загрязнения происходит замедленное накопление биогенных веществ в клетках листьев, так как химические загрязнения от автомобилей промышленных предприятий существенно затормаживают протекающие процессы фотосинтеза [6].

Перекисное окисление липидов. Показано, что продукт – малоновый диальдегид (МДА) – является сигнальной молекулой при развитии стрессовой реакции у растений; он широко используется в качестве биомаркера интен-

сивности ПОЛ у растений. Поэтому его зачастую используют в качестве параметра в фитоиндикации [1].

Результаты наших исследований показали, что уровень процессов ПОЛ в листьях растений *A. platanoides* зависел от степени техногенной нагрузки в местах их произрастания. Так, на участке 1 уровень накопления МДА в клетках листьев клена был минимальным по сравнению с другими участками. На пробных площадках участка 2 процессы ПОЛ в листьях усиливались примерно в 2 раза относительно участка 1. Максимальное содержание МДА в клетках листьев клена отмечено на участке 3, где уровень ПОЛ возрастал примерно в 3 раза по отношению к участку 1. Это свидетельствует о значительных нарушениях структуры и функционирования клеточных мембран в листьях растений *A. platanoides*, встречающихся в местах сильного техногенного воздействия.

Содержание пигментов. Широко распространенным показателем для индикации повреждения, вызванного действием загрязняющих воздух веществ, является снижение содержания пигментов. Хлорофиллы *a*, *b*, каротиноиды являются основными фотосинтетическими активными компонентами листьев растений. Содержание и соотношение разных форм пигментов в хлоропластах может служить одним из показателей их фотохимической активности [4].

Количественное определение пигментов показало, что их содержание уменьшалось в связи с влиянием антропогенных факторов на выбранных участках. Максимальное содержание пигментов наблюдали у растений клена на пробных площадках участка 1. При этом содержание хлорофилла *a* на участке 1 (Юго-Западный лесопарк) было выше на 38,4% относительно участка 3 (молокозавод) и на 20,9% по сравнению с участком 2 (ТЭЦ-2). Количественное содержание хлорофилла *b* было значительно снижено на участках 2 и 3, которые характеризуются более сильным техногенным загрязнением, чем участок 1. На этих участках наблюдали уменьшение данного показателя до 77% относительно первого. Сумма хлорофиллов *a* и *b* также была различной на пробных участках. Самый высокий показатель суммарного содержания хлорофилла (8,09 мг/г сырой массы) отмечен у растений на пробных площадках участка 1 – это на 7,4% больше, чем у особей на участке 2 и примерно в 2 раза превышает этот показатель у растений третьего участка. Такая же тенденция отмечена и при определении каротиноидов в листьях клёна остролистного. На участках 2 и 3 общее количество каротиноидов в листьях снижено на 34% и 69% соответственно, относительно участка 1.

Эти данные показывают, что на урбанизированных территориях действует целый комплекс различных химических поллютантов, происходит снижение содержания зеленых пигментов, что связано с разрушением хлорофиллов, а также с уменьшением интенсивности синтеза данных пигментов. Снижение содержания фотосинтетических пигментов, в свою очередь, будет отражаться на интенсивности фотосинтеза, и в целом – на росте и продуктивности растений [7].

Таким образом, проведенное исследование показало, что морфофизиологические параметры у растений *A. platanoides* значительно варьировали в разных экологических зонах г. Саранска. При этом полученные показатели (снижение ростовых параметров, сырой и сухой массы листьев, усиление интенсивности перекисного окисления липидов и снижение содержания фотосинтетических пигментов относительно чистого участка) в листьях клена остролистного могут служить эффективными индексами антропогенного воздействия на древесные растения в условиях города.

Литература

1. Безель В. С., Жуйкова Т. В. Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов наземной фитомассой травянистой растительности // Экология. 2007. № 4. С. 259–267.
2. Бухарина И. Л. Эколого-биологические особенности адаптации древесных растений в условиях урбосреды // Известия Самарского научного центра РАН. 2008. Т. 10. № 2. (19). С. 607–612.
3. Васильева К. А., Зайцев Г. А. Особенности роста ассимиляционного аппарата клена остролистного (*Acer platanoides* L.) в условиях загрязнения // Известия Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13. №1 (4). С. 790–792.
4. Васильева К. А., Зайцев Г. А., Кулагин А. Ю. Состояние пигментного комплекса ассимиляционного аппарата клена остролистного (*Acer platanoides* L.) в условиях загрязнения // Вестник МГУЛ. Лесной вестник. 2011. № 3. С. 51–54.
5. Васильева К. А. Эколого-биологические особенности клена остролистного (*Acer platanoides* L.) в условиях техногенного загрязнения: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2011. 23 с.
6. Васильева К. А., Зайцев Г. А. Особенности транспирации листьев клена остролистного в условиях нефтехимического загрязнения // Вестник Оренбургского государственного университета. 2009. С. 44–46.
7. Гавриленко В. Ф., Жигалова Т. В. Большой практикум по фотосинтезу. М.: Издательский центр «Академия», 2003. 256 с.
8. Губанов И. А. и др. Иллюстрированный определитель растений Средней России. в 3 т. М.: Т-во науч. изд. КМК, Ин-т технолог. иссл. 2003. Т. 2. 540 с.
9. Меркулов П. И., Меркулова С. В., Колокотрони К. О. Динамика самоочищающей способности атмосферы и биоклиматическая характеристика города Саранска // Проблемы региональной экологии. 2009. № 5. С. 192–198.

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЦЕНОТИЧЕСКИХ ПОПУЛЯЦИЙ *ARTEMISIA TERRAE-ALBAE* KRASCH. В УСЛОВИЯХ ЦЕНТРАЛЬНОГО УСТЮРТА

Н. К. Рахимова, Т. Рахимова

*Институт ботаники Академии наук Республики Узбекистан,
rakhimovanodi@mail.ru*

В последние годы на плато Устюрт в Узбекистане наблюдаются критические экологические условия, связанные с одной стороны с усыханием Аральского моря, а с другой – развитием нефтегазовой индустрии, негативно

влияющих на биоразнообразие в целом. В настоящее время Узбекистан в лице Национальной холдинговой компании «Узбекнефтегаз» вместе с российскими компаниями «Лукойл» и «Газпром» приступает к разработке крупных месторождений природного газа. Ведется разведка перспективных площадей и начата реконструкция газопроводов. В северной подзоне Устюрта расположены многочисленные старые и две современные буровые. Естественный растительный покров на буровых площадках не восстановился до настоящего времени.

По данным Х. Ф. Шомуродова с соавторами [1], еще одним, негативно влияющим фактором на растительный покров является движение автотранспортных средств. Дороги, как паутина, покрывают плато в самых разных направлениях, соединяя колодцы. Вдоль дорог растительность значительно деградирует и подолгу не восстанавливается. Совокупность всех этих факторов приводит к ухудшению жизненного состояния, как доминантных, так и редких элементов флоры Устюрта.

В сложившихся сложных экологических условиях Устюрта в связи с дорожной сетью представляет интерес рассмотрение состояния популяций такого широкораспространенного эдификаторного вида, как *Artemisia terrae-albae* Krasch.

В ходе полевых исследований, проводившихся Институтом ботаники АН Республики Узбекистан в рамках государственного гранта ФЗМВ-2016-0910183457 «Современные тенденции развития растительности и животного мира Устюрта в процессе опустынивания», в 2018 г. оценено современное состояние двух ценологических популяций *A. terrae-albae* в условиях Центрального Устюрта на основе демографической характеристики особей в связи с развитием линейной инфраструктуры.

Приведем краткую эколого-фитоценологическую характеристику изученных ценопопуляций (ЦП).

Первая ЦП *A. terrae-albae* описана (район Белеули) в составе биюргунового сообщества. Географические координаты: N44⁰50'565", E057⁰11'629". Почва описываемой территории – такыровидная. В растительном сообществе преобладает *Anabasis salsa*. Проективное покрытие травостоя составляет 35%, доля исследуемого вида в нем 3%. Флора сообщества включает 14 видов цветковых растений, где подавляющее большинство составляют полукустарники и многолетние травянистые растения.

Вторая ЦП исследуемого вида выделена по дороге Чурук-Белеули в составе муртуково-биюргунового сообщества. Почва – супесчаная. Рельеф ровный. Географические координаты: N44⁰46'078", E057⁰00'316". Общее проективное покрытие травостоя составляет 60%. Сообщество представлено 11 видами сосудистых растений. Всего в двух сообществах встречается 18 видов.

В составе выделенных сообществ изучено влияние техногенных факторов (пыли и ветра проведенной главной автомагистрали) на рост и развитие *A. terrae-albae*. Пылевые частицы вдоль дороги площадью 30 м оказывают отрицательное влияние на молодые особи и годовичные побеги. Пыль негатив-

но действует на состояние растительного покрова, индивидуальное развитие особей, процесс образования вегетативных побегов растений, проективное покрытие травостоя. Жизненность *A. terrae-albae* (общая высота особей, длина годовых побегов, число годовых вегетативных и генеративных побегов) от главной дороги в 100–150 м повышается в 1,5–2 раза. Дороги, проходившие через биюргунники и белоземельнопопынники, зарастают медленно, так как механический состав почв заметно ограничивает распространение эфемеров и других травянистых растений. Нерегламентированный проезд колесного и гусеничного транспорта вызывает различные по интенсивности нарушения почвенно-растительного покрова механическим путем.

Для оценки состояния ЦП изучена онтогенетическая структура *A. terrae-albae*, которая у этого вида не изучалась. По классификации А. А. Уранова и О. В. Смирновой ЦП [2] *A. terrae-albae* нормальные, но неполночленные: отсутствуют ювенильные особи (рис.), что связано, вероятно, с экологическими условиями обитания (засушливым климатом и сильным ветром). Онтогенетические спектры ЦП *A. terrae-albae* – левосторонний и центрированный.

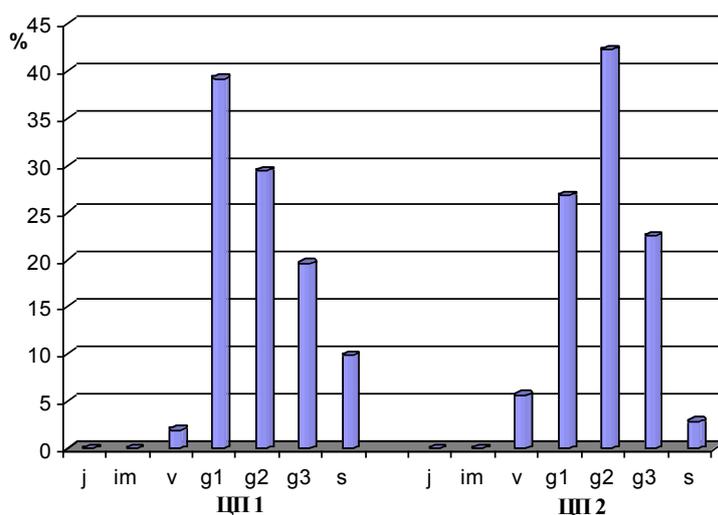


Рис. Онтогенетические спектры ценопопуляций *A. terrae-albae*

В ЦП 1 с левосторонним онтогенетическим спектром абсолютный максимум приходится на молодые генеративные особи – 3,7%. Подобный вариант спектра формируется, с одной стороны, в условиях обильного плодоношения и низкого уровня элиминации молодых особей, а с другой – наибольшей продолжительностью развития особей в данном возрастном состоянии, наименьшей их элиминацией и затрудненным прорастанием семян (характерным для кустарников в целом). Онтогенетический спектр данной ЦП не совпадает с характерным.

ЦП 2 с центрированным онтогенетическим спектром, который совпадает с характерным. Он центрированный с абсолютным максимумом на особях среднеговозрастного генеративного состояния. Доля особей этой возрастной группы составляет 50,7%.

Это связано с постепенным увеличением продолжительности жизни особей в генеративном периоде и элиминацией особей в ювенильном состоянии.

Общее число кустов в ЦП 1 составляет 51, а в ЦП 2–71. Средняя плотность особей довольно высокая. Встречаемость растений на 1 м² площади составляет 12,75 (ЦП 1) и 14,2 (ЦП 2). Для выявления типов ЦП были оценены возрастность (Δ) и эффективность (ω). Выявлено, что обе ЦП являются зрелыми (табл.).

Таблица

Демографическая характеристика ценопопуляций *A. terrae-albae*

№ ЦП	Общее число	Плотность особей на 1 м ² , шт.	ω	Δ	I _в	I _{ст}	Типы ЦП
1	51	12,75	0,78	0,49	8,50	0,10	зрелый
2	71	14,2	0,83	0,48	10,8	0,02	зрелый

Условные обозначения. I_в – индекс восстановления; I_{ст} – индекс старения.

Для характеристики онтогенетической структуры ЦП высчитаны индекс восстановления (I_в) и индекс старения (I_{ст}). Индекс восстановления обеих ЦП имеет высокие значения (8,50–10,8), что свидетельствует о неплохом семенном возобновлении особей. С преобладанием доли генеративных особей в ЦП значение индекса восстановления снижается. Почти нулевые значения (0–0,1) индекса старения связаны с отсутствием и минимальным числом старых особей: в большинстве случаев растения выпадают в старом генеративном состоянии. Подобная биологическая особенность характерна для большинства полукустарников и полукустарничков.

Таким образом, исследованные ЦП *A. terrae-albae* нормальные, неполночленные. Для вида характерны семенной и вегетативный способ самоподдержания ЦП, длительное пребывание в средневозрастном генеративном состоянии. Онтогенетическая структура вида связана с эколого-ценотическими условиями произрастания. В исследованных районах отрицательно влияют неблагоустроенность дорожной сети и ее стихийный рост, в результате которых уничтожаются сообщества (биургунники и белоземельнопыльняки), имеющие наиболее высокую пастбищную ценность.

Литература

1. Шомуродов Х. Ф., Сарibaева Ш. У., Ахмедов А. Распространение и современное состояние редких видов растений на плато Устюрт в Узбекистане // Аридные экосистемы. 2015. Т. 21. № 4 (65). С. 75–83.
2. Уранов А. А., Смирнова О. В. Классификация и основные черты развития популяций многолетних растений // Бюл. МОИП. Отд. Биол. 1969. Т. 74. № 2. С. 119–134.

РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ ТАРКАПЧИГАЙСКОГО БОТАНИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКОГО РАЙОНА

А. С. Абдураимов¹, С. А. Данияров¹, Ф. Акбаров²

¹ *Гулистанский государственный университет, Узбекистан,
Abduraimov2017@mail.ru*

² *Институт ботаники Академия наук Республики Узбекистан*

Современные тенденции антропогенного вмешательства в естественные экосистемы приводят мировое сообщество к осознанию важности сохранения биологического разнообразия, рационального использования биологических ресурсов [1]. Поэтому на фоне нарастающего антропогенного давления на растительный покров все больше современников посвящают исследования изучению стратегий жизни видов растений, определяющих способ выживания в природе. Подобные исследования позволяют выявить особенности структуры и жизнедеятельности природных ценопопуляций, оценить их состояние, разработать комплекс научно-обоснованных мероприятий по охране и рациональному использованию растительных ресурсов.

Западный Гиссар представляет собой флористически наиболее богатую часть района исследований. В пределах Кашкадарьинской области выделяются два ботанико-географических района Западно-Гиссарского округа – Кашкадарьинский и Таркапчигайский [2].

Таркапчигайский район включает западные отроги Гиссарского хребта, расположенные к югу от Гузара и Дехканабада, на левобережье Кичик-Урадарьи и в бассейне реки Таркапчигай (горы Элликбаш, Сақыртау и др.). Юго-восточная граница района проходит по левому водораздельному гребню Таркапчигая. С севера район ограничивает долина Кичик-Урадарьи и Гузардарьи. Интервал высот от 450–500 до 2172 м н.у.м. Здесь представлены ландшафты аридных низкогорий и среднегорий, широко распространены выходы пестроцветных пород и гипса, имеющие весьма специфичную флору (рис.1).

По своим природно-климатическим условиям территория Кашкадарьинской области относится к зоне резко континентального климата, лето жаркое и сухое, зима в равнинной и предгорной части области мягкая с умеренными морозами, в горах – умеренно холодная с морозами средней силы. Среднегодовая температура воздуха в равнинной и предгорной части области составляет около 15 °С, в горной (восточной) части области на высоте 1000 м н.у.м. этот показатель снижается до 14–13 °С, а в высокогорьях Гиссарского хребта – до 9–10 °С. Средняя температура января составляет 0–+2 °С, средняя температура июля около +28–29 °С на равнине и 26 °С в горах. Абсолютный минимум -29 °С, абсолютный максимум +46 °С (зарегистрирован для метеостанции Карши). Годовая сумма осадков изменяется от 130–150 мм в западной пустынной части области до 900-1000 в высокогорьях Гиссарского хребта [3, 4].

Исследования проводились в 2018 г. в Таркапчигайском ботанико-географическом районе (рис.).

Несмотря на аридные условия низкогорий, лежащих между Гузаром и Дехканабадом, их растительный покров довольно разнообразен. Кроме гипсофильных группировок, для нижних высотных поясов характерны низкотравные полусаванны, эфемеретум, формации галофитов, элементы гаммады (*Hammada leptoclada* (Pursh) Pjlin) и шибляка (*Amygdalus spinosissima*, *Rhamnus coriacea*), большие площади заняты богарными посевами и рудеральной растительностью перелогов и залежей. В среднегорном поясе развиты крупнотравные и крупнозлаковые полусаванны и арчовые редколесья. Здесь находятся крупные заросли ценного лекарственного вида ферулы кухистанской (*Ferula kuhistanica* Korovin), которые в последние годы подвергаются чрезмерной эксплуатации.

Основным источником по флоре данной территории остается «Растительность Гузара» [5], в которой приводится 399 видов. Дополнительные сведения также содержатся в работе С.М. Мустафаева [6]. Эндемичный компонент представлен несколькими узколокальными видами (*Allium botschantzevii* Kamelin, *Ewersmannia botschantzevii* Sark., *Tulipa uzbekistanica* Botschantz. et Sharipov) и видами, ареал которых заходит в соседние районы Западного Гиссара (*Salvia lilacinocaerulea* Nevski и др.). Здесь также находятся большие популяции реликтового эндемика Памиро-Алая *Astragalus thlaspi* Lipsky.

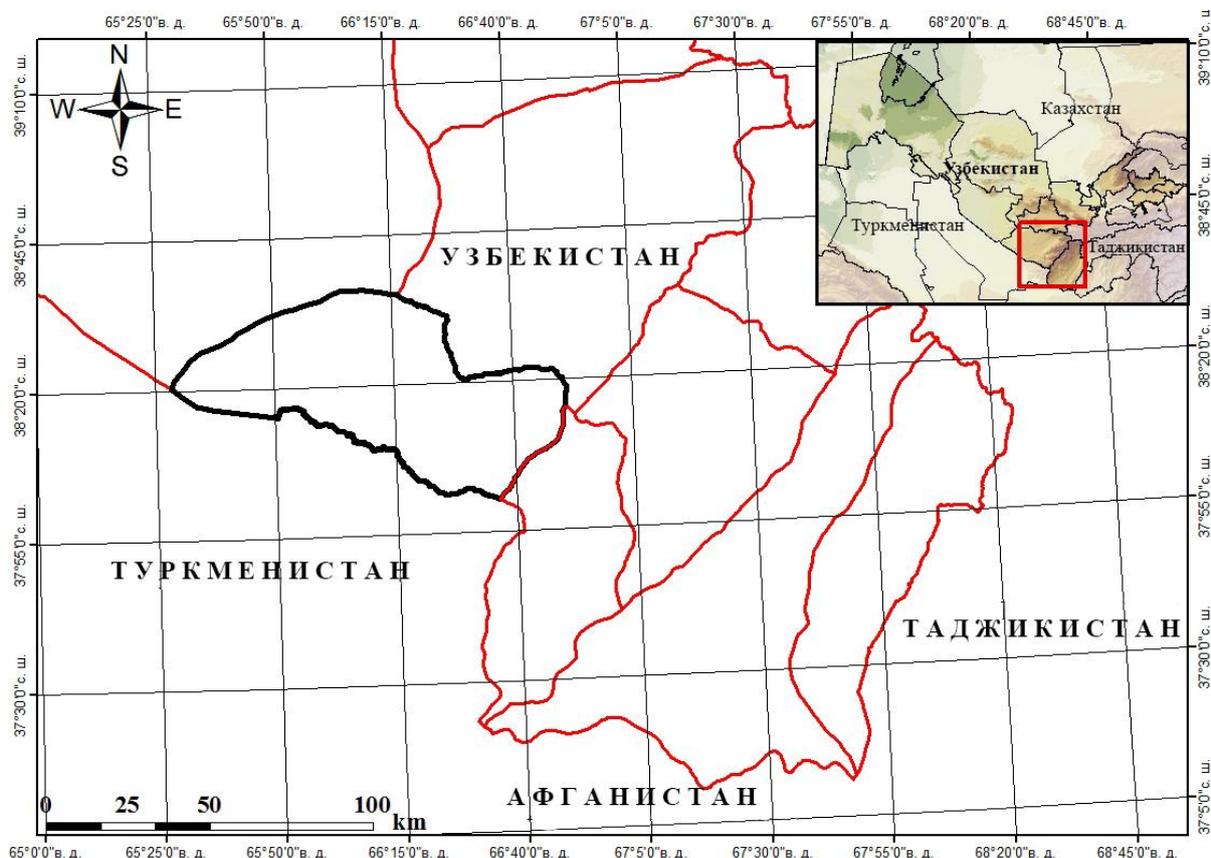


Рис. Таркапчигайский ботанико-географический район

Таркапчигайский ботанико-географический район отличается географическим расположением и своеобразным растительным покровом. Гербарные образцы, хранимые в Национальном гербарии (TASH) Института ботаники Академии наук Республики Узбекистан критически анализированы. По результатам анализа выявлено, что данная территория ботаниками изучена недостаточно. Существуют лишь гербарные образцы некоторых коллекторов из данного района и сопредельных территорий. В Таркапчигайском ботанико-географическом районе целенаправленные исследования не проведены. В связи с этим, изучение его растительного покрова имеет важное значение. Полученные в ходе исследований данные по редким и исчезающим видам, используются для следующих изданий Красной книги Республики Узбекистан. Установленные географические координаты необходимы для организации долгосрочного мониторинга редких и исчезающих видов растений.

Литература

1. Конвенция о биологическом разнообразии (Рио-де-Жанейро, 5 июня 1992 г.) // Собрание законодательства Российской Федерации. 1996. № 19. С. 22–54.
2. Тожибаев К. Ш., Бешко Н. Ю., Попов В. А. Ботанико-географическое районирование Узбекистана // Ботанический журнал. 2016. Т. 101. № 10. С. 1105–1132.
3. Кашкадарьинская область. Т. I. Природа // Труды САГУ. Вып. 155. Географические науки. Кн. 14. Ташкент: Изд-во САГУ, 1959. 279 с.
4. Williams M. W., Konovalov V. G. Central Asia Temperature and Precipitation Data, 1879-2003, [list the dates of the data used]. Boulder, Colorado: USA National Snow and Ice Data Center. 2008. <http://dx.doi.org/10.7265/N5NK3BZ8>
5. Кудряшев С. Н. Растительность Гузара. Ташкент: Уз ФАН, 1941. 239 с.
6. Мустафаев С. М. Растительные ресурсы бассейна реки Кашкадарья: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ташкент, 1966. 31 с.

ВЛИЯНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА КАЧЕСТВО ПЫЛЬЦЫ ОДУВАНЧИКА ГРЕБЕНЧАТОВИДНОГО (*TARAXACUM PECTINATIFORME* H. LINDB.) В Г. ЙОШКАР-ОЛА

Н. В. Илюшечкина, Д. С. Денисова
ФГБОУ ВО «Марийский государственный университет», nellybiol@list.ru

В настоящее время исследования загрязнения городской среды необычайно актуальны, так как города становятся основной средой обитания человека. Загрязнение окружающей среды – насущная проблема современности [1]. В последние десятилетия наблюдается интенсивное насыщение окружающей среды городов газообразными и пылевидными отходами транспортных средств и промышленных предприятий. Они вызывают ухудшение условий существования человека и других организмов, создавая угрозу здоровью населения, нарушению климата в локальных и глобальных масштабах.

Наиболее доступным методом оценки загрязнения окружающей среды является биоиндикация – оценка качества природной среды по состоянию её биоты. Ее основной задачей является разработка методов и критериев, кото-

рые могли бы адекватно отражать уровень антропогенных воздействий на живые организмы.

Цель работы: исследовать пыльцу одуванчика гребенчатовидного (*Taraxacum pectinatiforme* Н. Lindb) на территории г. Йошкар-Олы в качестве тест-объекта загрязнения окружающей среды.

Пыльца цветов обладает повышенной сорбционной способностью к различным техногенным токсикантам, особенно по отношению к тяжелым металлам и поэтому ее жизнеспособность является косвенным показателем мутагенности и фитотоксичности загрязнителей окружающей среды [2].

На сегодняшний день автомобильный транспорт – главный загрязнитель атмосферы наших городов. Распределение загрязнителей от автотранспорта в г. Йошкар-Оле очень неравномерно и во многом определяется характером транспортно-дорожной и уличной сетей. Установлено, что наибольшее количество загрязняющих веществ выбрасывается автотранспортом при кратковременных остановках на перекрестках. В городе отмечена наибольшая загрязненность атмосферного воздуха на следующих перекрестках: ул. Машиностроителей – ул. Водопроводная, ул. Машиностроителей – ул. Красноармейская, ул. Луначарского – ул. Карла Маркса, ул. Первомайская – Ленинский проспект [3–6].

Объектом исследования явилась пыльца одуванчика гребенчатовидного (*T. pectinatiforme*), который растет небольшими куртинами или в виде отдельных экземпляров в лугах, парках, на газонах, вдоль дорог. Одуванчик гребенчатовидный проявляет большую чувствительность к загрязнению атмосферы автомобильным транспортом.

Сбор соцветий растения проводили в июне 2018 г. в 13 различных местообитаниях г. Йошкар – Олы: Ширяйково, Тарханово, Дк. Калинина, Первомайская (у рынка), Патриаршая площадь, Сосновая роща, Пляж, берег реки, Парк Победы, Дк. Ленина, Мясокомбинат, Марбиофарм, Дк. Ленина, МарГУ корп. Б, Искож. Было собрано 34 соцветия. В исследуемых соцветиях количество нормальных пыльцевых зерен составляет 5349 шт, абортивных – 1216.

Морфологические особенности пыльцы исследовали с помощью светового оптического микроскопа. Пыльцевые зерна извлекали с помощью препаровальной иглы, окрашивали раствором йода, выдерживали несколько минут и под микроскопом подсчитывали количество нормальных и абортированных зерен, определяли процент нормальных зерен. Нормальные пыльцевые зерна от абортивных (ненормальных) отличаются по форме, размеру и интенсивности окрашивания раствором йода. Изучение пыльцы под микроскопом позволило установить, что клетки стерильной (пораженной техногенезом) и фертильной (здоровой) пыльцы отличаются по количеству крахмала. Фертильные зерна пыльцы полностью заполнены крахмалом, а стерильные не имеют его вообще или имеют следы.

Для выявления связи между частотой нормальных пыльцевых зерен и экологическими характеристиками местообитаний использовали ранговый коэффициент корреляции Спирмена [7] по программе STATISTIKA 6,0. Ре-

зультаты геоботанических описаний местообитаний обрабатывали по шкалам Д. Н. Цыганова [8]. Для анализа местообитаний *T. pectinatiforme* использовали следующие экологические шкалы: увлажнения (Hd), солевого режима (Tr), кислотности (Rc), богатства почв азотом (Nt), освещенности (Lc), переменности увлажнения почв (Fh).

Частота нормальных пыльцевых зерен имеет отрицательную корреляцию со шкалой увлажнения почвы (-0,68), со шкалой освещения (-0,68) (рис. 1, 2).

Частота нормальных пыльцевых зерен положительно скоррелирована с богатством почв азотом (0,74) (рис. 3). Частота abortивных пыльцевых зерен имеет положительную корреляцию со шкалой освещения (0,68) и со шкалой увлажнения (0,68). Отрицательно скоррелирована с богатством почв азотом (- 0,74).

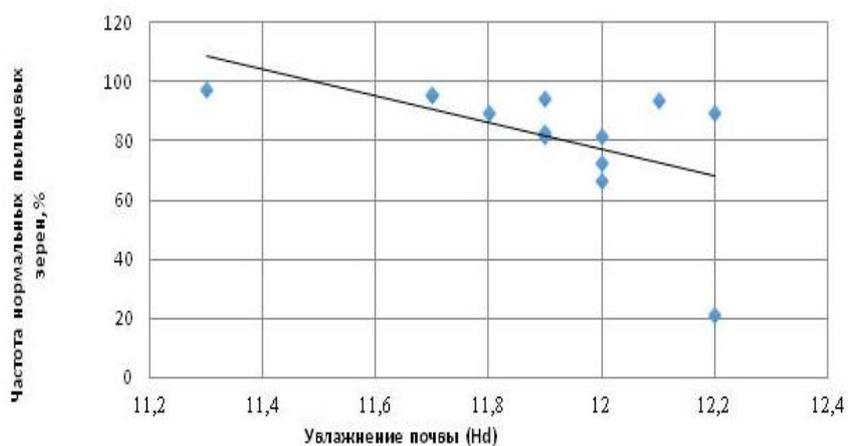


Рис. 1. Корреляционная зависимость между частотой нормальных пыльцевых зерен и шкалой увлажнения (Hd)

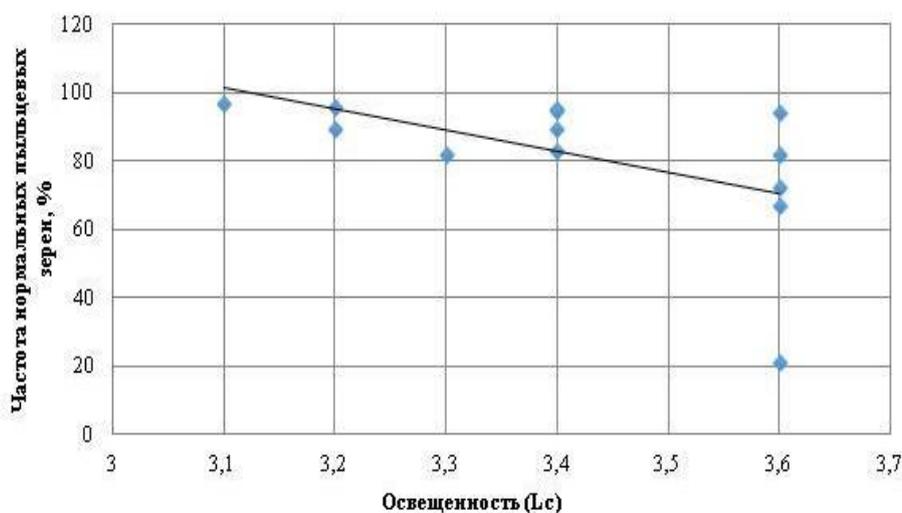


Рис. 2. Корреляционная зависимость между частотой нормальных пыльцевых зерен и шкалой освещения (Lc)

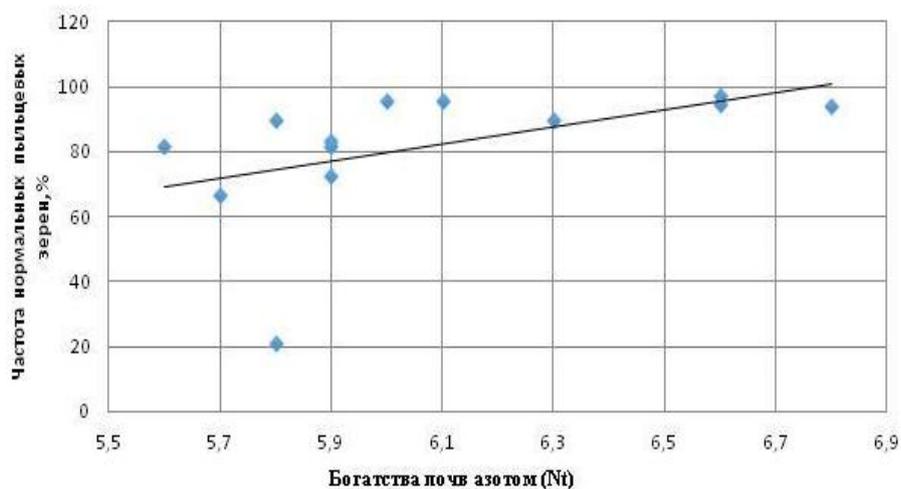


Рис. 3. Корреляционная зависимость между частотой нормальных пыльцевых зерен и шкалой богатства почв азотом (Nt)

Литература

1. Кончина Т. А., Марина А. В., Вершинина Л. В. Организация биоиндикационных исследований загрязнения окружающей среды по реакции пыльцы цветковых растений // Биология в школе. 2010. № 9. С. 43–48.
2. Лотова Л. И. Морфология и анатомия высших растений М.: Эдиториал УРСС, 2000. 528 с.
3. Баранова А. Н., Илюшечкина Н. В., Денисова Д. С., Илюшечкина Л. А., Хирная Д. Д., Зайнеева Е. И. Одуванчик лекарственный как тест-объект загрязнения окружающей среды г. Йошкар-Олы // Современные проблемы медицины и естественных наук: Сб. статей Всерос. науч. конф. Йошкар-Ола: ФГБОУ ВО «Марийский государственный университет», 2017. С. 161–164.
4. Илюшечкина Н. В., Денисова Д. С. Влияние экологических факторов на качество пыльцы одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) в г. Йошкар-Ола // Современные проблемы медицины и естественных наук: Сб. статей Всерос. науч. конф. Йошкар-Ола: ФГБОУ ВО «Марийский государственный университет», 2018. С. 254–258.
5. Воскресенская О. Л., Скочилова Е. А. и др. Организм и среда: факториальная экология. Йошкар-Ола, 2005. 175 с.
6. Информационный отчет / Проведение мониторинга состояния атмосферного воздуха на территории городского округа «Город Йошкар-Ола» 2016 год (муниципальный контракт № 0308300022916000011-0149796-01 от 25.03.2016 г.)
7. Лакин Г. Ф. Биометрия: учебное пособие для биол. спец. вузов. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
8. Цыганов Д. Н. Фитоиндикация режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 1983 с.

НАКОПЛЕНИЕ ФТОРА РАСТЕНИЯМИ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ (ПО ДАННЫМ НАТУРНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И МОДЕЛЬНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТОВ)

*Д. Б. Петренко, В. Ю. Дмитриева, О. И. Байкова,
О. Г. Радугина, Н. В. Васильев*
Московский государственный областной университет,
kaf-obhim@mgou.ru

При выполнении комплексной эколого-химической оценки содержания фтора в объектах окружающей среды авторами ранее выявлена высокая загрязненность фтором почв, атмосферного воздуха и растений на территории г. Мытищи [1, 2]. Целью настоящей работы являлось более подробное рассмотрение накопления фтора растениями на территориях, испытывающих повышенную антропогенную нагрузку при различных его содержаниях в почвах.

Материалом исследований явились 68 проб травянистых и древесных растений 29 видов и 20 образцов почвы, отобранных на территории Московской области на участках, непосредственно прилегающих к Ярославскому, Болшевскому и Щелковскому шоссе, а также трассе М4 «Дон». Коэффициент накопления фтора рассчитывали по общепринятой формуле

$$K_{\text{ак}} = \frac{C_{\text{F(растение)}}}{C_{\text{F(почва)}}$$

Определение фтора в пробах почв и растений проводили ионометрическим методом после их перевода в раствор сплавлением со смесью тетрабората и карбоната натрия. Отобранные растения при наружном осмотре по совокупности внешних, видимых невооруженным глазом, признаков не имели симптомов нарушения жизнедеятельности.

Концентрации фтора в растениях находятся в диапазоне 60–600 мг/кг и существенно превышают фоновые концентрации для многолетних видов трав (2–20 мг/кг [3]) и в ряде случаев сопоставимы с содержанием фтора в растениях, выросших на участках, прилегающих к мощным источникам фторидного загрязнения. Наиболее интенсивно накапливают фториды пажитник сенной (*Trigonella foenum-graecum* L.), метлица полевая (*Aperaspica-venti* (L.) P.Beauv.), маргаритка многолетняя (*Bellis perennis* L.), полынь обыкновенная (*Artemisia vulgaris* L.). Наименьшие содержания фтора обнаружены в таких растениях, как щитовник мужской (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott) и пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare* L.). При этом не наблюдается существенной разницы накопления фтора между травянистыми растениями и древесными.

Выявлено снижение коэффициентов аккумуляции фтора с увеличением его концентрации в почвах (рис.), что позволяет сделать заключение о наличии у растений адаптационных механизмов, формирующих дополнительные

барьерные функции для защиты от повышенных концентраций этого экотоксиканта.

Средняя величина коэффициента аккумуляции для участков, прилегающих к Ярославскому, Болшевскому и Щелковскому шоссе составляет 0,14; 0,61 и 0,18 соответственно, что хорошо согласуется с известными из литературы значениями, лежащими в диапазоне 0,2–0,6 и указывающими на относительно низкую биодоступность фтора [4].

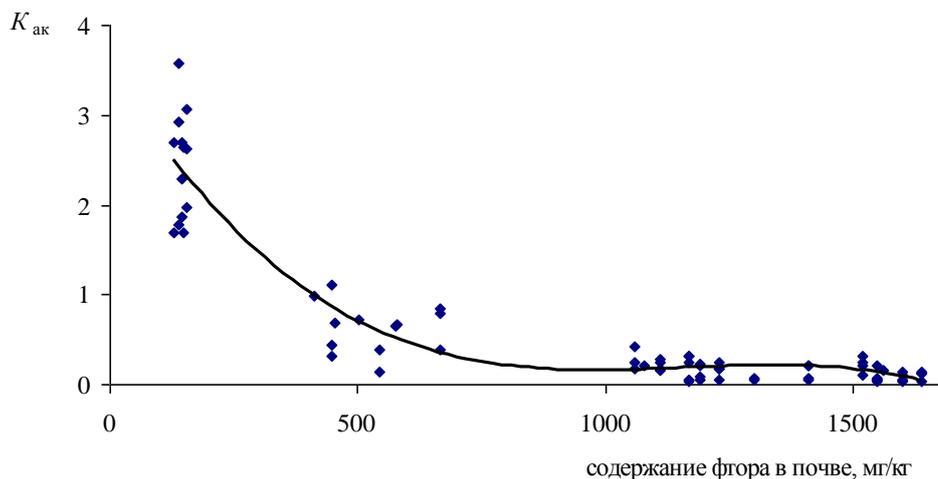


Рис. Влияние концентраций фтора в почвах придорожных территорий на коэффициент его биоаккумуляции растениями. Уравнение зависимости:

$$K_{\text{ак}} = -2 \cdot 10^{-9} c^3_{(\text{F})} + 8 \cdot 10^{-6} c^2_{(\text{F})} - 0,0092c_{(\text{F})} + 3,56; R^2 = 0,89$$

Для подтверждения заключения, сделанного на основании изучения растений в естественных условиях, был проведен модельный эксперимент, в котором семена клевера высаживали в почву с естественным содержанием фтора (0,01% масс.) и почвы, содержащие смесь фторидов натрия и кальция в концентрациях 0,2; 0,4 и 1% в пересчете на содержание фтора.

Таблица

Содержание фтора в пробах клевера

Содержание фторидов в почве	F (мг/кг) в растениях	$K_{\text{ак}}$	Всхожесть, %
Без добавления фторидов (естественное содержание = 0,01%, 100 мг/кг)	140	2,0	100
+ 0,2% (2000 мг/кг)	220	0,11	83
+ 0,4% (4000 мг/кг)	240	0,06	30
+ 1,0% (10000 мг/кг)	Растения отсутствуют	–	0

Семена клевера высевали из расчета 1,5 г семян на 1 м² почвы. В почве с содержанием фторид-иона 1% проросшие растения отсутствовали, что соответствует общеизвестным данным о фитотоксичности высоких концентраций фтора. Всхожесть клевера на почвах с содержанием фторид-иона 0,2 и 0,4% составляет 83 и 30% соответственно по отношению к почве с естественным содержанием фтора. Таким образом, снижение значений коэффициента аккумуляции

муляции фтора с увеличением его концентрации в почвах подтверждается и в лабораторном эксперименте.

Литература

1. Петренко Д. Б., Корсакова Н. В., Васильев Н. В. Накопление фторсодержащих соединений в почвах придорожных территорий Московской области // Теоретическая и прикладная экология. № 1. 2018. С. 39–46.
2. Петренко Д. Б., Новикова Н. Г., Дмитриева В. Ю., Нестеров И. С., Корсакова Н. В., Кригман Л. В., Васильев Н. В. Фтор в растениях придорожных территорий Московской области (на примере Ярославского шоссе, г. Мытищи) // Вестн. МГОУ. № 5. 2014. С. 48–54.
3. Weinstein L. H. Fluoride and plant life // Journal of Occupational Medicine. 1977. V. 19. P. 49–78.
4. Танделов Ю. П. Фтор в системе почва – растение. Красноярск, 2012. 146 с.

НАКОПЛЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ МОХООБРАЗНЫМИ В РАЗЛИЧНЫХ ЭКОТОПАХ ДОНБАССА

А. С. Алемасова, А. И. Сафонов, А. С. Сергеева
ГОУ ВПО «Донецкий национальный университет»,
alemasovaa@gmail.com

Мохообразные – особая группа растительных организмов, которые рассматриваются как важные индикаторы в проведении экологического мониторинга [1–4] антропогенно трансформированных территорий [3, 5–7]. Особое место по остроте экологических проблем в Европе занимает территория Донбасса [8, 9]. В числе актуальных задач оценки состояния экотопов промышленного и социально-бытового назначения рассматривают возможность использования разных групп организмов, разделяя при этом направление биоиндикационного мониторинга и биотестирования [2, 4, 5, 9–11], при этом важным является также установление функциональных связей по реакциям растений-индикаторов на факторы стресса [1, 4, 7, 11]. В предыдущих исследованиях был проведен первичный скрининг по установлению диапазонов содержания некоторых тяжелых металлов в мохообразных Донбасса [6].

Цель работы – установить индикационную специфичность в накоплении некоторых тяжелых металлов гаметофитами мохообразных последнего года вегетации в разных экотопах Донецкого региона.

В качестве тест-объекта был выбран вид *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid в буферной зоне особо охраняемой природной территории «Донецкий Кряж». Трансплантаты брио-материала были размещены на 6 месяцев в пробных площадках мониторинговой сети.

За последние годы (2016–2018 гг.) была проведена инвентаризация мохообразных в Донбассе, выделены основные таксоны, составлены систематические списки и проведен начальный экологический анализ бриофлоры [4, 12]. Мониторинговая сеть по сбору бриобионтов с 2018 г. включает 22 стационарных пробных площадки и 70 дополнительных локалитетов. Экспеди-

ционные маршруты охватывают урбанизированные экотопы (города Донецк, Макеевка, Енакиево, Горловка, Зугрес, Харцызск, Дебальцево), а также буферные зоны особо охраняемых природных территорий с минимизированной трансформацией почвенного и растительного покрова, удаленных от источников промышленных загрязнений.

В представленном блоке исследований принципиально важным было установление не только концентрации определенного металла в растительных тканях, а также поиск связи с приуроченностью морфологического состояния вида мохообразного с характером трансформации биотопа.

Для этого устанавливали фоновый уровень содержания тяжелых металлов в различных видах мохообразных в функциональных зонах:

А) экотопы промышленных предприятий:

Пробная площадь 1 – территория 1–2 км радиуса Енакиевского металлургического завода;

Пробная площадь 2 – Макеевского металлургического комбината;

Пробная площадь 3 – Донецкого металлургического завода;

Б) экотопы карьерно-отвальных комплексов:

Пробная площадь 4 – терриконник шахты Калинина,

Пробная площадь 5 – терриконник шахты Ганзовка-2;

В) экотопы путей сообщений:

Пробная площадь 6 – Макеевское шоссе,

Пробная площадь 7 – центральная трасса г. Харцызска;

Г) селитебные территории:

Пробная площадь 8 – г. Енакиево,

Пробная площадь 9 – г. Горловка,

Пробная площадь 10 – г. Зугрес,

Пробная площадь 11 – г. Дебальцево;

Д) относительно малонарушенные экотопы:

Пробная площадь 12 – территория дендрария Донецкого ботанического сада,

Пробная площадь 13 – буферная зона Республиканского природного парка Донецкий Кряж.

Биообразцы *S. purpureus* очищали и высушивали при комнатной температуре для дальнейшего определения в них содержания тяжелых металлов.

Высушенные образцы подвергали минерализации методом сухого озоления [13]. Далее извлекали соединения тяжелых металлов из золы образцов гаметофитов мохообразных методом кислотной экстракции. Определение концентраций тяжелых металлов в растворах золы проводили пламенным и электротермическим атомно-абсорбционным методом.

Для пламенного атомно-абсорбционного определения использовали пламя ацетилен-воздух и оптимизацию всех аппаратурных параметров. Для устранения матричных влияний градуировку прибора проводили методом стандартных добавок с использованием стандартных образцов, состава рас-

творов ионов металлов. Относительное стандартное отклонение при пламенной атомизации не превышало $S_r \leq 0,08$.

Электротермическое атомно-абсорбционное определение проводили с использованием атомизатора Графит. Отдельные измерения проводили на спектрофотометре Solaar с зеемановской коррекцией фона. Оптимизировали все условия измерения в соответствии с концепцией температурно-стабилизированной печи с платформой. Во всех опытах использовали графитовые трубки и платформы с пиролитическим покрытием и максимально допустимую температуру пиролиза. Регистрировали интегральную интенсивность сигнала. Градуировку приборов проводили методом стандартных добавок.

В работе использовали реактивы квалификации х.ч. и выше. Для приготовления растворов использовали бидистиллированную воду.

Установлены диапазоны содержания исследуемых элементов во мхах (мг/кг): Ni – 6,8–32; Zn – 39–72; Cu – 6,8–24; Cd – 0,36–5,1; Mn – 238–557; Fe – 2495–5066; Pb – 32–119.

Первичным диагностическим критерием морфологической экспресс-оценки состояния вида мохообразного считали характер проявления локального некроза до уровня некротических образований и внешней пигментации листа.

Данные о содержании Cu, Pb и Cd и некоторых внешне дифференцированных функциональных различиях на уровне морфологии листа представлены в таблице.

Таблица

Валовое содержание некоторых металлов в гаметофитах *Ceratodon purpureus* последнего периода вегетации в условиях различных экотопов Донбасса, мг/кг

Пробная площадка	Cu	Pb	Cd	Характер проявления некроза листьев
1	2	3	4	5
1	24	95	3,4	площадь некротических образований более 40% площади листа, краевой, точечный, краевой некроз верхушки
2	6,8	119	5	площадь некротических образований более 50% площади листа, краевой, точечный, краевой некроз верхушки, более 20% листового аппарата гипогезировано
3	21	92	1,3	площадь некротических образований более 30% площади листа, краевой, точечный, краевой некроз верхушки
4	21	98	2,3	площадь некротических образований более 40% площади листа, краевой, точечный, краевой некроз верхушки, скручивание боковых частей
5	14	87	0,46	
6	13	68	0,57	точечные некроз по всей поверхности, угловатый тип некроза вдоль центральных жилок листа и краевой некроз верхушки

1	2	3	4	5
7	8,3	73	1,9	угловатый тип некроза вдоль центральных жилок листа и краевой некроз верхушки
8	9,2	32	1,2	угловатый тип некроза вдоль центральных жилок листа
9	6,8	35	0,5	
10	6,9	34	0,5	без изменений листовой пигментации некротического характера, локального типа хлорозы
11	14	48	0,36	
12	7,7	43	1,6	
13	7,6	33	0,37	без изменений листовой пигментации

Представленный перечень пробных площадей отражает тенденцию ранжированной трансформации природных экотопов по фактору антропогенной нагрузки, вещественным доказательством которой является концентрации токсических элементов и специфическая реакция растительных индикаторов по анатомо-физиологическому критерию.

Вариации некрозов некротических образований листового аппарата зафиксированы в критических состояниях:

– при начальных уровнях накопления тяжелых металлов (пробные площадки 6–8) зафиксировано проявление угловатого типа некроза вдоль центральной жилки листа, что изначально проявляется в обесцвечивании отдельных групп клеток, а затем в прекращении выполнения ими функций жизнедеятельности;

– точечный краевой некроз (пробные площадки 1–5) отражает состояние *S. purpureus* при средних и высоких уровнях накопления анализируемых металлов, что функционально является более выраженным уровнем структурной трансформации листа после угловатого типа некрозов вдоль центральной жилки;

– скручивание боковых частей листового аппарата функционально рассматривается как соответствующий критерий состояния *S. purpureus* при средних уровнях накопления тяжелых металлов (пробные площади 4 и 5, табл.);

– краевой некроз верхушки листа проявляется как состояние растительного организма при высоком уровне накопления анализируемых токсических элементов и, возможно, является следствием усиленного проявления предыдущего критерия по скручиванию боковых частей листового аппарата при ослаблении коммуникаций влагообмена и при разрушении анастомозной сетки фотосинтезирующего органа мохообразного;

– по площадному критерию при высоких концентрациях Cu, Pb и Cd (табл.) некротические образования составляют более 30–50%;

– гипогенезия листа проявляется только при максимальном для этого эксперимента накоплении Pb;

– при незначительных уровнях накопления токсических элементов (пробные площади 10–13, табл.) в листовых пластинках трансплантируемых

мохообразных нарушение пигментации не наблюдается, либо проявляются незначительные хлорозы локального типа.

В целом, физиологическое состояние образцов мохообразных во всех пробных площадках можно рассматривать как удовлетворительное. Все транспортируемые вегетативные микроклоны сформировали следующее поколение – коробочки спорофита, что указывает на репродуктивную устойчивость используемого для фитодиагностики этого вида к факторам загрязнения в условиях промышленных экотопов Донбасса: на промышленных предприятиях металлургических заводов, отвалов угольных шахт и территорий путей транспортных сообщений.

Таким образом, установлены сопряженные процессы накопления некоторых металлов в исследованных образцах мохообразного с функциональным состоянием листового аппарата *C. purpureus* по критериям структурных изменений в тканях и морфологических частях фотосинтезирующих органов.

Литература

1. Cowden P., Liang T., Aherne J. Mosses as bioindicators of air pollution along an urban-agricultural transect in the Credit River Watershed, southern Ontario, Canada // *Annali Di Botanica*. 2015. Vol. 5. P. 39–46.
2. Frontasyeva M. V., Steinnes E., Harmens H. Monitoring long-term and large-scale deposition of air pollutants based on moss analysis / *Biomonitoring of air pollution using mosses and lichens: a passive and active approach: state of the art research and perspectives* // Nova Science Publishers. 2016. P. 1–20.
3. Harmens H., Norris D., Mills G. Heavy metals and mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe // *ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK*. 2013. 63 p.
4. Сафонов А. И., Морозова Е. И. Мохообразные Донецкой агломерации: иллюстрированный атлас и бриоиндикация. Донецк: ДонГУ, 2018. 128 с.
5. Parmar T. K., Rawtani D., Agrawal Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution // *Frontiers in Life Science*. 2016. Vol. 9, № 2. P. 110–118.
6. Сергеева А. С., Алемасова А. С., Сафонов А. И. Накопление тяжелых металлов гаметофитами мохообразных в экотопах промышленного Донбасса // *Донецкие чтения 2018: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности: Материалы Междунар. науч. конф. Донецк, Т. 2. 2018. С. 217–218.*
7. Сафонов А. И. Функциональная ботаника в Донбассе: экологический мониторинг, информационные ресурсные технологии, фитодизайн // *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона*. 2017. № 1–2. С. 8–14.
8. Алемасова А. С., Пенькова Ю. И., Пивоварова А. С., Остапенко Р. В. Влияние военных действий на содержание некоторых металлов в почве Саур-Могилы, Донбасс // *Теоретическая и прикладная экология*. 2018. № 3. С. 33–39.
9. Сафонов А. И. Чек-лист индикаторных признаков сорно-рудеральной фракции урбанофлоры г. Донецка (1998–2018 гг.) // *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона*. 2018. № 3–4. С. 67–72.
10. Зыкова Ю. Н., Скугорева С. Г., Товстик Е. В., Ашихмина Т. Я. Подходы к оценке состояния городских почв методами биотестирования с использованием организмов различной систематической принадлежности и данных химического анализа // *Теоретическая и прикладная экология*. 2017. № 3. С. 38–46.

11. Головки Т. К., Шелякин М. А., Захожий И. Г., Табаленкова Г. Н., Пыстина Т. Н. Реакция лишайников на загрязнение среды при добыче бокситовой руды в таежной зоне // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 2. С. 44–53.

12. Сафонов А. И., Морозова Е. И. Видовое разнообразие мохообразных Донецко-Макеевской промышленной агломерации // Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. 2017. № 3–4. С. 24–31.

13. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства / ЦИНАО. М. 1992. 62 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ВОДООБМЕНА ЕЛИ В ЕЛЬНИКАХ ЧЕРНИЧНЫХ СРЕДНЕЙ ПОДЗОНЫ ТАЙГИ РЕСПУБЛИКИ КОМИ

С. Н. Сенькина

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

Влагообмен в лесных фитоценозах является одним из параметров управляющих продукционным процессом. Изучение основных элементов водного режима растений позволяет выявить механизмы их адаптации к неблагоприятным факторам внешней среды и степень экологической устойчивости к различным лесорастительным условиям [1].

Основу лесопокрытой площади Республики Коми составляют еловые леса. Зеленомошная группа типов леса, к которым относятся ельники черничники и в которых в течение многих лет проводились исследования водного режима ели, в средней подзоне тайги составляет 47,6%. Наблюдения проводились в трех типах ельников черничных (табл. 1).

В основу измерений показателей водного режима, таких как интенсивность транспирации, оводненность, водный дефицит и водный потенциал хвои, положены классические методы, применяемые в полевых условиях. Оценка устьичного сопротивления, продуктивности транспирации, транспирационного коэффициента и экономности (скорости) транспирации производились расчетным путем.

Таблица 1

Таксационная характеристика еловых древостоев

Тип леса	Состав древостоя	Порода	Возраст, лет	Полнота	Средний диаметр, см	Средняя высота, м
Сосново-еловый черничный	6Е2С2Б (2-й ярус)	Е	70	0,95	8	9
Ельник черничный влажный	8Е1Пх1Б+С	Е	80–150	0,87	22	19
Ельник чернично-сфагновый	9Е1Б+С ед.Пх	Е	100–200	0,83	20	16

У ели в ельниках черничных величина интенсивности транспирации хвои второго года жизни варьирует от 50 до 150 мг/г в час. Степень увеличения водоотдачи располагается в следующем порядке: ельник черничный

влажный (82,3), сосново-еловый черничный (85,7), ельник чернично-сфагновый (111,0) мг/г ч. В условиях достаточной влагообеспеченности интенсивность транспирации во многом зависит от климатических факторов. При постоянной освещенности были выявлены следующие коэффициенты корреляции с влажностью и температурой воздуха: -0,11 и +0,20. Снижение солнечной радиации влечет за собой уменьшение температуры хвои и воздуха, повышение относительной влажности воздуха, уменьшение ширины устьиц, которые в свою очередь способствуют снижению транспирации. При избыточном количестве осадков интенсивность транспирации хвои ели снижается примерно на 10%. При переменной облачности водоотдача снижается в среднем на 24, при пасмурной погоде на 32%. Максимальных значений она достигает в пределах температур 21–30 °С, влажности воздуха 31–40% и освещенности 11–20 тыс. лк. В течение суток более интенсивно транспирация происходит в период с 12 до 14 часов. Повышение интенсивности транспирации отмечается следом за увеличением освещенности и температуры воздуха и снижением содержания влаги в нем. В течение дня кривая транспирации может быть как одновершинной, так и с несколькими пиками. В жаркие дни в полуденные часы может наступить депрессия данного процесса, вызванная повышенным транспирационным сопротивлением. Диапазон между минимальным и максимальным значениями этого показателя в суточной динамике составляет у ели от 5 до 25 с/см. Чем больше сопротивление, тем ниже интенсивность транспирации и наоборот, хотя различия в оценке транспирации не всегда определяются только устьичной регуляцией [2]. В мае, например, интенсивность транспирации больше зависит от прогретости корнеобитаемого слоя почвы, даже при небольшом устьичном сопротивлении 13,0 с/см она составляет 95,9 мг/г ч.

Запас воды в ассимилирующих органах ели так же, как и водный дефицит являются важными показателями водного режима растения. В различных лесорастительных условиях у ели выявлены разные диапазоны как оводненности, так и водного дефицита. Наиболее часто встречаемые величины оводненности хвои второго года жизни составляют 50–60%, водного дефицита – 5–20%. По типам леса величины распределяются следующим образом: в сосново-еловом черничном – 50–57 и 9–15%, в ельнике черничном влажном 52–60 и 5–18%, в ельнике чернично-сфагновом 50–61 и 6–18% соответственно. В течение вегетационного периода оводненность хвои меняется незначительно, а водный дефицит снижается. Содержание воды в хвое ели в течение суток достаточно стабильно и составляет порядка 50%. Водный дефицит является более лабильным показателем, колебания его в течение суток составляют от 11 до 17%. Максимальная величина водного дефицита наблюдается в 16 часов. Перед этим отмечается повышенная транспирация. Небольшой размах варьирования содержания воды в хвое в разных лесорастительных условиях является хорошим критерием устойчивого водного режима, показателем способности регулировать свой водный баланс и адаптироваться к условиям среды.

Значения водного потенциала хвои ели в разных типах леса колеблются от (-)2,0 до (-)2,2 МПа. В условиях нормального увлажнения почвы водный потенциал деревьев в большей степени зависит от влажности воздуха. Максимальный водный потенциал отмечается в конце вегетации, когда в листьях уменьшается содержание влаги. В исследуемых древостоях водный потенциал сформировавшейся хвои ели в течение сезона изменяется незначительно в сторону увеличения его от весны к осени. Максимальный водный потенциал отмечается также и в начале вегетации, почти во всех исследуемых древостоях, что может быть связано с недостаточным прогреванием почвы в этот период и активными ростовыми процессами [3].

Таблица 2

Энергопродукционные показатели влагообмена хвои ели

Тип леса	Порода	Масса хвои, кг/га а.с.м.	Текущий прирост, кг/га а.с.м.	Интенсивность транспирации, л/га сырой массы за сезон	Продуктивность транспирации, %	Транспирационный коэффициент, л/га	Экономность транс- пирации, %	Влагоемкость, %	Потенциальное со- держание влаги, л/га
Сосново-еловый черничный	Ель	4900	2476	505680	4,9	0,20	0,17	55,0	5752
Ельник черничный влажный	Ель	12890	5990	1268376	4,7	0,21	0,16	57,0	15754
Ельник чернично сфагновый	Ель	–	–	–	–	–	0,22	53,3	–

Примечание. Прочерк – отсутствие данных. Количество транспирационных часов в течение сезона составляет примерно 600 ч; а.с.м. – абсолютно сухая масса

Зная величину интенсивности транспирации и продукционные характеристики лесообразующих пород, как масса хвои и текущий прирост, можно рассчитать следующие показатели: продуктивность транспирации транспирационный коэффициент и экономность транспирации или быстроту расхода воды. Путем донасыщения хвои влагой были определены ее влагоемкость, а также общее количество влаги в расчете на 1 га в разных типах леса (табл. 2). Наиболее продуктивной в образовании сухой массы на каждый израсходованный на транспирацию литр воды является ель, произрастающая в сосново-еловом древостое. Она использует в час от 14 до 16% содержащейся в ней воды. Отношение донасыщенной влагой хвои к ее абсолютно сухому весу составляет 56%. Скорость расхода водного запаса у ели составляет порядка 17% в час. Время полной смены водного запаса составляет 5,8 часа, в течение вегетационного периода происходит около 3 смен водного запаса.

В последнее время исследования водного режима древесных растений на биогеоценологическом уровне проводятся очень ограничено. В связи с этим, полученные сведения по водному режиму ели в ельниках черничных дают возможность раскрыть видоспецифичность породы по отношению к воде, а также выявить закономерности ее водообмена при произрастании в лесных сообществах.

Работа выполнена в рамках бюджетной темы «Пространственно-временная динамика структуры и продуктивности фитоценозов лесных и болотных экосистем на европейском Северо-Востоке России», номер гос. регистрации АААА-А17-117122090014-8 и при финансовой поддержке гранта УрО РАН 18-4-4-29 «Зональные закономерности бюджета углерода в листовенно-хвойных экосистемах европейского Северо-Востока».

Литература

1. Абражко В. И. Водный режим сообществ еловых лесов: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Ботанический ин-т им. Комарова. СПб., 1998. 46 с.
2. Варлагин А. В., Выгодская Н. Н. влияние эколого-морфологических факторов на устьичное сопротивление ели европейской // Лесоведение. 1993. № 3. С. 48–60.
3. Сенькина С. Н. Водный потенциал ассимиляционного аппарата хвойных как мера активности и состояния воды в растении // Вестник ИБ Коми НЦ УрО РАН. 2018. № 1. С. 39–44.

СОВРЕМЕННЫЕ КЛИМАТОГЕННЫЕ ОГРАНИЧЕНИЯ ЛЕСОВЫРАЩИВАНИЯ В ЗАСУШЛИВЫХ РЕГИОНАХ РОССИИ

М. К. Сапанов, М. Л. Сиземская

Институт лесоведения РАН, sapanovm@mail.ru

В аридных регионах России с середины XX века были посажены сотни тысяч гектар лесных культур, значительная часть которых погибла в первые же годы выращивания из-за неправильных технологий. Наиболее устойчивыми оказывались защитные насаждения, созданные на гидроморфных интразональных типах почв с доступными грунтовыми водами. При этом, не вызывает сомнений огромная польза лесокультурных работ на исконно безлесных территориях [1, 2].

В настоящей работе рассматриваются условия лесовыращивания в засушливой глинистой полупустыне Северного Прикаспия. Регион характеризуется резкоконтинентальным климатом, многократным превышением испаряемости (более 900 мм) над количеством атмосферных осадков (около 300 мм), неустойчивостью погодных условий, частыми засухами и малоснежностью зим.

Основной проблемой лесовыращивания на таких исконно безлесных территориях является дефицит воды в почвах, к которому целинные травяные сообщества, изначально произрастающие здесь, приспособлены укороченным сезонным развитием. Лесонасаждениям же необходимо дополнительное ко-

личество воды для продления срока вегетации. На зональных автоморфных типах почв это достигается перераспределением снежных масс в пользу лесополос. Все другие статьи приходной части водного баланса на равнине не поддаются регулированию. На интразональных гидроморфных почвах локальных понижений рельефа (падины, западины, лощины, потяжины и др.) обеспечение неистощительного режима грунтовых вод происходит за счет их пополнения талыми водами при поверхностном стоке [3].

В этой связи, проанализируем изменение во времени погодноклиматических факторов, представляющих наибольшую угрозу для выживания деревьев и кустарников: степени увлажненности вегетационных сезонов, условий дополнительного снегонакопления в лесополосах и весеннего поверхностного стока воды в понижения рельефа.

Выявлено, что с середины XX века происходит неуклонное возрастание среднегодовой температуры воздуха более чем на 2 градуса. При этом, температурный режим теплого периода многие годы оставался в динамически равновесном состоянии, и лишь с 2005 г. наметилась тенденция к положительному тренду, тем самым, возросла вероятность возникновения атмосферных засух. Температура воздуха в холодный период года неуклонно повышалась, и с 2000 г. в течение нескольких лет колебалась вблизи нулевой отметки. Теплые зимы продолжались до 2006 г., затем наметилась тенденция к постепенному похолоданию. В ежегодной динамике количества атмосферных осадков также выявлены интересные особенности. Например, отмечается незначительный положительный тренд осадков, главным образом, за счет превышения среднегодового их уровня в теплый период 1985–1994 гг. Выделяется также период уменьшения количества ежегодных осадков в течение нескольких лет с 2006 г. за счет осенне-зимних осадков [4].

На процесс метелевого снегонакопления в лесополосах влияет количество твердых осадков, скорость ветра и температурный режим воздуха. При этом, до сих пор в лесокультурном деле не учитывается то, что полет каждой снежинки при метелях конечен и составляет всего 200–500 м [5]. Для Северного Прикаспия среднее количество воды за счет дополнительного снегонакопления в лесополосах с 1953 г. по 1970 г. составляло 14000 мм/пог.м [3].

В дальнейшем, изменение общего количества снега и механики его метелевого переноса вследствие потепления климата существенно изменили влагообеспеченность лесных насаждений. Наиболее примечательно увеличение мощности снежного покрова в 1985–1997 гг., которое, по-видимому, наряду с общим повышением увлажненности в этот период, способствовало наилучшей сохранности древостоев за счет дополнительного снегонакопления в лесополосах (рис.). В этот период состояние лесных культур было наилучшим. Затем, в период пониженной увлажненности с высоким уровнем испаряемости (2005–2008 гг.), отмечалось повсеместное усыхание деревьев и кустарников, вплоть до полного распада древостоев. Отметим, что для лесных пород наиболее опасны именно такие, повторяющиеся из года в год засухи [6]. В эти же годы почти не было дополнительного влагонакопления в лесных

полосах из-за отсутствия метелевого снегопереноса вследствие теплых зим, так как значительная часть осадков выпадала в виде дождя и мокрого снега.

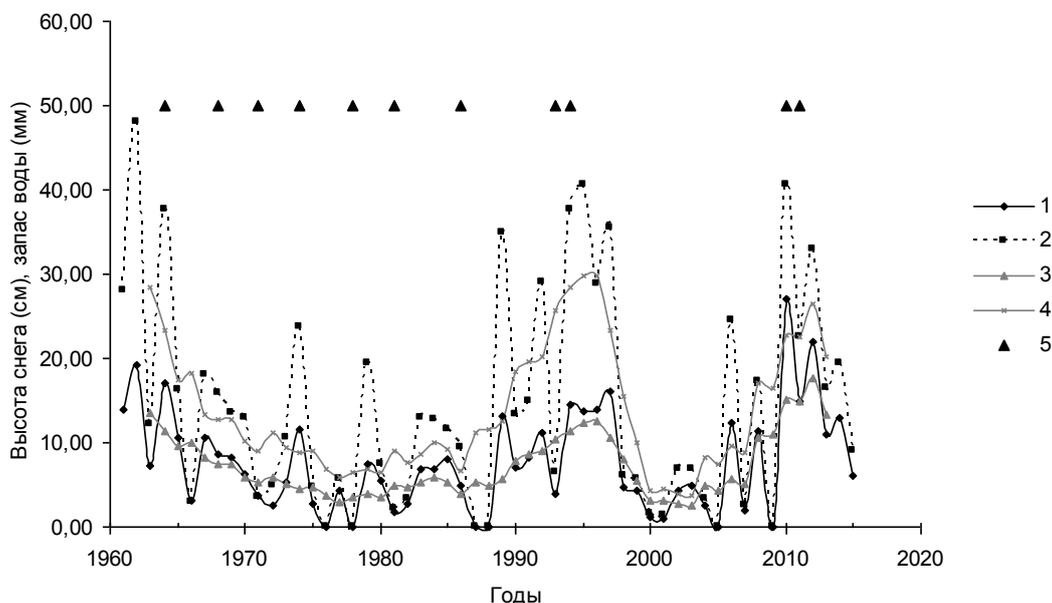


Рис. Максимальная высота снежного покрова перед таянием, запас воды в снеге (1, 2, соответственно) и их значения, выровненные 5-летними скользящими (3, 4, соответственно), годы затопления понижений рельефа (5)

Как видим, в динамике климата выделяется длительный неблагоприятный период (с 2000 г.) для нормального снегонакопления в лесополосах.

Теперь рассмотрим условия влагообеспеченности лесных насаждений на гидроморфных почвах, где основным условием сохранности древостоев является пополнение грунтовых вод. Из рисунка видно, что сток талых вод в понижения рельефа в 1960–1994 гг. происходил через каждые несколько лет. Однако, из-за потепления климата, его не было в последующие 15 лет (1995–2009 гг.). Это связано с тем, что данный процесс происходит только при достаточном количестве снега, наличии промерзшей почвы и быстром нарастании среднесуточных положительных температур воздуха [3]. В годы с теплыми зимами вероятность возникновения таких условий была крайне мала. Ситуация изменилась лишь в 2010–2011 гг., когда произошло благоприятное сочетание указанных выше всех природных факторов.

Таким образом, мы видим, что потепление климата может существенным образом ограничить создание лесных культур за счет периодического понижения степени увлажненности вегетационных сезонов, ухудшения условий дополнительного снегонакопления в лесополосах и весеннего стока воды в понижения рельефа.

Климатогенная угроза сохранности искусственных лесных экосистем в Северном Прикаспии в значительной степени обусловлена возникновением длительных периодов отсутствия условий метелевого снегопереноса в насаждения и поверхностного стока талых вод в понижения рельефа. Именно такое

перераспределения воды снежных масс в пользу древостоев увеличивает их долголетие. Установлено, что оптимальные погодно-климатические условия для функционирования лесонасаждений сложились в 1980–1994 гг. из-за повышения увлажненности вегетационного сезона и увеличения количества снега в осенне-зимний период. Ухудшение условий лесовыращивания отмечено 2000–2009 гг. из-за теплых зим, повторяющихся засух, уменьшения общего количества и условий переноса снега в лесополосы, длительного отсутствия поверхностного стока талых вод. Выявленный климатогенный сценарий длительного ухудшения условий лесовыращивания в Северном Прикаспии, по-видимому, аналогичен нелесопригодным территориям более южных регионов России с изначально неустойчивым снежным покровом и ежегодными засухами. Необходимо отметить, что по нашей экспертной оценке, в рассматриваемые годы отмечалось массовое усыхание лесных культур во многих регионах Юго-Востока Европейской части России.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 18-04-00246).

Литература

1. Колданов В. Я. Степное лесоразведение. М.: Лесная промышленность, 1967. 222 с.
2. Инструктивные указания по агролесомелиоративному устройству защитных насаждений на землях сельскохозяйственных предприятий. М.: Колос, 1983. 54 с.
3. Сапанов М. К. Экология лесных насаждений в аридных регионах. Тула: Гриф и К, 2003. 248 с.
4. Сапанов М. К. Экологические последствия потепления климата в Северном Прикаспии // Аридные экосистемы, 2018. Т. 24. № 1(74). С. 18–28.
5. Гришин И. С. Особенности переноса и накопления снега в условиях Западного Казахстана // Лесное хоз-во. 1962. № 12. С. 30–32.
6. Сапанов М. К. Условия выращивания защитных лесных насаждений в полупустыне Северного Прикаспия в связи с изменением климата во второй половине XX в. // Лесоведение. 2006. № 6. С. 45–51.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНО-КУЛЬТУРНЫХ ОБЪЕКТОВ – СВЯЩЕННЫХ РОЩ РЕСПУБЛИКИ МАРИЙ ЭЛ

О. В. Малюта, Я. В. Алексеева, Е. В. Федоровская, А. Г. Самарцева
Поволжский государственный технологический университет,
beichte.beichte@yandex.ru

В Марий Эл на сегодняшний день насчитывается более 600 священных рощ – историко-культурных и ландшафтных памятников марийского народа. Рощи оберегаются населением: здесь не рубят деревья, нельзя ломать ветки, собирать растения, убивать животных (не жертвенных), жечь костры (не ритуальные), мусорить.

Однако в условиях общепланетарного загрязнения практически не осталось природных экосистем не подверженных антропогенному воздействию,

что в полной мере касается и священных рощ. Различные виды хозяйственной деятельности могут негативно сказываться на состоянии данных объектов.

Оценка экологического состояния священных рощ проводилась осенью 2018 года.

Были обследованы священные рощи вблизи с. Шорунджа (Моркинский р-н, Уньжинское участковое лесничество); д. Купсола, Сернурский р-н, – земли не лесного фонда; д. Торешкюбар (Сернурский р-н, Бушковское участковое лесничество); д. Б. Коклала (Сернурский р-н, Бушковское участковое лесничество); д. Янгранур (Советский р-н, Ронгинское участковое лесничество).

Оценку экологического состояния проводили по величине флуктуирующей асимметрии билатеральных признаков листьев березы. Величину асимметричности оценивали с помощью интегрального показателя – величины среднего относительного различия на признак (средняя арифметическая отношения разности к сумме промеров листа слева и справа, отнесенная к числу признаков) [1].

Поскольку растения в течение всей жизни привязаны к локальной территории и подвержены влиянию почвенной и воздушной сред, то именно они в значительной степени способны отражать весь комплекс негативных воздействий на экосистему. В следствие этого исследование величины флуктуирующей асимметрии листвы растений представляется целесообразным.

Отбор листьев березы проводили по периметру рощи с западной и юго-западной стороны. Выбор места для сбора биологического материала обусловлен направлением преобладающих ветров в республике (преобладают западные и юго-западные ветра). Таким образом, западная и юго-западная часть объекта исследований в большей степени подвержена локальному и региональному загрязнению, а также загрязнениям в результате трансграничного переноса поллютантов.

Результаты исследований показали, что экологическое состояние священных рощ различается (табл.). Так на объекте 1 (роща у с. Шорунджа) обнаружено наибольшее среднее относительное различие на выборку – 0, 058, а значение показателя асимметричности – 2 балла, что соответствует незначительному отклонению экологического состояния от нормы. Возможно, это обусловлено влиянием сельскохозяйственной деятельности, так как в непосредственной близости от рощи располагаются сельхозугодья. Кроме того, в селе существует сельскохозяйственная артель «Передовик», основным видом деятельности которой является разведение крупного рогатого скота. Негативное воздействие может оказывать и ООО «Полимер Лимитед», которое производит пластмассовые изделия хозяйственно-бытового назначения, парниковую и техническую пленку. Это предприятие располагается в п. Морки – к западу от п. Шорунджа.

Подобная ситуация складывается и в роще вблизи д. Б. Коклала, где значение флуктуирующей асимметрии составляет 0, 056, а значение показателя асимметричности также 2 балла. В данном случае, это может быть обу-

словлено влиянием автотранспорта, так как вблизи расположена автотрасса. А так же воздействием птицефабрик «Акашевская» и «Советская», выбросы от которых уносятся на северо-восток в сторону д. Б. Коклала, возле которой находится священная роща.

Таблица

Значение величины флуктуирующей асимметрии билатеральных признаков листьев березы и экологическое состояние на объектах исследований

№ п/п	Место отбора проб	Значения величины флуктуирующей асимметрии	Баллы, экологическое состояние
1	Роща у с. Шоруньжа	0,058	2 (незначительное отклонение от нормы)
2	Роща у д. Купсола	0,028	1 (норма)
3	Роща у д. Торешкюбар	0,040	1 (норма)
4	Роща у д. Б. Коклала	0,056	2 (незначительное отклонение от нормы)
5	Роща у д. Янгранур	0,033	1(норма)

На остальных объектах – в священных рощах у деревень Купсола, Торешкюбар и Янгранур – экологическое состояние в пределах нормы.

Необходимо отметить, в священных рощах встречались механические повреждения деревьев, что с одной стороны, недопустимо на культурно-исторических объектах, а с другой стороны, это является ослабляющим фактором лесопатологического состояния древостоя. Кроме этого, на объектах исследования местами наблюдалась замусоренность в виде пластиковых и стеклянных бутылок, оберток от продуктов, пакетов. Санитарное состояние большинства объектов можно считать удовлетворительным, за исключением рощи, находящейся в непосредственной близости от населенного пункта д. Торешкюбар, где образовалась свалка бытовых отходов.

Таким образом, экологическое состояние на трех объектах (рощи 2, 3, 5) соответствует норме, а на двух объектах (рощи 1, 4) наблюдается незначительное отклонение от нормы, т.е на данных объектах антропогенное влияние уже ощутимо.

Литература

1. Здоровье среды: методика оценки. Оценка состояния природных популяций по стабильности развития: методологическое руководство для заповедников / В. М. Захаров, А. С. Баранов, В. И. Борисов и др. М.: Центр экологической политики России, 2000. 66 с.

РОСТ И ПРОДУКТИВНОСТЬ БИОМАССЫ НЕКОТОРЫХ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЙ УРБОЦЕНОЗОВ

Н. С. Архипова, Д. С. Елагина

Казанский федеральный университет, NSArhipova@kpfu.ru

Значение дикорастущих видов растений велико не только с точки зрения создания перспективного материала для селекции новых сортов культурных растений, но и самостоятельного использования в разных направлениях, например, получения функциональных продуктов питания, биологически активных добавок и лекарственных средств [1]. В связи с этим изучение дикорастущих травянистых, в т. ч. сорных растений, в различных экологических условиях является актуальным. В последнее время возрастает антропогенное воздействие на все компоненты природной среды, в том числе и зеленые зоны городов. Из всех компонентов зеленых зон травянистые растения особенно подвержены негативному влиянию, т. к. в приземных слоях атмосферы концентрируются компоненты выхлопных газов, оседая на поверхности тела растений и почвы [2]. Из всего спектра загрязняющих веществ тяжелые металлы (ТМ) являются приоритетными. Поступление их в растения зависит от разных факторов: уровня загрязнения почвы, валового содержания, концентрации в почве их подвижной формы, способности корня поглощать элементы и тем самым вовлекать их в биологическую миграцию.

Целью работы стало изучение закономерностей формирования биомассы и химического состава травянистых растений, произрастающих в различных экологических условиях. Для исследования были выбраны сорные однолетние травянистые растения: горец птичий (*Polygonum aviculare* L.), марь белая (*Chenopodium album* L.), щирица запрокинутая (*Amaranthus retroflexus* L.). Растительное сырье заготавливали один раз в месяц с мая по сентябрь (2017 г.) в различных местообитаниях. Были выбраны 2 группы пробных площадок. В одном случае отбор образцов проводили на территории г. Казань (площадки № 1–4), во втором случае (площадки № 5 и 7) – в сельской местности: (с. Верхний Услон (расположен в 45 км от Казани) и пгт Балтаси (находится в 100 км от города). На этих же площадках отбирали образцы почвы для определения ее фитотоксичности. Измеряли фитомассу и высоту растений, рассчитывали их оводненность. Растения высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали в мельнице и сжигали в муфельной печи. Ранее нами [3, 4] был определен элементный состав почвы и растительного сырья (Zn, Cu, Pb, Fe, Ni, Cr, Co, Cd, Mn) методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе Aanalyst 400 (Perkin Elmer) по общепринятой методике. Статистическую обработку экспериментального материала проводили с использованием стандартных статистических методов и компьютерных программ MS EXCEL, STATISTICA 10.

Общую загрязненность почвы характеризует валовое содержание ТМ, а доступность элементов для растений определяется их подвижными формами.

Загрязнение подвижными формами ТМ является наиболее опасным явлением, так как именно в такой форме они могут ассимилироваться растениями и поступать в пищевые цепи [5]. Исследованные участки отличались по содержанию валовых и подвижных форм металлов в почве. Расчет рангового дисперсионного анализа Краскелла-Уоллиса показал значимые отличия (при $p < 0,05$) между площадками в содержании Co, Cu, Mn, Ni, Fe. Содержание подвижной формы свинца в почве превышало ПДК на пл. № 1 и 3.

При загрязнении почв двумя или более ТМ, важным критерием их качества является показатель суммарного загрязнения почвы (Z_c), отражающий дифференциацию загрязнения металлами. Показатель рассчитывали для каждого участка исследования и составили следующий убывающий ряд площадок № 4 (21,2) > № 3 (17,5) > № 1 (15,7) > № 2 (12,8) > № 7 (7,16). Площадки № 4 и 3 характеризуются как «умеренно опасные» (Z_c от 16 до 32), на остальных площадках загрязнение почвы ТМ оценивается как «допустимое» (Z_c менее 16). При этом наименьшим уровнем загрязнения ТМ отличается загородная площадка №7 пгт Балтаси.

В ходе исследования провели определение степени экологического загрязнения почвенного субстрата с помощью биотеста на проростках кресс-салата. Критерием фитотоксичности почвы считали ингибирование роста корней проростков [6].

Исходя из данных, представленных на диаграмме (рис. 1), можно отметить, что длина корешка тест-объекта варьировала в зависимости от месяца и места площадки исследования. Фитотоксичность почвы с площадок № 1 и 3 от мая к августу стабильно повышалась, а в сентябре снижалась; с площадок № 2 и 7 изменялась незначительно, при этом отмечено увеличение длины корешка на июльской почвенной пробе. Распределение исследуемых площадок по фитотоксичности почвы позволило составить следующий убывающий ряд: площадок: №1 > № 3 > № 2 > № 7.

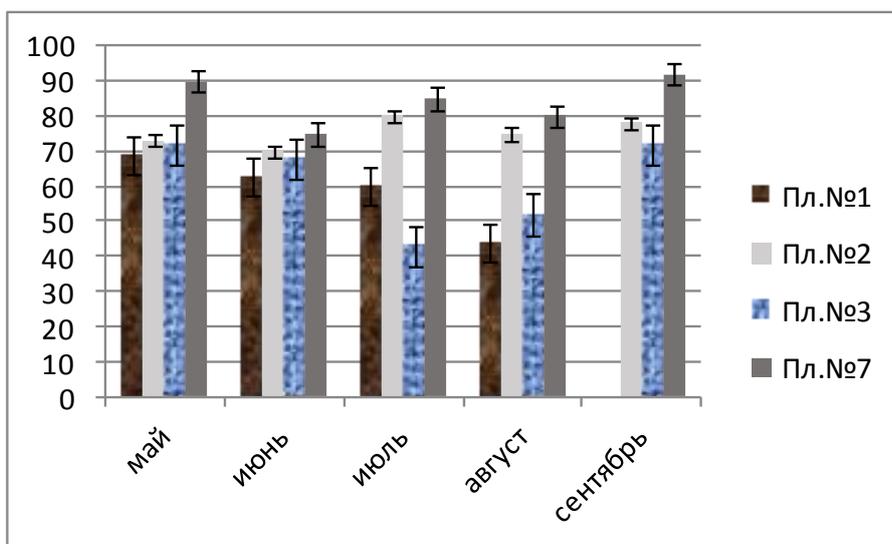


Рис. 1. Длина корешка кресс-салата (% от контроля) на образцах почвы с исследуемых участков

Определение продуктивности биомассы горца птичьего, мари белой, щирицы запрокинутой с опытных городских и загородных площадок показало, что растения отличались по морфометрическим показателям и оводненности вегетативных органов. На диаграммах (рис. 2) представлены значения фитомассы трех видов растений с исследуемых площадок.

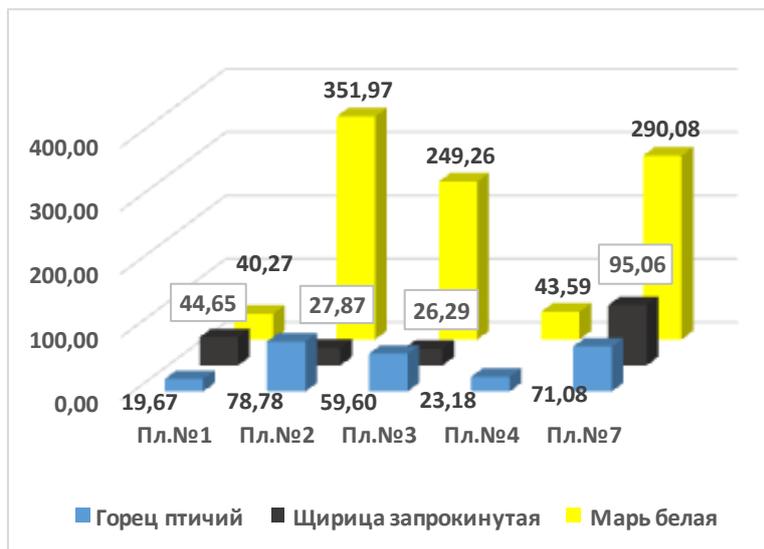


Рис. 2. Продуктивность сырой биомассы трех видов растений в зависимости от условий произрастания

За период исследования наибольшую продуктивность биомассы исследуемые виды растений имели на площадках № 2, 3 и 7. Так, сырой вес горца птичьего и мари белой на пл. №2 в среднем составил 78,7 и 351,9 г, на пл. № 7–71 и 290 г, на пл. № 3–59,6 и 249,2 г соответственно. Растения щирицы запрокинутой максимальную продуктивность имели на пл. № 7 (пгт Балтаси) – в среднем 95,1 г (min 13,3 г; max 194,9 г), что в 2–3,5 раза больше, чем на остальных площадках. Средняя высота составила 64,6 см (min 26 см; max 113,1 см), что в 1,5 раза больше, чем на других площадках. Высота мари белой на площадках № 2, 3 и 7–34, 25 и 30 см соответственно. Растения с площадок № 1 и 4 имели в 3–4 раза меньший вес и высоту.

Исследуемые виды сорных растений отличались по общей оводненности побегов, в среднем у мари она была наиболее высокой 87–88, у горца – 82–85, а у щирицы – 77–87%.

Важным биогеохимическим показателем является зольность растения. В литературе есть мнение, что зольность растений можно считать показателем их приспособленности к конкретным условиям, позволяет получить представление о некоторых особенностях почвообразовательных процессов и о степени загрязнения атмосферного воздуха. Содержание общей золы в биомассе исследованных видов растений существенно различалось (табл.). Так в побегах и корнях щирицы и мари среднее содержание золы было в 1,5–2 раза выше, чем в соответствующих органах горца. В целом, у исследуемых видов содержание золы в надземных органах было выше, чем в корнях.

Содержание золы в исследуемых растениях в зависимости от условий произрастания, % на сухое вещество (среднее за вегетационный период)

Площадки	Побеги			Корни		
	Горец птичий	Марь белая	Щирица запрокинутая	Горец птичий	Марь белая	Щирица запрокинутая
№1	14,8	31,1	24,7	10	17,5	17,3
№2	14,4	27,5	23	10,5	17,2	15,1
№3	13,3	29,2	25,7	7,8	12,6	18
№4	21,2	35,1	–	7,8	20,2	–
№5	12,8	29,2	21,7	9,8	17	15,5
№7	15,1	29,8	22,2	8,2	15,8	16,1
Среднее	15,3	30,4	23,8	9,2	16,8	16,4

Сравнение показателя зольности растений в зависимости от места их произрастания не выявило четких закономерностей, показатели варьировали. В побегах горца максимальное содержание золы было на пл. № 4, у мари – на пл. № 1, 4, у щирицы – на пл. № 1 и 3. Все указанные площадки характеризовались высоким уровнем фитотоксичности почвы. Высокие показатели зольности органов исследуемых растений на обследованных участках свидетельствуют о наличии механизмов активной аккумуляции ТМ и других химических элементов не только из почвы, но и из атмосферного воздуха. У всех видов растений с мая по июль отмечена тенденция к увеличению сезонной динамики накопления общей золы. У мари белой в августе содержание золы резко снижается (в 2–3 раза) на всех участках исследования.

Таким образом, проведенное исследование показало, что фитотоксичность почвы с городских участков исследования была выше, чем с загородных. При этом на пл. №1 и 4 по показателю Z_c и реакции тест-объекта почва была наиболее загрязнена поллютантами. Исследуемые виды сорных растений на этих площадках также испытывали негативное влияние, что проявилось в ингибировании накопления фитомассы. Однако примечательно, что растения горца и мари на пл. №2 и 3 (городских) и пл. №7 (пгт Балтаси) по продуктивности биомассы и ее оводненности существенно не отличались. Эти растения приспособились как к условиям сельской местности, так и городской среды с высокой техногенной нагрузкой. У растений щирицы продуктивность биомассы была выше на пл. №7 (пгт Балтаси). Возможно, это связано с тем, что этот вид выдерживает засуху, но предпочитает гумусные, водопроницаемые, богатые азотом, питательными веществами почвы и открытые участки. Щирица и марь отличались более высоким содержанием минеральных элементов в надземной биомассе, чем горец.

Ранее нами было показано [7, 8], что щирица и марь показали выраженную способность к накоплению и транслокации из корней в надземные органы Cd, Pb и Cr. При этом отмечено превышение ПДК Cd и Pb в надземной части растений и многократное превышение регионального фона металлов в растительности для Pb и Cr. Для горца птичьего отмечена низкая аккумуляли-

рующая способность высокотоксичных элементов (Pb и Cd) и способность избирательно накапливать эссенциальные микроэлементы, даже при низком содержании их подвижных форм в почве (Fe, Cr и Co).

Литература

1. Заушинцева А. В., Чуманова Н. Н. Биохимические свойства семян *Amaranthus retroflexus* L. в Кемеровской области // Сорные растения в изменяющемся мире: актуальные вопросы изучения разнообразия, происхождения, эволюции: Тезисы докл. Всерос. науч. конф. с междунар. участием. СПб., 2017. С. 39–44.

2. Кайгородов Р. В., Новоселова Л. В., Можжерина Е. В. Загрязнение почв придорожных газонов г. Перми тяжелыми металлами, их распределение в вегетативных и генеративных органах и влияние на фертильность и линейные размеры пыльцевых зерен *Taraxacum officinale* S. L // Вестник Пермского Универс. Сер. Биология. 2010. № 3. С. 30–35.

3. Елагина Д. С., Архипова Н. С., Сибгатуллина М. Ш. Изучение особенностей накопления тяжелых металлов растениями *Amaranthus retroflexus* L. // Молодые ученые и фармация XXI века: Сб. науч. трудов IV науч.-практ. конф. М.: ВИЛАР, 2016. С. 189–195.

4. Елагина Д. С., Архипова Н. С., Сибгатуллина М. Ш., Рязанов С. С. Содержание тяжелых металлов в горце птичьем и пижме обыкновенной в условиях урбанизированных территорий // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2017. № 1. С. 57–67.

5. Русанов А. М., Тесля А. В., Прихожай Н. И., Турлибекова Д. М. Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах г. Орска // Вестник ОГУ. 2012. № 4 (140). С. 226–230.

6. Шашурин М. М., Журавская А. Н. Изучение адаптивных возможностей растений в зоне техногенного воздействия // Экология. 2007. № 2. С. 93–98.

7. Елагина Д. С., Архипова Н. С., Сибгатуллина М. Ш., Бударин С. Н. Флавоноиды как элемент антиоксидантной защиты *Polygonum aviculare* L. в условиях урбанизированных территорий // Вопросы биологической, медицинской и фармацевтической химии. 2016. №6. С. 54–61.

8. Архипова Н. С., Елагина Д. С., Билалова Г. И., Васильева К. Н., Сибгатуллина М. Ш. Состояния травянистых растений городских ценозов как показатель качества окружающей среды // Окружающая среда и устойчивое развитие регионов: экологические вызовы XXI века: Сб. материалов III межд. конф. Казань, 2017. С. 198–203.

КСИЛОГЕНЕЗ СОСНЫ В КОНТРАСТНЫХ ГИДРОТЕРМИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

Д. В. Тишин, Н. А. Чижикова, И. В. Журавлева, П. Ю. Искандиров
Казанский федеральный университет, dtishin@kpfu.ru

Вопросы реакции и адаптации лесных экосистем на глобальное потепление климата становятся все более значимыми, особенно с учетом региональных особенностей. Наиболее удачным объектом для оценки таких процессов являются хвойные деревья, которые, благодаря своим годичным кольцам способны фиксировать различную экологическую информацию. Одним из важных параметров исследования радиального прироста деревьев является изучение ксилогенеза в зависимости от температуры и количества доступной для использования растением влаги. Изменчивость численности клеток кси-

лемы и их размеров содержит информацию о механизмах адаптации деревьев к погодным условиям. Трахеиды хвойных растений являются важной и пластичной составляющей транспортной системы, определяющей водный баланс растений [1]. Изучение сезонного роста и анатомической структуры годичных колец деревьев в условиях Поволжья проводится впервые. Таким образом, целью данной работы являлась оценка влияния погодных и почвенно-грунтовых условий среды на активность процесса дифференциации клеток ксилемы сосны в благоприятных и пессимальных местообитаниях Поволжья.

В 2018 г. на территории Волжско-Камского заповедника (Республика Татарстан) были заложены два участка с контрастными гидротермическими условиями почвы и таксационными параметрами соснового леса: болото и суходол. С мая по октябрь (каждые семь дней) с модельных деревьев отбирали микрокерыны с помощью пробоотборника Trephor [2]. Параметры формирующихся годичных колец сосны измеряли на тонких поперечных срезах, полученных с помощью санного микротомы GSL-1. Микроперепараты готовили по методике, описанной в работе [3]. Количество и размеры клеток измеряли с помощью системы анализа изображений и программного пакета AxioVision 4.8.2. (Carl Zeiss, Германия). Для анализа сезонного роста использовали логистическую модель и модель Гомпертца, которые строились с помощью программы R [4]. Кроме этого, на пробных площадках были установлены автоматические термодатчики DS1921 (Termochron iButton) для регистрации температуры воздуха, почвы и температуры древесины сосны (на высоте ствола 1,5 м с северной стороны). На четырех деревьях были установлены одноканальные измерители восходящего потока воды EMS51A для регистрации стволового сокодвигания с интервалом записи каждые 15 минут.

В результате микроклиматических исследований на пробных площадках в период вегетационного периода были обнаружены различия в температурных режимах воздуха, почвы и в температуре древесины исследуемых местообитаний. На участке болота наблюдается более широкий диапазон перепадов температур воздуха, почвы и древесины. Динамика сезонного нарастания слоя древесины (логистическая и модель Гомпертца) показала классическую сигмоидную форму (рис. 1, 2).

Начало образования первых клеток ксилемы на участках было синхронно и наблюдалось 26 мая 2018 года, что соответствует сумме эффективных температур, необходимой для начала роста клеток, равной 256°. На болоте кульминация роста клеток приходилась на 15 июня, а на суходоле 20 июля. Окончание роста клеток на болоте (5 августа) произошел на 16 дней раньше, чем на суходоле (21 августа). При этом, в начале августа на болоте наблюдались повышение температуры воздуха и максимальное падение уровня грунтовых вод. Таким образом, общее количество дней сезонного роста сосны на болоте составило 71, а на суходоле 87 дней.

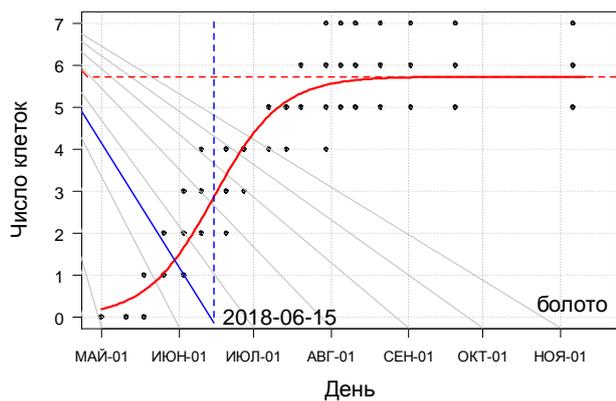


Рис. 1. Логистическая модель «Болото»

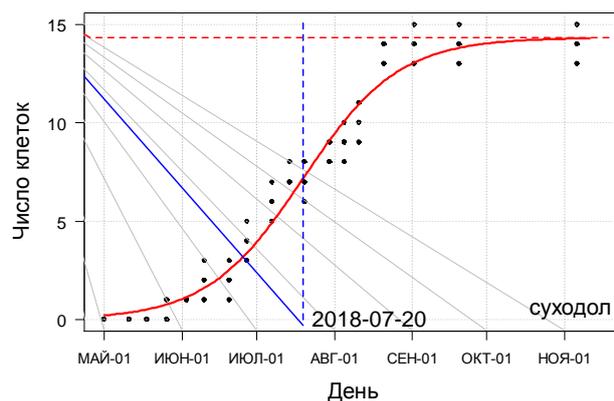


Рис. 2. Логистическая модель «Суходол»

Стволовое сокодвигение у сосны показало связь с температурой воздуха и солнечной радиацией. Наибольшие значения сокодвигения наблюдались, когда температура воздуха поднималась выше $+30^{\circ}$ и при низкой влажности воздуха. Мощность сокодвигения также зависела от солнечной радиации и от площади листовой поверхности кроны деревьев. Разница между ксилемными потоками деревьев суходола и болота в среднем равна нулю, однако во времени распределена неравномерно. В течение суток наблюдается преобладание потоков у деревьев суходола (утренние и обеденные часы), которое затем сменяется на преобладание потоков у деревьев болотного местообитания (послеобеденное и вечернее время). Мощность сокодвигения и суммарное количество транспортируемой воды в исследуемые дни в деревьях болотного и суходольного местообитания были одинаковы, однако на болоте ширина радиального кольца, сформировавшегося в конце вегетационного сезона, значительно меньше, чем на суходоле.

Таким образом, в условиях постоянного избыточного увлажнения почв, высокой инсоляции у сосны растущей на болоте наблюдается более короткий сезонный рост клеток ксилемы с 26 мая по 05 августа (на 16 дней раньше, чем на суходоле). Видимо, раннее завершение роста связано с погодными условиями и водным стрессом, который произошел в результате повышения температуры воздуха и падения уровня грунтовых вод в августе. Проведенное исследование ксилогенеза и сокодвигения у сосны болотных местообитаний не имеет аналогов в мировых исследованиях. Отсутствуют подобные наблюдения и нет оценок по фенологии ксилогенеза и объемам транспортируемой воды сосной для Поволжья в целом. Близкие по тематике работы на территории России проводятся исследователями только для лиственницы, произрастающей в лесостепных условиях Сибири [5].

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Республики Татарстан в рамках научного проекта № 18-44-160028.

Литература

1. Свидерская И. В., Суховольский В. Г., Радостева Е. Ю., Кирдянов А. В. Модельная оценка оптимального соотношения между толщиной клеточной стенки и размером люмена у трахеид хвойных // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. 2011. Т. 2. № 4. С. 183–196.
2. Rossi S., Anfodillo T., Menardi R. Trephor: a new tool for sampling microcores from tree stems // IAWA. 2006. № 27. P. 89–97.
3. Gartner H., Schweingruber F. H. Microscopic preparation techniques for plant stem analysis. Kessel Publishing House, Remagen, 2013. 78 p.
4. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2012. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www.R-project.org>. [Computer program]
5. Бенькова А. В., Рубцов А. В., Бенькова В. Е., Шашкин А. В. Сезонная динамика сокодвижения у деревьев *Larix sibirica* в Красноярской лесостепи // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. 2018. № 12. С. 2–16.

ОПЫТ ИНВЕНТАРИЗАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГОРОДСКИХ ЛЕСОВ (НА ПРИМЕРЕ ЗЕЛЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ БРЯНСКА)

Е. Е. Малезжик, Л. Н. Анищенко
Брянский государственный университет
имени академика И. Г. Петровского, eco_egf@mail.ru

Согласно материалам лесохозяйственного регламента, выполненным в 2013 г. по натурным и дистанционным методам наблюдений, на территории крупного города Брянска (Нечерноземье РФ) городские леса (ГЛ) не составляют единого крупного массива, расположены мозаично на территории Бежицкого, Советского, Володарского районов, занимают 125,9 га с присутствием хорошо сформировавшихся лесов, с развитой пространственной и видовой структурой [1, 2]. Инвентаризация разнообразия и диагностика устойчивости этих сообществ лесорастительного района хвойно-широколиственных лесов – одно из актуальных направлений прикладной экологии. В крупном городе изменение всего растительного покрова идёт значительными темпами, поэтому долгосрочный мониторинг лесных сообществ, в том числе и ГЛ необходим и востребован, особенно с выполнением крупномасштабной карты с расположением и дигрессионным статусом фитоценозов. Цель работы – представить анализ альфа- и бета-разнообразия крупного массива ГЛ в ландшафтной структуре крупного города Нечерноземья РФ в работах по инвентаризации растительности.

Анализ структуры и состава разнообразия ГЛ осуществлён на примере их изучения в урочище Заставище (УЗ) в Бежицком районе на площади в 1,1 га как одном из уникальных местообитаний, занятых термофильными (неморальнотравными) дубравами – основными зональными типами сообществ в Нечерноземье РФ.

Организованы маршрутные исследования, охватывающие все ландшафтные образования в урочище с описанием растительности методом J. Braun-Blanquet [3], использованы таксационные описания, проведена диагностика стадий рекреационной дигрессии, определены эстетические достоинства насаждений по 8 показателям. Названия синтаксонов, диагноз новых даны согласно «Международному кодексу фитосоциологической номенклатуры» [4], синтаксонов высших рангов – по L. Mucina et al. [5].

Синэкологические амплитуды для сообществ по влажности, кислотности и обеспеченности азотом почвы определены по экологическим шкалам Н. Ellenberg et al. [6]. Названия всех видов приведены по С. К. Черепанову [7]. Указано альфа-разнообразие для каждого синтаксона (число видов растений при описании на пробной площадке) [8].

Все описания выполнены с точной привязкой к карте, в дальнейшем они использовались при составлении крупномасштабной карты как сеть опорных точек при дешифрировании аэроснимков.

Для составления легенды карты применяли единицы эколого-флористической классификации растительности УЗ, выполненной ранее. Фитоценомеры – ассоциации лесной и лесо-болотной растительности (заболоченные черноольховые леса) объединяли в комбинации растительности.

Для УЗ характерно произрастание лесных сообществ на левобережной (для р. Десны) II террасе с небольшим перепадом высот, характерным микро-рельефом для присклоновой части, где коренные породы перекрыты мощными четвертичными наносами – песками. Почвенный покров очень разнообразный с преобладанием зональных типов – дерново-подзолистых с разнообразными типами, пониженные участки заняты перегнойно-подзолисто-глееватыми и торфяными. В УЗ имеет место выход подземных вод, залегающих на небольшой глубине, на поверхность со значительным заболачиванием местности [1, 9, 10].

В УЗ преобладают леса III класса возраста, однако встречаются и высоковозрастные экземпляры, особенно дуба черешчатого; среднеполнотные (55,3%), с высокой продуктивностью и средней продуктивностью (72,8%). По типам лесорастительных условий – В 2, В 3 (44,2%), С 3 (23,5%), В 4 и В 5 (22,1%), Д 3 (10,2%). Преобладающие породы по таксационным описаниям – ясень обыкновенный, ясень пенсильванский, дуб черешчатый, ольха чёрная, берёза повислая, которые определяют общие таксационные формулы: 8Д1Лп1Ос, 10 Олч, 8 Яс2Олч, 7 Д 2 Олч1Б и другие. Типы лесных сообществ со средней и высокой антропогенной устойчивостью описаны на значительной площади (63,4%). Согласно оценке степени рекреационной дигрессии в УЗ преобладают леса 2 степени (72,7%) нарушенности, 3 и 4 степени, а также 1 – редко. Сообществ с полностью нарушенным равновесием не встречаются.

Эстетическая оценка ландшафтов в УЗ оценивалась по трёхбалльной шкале и представлена средне дренированными, свежими и влажными местоположениями (балл II, более 70%), пониженными местообитаниями (балл III). В целом, видовое разнообразие сосудистых растений УЗ насчитывает 297 ви-

дов из 41 семейства, что соответствует в целом бета-разнообразию лесных ценозов южного Нечерноземья [10]. После обработки геоботанических описаний установлено, что растительные сообщества принадлежат к классу *Alno glutinosae-Populetea albae* P. Fukarek et Fabijanic 1968, *Carpino-Fagetea sylvaticae* Jakucs ex Passarge 1968, порядку *Fagetalia sylvaticae* Pawłowski 1928, *Alno-Fraxinetalia excelsioris* Passarge 1968, союзу *Quercus roboris-Tilion cordatae* Solomeshch et Laivins ex Bulokhov et Solomeshch in Bulokhov et Semenishchenkov 2015 и *Alnion incanae* Pawłowski et al. Растительные сообщества класса *Alno glutinosae-Populetea albae* принадлежат а зональным неморальным пойменным лесам, сложенным гигрофильными видами – ольхой чёрной, видами рода ясень, произрастающими на богатой азотом почве.

Обзорная таблица синтаксонов класса дана в таблице.

Таблица

Обзорная таблица синтаксонов пойменной а зональной лесной растительности урочища Заставище как элемента городских лесов

Диагностические виды синтаксонов	Синтаксоны* и классы постоянства				
	1	2	3	4	5
I	2	3	4	5	6
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> I	V	.	.	.	IV
<i>Urtica dioica</i> IV	V	V	V	.	IV
<i>Alnus glutinosa</i> I	.	V	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i> IV	V
<i>Bromopsis inermis</i> IV	IV	.	V	.	II
<i>Quercus robur</i> I	.	.	V	III	V
<i>Filipendula ulmaria</i> IV	.	.	V	.	.
<i>Populus tremula</i> I	.	.	V	.	.
<i>Betula pendula</i> I	.	.	.	V	.
<i>Rubus caesius</i> IV	.	.	.	V	.
<i>Aethusa cynapium</i> IV	.	.	.	V	.
<i>Filipendula ulmaria</i> IV	.	V	.	V	I
<i>Calamagrostis epigeios</i> IV	.	.	.	V	.
<i>Rubus caesius</i> III	IV	.	.	V	.
X. в. союза <i>Alnion incanae</i> и порядка <i>Alno-Fraxinetalia excelsioris</i>					
<i>Glechoma hederacea</i> IV	V	.	V	V	V
<i>Geum rivale</i> IV	V	.	.	V	V
<i>Lysimachia nummularia</i> IV	II	.	.	.	IV
<i>Geum urbanum</i> IV	II
<i>Scophularia nodosa</i> IV	II	.	.	III	III
<i>Carex muricata</i> IV	II
<i>Angelica sylvestris</i> IV	II
<i>Erysimum strictum</i> IV	I
<i>Gallium aparine</i> IV	I
<i>Iris pseudacorus</i> IV	I
<i>Cardamine impatiens</i> IV	I
<i>Calystegia sepium</i> IV	.	.	V	.	.
<i>Rubus idaeus</i> IV	.	.	V	.	.
<i>Veronica longifolia</i> IV	.	.	V	.	III
<i>Carex sylvatica</i> IV	.	.	V	III	.

Окончание таблицы

1	2	3	4	5	6
<i>Stachys sylvatica</i> IV	.	.	V		
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	.		III	
<i>Cirsium oleraceum</i> IV	.	.		III	
<i>Anthriscus sylvestris</i> IV	.	.		III	V
<i>Galium aparine</i> IV	.	III	.	.	I
<i>Carex elongata</i> IV	.	V	.	.	.
<i>Equisetum fluviatile</i> IV	.	V	.	.	.
<i>Solanum dulcamara</i> IV	.	III	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i> IV	.	III	.	.	II
<i>Stellaria graminea</i> IV	V

Примечание. * Синтаксоны: 1 Ассоциация (Асс.) *Urtico-dioicae-Fraxinetum pensilvanicae* Bulokhov et Kharin 2008. 2 Асс. *Urtico dioicae-Alnetum glutinosae* Bulokhov et Solomeshch 2003. 3 Асс. *Filipendulo ulmariae-Quercetum roboris* Polozov et Solomeshch in Semenishchenkov 2015. 4 Асс. *Geo rivali-Betuletum pendulae* ass. nov. prov. 5 Асс. *Geo rivali-Quercetum roboris* Bulokhov et Semenishchenkov 2008

Для составления карты синтаксонов выделены фитоценомеры – ассоциации лесных сообществ. Карта распределения фитоценозов (рис.) говорит о пестроте составляющих растительный покров единиц. Фитоценозы синтаксонов в пределах комбинаций растительности тесно связаны с разнообразием типологии почв в почвенном покрове и особенностями увлажнения. Фитоценомеры представляют собой сообщества ассоциаций: 1 фитоценомер включает гигрофильные леса с участием гравилата речного, березы повислой и дуба черешчатого; 2 фитоценомер – гигрофильные дубравы с ярко выраженным травяным ярусом из лабазника вязолистного; 3 фитоценомер – с участием крапивы двудомной и ясеня; 4 фитоценомер – заболоченные черноольшаники; 5 фитоценомер – неморальнотравные дубравы как зональные сообщества.

В целом, лесные сообщества УЗ в средней степени преобразованы человеком, особенно воздействием рекреации, т.к. урочище – хорошее место отдыха, легко доступное, однако необорудованное. Лесной массив изрежен пешеходными тропами с обилием чужеродных видов, активно внедряющихся в сообщества, с многочисленными участками для пикников и кострищами с бытовым мусором. Территорий в урочище с несанкционированными свалками не выявлены.

Благодаря активному природопользованию происходит преобразование условий местообитаний, в том числе к слитизации почвы, уменьшению размеров верхнего почвенного горизонта, преобразованию в сторону обеднения видами лесных сообществ, в том числе и к стерилизации почвы в местах кострищ.

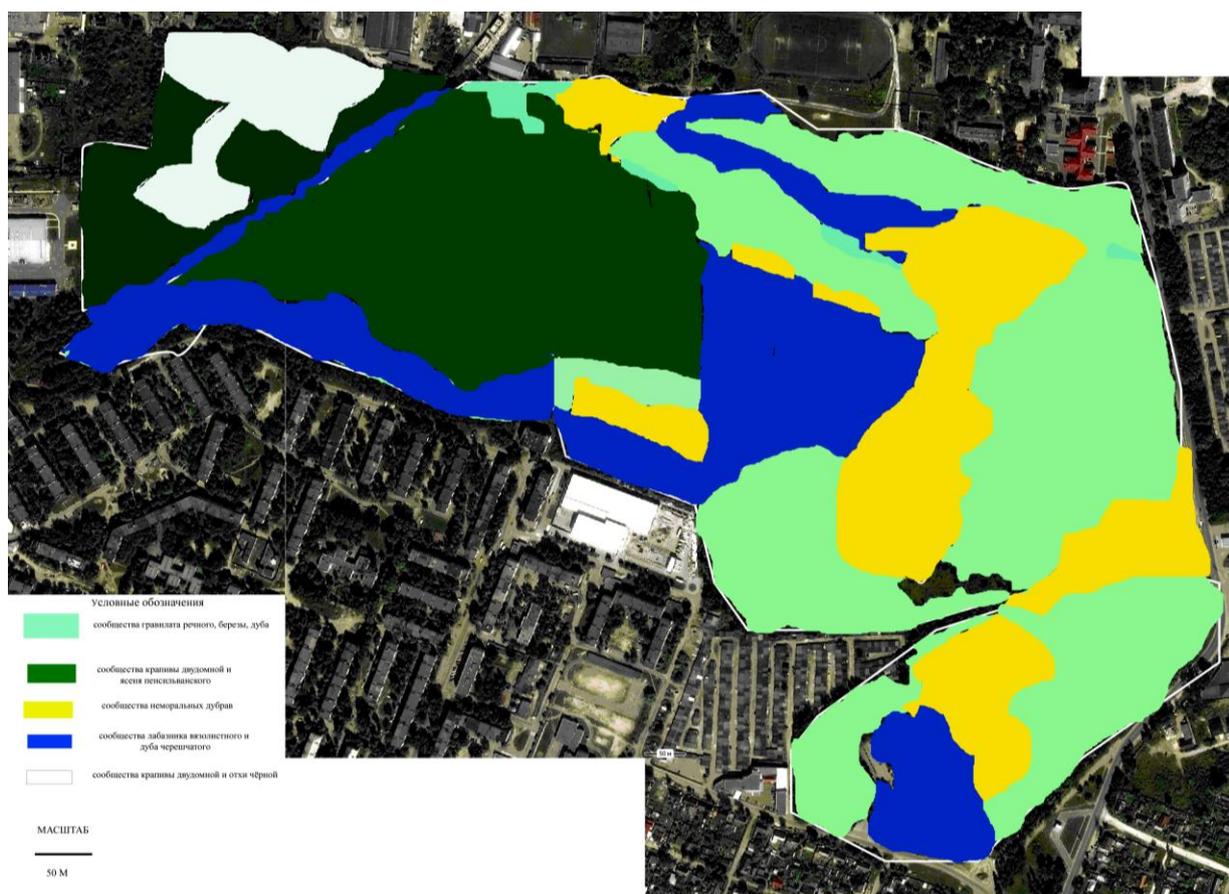


Рис. Карта распределения растительных сообществ в пределах местностей урочища Заставище (г. Брянск): незалитые места внутри границ УЗ – постройки, тропинки

В нижний ярус лесных сообществ внедряются и увеличивают численность нелесные (рудеральные, иногда сегетальные) виды: *Galeopsis bifida*, *Berteroa incana*, *Viola tricolor*, *Chenopodium alba*, *Polygonum avicularis*. Диагностировано также увеличение фитоценотической активности луговых видов: *Agrostis tenuis*, *Anthoxanthum odoratum*, *Hieracium umbellatum*, *Phleum pratense*, *Poa angustifolia*, *Veronica chamaedrys*, *Achillea millefolium*, *Pilosella officinarum*.

В целом, инвентаризация растительного покрова в УЗ – база для организации долгосрочного мониторинга состояния и планирования мероприятий по развитию управления лесами.

Литература

1. Природа и природные ресурсы Брянской области / Под ред. Л. М. Ахрамеева. Брянск, 2012. 216 с.
2. Рыбальский Н. Г., Митюкова А. Г., Самотесов Е. Д. Природные ресурсы и окружающая среда субъектов Российской Федерации. Центральный Федеральный округ: Брянская область. М.: НИИ – Природа, 2007. 1144 с.
3. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3 Aufl. Wien; New-York, 1964. 865 S.
4. Weber H. E., Moravec, J., Theurillat J.-P. International code of Phytosociological Nomenclature. 3rd ed. // J. Veg. Sci. 2000. Vol. 11. № 5. P. 739–768.

5. Mucina L. et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities // *Applied Vegetation Science*. 2016. 19 (Suppl. 1). P. 3–264.
6. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulßen D. Zeigewerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. // *Scripta Geobotanica*. 1992. Vol. 18. 258 p.
7. Черепанов С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств. СПб.: Мир и семья-95, 1995. 992 с.
8. Миркин Б. М. Теоретические основы современной фитоценологии. М.: Наука, 1985. 137 с.
9. Булохов А. Д., Харин А. В. Растительность Брянска и его пригородной зоны. Брянск: Изд-во БГУ, 2008. 312 с.
10. Булохов А. Д., Соломещ А. И. Эколого-флористическая классификация лесов Южного Нечерноземья России. Брянск. Изд-во БГУ, 2003. 359 с.

СЕКЦИЯ 2 МИКРООРГАНИЗМЫ И ИХ УЧАСТИЕ В ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ГЕНАМИ АНТИБИОТИКОРЕЗИСТЕНТНОСТИ

*И. С. Сазыкин, Л. Е. Хмелевцова, М. И. Хаммами, М. А. Сазыкина
Южный федеральный университет, issa@sfnedu.ru*

Стремительное распространение новых штаммов микроорганизмов, обладающих множественной лекарственной устойчивостью, приводит к неудачам в лечении и увеличивает заболеваемость, смертность и экономические потери общества. Особенно ярко ситуация с неожиданным быстрым образованием новых вирулентных и резистентных микроорганизмов проявилась в 2011 г. в неконтролируемой вспышке новообразованного штамма кишечной палочки – возбудителя энтерогеморрагической диареи и гемолитико-уремического синдрома в Германии и других странах ЕС, приведшей к значительным людским жертвам.

Ежегодно общее число случаев септических антибиотикорезистентных инфекций в странах Европейского союза составляет свыше 260000 [1, 2], при этом свыше 25000 человек умирают от инфекций, обусловленных антибиотикорезистентными бактериями [3].

В США ежегодно более двух миллионов человек страдают от заболеваний, вызванных антибиотикорезистентными микроорганизмами; 23000 из этих больных погибают [4]. За время войны в Ираке США потеряли от внутрибольничных инфекций больше персонала, чем при боевых столкновениях.

За более чем 70-летнее активное применение антибиотиков микроорганизмы накопили множество генетических детерминант лекарственной устойчивости. Раннее появление резистентных к антибиотикам штаммов носило характер арифметической прогрессии. Сейчас количество новых штаммов с множественной лекарственной устойчивостью растет в геометрической прогрессии.

Еще одна проблема связана с тем, что, если до сих пор полирезистентность была ассоциирована с внутрибольничными инфекциями, теперь возникают полирезистентные штаммы внебольничных инфекций. Более того, появились штаммы, обладающие панрезистентностью, то есть нечувствительные ни к одному из используемых в данный момент антибиотиков. Не за горами «постантибиотическая эра».

Хорошо известны факторы положительной селекции антибиотикорезистентных штаммов, связанные с медициной, животноводством и ветеринари-

ей. Это и нарушение предписаний врачей по приему антибиотиков, и самолечение, которому способствует безрецептурная продажа антибиотиков в аптеках. В животноводстве это применение антибиотиков в качестве кормовых добавок и профилактических препаратов, их неконтролируемое использование.

Но чтобы полностью понять механизм возникновения и распространения лекарственной устойчивости, нужно изучать антибиотики и гены устойчивости к ним не только в клиниках, но и в естественной природной среде обитания микроорганизмов [5]. Гены антибиотикорезистентности (АРГ), многие из которых находятся в хромосомах бактерий из окружающей среды [6], подвержены процессу мобилизации, и могут передаваться патогенным для человека микроорганизмам [7].

В настоящее время приобретение микроорганизмами устойчивости к антибактериальным препаратам происходит в основном не за счет селекции новых генетических детерминант, а путем передачи готовых генетических кассет, определяющих лекарственную устойчивость в составе мобильных элементов генома [8], тремя путями – трансформация, трансдукция и конъюгация.

Одним из главных источников поступления АРГ в окружающую среду являются муниципальные и госпитальные очистные сооружения, а также стоки животноводческих ферм [9]. В местах сброса сточных вод происходит первоочередное накопление детерминант лекарственной устойчивости микроорганизмов. Стоки служат источником поступления АРГ не только в водные, но и в почвенные экосистемы [10].

Обмен генетическим материалом происходит также и в обратном направлении – гены устойчивости к антибиотикам, приобретенные патогенными бактериями путем горизонтального переноса генов, присутствуют у бактерий, выделяемых из окружающей среды [11]. Наличие подобного «пула» и «круговорота» генов устойчивости позволяет микроорганизмам легко и быстро обходить направленные на их эрадикацию меры, к которым относится применение антимикробных препаратов.

Крайне малоизученным вопросом в этой области остается влияние антропогенных поллютантов на частоту образования и передачи АРГ у микроорганизмов в природных микробоценозах.

Учитывая бесконтрольное использование антибиотиков в нашей стране, ситуация с распространением мультирезистентных штаммов бактерий в России трудно поддается оценке.

Если не начать контролировать этот процесс, в течение ближайших лет мы попадем в ситуацию, когда увеличится смертность от внебольничных инфекционных заболеваний и снизится эффективность их лечения, ускорится возникновение новых устойчивых штаммов патогенных микроорганизмов.

Ближайшая перспектива – возникновение новых видов патогенных микроорганизмов на основе условно-патогенных и относящихся к нормофлоре человека микроорганизмов, получивших кассеты генов лекарственной ус-

тойчивости и факторов патогенности в составе мобильных генетических элементов.

Таким образом, можно констатировать возникновение нового опасного вида загрязнения биоценозов – загрязнение генами антибиотикорезистентности. Такое загрязнение общепризнано и количество работ, посвященных его изучению, постоянно растет.

Менее очевидно, но также важно, что степень такого загрязнения зависит не только от поступления в окружающую среду непосредственного загрязнителя – генов резистентности, но и от уровня загрязнения биотопов различными поллютантами.

Проблему загрязнения АРГ водных и почвенных биоценозов, находящихся под антропогенным давлением, можно проиллюстрировать работами, проведенными в нашей лаборатории.

Так, наличие АРГ было определено в муниципальных стоках, природных поверхностных водах и донных отложениях нижнего Дона. В сточных водах были обнаружены гены устойчивости к карбапенемам – *NDM* и *OXA-48*, цефалоспорином – гены *CTX-M*, гликопептидам – гены *VanA* и *VanB*, эритромицину – ген *ErmB* и тетрациклину – гены *TetM/TetO*. В пробах речной воды зарегистрировано присутствие генов *OXA-48* и *VanB*, а в донных отложениях – гены *CTX-M*. Было установлено, что спектр АРГ, содержащийся в муниципальных стоках после очистки, был шире по сравнению с разнообразием АРГ в пробах сточных вод из городских канализационных коллекторов. Таким образом, существующая технология очистки муниципальных стоков способствует накоплению в них АРГ.

При исследовании образцов почв, отобранных в импактной зоне Новочеркасской ГРЭС, обнаружено наличие генов *CTX-M*.

Также были исследованы грунты полигонов твердых бытовых отходов (ТБО), техногенно-загрязненные почвы и почвы сельских населенных пунктов. В пробах грунтов полигонов ТБО обнаружены гены резистентности к гликопептидам – *VanA* и *VanB*, и тетрациклину – *TetM/TetO*. То есть грунты полигонов ТБО содержали АРГ, сходные с АРГ, содержащимися в сточных водах. В почвах сельских населенных пунктов установлено присутствие генов *NDM* и *CTX-M*. Максимальное разнообразие АРГ содержали техногенно-загрязненные почвы – *VIM*, *NDM*, *CTX-M*, *VanA*, *VanB* и *TetM/TetO*.

Таким образом, в биоценозах, находящихся под антропогенным давлением, обнаружены клинически релевантные АРГ, и более загрязненные биоценозы содержали большее разнообразие АРГ. Более того, максимальный спектр АРГ выявлен в техногенно-загрязненной почве, куда поступали химические, но не биологические отходы.

Причиной этого явления, вероятно, является стрессовое состояние бактериальной клетки, вызываемое присутствием поллютантов. Нашими недавними исследованиями установлено, что инкубация микроорганизмов с углеводородами приводит к возникновению окислительного стресса. При биотрансформации углеводородов происходит усиление образования суперокси-

да и накопление пероксида водорода в среде культивирования [12, 13]. В клетке усиливаются экспрессия генов супероксиддисмутаза и процессы рекомбинации ДНК. В присутствии углеводов увеличивается количество образующихся рифампицин-устойчивых мутантов *Pseudomonas putida*, *Acinetobacter calcoaceticus* и *Vibrio aquamarinus*.

Окислительный стресс в бактериальной клетке оказывает стимулирующее действие на мутагенез, активизирует механизмы рекомбинации и передачу мобильных элементов, а, следовательно, влияет на скорость горизонтального переноса и накопления генов лекарственной устойчивости бактерий.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (грант № 6.2379.2017/ПЧ), РФФИ (проект № 17-04-00787).

Литература

1. Tackling antibiotic resistance from a food safety perspective in Europe // WHO Regional office for Europe. Copenhagen, 2011. 84 с.
2. De Kraker M. E. A., Davey P. G., Grundmann H. Mortality and hospital stay associated with resistant *Staphylococcus aureus* and *Escherichia coli* bacteremia: estimating the burden of antibiotic resistance in Europe // «PLoS Medicine». 2011. V. 8. No 10. P. 1001–1048.
3. Levy S. B. Antibiotic resistance - the problem intensifies // *Adv. Drug. Deliv. Rev* 2005. V. 57. No 10. P. 1446–1450.
4. Antibiotic Resistance Threats in the United States. 2013. Centers for Disease Control and Prevention. Sept. 16. 2013.
5. Finley R. L., Collignon P., Larsson D. G. J., McEwen S. A., Li X.-Z., Gaze W. H., Reid-Smith R., Timinouni M., Graham D. W., Topp E. The Scourge of Antibiotic Resistance: The Important Role of the Environment // *Clinical Infectious Diseases*. 2013. 57(5). P. 704–710.
6. Fajardo A., Martinez-Martin N., Mercadillo M., Galan J.C., Ghysels B., Matthijs S., Cornelis P., Wiehlmann L., Tummler B., Baquero F., Martinez J.L. The neglected intrinsic resistome of bacterial pathogens // *PLoS ONE*. 2008. V. 3. P. 16–19.
7. Muniesa M., Colomer-Lluch M., Jofre J. Could bacteriophages transfer antibiotic resistance genes from environmental bacteria to human-body associated bacterial populations? // *Mobile Genetic Elements* 3:4, e25847; July/August 2013.
8. Martinez J. L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants // *Environ. Pollut.* 2009. V. 157. No 11. P. 2893–2902.
9. Rodriguez-Mozaz S., Chamorro S., Marti E., Huerta B., Gros M., Sánchez-Melsió A., Borrego C. M., Barceló D., Balcázar J. L. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river // *Water research*. 2015. Vol. 69. P. 234–242.
10. Sui Q., Zhang J., Chen M., Tong J., Wang R., Wei Y. Distribution of antibiotic resistance genes (ARGs) in anaerobic digestion and land application of swine wastewater // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 213. P. 751–759.
11. Silver S., Phung L. T. A bacterial view of the periodic table: genes and proteins for toxic inorganic ions // *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 2005. V. 32. P. 587–605.
12. Sazykin I. S., Sazykina M. A., Khmelevtsova L. E., Khammami M. I., Karchava Sh. K., Zhuravleva M. V., Kudeevskaya E. M. Expression of SOD and Production of Reactive Oxygen Species in *Acinetobacter calcoaceticus* Caused by Hydrocarbons Oxidation // *Annals of microbiology*. 2016. doi 10.1007/s13213-015-1188-9 2016.
13. Sazykin I. S., Sazykina M. A., Khmelevtsova L. E., Seliverstova E. Yu., Karchava K. Sh., Zhuravleva M. V. Antioxidant enzymes and reactive oxygen species level of the

МИКРОБНАЯ ДЕГРАДАЦИЯ КСЕНОБИОТИКА *epsilon*-КАПРОЛАКТАМА

Т. З. Есикова

Федеральный исследовательский центр «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН»,
Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г. К. Скрыбина РАН,
das3534@rambler.ru

Микробная деградация играет существенную роль в биоремедиации устойчивых и токсичных поллютантов, поступающих в окружающую среду в результате практической деятельности человека. *Epsilon*-капролактамы (циклический амид 6-аминогексановой кислоты, КАП) – один из наиболее востребованных на мировом рынке химических продуктов. КАП используется как сырье для производства поликапролактама, более известного как нейлон-6. КАП и его производные являются основными компонентами сточных вод и твердых отходов, образующихся в процессе производства как самого мономера, так и полимеров на его основе [1]. В настоящее время стоки сжигаются, а твердые отходы подвергаются захоронению, что приводит к вторичному загрязнению окружающей среды.

Известно, что КАП является токсичным соединением, обладающим высокой мутагенной активностью. В ряде работ показано, что КАП вызывает дерматиты и судороги у людей, индуцирует хромосомные абберации у млекопитающих [2–4], а также ингибирует рост микроорганизмов, играющих важную роль в поддержании экологического равновесия почв [5]. Из-за негативного воздействия на живые организмы КАП представляет опасность для окружающей среды и здоровья человека.

Широкие перспективы использования лактам-разрушающих бактерий для очистки отходов производств КАП и нейлона-6, а также в биотехнологических процессах для получения таких ценных продуктов как 6-аминогексановая (аминокапроновая), адипиновая кислоты и лизин, стимулировали исследования биodeградации КАП еще во второй половине прошлого века. Первоначально возможность разлагать КАП была обнаружена у бактерий рода *Pseudomonas*, которые, как известно, обладают метаболической пластичностью и способны утилизировать широкий спектр органических соединений, в том числе, токсичные поллютанты [6]. В настоящее время описаны бактерии-деструкторы КАП, относящиеся к родам *Alcaligenes*, *Corynebacterium*, *Acinetobacter*, *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Microbacterium*, *Bacillus* и др. [5, 7–9]. Одни из них утилизируют ксенобиотик в качестве единственного источника углерода и азота, для других бактерий требуются дополнительные источники углерода или азота. Проведенное недавно в Ниге-

рии филогенетическое изучение деструкторов КАП, изолированных из отходов производства нейлона-6, выявило их принадлежность к трем филумам – *Proteobacteria* (*Beta*- и *Gammaproteobacteria*), *Actinobacteria* and *Firmicutes* [10].

Интересно, что если всего несколько десятилетий назад бактерий-деструкторов выделяли лишь из почв, загрязненных отходами производств КАП и нейлона-6, то в последние годы их обнаруживают и в почвах с неспецифическими загрязнениями [11]. Распространению среди бактерий способности к деградации КАП может способствовать загрязнение окружающей среды продуктами его полимеризации (каркасы авто- и авиапокрышек, рыболовные сети, одежда и т.д.) и адаптация к ним бактерий вследствие расширения субстратной специфичности ферментов

Несмотря на то, что описаны бактерии, способные использовать КАП в качестве единственного источника углерода и энергии, бактериальный катаболизм КАП представляет собой малоизученный процесс, на начальных этапах которого участвуют неизвестные гены и ферменты. В результате исследования микробного метаболизма КАП у *Pseudomonas dacunhae* Наумовой Р.П. был предложен биохимический путь его расщепления [12]. На первом этапе под действием специфической гидролазы, разрушающей амидную связь в циклической молекуле КАП, образуется 6-аминогексановая кислота, которая далее метаболизируется в адипиновый полуальдегид и в адипиновую кислоту (АД). Дальнейшее превращение АД происходит по биохимическому пути окисления жирных кислот (β -окисление), после чего образовавшиеся сукцинат и ацетил-СоА поступают в общий путь катаболизма (рис).

Попытки исследовать природу генетического контроля биодеградации КАП и его интермедиатов предпринимались, в основном, японскими учеными. Так, было обнаружено, что длительное культивирование штамма *Corynebacterium aurantiacum* В-2, утилизирующего 6-аминогексановую кислоту, приводило к потере данных признаков у части популяции [13]. Аналогичные результаты были получены при обработке клеток штамма-деструктора КАП *Pseudomonas putida* элиминирующими агентами [14]. Эти наблюдения косвенно указывают на наличие плазмид у данных бактерий, однако не являются строгим доказательством плазмидного контроля деструкции упомянутых субстратов.

Единственные сведения о природе генетического контроля катаболизма КАП были получены в лаборатории биологии плазмид ИБФМ РАН (г. Пущино). Было показано, что способность к утилизации КАП и его интермедиатов (АГК и АД) у бактерий *Pseudomonas* контролируется плазмидами биодеградации, названными САР плазмидами [15, 16]. Плазмиды были обнаружены в природных штаммах-деструкторах, выделенных из очистных сооружений производств КАП, расположенных в различных географических районах страны. САР плазмиды являются конъюгативными, отличаются между собой размерами (от 70 до 450 т.п.н.) и принадлежностью к той или иной группе несовместимости (IncP-2, IncP-7, Inc P-9), что определяет круг их бактериаль-

ных хозяев, способность к стабильному существованию в клетке хозяина, и, следовательно, судьбу генов биodeградации в бактериальных популяциях [15].

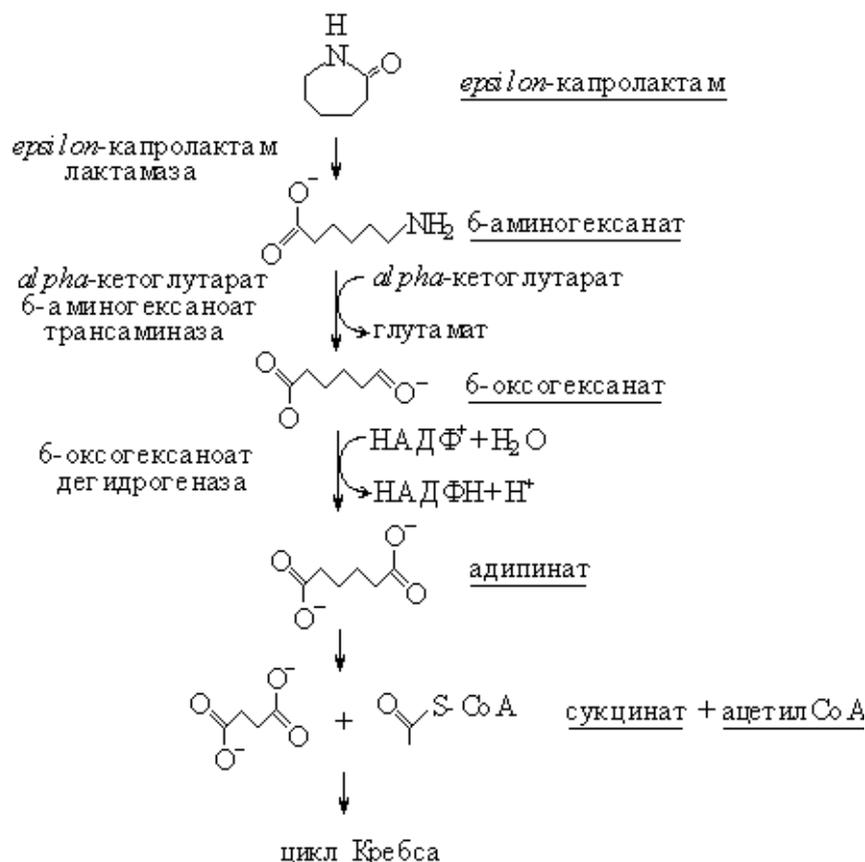


Рис. Схема катаболизма *epsilon*-капролактама.

Названия ферментов условны и даны по типу осуществляемой ими химической реакции

Недавние более детальные исследования одной из плазмид биodeградации капролактама – pBS270 (Inc P-7, 110 т.п.н.) позволили идентифицировать в ее составе гены *dcaKAREHF* (от dicarboxylic acid), белковые продукты которых участвуют в окислении и транспорте высших дикарбоновых кислот, представителем которых является адипиновая кислота [17]. Важно отметить, что бактерии рода *Pseudomonas*, как правило, не способны окислять высшие дикарбоновые кислоты, в том числе и АД [17]. Примечательно, что количество и порядок расположения *dca*-генов на плазмиде pBS270 оказался аналогичен структуре ранее охарактеризованного *dca*-оперона в геноме штамма *Acinetobacter* sp. ADP1. Показано, что этот оперон входит в состав хромосомного геномного острова “island of catabolic diversity”, кодирующего деградацию различных ароматических соединений у бактерий-деструкторов [18]. Обнаружение *dca*-генов в составе pBS270 является ярким примером, подтверждающим участие плазмид и геномных островов в горизонтальном переносе генов, возникновении и распространении новых катаболических путей в бактериальных популяциях. На наш взгляд, наличие *dca*-генов, локализован-

ных на плазмиде биодegradации капролактама, играет ключевую роль в появлении у псевдомонад способности к катаболизму ксенобиотика. Полученные результаты являются первыми сведениями об организации генов, вовлеченных в катаболизм КАП и локализованных на CAP плазмиде. Что касается генов, кодирующих синтез ключевых ферментов катаболизма КАП – *epsilon*-капролактама лактамазы и ϵ -аминогексаноат трансминазы (названия условные), то они до сих пор не идентифицированы.

Литература

1. Baxi N. N. Feasibility studies of *in situ* bioremediation of nylon-6 oligomer waste contaminated soil // *Curr Res Microbiol Biotechnol*. 2014. V. 3. P. 378–383.
2. Sheldon T. Chromosomal damage induced by caprolactam in human lymphocytes // *Mutat Res*. 1989. V. 224. P. 325–327.
3. Kulkarni R. S., Kanekar P. P. Bioremediation of ϵ -caprolactam from nylon-6 waste water by use of *Pseudomonas aeruginosa* MCM B-407 // *Curr Microbiol*. 1998. V. 37. P. 191–194.
4. Baxi N. N., Shah A. K. Biological treatment of the components of solid oligomeric waste from a nylon-6 production plant // *World J. Microbiol Biotechnol*. 2000. V. 16. P. 835–840.
5. Baxi N. N. Influence of ϵ -caprolactam on growth and physiology of environmental bacteria // *Ann Microbiol*. 2013. V. 63. P. 1471–1476.
6. Hong S. J., Park G. S., Khan A. R., Jung B. K., Shin J. H. Draft genome sequence of a caprolactam degrader bacterium: *Pseudomonas taiwanensis* strain SJ9 // *Brazilian J. Microbiol*. 2017. V. 48. P. 187–188.
7. Shama G., Wase D. A. The biodegradation of ϵ -caprolactam and some related compounds // *Int Biodeterior Bull*. 1981. V. 17(1). P. 1–7.
8. Rajoo S., Ahn J. O. Lee H. W., Jung J. K. Isolation and characterization of a novel ϵ -caprolactam-degrading microbe, *Acinetobacter calcoaceticus*, from industrial wastewater by chemostat-enrichment // *Biotechnol Lett*. 2014. V. 36. P. 1125–1132.
9. Mehta S. K., Panchal P. A., Butala B. N., Sane S. A. *Bacillus cereus* mediated ϵ -caprolactam degradation: An initiative for waste water treatment of nylon-6 production plant // *J. Bioremediat Biodegrad*. 2014. V. 5. P. 1–5.
10. Sanuth H. A., Yadav A., Fagade O. E., Shouche Y. ϵ -Caprolactam utilization by *Proteus* sp. and *Bordetella* sp. isolated from solid waste dumpsites in Lagos state, Nigeria, first report // *Indian J. Microbiol*. 2013. V. 53. P. 221–226.
11. Панов А. В., Волкова О. В., Пунтус И. Ф., Есикова Т. З., Кошелева И. А., Боронин А. М. *scrA* – новый ген салицилатгидроксилазы, локализованный на плазмидах деградации салицилата/капролактама // *Молекулярная биология*. 2013. Т. 47. №1. С. 116–123.
12. Наумова Р. П., Есикова Т. З., Ильинская О. Н., Грищенко В. Г., Боронин А. М. Метаболизм ϵ -капролактама у псевдомонад в связи с его плазмидной обусловленностью // *Микробиология*. 1988. Т. 57. С. 426–430.
13. Fukumura T., Teramura Y. Loss a *e*-aminocaproate metabolism in *Corynebacterium auranticum* // *J. Ferment Technol*. 1982. V. 60. P. 469–476.
14. Kulkarni R. S., Kanekar P. P. Effect of some curing agents on phenotypic stability in *Pseudomonas putida* degrading ϵ -caprolactam // *World J. Microbiol Biotechnol*. 1998. V. 14. P. 255–257.
15. Есикова Т. З., Грищенко В. Г., Боронин А. М. Плазмиды биодegradации *epsilon*-капролактама // *Микробиология*. 1990. Т. 59. С. 547–552.
16. Esikova T. Z., Ponamoreva O. N., Baskunov B. P., Taran S. A., Boronin A. M. Transformation of low-molecular linear caprolactam oligomers by caprolactam-degrading bacteria // *J Chem Technol Biotechnol*. 2012. V. 87. P. 1284–1290.

17. Есикова Т. З., Волкова О. В., Таран С. А., Боронин А. М. Ключевая роль *dca*-генов в катаболизме *epsilon*-капролактама у бактерий рода *Pseudomonas* // Микробиология. 2015. Т. 84. С. 616–619.

18. Parke D., Garcia M. F., Ornston L. N. Cloning and genetic characterization of *dca* genes required for β -oxidation of straight_chain dicarboxylic acids in *Acinetobacter* sp. strain ADP1 // Appl. Environ. Microbiol. 2001. V. 67. P. 4817–4827.

ВЛИЯНИЕ СОСТАВА КУЛЬТУРАЛЬНЫХ СРЕД НА БИОЛОГИЧЕСКОЕ ОБЕЗВРЕЖИВАНИЕ БЕЛОГО ФОСФОРА

**А. З. Миндубаев¹, Э. В. Бабынин²,
Е. К. Бадеева¹, С. Т. Минзанова¹, Л. Г. Миронова¹**

¹ *Институт органической и физической химии им. А. Е. Арбузова
ФИЦ КазНЦ РАН, mindubaev@iopc.ru; mindubaev-az@yandex.ru*

² *ГАОУ ВПО Казанский (Приволжский) федеральный университет*

Высокая опасность обращения с белым фосфором сочетается с его высокой востребованностью в промышленности [1]. Это вызывает спрос на разработку способов обезвреживания данного вещества. В наших публикациях [2] впервые описано биологическое окисление белого фосфора в полезный для жизнедеятельности фосфат.

Биодеградация белого фосфора до начала наших исследований не была известна, хотя этот метод гармонично вписывается в естественные биосферные процессы, и в настоящее время широко применяется [3].

В представленной работе сравнивался рост аспергилла АМ1 в культуральных средах, различающихся по составу, но в качестве источника фосфора содержащих белый фосфор. Из шести сред были выбраны две, в которых аспергилл рос наиболее быстро. Эти среды решено считать оптимальными для роста. Сравнивая составы сред и скорость роста в них аспергилла, мы нашли ключевой компонент, который является благоприятным фактором для роста АМ1 и биодеградации белого фосфора. Этим компонентом оказался нитрат натрия NaNO_3 . Использование планшетов и планшетного ридера позволило нам производить параллельные посевы разных штаммов и сравнивать скорость их роста в средах, различающихся по составу, и с различными концентрациями белого фосфора. Мы впервые провели параллельные посевы культур аспергиллов в культуральные среды нескольких составов, приведенных в таблице.

Культуры высевались в планшеты Corning, скорость роста оценивалась микропланшетным ридером Infinite F200 Pro, Tecan (Австрия) по интенсивности поглощения света λ 550 нм.

Состав культуральных сред, примененных в исследовании

Соли, г/л	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5
NaCl	5	2,5	2,5		2,5
NaNO ₃			4	4	
MgSO ₄	0,2	0,5	1	0,5	0,5
FeSO ₄					
CaCl ₂	0,1			0,01	
FeCl ₃				0,01	
KCl		0,5		0,1	
(NH ₄) ₂ SO ₄			1		5
МОПС	8,4				
KOH	1,1				
NH ₄ Cl	1,1	1,1			

Примечание. МОПС (3-(N-морфолино)пропансульфоновая кислота), применяемая для создания буферных растворов в биохимии.

Стерильный раствор для культивирования вносился в 96-ти луночный планшет по 100 мкл (микролитров) в лунку. Затем в первый ряд лунок вносился раствор с белым фосфором и далее путем последовательного переноса по 100 мкл раствора с белым фосфором в следующую лунку получали серию рядов лунок в планшете с различными концентрациями белого фосфора. В последний ряд лунок белый фосфор не вносили. После этого в растворе для культивирования такого же состава, но без белого фосфора, готовили суспензию спор плотностью приблизительно 10000 спор на 1 мл. 100 мкл суспензии спор добавляли в каждую лунку планшета, таким образом в каждой лунке получалось около 1000 спор на 200 мкл раствора. По вертикали сеяли разные штаммы микроорганизмов в 2 повторностях, т.е. 4 штамма в одном планшете. По горизонтали вносим разные концентрации белого фосфора – от 1% в лунке 1 до 0,00085% в лунке 11, а в 12 (контрольную) лунку белый фосфор не вносим.

Такая достаточно сложная схема посева практиковалась для того, чтобы концентрация спор в среде во всех рядах лунок оставалась одинаковой.

После посева замеряется оптическая плотность в каждой лунке (всего в планшете их 96) при помощи специального спектрофотометра – планшетного ридера. Дно планшета оптическое. Длина волны 550 нм.

До сих пор максимальная концентрация белого фосфора в культуральных средах составляла 1%. Поскольку минимальная ингибирующая концентрация данного вещества для аспергиллов не найдена, есть основания полагать, что аспергиллы могут расти в средах с концентрацией P₄ более 1%. Это имеет важное практическое значение, поскольку расширяет возможности создаваемого метода. Мы делали попытки увеличивать концентрацию белого фосфора в среде до значений выше 1%. Для этого мы добавляли в среды органические растворители – диметилсульфоксид (ДМСО) и дизельное топливо (жидкая смесь углеводородов C₁₀-C₄₀). Известно, что растворимость белого

фосфора в органических растворителях на порядки превосходит таковую в воде. Растворимость в воде составляет 0,0003% при 15 °С. Именно по этой причине белый фосфор в культуральной среде находится в состоянии эмульсии, а не раствора. Растворимость в ДМСО составляет при 20 °С примерно 0,025%, т.е. выше, чем в воде приблизительно на два порядка [4]. Растворимость белого фосфора в соляровом масле при 20 °С еще лучше и составляет 12 г/л, или 1,2%. Поэтому возникла идея увеличивать концентрацию белого фосфора в средах путем добавления в них растворителей.

Как хорошо заметно на диаграмме (рис.), наиболее оптимальными являются среды № 3 и № 4. В обеих средах присутствует нитрат натрия. Наименее благоприятной является среда № 5, которая отличается от среды № 3 отсутствием NaNO_3 , заменой его сульфатом аммония (аммонийная форма азота). Из этого результата можно сделать вывод о том, что *Aspergillus niger* АМ1 предпочитает нитратный азот аммонийному, и что нитрат является важным фактором, благоприятствующим росту данного микроорганизма и биодеградации белого фосфора.

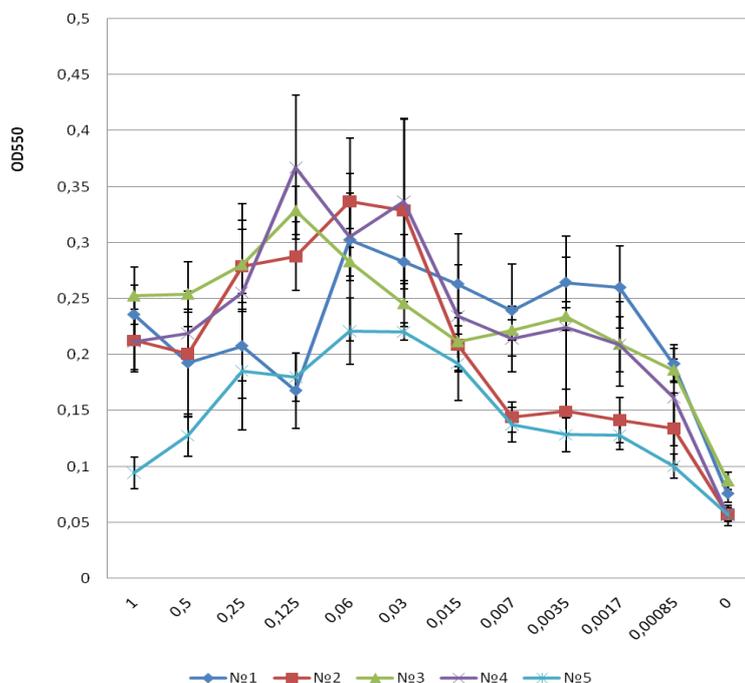


Рис. Сравнение роста АМ1 в средах № 1–5

Наихудшие показатели роста отмечены в среде № 5. Ось абсцисс – концентрация белого фосфора, %. Ось ординат – оптическое поглощение при λ 550 нм.

Без источников фосфора и в присутствии ДМСО рост гриба отсутствует. Это легко объясняется отсутствием биогенного фосфата в среде. При добавлении глюкозы, но без фосфора – рост наблюдается с уменьшением концентрации ДМСО. Возможно, глюкоза содержит примесь фосфата. Но ДМСО, к сожалению, подавляет рост. Этот растворитель малотоксичен, но его смеси с водой обладают высокой осмотической активностью, т.е. в средах с ДМСО микроорганизмы испытывают дефицит влаги. В среде с фосфатом,

но без глюкозы, наблюдается несколько больший рост на ДМСО. Возможно, без глюкозы включается система использования ДМСО в качестве источника углерода [5]. Тем не менее, на ДМСО аспергилл растет намного медленнее, чем на глюкозе, поэтому для биодegradации белого фосфора среда такого состава не подходит. Поскольку мы планируем использовать в опытах сочетание ДМСО с глюкозой без фосфата, то это дает возможную концентрацию ДМСО около 1%. Это слишком мало для достижения высоких концентраций фосфора. Поэтому, растворение белого фосфора в ДМСО не приведет к росту эффективности биодegradации.

Близкий по свойствам к ДМСО полярный органический растворитель диметилформамид (ДМФА) мы не стали испытывать по той причине, что его смеси с водой тоже обладают высокой осмотической активностью, т.е. будут аналогичным образом подавлять рост аспергиллов. К тому же, в сравнении с ДМСО ДМФА намного более токсичный [6].

Другим потенциальным растворителем для белого фосфора является дизельное топливо. К сожалению, в наших исследованиях не наблюдался рост *A. niger* AM1 в среде с дизтопливом в качестве источника углерода, хотя в контроле (с глюкозой) гриб растет очень хорошо. Таким образом, вопрос об увеличении концентрации белого фосфора в средах выше 1% остается открытым.

Работа была выполнена при финансовой поддержке Фонда содействия инновациям, проект № С1-34299.

Литература

1. Cummins C. C. Phosphorus: From the Stars to Land & Sea // *Daedalus*. 2014. Vol. 143. No. 4. P. 9–20.
2. Миндубаев А. З., Бабынин Э. В., Волошина А. Д., Бадеева Е. К., Минзанова С. Т., Кабирова Г. Г., Шайхутдинов Р. К., Сеницина А. А., Шарипов А. А., Махиянов А. Н., Пискунов Д. Б., Реджепов Д. К., Озерская С. М. Устойчивость культур черного аспергилла к белому фосфору. Его влияние на клеточный цикл // *Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием*. Киров, 2018. Кн. 2. С. 74–78.
3. Wackett L. P. The Metabolic Pathways of Biodegradation // *The Prokaryotes*. 2013. Vol. 2. P. 383–393.
4. Dautert H., Schaffrath W., Scheler H. Die Löslichkeit von farblosem Phosphor in ausgewählten organischen Lösungsmitteln // *Zeitschrift für Chemie*. 1975. Vol. 15. No. 9. P. 368–369.
5. Murakami-Nitta T., Kurimura H., Kurimura K., Kino K., Usami S. Continuous degradation of dimethyl sulfoxide to sulfate ion by *Hyphomicrobium denitrificans* WU-K217 // *J. Biosci Bioeng*. 2002. Vol. 94. No. 1. P. 52–56.
6. Käfferlein H. U., Ferstl C., Burkhart-Reichl A., Hennebrüder K., Drexler H., Brüning T., Angerer J. The use of biomarkers of exposure of N,N-dimethylformamide in health risk assessment and occupational hygiene in the polyacrylic fibre industry // *Occup Environ Med*. 2005. Vol. 62. No. 5. P. 330–336.

ИЗМЕНЕНИЕ АНТИФУНГАЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ АКТИНОМИЦЕТОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ НАЛИЧИЯ В СОСТАВЕ ПИТАТЕЛЬНОЙ СРЕДЫ ГРИБНЫХ ПОЛИСАХАРИДОВ

О. С. Плотникова¹, И. Г. Широких^{1,2}

¹ Вятский государственный университет, *olgaorichi2013@yandex.ru*

² Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока
им. Н. В. Рудницкого, *irgenal@mail.ru*

Базидиальные грибы являются ценным пищевым продуктом и содержат большое количество биологически активных веществ, которые могут применяться в различных отраслях биологии, медицины, фармакологии. Полисахариды базидиальных грибов проявляют противоопухолевое, иммуномодулирующее, противовоспалительное, противовирусное, антиоксидантное, гипогликемическое, гепатопротекторное действие, а также защищают клетки от хронического радиационного стресса [1]. Среди базидиомицетов с широким перечнем физиологической активности особый интерес представляет ежевик гребенчатый (*Hericium erinaceus*) – съедобный лекарственный гриб с характерным внешним видом, произрастающий в природе на старой или мертвой древесине. Из плодовых тел и мицелия ежевика гребенчатого к настоящему времени выделен комплекс биологически активных соединений, основным компонентом которого являются полисахариды [2]. Развиваются технологии искусственного культивирования ежевика, в том числе с использованием растительных отходов в качестве питательных субстратов, что позволяет получать хозяйственно ценную продукцию в процессе экологически чистого безотходного производства [3].

Стимулирующее и протективное действие грибных полисахаридов в основном изучено в отношении эукариотных клеток и организмов. Выяснение, какое физиологическое действие могут оказывать грибные полисахариды на клетки прокариот, также представляет интерес в связи с необходимостью постоянного совершенствования технологий и процессов, осуществляемых на основе бактериального синтеза.

Продуцентами большого количества ценных метаболитов являются мицелиальные бактерии – актиномицеты. С наиболее представительным среди актиномицетов родом *Streptomyces* связывают наступление «золотого века» антибиотиков [4]. Однако в настоящее время возможности мобилизации антибиотического потенциала стрептомицетов со времен «золотого века» заметно исчерпаны. Поэтому разработка подходов к регуляции процессов биосинтеза антибиотиков и, прежде всего, антифунгальных веществ, представляет практический интерес.

Целью исследования являлось сравнительное изучение антифунгальной активности природных изолятов стрептомицетов в зависимости от наличия в составе питательной среды полисахаридной фракции гриба *H. erinaceus*.

Объектом исследования служила лиофилизированная водорастворимая фракция № 4 полисахарида гриба *H. erinaceus* БП 16 (ПС *H. erinaceus*), полученная из искусственно выращенных и замороженных плодовых тел, согласно протоколу, описанному в работе [5].

В качестве потенциальных культур-продуцентов антифунгальных метаболитов исследовали 24 штамма стрептомицетов, выделенных из почв субтропиков на средиземноморском побережье юго-западной Азии (Израиль). В качестве тест-культур использовали фитопатогенные микромицеты *Fusarium* sp., *F. oxysporum*, *Trichoderma harzianum*, *Alternaria alternata*. Каждый микромицет был посеян на среду Чапека в пяти чашках Петри для определения антифунгальной активности у каждого из 24 штаммов актиномицетов.

Антифунгальную активность актиномицетов определяли методом диффузии на овсяном агаре дважды: 1) при выращивании на среде без добавления ПС № 4 *H. erinaceus*; 2) при выращивании на среде с введением ПС № 4 *H. erinaceus* в концентрации 0,00178 г/мл. Засеянные культурами грибов чашки Петри с блоками инкубировали при 27 °С в течении трех суток.

Определение антифунгальной активности актиномицетов, выращенных на среде без добавления ПС № 4 *H. erinaceus* показало, что 75% (18 штаммов из 24 исследованных) в той или иной степени проявляют антагонизм в отношении тест-культур фитопатогенных микромицетов, тогда как четверть штаммов (4-из-3, 4-из-4, 1-из-7, 2-из-3, 2-из-7, 3-из-2) такой активностью не обладают (табл. 1). В зависимости от величины зоны ингибирования грибного роста все стрептомицетные культуры были разделены на три группы: со слабым, умеренным и наивысшим проявлением антифунгальной активности (см. примечание к табл. 1).

Анализируя полученные результаты, можно сказать, что наивысшей антифунгальной активностью обладают штаммы актиномицетов 6-из-12 и *S. albus* 3-из-7. Все 4 тест-культуры грибов оказались высокочувствительными к метаболитам данных штаммов актиномицетов. Наиболее чувствительными к метаболитам актиномицетов оказались *T. harzianum* и *F. oxysporum*. В отношении них активны 13 штаммов актиномицетов. Менее чувствительным оказался *Fusarium* sp. В отношении него активность проявили 8 штаммов актиномицетов.

В попарных взаимодействиях грибов и бактерий, помимо антагонизма исследуемых штаммов к грибам, было установлено конкурентное преимущество гриба *T. harzianum* в отношении трех культур актиномицетов, блокки с которыми были поглощены ростом гриба.

Таблица 1

Антифунгальная активность актиномицетов

Тест-культура микромицета	Стрептомицеты-продуценты антифунгальных метаболитов																							
	4-из-2	4-из-4	4-из-13	6-из-1	4-из-3	6-из-12	6-из-4	6-из-2	6-из-9	6-из-11	1-из-3	1-из-5	1-из-2	1-из-4	1-из-7	2-из-6	2-из-9	2-из-2	2-из-3	2-из-7	3-из-7	3-из-9	3-из-1	3-из-2
на среде без добавления ПС № 4 <i>H. erinaceus</i>																								
<i>T. harzianum</i>	++	-	++	+	-	++	+	-	++	+	-	-	-	++	-	++	++	-	-	-	++	++	++	-
<i>Fusarium</i> sp.	-	-	-	-	-	++	-	+	+	-	++	-	-	-	-	-	+	+	-	-	++	++	-	-
<i>F.oxysporum</i>	+	-	+	+	-	++	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	++	+	-	-	++	++	++	-
<i>A. alternata</i>	++	-	-	++	-	++	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	++	-	-	++	++	-	-
на среде с добавлением ПС № 4 <i>H. erinaceus</i>																								
<i>T. harzianum</i>	++	+	+	++	+	++	-	+	++	-	-	-	-	-	-	++	++	++	-	+	++	++	++	++
<i>Fusarium</i> sp.	++	+	++	++	-	++	-	+	++	+	++	+	-	++	++	++	++	++	+	-	++	++	-	-
<i>F.oxysporum</i>	++	+	++	++	+	++	-	+	++	+	++	+	+	-	+	-	++	++	-	-	++	++	-	-
<i>A. alternata</i>	++	-	-	++	-	++	+	+	++	+	++	+	-	++	+	++	++	++	-	-	++	++	-	++

Примечание: «-» – отсутствие антифунгальной активности; «+» – слабое проявление антифунгальной активности (зона ингибирования ≤ 14 мм); «++» – умеренное проявление антифунгальной активности (зона ингибирования 15–19 мм); «+++» – наивысшее проявление антифунгальной активности (зона ингибирования ≥ 20 мм).

Сопоставление данных определения антифунгальной активности актиномицетов, выращенных с добавлением в питательную среду полисахарида и без него, показало, что антифунгальная активность актиномицетов под действием полисахаридной фракции *H. erinaceus* может изменяться различным образом: увеличиваться, уменьшаться или же оставаться без изменения. В доле-вом отношении выявлено, что в большинстве случаев (62–71%) добавление полисахаридной фракции *H. erinaceus* к питательной среде для культивирования актиномицетов позитивно влияет на их антифунгальную активность (табл. 2).

Таблица 2

Долевое распределение культур стрептомицетов по характеру реакции на добавление в среду ПС № 4 *H. erinaceus*

Тест-культура микромицета	Характер реакции стрептомицетов		
	увеличение зоны ингибирования, %	уменьшение зоны ингибирования, %	отсутствие изменений, %
<i>Trichoderma harzianum</i>	62,0	19,0	19,0
<i>Fusarium</i> sp.	71,0	0,0	29,0
<i>Fusarium oxysporum</i>	62,5	12,5	25
<i>Alternaria alternata</i>	62,5	0,0	37,5

Таким образом, в результате проведенных исследований получены данные, свидетельствующие о способности ПС № 4 *H. erinaceus* изменять антифунгальную активность актиномицетов. Эти результаты представляют интерес для регуляции процессов биосинтеза антибиотиков.

Литература

1. Wang Q, Wang F, Ding Z. Bioactive Mushroom Polysaccharides: A Review on Monosaccharide Composition, Biosynthesis and Regulation // *Molecules*. 2017. P. 2–13.
2. Тимохина Н. И., Сушко С. Н., Веялкина Н. Н., Гончаров С. В., Трухоновец В. В. Биологически-активные свойства водных экстрактов культивированных грибов *Hericium* // Проблемы здоровья и экологии. 2017. № 2. С. 71–73.
3. Широких А. А., Злобина Ю. А., Широких И. Г. Биодegradация растительных отходов и получение плодовых тел при культивировании ежевика гребенчатого (*Hericium erinaceus*) // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 3. С. 86–92.
4. Сергеева А. Г., Куимова Н. Г. Актиномицеты как продуценты биологически активных веществ // Бюллетень физиологии и патологии дыхания. 2006. № 22. С. 88–90.
5. Назарова Я. И., Широких И. Г., Широких А. А., Головченко В.В. Выделение и моносахаридный состав полисахаридов, полученных из гриба *Hericium erinaceus* // Фундаментальная гликобиология: Сб. материалов IV Всерос. конф. 23–28 сентября 2018 г. Киров: Науч. изд-во ФГБОУ ВО «ВятГУ», С. 71–78.

АКТИНОБИОТА ПРИКОРНЕВОЙ ЗОНЫ *HERACLEUM SOSNOWSKYI*

Е. В. Товстик¹, А. А. Широких², И. Г. Широких^{2,3}

¹ Вятский государственный университет, tovstik2006@inbox.ru

² Федеральный аграрный научный центр Северо-Востока
им. Н. В. Рудницкого, irgenal@mail.ru

³ Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

Изучение экологической стратегии актиномицетов в прикорневой зоне растений актуально с точки зрения выяснения их роли во взаимодействии с растениями. Известно, что отдельные представители актиномицетов за счет подавления патогенных для растений микроорганизмов могут выступать как агенты биоконтроля [1]. Другие, за счет непосредственного влияния на симбиотического партнера, могут способствовать формированию симбиозов между корнями растений и микробами [2].

Цель работы – сравнительная характеристика общей численности, структуры и биосинтетической активности отдельных представителей актиномицетных комплексов прикорневой зоны *Heracleum sosnowskyi*.

Исследования проводили на участке массового роста борщевика Соосновского в Фаленском районе Кировской области (сентябрь 2017 г.). Для анализа отбирали 3 экземпляра растений, которые цвели в текущем году. Растения подкапывали на глубину 20 см, извлекали из почвы, стряхивали с корней непрочно удерживающуюся на них почву. До проведения анализа образцы корней с прилипшими почвенными частицами замораживали.

Перед проведением анализа исследуемые образцы размораживали и усредняли. Брали навески массой 2 г, отмывали в 100 мл стерильной воды путем встряхивания в течение 10 мин на шейкере (ризосфера). Отмытые от почвы корни (ризоплана) гомогенизировали в ступке с 10 мл воды. Из полученной суспензии и гомогената готовили серию последовательных разведений, которую использовали для посева на плотные питательные среды.

Общую численность актиномицетов и родовую структуру актиномицетных комплексов характеризовали на среде с пропионатом натрия, видовую структуру рода *Streptomyces* – на казеин-глицериновом агаре [3]. Массу корней и ризосферной почвы определяли гравиметрически после фильтрования и последующего высушивания фильтров до постоянной массы.

Поскольку в пределах полимикробных сообществ, населяющих почву, *Streptomyces* представляет собой самый большой род группы актиномицетов, для которого характерен широкий спектр биологической активности, проводили изоляцию культур *Streptomyces* из прикорневой зоны *H. sosnowskyi*. Очистку и хранение штаммов осуществляли на минеральном агаре Гаузе 1 [3].

Исследование биосинтетической активности изолятов включало определение способности к синтезу индолил-3-уксусной кислоты (ИУК), целлюлолитической и антагонистической активности. Определение ИУК проводили в водном растворе экзометаболитов с реактивом Сальковского [4]. Целлюло-

литическую активность изолятов определяли на плотной питательной среде Гетчинсона с карбоксиметилцеллюлозой (КМЦ) [5]. Антагонистическую активность изолятов определяли методом агаровых блочков [6]. В качестве тест-культур использовали природные изоляты грибов родов *Fusarium*, *Alternaria*, *Ulocladium*, *Trichoderma* и бактерии: *Pseudomonas putida*, *Ervinia herbicola*. Статистическую обработку результатов проводили с использованием программы *Excel*.

Общая численность актиномицетов в ризосфере *H. sosnowskyi*, регистрируемая на среде с пропионатом натрия, была на порядок выше, чем в ризоплане, и составляла $(29,3 \pm 7,6) \cdot 10^5$ КОЕ/г (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика актиномицетных комплексов прикорневой зоны борщевика Сосновского

<i>H. sosnowskyi</i>	Общая численность актиномицетов, 10^5 КОЕ/г	Долевое участие, %			
		<i>Streptomyces</i>	<i>Micromonospora</i>	<i>Streptosporangium</i>	олигоспоровые
Ризосфера	29,3±7,6	62,6	31,2	0,6	5,5
Ризоплана	9,3±2,6	68,1	27,8	1,1	3,0

На родовом уровне в актиномицетных комплексах прикорневой зоны борщевика Сосновского обнаружены представители четырех таксонов: *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium* и олигоспоровые виды. По относительному обилию в ризосфере и ризоплане *H. sosnowskyi* доминировали представители рода *Streptomyces* (62,6 и 68,1% соответственно). Второе место по долевого участию в комплексе занимали представители рода *Micromonospora*. Минорный компонент комплексов составляли представители рода *Streptosporangium* и олигоспоровые виды.

Стрептомицетный комплекс ризосферы *H. sosnowskyi* был представлен видами шести, тогда как ризопланы – пяти секций и серий (табл. 2).

Таблица 2

Характеристика структуры стрептомицетных комплексов прикорневой зоны борщевика Сосновского

<i>H. sosnowskyi</i>	Долевое участие, %					
	Cinereus			Helvolo-Flavus Helvolus	Albus Albus	Imperfectus
	Achromogenes	Chromogenes	Violaceus			
Ризосфера	26,6	6,1	0,01	12,0	26,4	28,8
Ризоплана	36,5	2,2	0,0	6,6	16,4	38,3

По долевого участию в структуре стрептомицетных комплексов ризосферы и ризопланы доминировали представители секции Imperfectus. Долевое участие в комплексе представителей серии Cinereus Achromogenes было выше, чем серии Cinereus Chromogenes. Отмечали увеличение доли пигментированных

ванных видов секции *Cinereus* в стрептомицетном комплексе ризосферы, по сравнению с стрептомицетным комплексом ризопланы *H. sosnowskyi*.

В ходе учета численности и структуры актиномицетных комплексов прикорневой зоны борщевика Сосновского на питательных средах, в чистую культуру было выделено 46 изолятов *Streptomyces* (23 изолята из ризосферы и 23 изолята из ризопланы) с целью сравнительной оценки их биосинтетической активности.

Известно, что продукция фитогормона – индол-3-уксусной кислоты широко распространена среди бактерий, населяющих ризосферу растений [7]. По результатам наших исследований процентное содержание изолятов актинобактерий, обладающих способностью к синтезу ИУК, в ризоплане было выше, чем в ризосфере на 17,4% (рис. 1).

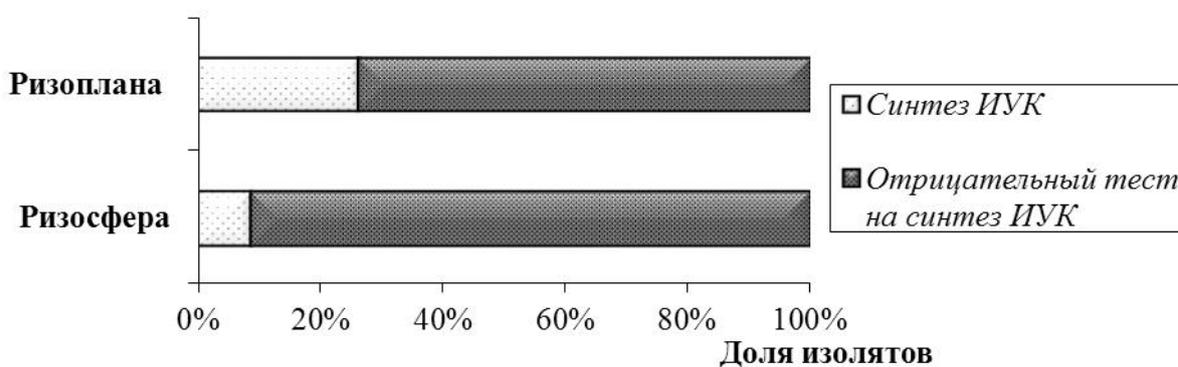


Рис. 1. Доля изолятов *Streptomyces* прикорневой зоны *H. sosnowskyi*, обладающая способностью к синтезу индолил-3-уксусной кислоты

Доля изолятов *Streptomyces*, обладающая целлюлолитической активностью, как в ризосфере, так и ризоплане *H. sosnowskyi* была на уровне 70% (рис. 2).

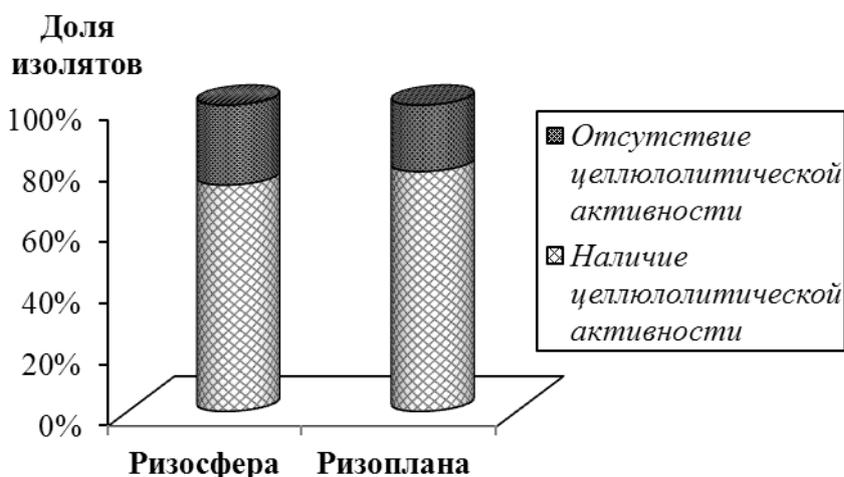


Рис. 2. Доля целлюлолитически активных изолятов *Streptomyces* от общего количества выделяемых изолятов из ризосферы и ризопланы *H. sosnowskyi*

Соотношение доли изолятов с низкой (величина отношения ширины формируемой зоны просветления к ширине колонии на среде Гетчинсона с КМЦ – от 0,1 до 3,0 включительно) и высокой целлюлолитической активностью (> 3), в ризосфере и ризоплане *H. sosnowskyi* различалось. По сравнению с ризопланой, в ризосфере, на фоне уменьшения доли изолятов с низкой целлюлолитической активностью, отмечали повышение на 21,5% доли изолятов с высокой целлюлолитической активностью (рис. 3).

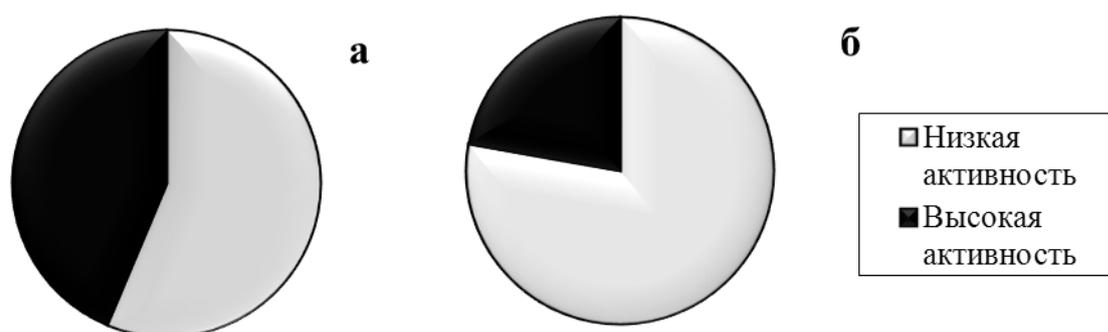


Рис. 3. Доля изолятов *Streptomyces* из ризосферы (а) и ризопланы (б) *H. sosnowskyi* с разной степенью целлюлолитической активности

Изучение биосинтетических свойств изолятов стрептомицетов из ризосферы и ризопланы *H. sosnowskyi* показало, что некоторые из них проявляют антагонизм по отношению к бактериальным и грибным тест-культурам (табл. 3).

Таблица 3

Доля изолятов *Streptomyces* из ризосферы и ризопланы *H. sosnowskyi*, обладающая антагонистической активностью

Субстрат для выделения	Доля антагонистически активных изолятов, %							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Ризосфера	5,7	27,5	5,5	0	0	22,0	22,0	0
Ризоплана	13,6	45,5	4,5	0	0	4,5	13,6	0

Примечание: 1 – *Erwinia herbicola* Мал 1; 2 – *Pseudomonas putida*; 3 – *Fusarium culmorum* Т-8; 4 – *Fusarium oxysporum* И-15; 5 – *Fusarium proliferatum* КГ; 6 – *Alternaria* sp. Д-3-1; 7 – *Ulokladium*; 8 – *Trichoderma*

Всего в ходе изучения антибиотических свойств изолятов методом агаровых блочков, выявлено 9 штаммов с антифунгальным (6 из ризосферы и 3 из ризопланы) и 16 штаммов с бактерицидным действием (5 из ризосферы и 11 из ризопланы), в том числе 3 штамма (1 из ризосферы и 2 из ризопланы) с комплексной активностью в отношении исследуемых тест-культур.

Таким образом, по результатам проведенных исследований установлено, что в прикорневой зоне *H. sosnowskyi* наибольшая численность актиномицетов сосредоточена в ризосфере. На порядок более низкая численность актиномицетов в ризоплане, по сравнению с ризосферой, возможно, связана с

утолщением корней *H. sosnowskyi* на данном сроке наблюдений и, как следствие, уменьшением площади колонизации для актинобактерий.

В предыдущих исследованиях нами было показано, что на участках массового роста борщевика Сосновского, по сравнению с почвами под разнотравными луговыми сообществами, в стрептомицетном комплексе снижается доленое участие представителей секции и серии *Cinereus Achromogenes* на фоне увеличения доли пигментированных видов [8]. По результатам проведенного исследования стрептомицетного комплекса прикорневой зоны борщевика Сосновского этой тенденции не выявлено. Наблюдаемое в ризоплане и ризосфере *H. sosnowskyi* противоположное почвам соотношение доленого участия пигментированных и непигментированных видов *Streptomyces* указывает на то, что данные перестройки в структуре стрептомицетного комплекса, по-видимому, не вызваны корневыми выделениями борщевика Сосновского, а, возможно, связаны с изменениями процессов минерализации органического вещества в почвах под борщевиком или разным сроком наблюдений.

Исследование биосинтетической активности изолятов *Streptomyces*, позволило заключить, что ризоплана *H. sosnowskyi* в большей степени колонизируется видами *Streptomyces*, обладающими способностью к синтезу ИУК. Ризосфера *H. sosnowskyi*, по сравнению с ризопланой, более богата видами *Streptomyces* с высокой целлюлолитической активностью. Из общей выборки исследуемых штаммов в ризосфере *H. sosnowskyi* чаще всего встречаются штаммы *Streptomyces* с антифунгальной, а в ризоплане – с бактерицидной активностью.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых ученых – кандидатов наук (МК-2880.2018.5).

Литература

1. Abdel-Fattah G. M., Mohamedin A. H. Interactions between a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus intraradices*) and *Streptomyces coelicolor* and their effects on sorghum plants grown in soil amended with chitin of brawn scales // *Biology and fertility of soils*. 2000. V. 32. № 5. P. 401–409.
2. Conn V. M., Walker A. R., Franco C. M. M. Endophytic actinobacteria induce defense pathways in *Arabidopsis thaliana* // *Molecular Plant-Microbe Interactions*. 2008. V. 21. № 2. P. 208–218.
3. Гаузе Г. Ф., Преображенская Т. П., Свешникова М. А. Терехова Л. П., Максимова Т. С. Определитель актиномицетов. Роды *Streptomyces*, *Streptoverticillium*, *Chainia*. М.: Наука, 1983. 248 с.
4. Meudt W. J., Gaines T. P. Studies on the oxidation of indole-3-acetic acid by peroxidase Enzymes. Colorimetric Determination of Indole-3-Acetic Acid Oxidation Products // *Plant Physiology*. 1967. № 42. P. 1395–1399.
5. 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.
6. Егоров Н. С. Основы учения об антибиотиках: учебник. М.: Высш. шк., 1979. 455 с.

7. Cheryl L. P., Bernard R. G. Bacterial biosynthesis of indole-3-acetic acid // Canadian Journal of Microbiology. 1996. V. 42 (3). P. 207–220.

8. Товстик Е. В., Широких И. Г., Соловьева Е. С., Широких А. А., Ашихмина Т. Я., Савиных В. П. Изменение почвенной актинобиоты под влиянием инвазии борщевика Соновского // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 4. С. 114–118.

ЦИАНОБАКТЕРИИ РОДА *FISCHERELLA* КАК ОБЪЕКТ БИОТЕХНОЛОГИИ

Л. И. Домрачева^{1,2}, А. Л. Ковина¹

¹ Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
dli-alga@mail.ru

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

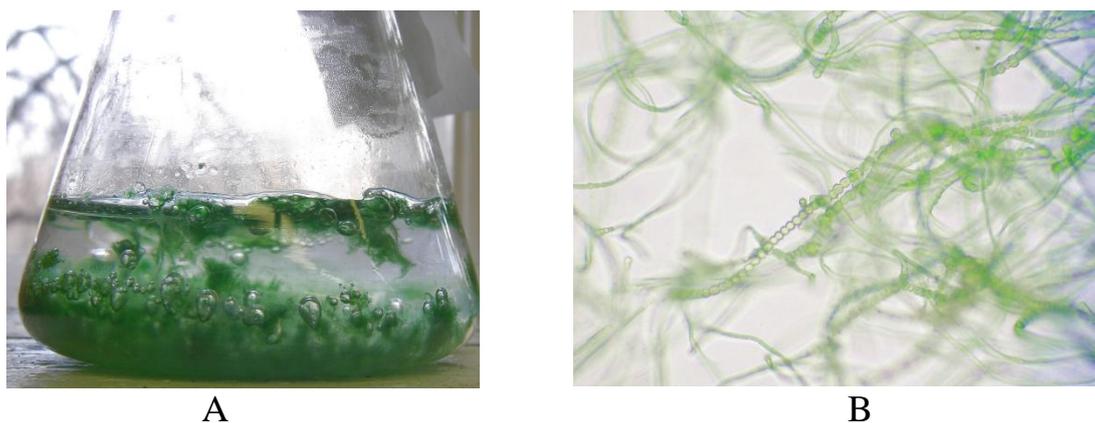
Применение цианобактерий в биотехнологических целях насчитывает не один десяток лет. Как и другие бактерии, они являются источником для получения соединений, которые можно использовать почти во всех сферах человеческой деятельности. К таким продуктам, например, относятся биодоброения, биопестициды, лекарственные препараты, различные биологически активные вещества. При этом из нескольких тысяч видов известных цианобактерий используются в основном представители родов *Nostoc*, *Anabaena*, *Spirulina*, *Phormidium* [1]. Особенно активно ведется поиск видов цианобактерий, обладающих антимикробной активностью по отношению к нежелательным для человека организмам – фитопатогенам, а также возбудителям болезней человека и животных и цитотоксической активностью, в результате которой наступает апоптоз ряда эукариотных клеток [2–5]. К очевидным достижениям, связанным с изучением потенциальных возможностей данной группы микроорганизмов, относится открытие противоопухолевой (антикарцерной) активности некоторых видов цианобактерий [6].

В последние годы активизировался интерес исследователей к возможностям практического использования цианобактерий рода *Fischerella*. Виды этого рода давно описаны как типичные представители почвенной цианофлоры, формирующие на поверхности почвы дерновинки, состоящие из множества ветвящихся нитей, которые имеют в своем составе не только фотосинтезирующие клетки, но и гетероцисты, в которых идет процесс азотфиксации. В настоящее время появился цикл работ преимущественно иностранных авторов, посвященный антимикробной активности фишереллы. Например, из *Fisherella ambigua* выделен новый антибиотик, получивший название парсигин (parsiguine), обладающий ярко выраженной антибактериальной и антигрибной активностью против *Staphylococcus epidermidis* и *Candida krusei* [7]. Метанольные и этанольные экстракты этой цианобактерии подавляют также развитие таких бактерий и грибов, как *Bacillus subtilis*, *B. putida*, *Escherichia coli*, *Fusarium* sp. [8]. В других работах показано, что в зависимости от химической природы экстракта меняется противомикробная мишень фишереллы. Например, водные вытяжки штамма *Fisherella* sp. FS18, выделенного из

почвы рисового поля в Иране, ингибировали рост только *Bacillus subtilis*. В то же время бензиновые и метанольные экстракты культуры подавляли рост грамположительной бактерии *Staphylococcus epidermidis*, грамотрицательных бактерий *Enterococcus faecalis* и *Escherichia coli*, а также гриба *Candida kefyr* [9]. Для другого штамма *Fischerella* sp. BS1-EG, изолированного из речной воды (Нил, Египет), была доказана высокая антифунгальная активность против грибов родов *Aspergillus*, *Fusarium* и *Penicillium* [10]. Более того, различные метаболиты данного штамма (жирные кислоты, алкалоиды, фенолы, аминокислоты и более 9 других соединений) оказывали цитотоксическое действие на клетки рака печени, легких, кишечника, молочных желез, а также обладали антигипергликемической (антидиабетической) активностью благодаря тому, что ингибировали ферментативную активность глюкозидазы.

В ряде других исследований показано, что антимикробная, гербицидная и антиканцерогенная активность различных видов фишереллы обеспечивается синтезом индольных алкалоидов, среди которых особое место занимают хапалолиндолы (А, С, G, H, I, J, U), а также фишериндол и фишереллин А и В [11–14].

В Вятской ГСХА проводятся исследования, направленные на изучение возможности использования различных видов почвенных цианобактерий, в том числе и *Fischerella muscicola* (Thur.) Gom 300, в сельскохозяйственной практике. В частности, было показано, что *F. muscicola*, выделенная из дерново-подзолистой почвы в Кировской области, обладает максимальной скоростью роста по сравнению с другими видами цианобактерий и дает наивысший выход биомассы, что является чрезвычайно важным в биотехнологическом плане (рис.). При этом максимальные показатели роста достигаются при дополнительном насыщении жидкой питательной среды углекислотой в виде сухого льда [15].



А

В

Рис. Цианобактерия *Fischerella muscicola*:

А – 30-суточная накопительная культура, В – световой микроскоп 600х

Выращенную биомассу *F. muscicola* 4-х недельного возраста мы использовали в чистой культуре и в микробных ассоциациях в серии лабораторных, модельных и полевых опытов с актинобактериями, грибами и высшими растениями. Так, при изучении влияния *F. muscicola* на вегетативный

рост и морфогенез гриба *Hericium erinaceus*, используемого в пищевых и медуко-биологических целях, было показано, что при совместном культивировании гриба и цианобактерии фишерелла активно влияет на развитие гриба в культуре, стимулируя радиальный рост мицелия и более ранний переход герциума к плодоношению [16].

Противоположный, антагонистический эффект чистой культуры *F. muscicola* и её бинарной ассоциации с актинобактерией *Streptomyces wedmorensis* зарегистрирован в опытах с искусственно инфицированными семенами ячменя и пшеницы различными видами фитопатогенных грибов рода *Fusarium* [17, 18]. Цианобактериальная инокуляция зараженных семян существенно ограничивала развитие фузариозной инфекции в ризосфере высшего растения и улучшала его морфометрические показатели.

В полевых опытах показано, что предпосевная обработка семян лядвенца рогатого *F. muscicola* совместно с клубеньковыми бактериями *Rhizobium loti* стимулирует интенсивность образования клубеньков на корнях бобового растения в 7 раз и приводит к увеличению урожая сухой массы почти на 80% [19]. При этом реинтродукция в почву фишереллы не ведет к нежелательным сдвигам в развитии аборигенной микрофлоры.

Намечен ещё один аспект использования *F. muscicola*. Так, растительно-микробная ассоциация *Sinapis alba* + *F. muscicola*, созданная в результате предпосевной инокуляции семян горчицы белой фишереллой, способствует существенному выносу ионов меди из медьзагрязненной почвы [20]. Вследствие этого подобный комплекс в дальнейшем можно использовать для разработки мероприятий по фиторемедиации почв с высоким содержанием ионов меди.

Таким образом, краткий обзор возможных путей использования цианобактерий рода *Fischerella* дает представление об их высочайшем биотехнологическом потенциале.

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

Литература

1. Singh S., Kate B. N., Banerjee U. C. Bioactive Compounds from Cyanobacteria and Microalgae: An Overview // *Critical Reviews in Biotechnology*. 2005. V. 25. P. 73–95.
2. Martins R. F., Ramos M. F., Herfindal L., Sousa J. A., Skaerven K., Vasconcelos V. M. Anyimicrobial and Cytotoxic Assessment of Marine Cyanobacteria – *Synechocystis* and *Synechococcus* // *Marine Drugs*. 2008. V. 6. № 1. P. 1–11.
3. Thummajitsakul S., Silprasit K., Sittipraneed S. Antibacterial activity of crude extracts of cyanobacteria *Phormidium* and *Microcoleus species* // *African J. of Microbiology Research*. 2012. V. 6. № 10. P. 2574–2579.
4. Bhattacharyya S., Deep P. R., Nayak B., Panigrahl M., Mohapatra B. Antimicrobial activity of two diazotropic Cyanobacteria against *Staphylococcus aureus* // *Int. J. Med. Arom. Plants*. 2013. V. 3. № 2. P. 283–292.

5. Bharat N. B., Irshad M., Rizvi M. M. A., Fatma T. Antimicrobial and Cytotoxic Activities of Cyanobacteria // *Int. J. of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*. 2013. V. 2. № 9. P. 4328–4343.
6. Semary N. A. E., Fouda M. Anticancer activity of *Cyanothece* sp. Strain extracts from Egypt: Firfst record // *Asian Pasific Journal of Tropical Biomedicine*. 2015. V. 5. № 12. P. 992–995.
7. Ghasemi Y., Yazdi M. T., Shafee A., Amini A., Shokravi S., Zarrini G. Parsiguine, A Novel Antimicrobial Substance from *Fisherella ambigua* // *Pharmaceutical Biology*. 2004. V. 42. № 4–5. P. 318–322.
8. Devi K. M., Mehta S. K. Antimicrobial activity and GC-MS analysis of freshwater cyanobacterium, *Fisherella ambigua* // *World J. of pharmaceutical and medical research*. 2016. V. 2. № 5. P. 199–208.
9. Soltani N., Zarrini G., Ghasemi Y., Shokravi S., Baftehchi L. Characterization of a Soil Cyanobacterium *Fischerella* sp. FS18 under NaCL Stress // *J. of Biological Sciences*. 2007. V. 7. № 6. P. 931–936.
10. Ahmed B. E., Badaw M. H., Mostafa S. S., Higazy A. M. Human Anticancers and Antidiabetic Activities of the Cyanobacterium *Fisherella* sp. BS1-EG Isolated from River Nile, Egypt // *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci*. 2018. V. 7. № 1. P. 3473–3485.
11. Kim H., Lantvit D., Hwang C. H., Kroll D. J., Swanson S. M., Franzblau S. G., Orjala J. Indol Alkaloides from Two Cultured Cyanobacteria, *Westiellopsis* sp. and *Fischerella muscicola* // *Biogrg Med Chem*. 2012. V. 20. № 17. P. 5290–5295.
12. Asthana R. K., Srivastava A., Singh A. P., Singh S. P., Nath G., Srivastava R., Srivastava B. S. Identification of an antimicrobial entity from the cyanobacterium *Fischerella* sp. isolated from bark of *Azadirachta indica* (Neem) tree // *J. of Applied Phycology*. 2006. V. 18. P. 33–39.
13. Hagemann L., Juttner F. Fischerellin A, a Novel Photosystem-II-inhibiting Allelochemical of the Cyanobacterium *Fischerella muscicola* with Antifungal and Herbicidal Activity // *Tetrahedron Letters*. 1996. V. 37. № 36. P. 6539–6542.
14. Mo S., Krunic A., Chlipata G., Orjala J. Antimicrobial Ambiguine Isonitriles from Cyanobacterium *Fisherella ambigua* // *J. Nat Prod*. 2009. V. 72. № 5. P. 894–899.
15. Кудряшов Н. А., Домрачева Л. И., Великоредчанина Е. О. Возможные пути интенсификации массового культивирования цианобактерий // *Теоретическая и прикладная экология*. 2017. № 3. С. 25–33.
16. Широких А. А., Домрачева Л. И., Широких И. Г., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Зыкова Ю. Н. Опыт совместного культивирования гриба *Hericium erinaceus* и цианобактерий // *Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием*. Кн. 2. Киров: ВятГУ, 2018. С. 48–51.
17. Гайфутдинова А. Р., Домрачева Л. И., Трефилова Л. В. Перспективы использования *Fischerella muscicola* и азида натрия для подавления развития *Fusarium solani* // *Теоретическая и прикладная экология*. 2013. № 2. С. 124–128.
18. Товстик Е. В., Широких И. Г., Домрачева Л. И. Оценка совместного действия цианобактерии *Fisherella muscicola* и стрептомицетов на растения в модельном опыте // *Теоретическая и прикладная экология*. 2017. № 1. С. 83–88.
19. Домрачева Л. И., Трефилова Л. В., Ковина А. Л., Горностаева Е. А., Малыгина О. А., Новокшонова Н. В. Влияние способов предпосевной обработки семян лядвенца рогатого на интенсивность образования клубеньков // *Теоретическая и прикладная экология*. 2014. № 3. С. 67–72.
20. Горностаева Е. А., Домрачева Л. И. Ковина А. Л., Трефилова Л. В. Перспективы биотехнологического использования цианобактерии *Fischerella muscicola* // *Биотехнология – от науки к практике*. Всерос. конф. с междунар. участием. Т. 1. Уфа: Башкир. ГУ, 2014. С. 98–101.

ВЛИЯНИЕ СИНТЕТИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ НА ИНТЕНСИВНОСТЬ ОБРАЗОВАНИЯ БИОПЛЕНКИ ШТАММОМ *ACINETOBACTER CALCOACETICUS* ВКПМ В-10353

*А. В. Гильдебрант, Е. В. Яровая, В. Ю. Дробот, И. С. Сазыкин,
М. А. Сазыкина*

Южный федеральный университет, gildebrant@sfedu.ru

Синтетические моющие средства (СМС) состоят из поверхностно-активных веществ (ПАВ) и различных добавок – ароматизаторов, консервантов, красителей и др. Широкое использование СМС для удаления загрязнений с различных поверхностей приводит к загрязнению окружающей среды. Фосфаты, которые добавляются в качестве хелатообразующих агентов для усиления моющей способности, могут вызывать чрезмерный рост водорослей, вызывающих эвтрофикацию вод [1]. Также фосфаты ответственны за образование белой пены, которая является барьером для проникновения кислорода и света в воду. В результате этих воздействий страдает водная фауна и флора, вода становится непригодной для использования растениями, животными и человеком [2].

Существующие законы включают стандарты для моющих средств и фосфатов, но не дают рекомендаций относительно других компонентов СМС, которые могут составлять 80% от общего количества компонентов, они не поддаются биологическому разложению и являются токсичными. К ним относятся антиоксиданты, антисептики, фунгициды, хлор, хлорамины, тяжелые металлы [2].

В данной работе было исследовано влияние следующих СМС на интенсивность образования биопленки штаммом *Acinetobacter calcoaceticus* ВКПМ В-10353: средство для мытья посуды Fairy «Сочный лимон» (ООО «Проктер энд Гэмбл-Новомосковск», Россия); средство для мытья посуды Сj Lion «Chamgreen – Айва» («Си Джи Лайон Корпорейшн» Корея) в различных концентрациях (0,001%; 0,005%; 0,01%; 0,05%; 0,1%; 0,5%). Для количественного определения интенсивности образования биопленок использовался метод окрашивания кристаллическим фиолетовым [3, 4].

В ходе исследования было установлено, что средство для мытья посуды Fairy «Сочный лимон» стимулирует образование биопленки штаммом *Acinetobacter calcoaceticus* ВКПМ В-10353 в диапазоне концентраций от 0,001% до 0,1%, при этом максимальный стимулирующий эффект показан при концентрациях 0,01% и 0,05% – оптическая плотность выше значений контроля на 164,61%. В максимальной же из исследованных концентраций (0,5%) данное СМС подавляет развитие биопленки – оптическая плотность ниже контрольных значений на 38,34%.

Средство для мытья посуды Сj Lion «Chamgreen – Айва» оказало стимулирующий эффект на образование биопленки в диапазоне концентраций 0,005%–0,05%, максимальный эффект зарегистрирован при концентрации

0,01% – оптическая плотность на 109,96% выше контроля. В присутствии максимальной из исследованных концентраций (0,5%) данного СМС также, как и в случае с Fairy «Сочный лимон», отмечено снижение интенсивности образования биопленки – оптическая плотность по отношению к контролю ниже на 45,67%.

В целом наблюдается схожая картина действия двух исследованных СМС, хотя стимулирование биопленкообразования у Сj Lion «Chamgreen – Айва», которое позиционируется производителем как безопасное средство для мытья детской посуды, наблюдается в меньшем диапазоне концентраций и с меньшей выраженностью эффекта. Но подавляющий эффект при концентрации 0,5% у данного средства выражен сильнее. Таким образом, загрязнение исследованными СМС окружающей среды может нарушать природные микробные сообщества.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (грант № 6.2379.2017/ПЧ), РФФИ (проект № 17-04-00787).

Литература

1. Warwick C., Guerreiro A., Soares A. Sensing and analysis of soluble phosphates in environmental samples: A review // Biosensors and Bioelectronics. 2013. V. 41. P. 1–11.
2. Kogawa A. C., Cernic B. G., do Couto L. G. D., Salgado H. R. N. Synthetic detergents: 100 years of history // Saudi pharmaceutical journal. 2017. V. 25. № 6. P. 934–938.
3. Гильдебрант А. В., Сазыкин И. С., Сазыкина М. А. Методы исследования бактериальных биопленок // Вестник биотехнологии и физико-химической биологии имени Ю. А. Овчинникова. 2018. Т. 14. № 1. С. 86–91.
4. Гильдебрант А. В., Кушнарева Д. Н., Каплина А. В., Мозговая А. И., Сазыкин И. С., Сазыкина М. А. Влияние загрязняющих веществ на интенсивность образования биопленки штаммом *Vibrio aquamarinus* ВКПМ В-11245 // Изв. Саратов. ун-та. Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. 2019. Т. 19. Вып. 1. С. 103–111.

ОРГАНИЗАЦИЯ АЛЬГО-ЦИАНОБАКТЕРИАЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НЕКОТОРЫХ РЕКРЕАЦИОННО-НАРУШЕННЫХ ПОЧВ

Ю. М. Бачура

*Гомельский государственный университет имени Ф. Скорины,
bachura@gsu.by*

Территории вблизи крупных городов подвержены постоянным антропогенным воздействием, что приводит к значительным нарушениям в функционировании прилегающих к городам природных экосистем. Рекреационное воздействие типично для таких территорий и отличается многообразием действующих на экосистему факторов, среди которых механическое вытаптывание, пирогенное воздействие, а также несанкционированное выбрасывание мусора [1–6].

Целью данной работы являлось изучение состава и структуры альгоцианобактериальных сообществ (АЦБС) рекреационно-нарушенной площадки для отдыха в смешанном лесу окрестностях города Гомеля.

Обор проб почвы проводили по общепринятой в почвенной альгологии методике [7] в июле 2017 г. в смешанном лесу в окрестностях г. Гомеля на рекреационно-нарушенной площадке для отдыха, подвергшейся вытаптыванию и огневому воздействию. Пробы отбирали на участках пяти категорий по слоям 0–5 см и 5–10 см: I категория – зола кострища; II категория – участки в центре кострища, очищенные от золы; III категория – участки в 0,5 м от кострища, отличающиеся обнаженным минеральным слоем сильно уплотненной почвы, отсутствием высших растений; IV категория – участки в 1 м от центра характеризующиеся наличием высших растений в угнетенном состоянии; минеральный слой сильно уплотненной почвы на отдельных участках был обнажен; V категория – участки в 5 м от площадки с наличием высших растений (контроль).

Культивирование водорослей осуществляли методом почвенных культур «со стеклами обрастания» и агаровых культур в климатостате КС-200 при постоянных условиях. Просмотр стекол обрастания проводили через две, четыре и шесть недель, учитывая последовательность появления водорослей на стеклах обрастания. Жизненные формы водорослей приведены в соответствии с классификацией, разработанной Э. А. Штиной и М. М. Голлербахом [8, 9].

В ходе проведенного исследования на площадке для отдыха был выявлен 51 вид водорослей и цианобактерий, относящихся к 36 родам, 28 семействам, 19 порядкам, 8 классам, 5 отделам. Преобладали представители отдела Chlorophyta, доля видов которого составила 37,3 %, далее в порядке убывания расположились отделы Cyanobacteria (25,5 %), Bacillariophyta (19,6 %), Ochrophyta (17,6 %). Наибольшим числом видов характеризовались порядки Chlamydomonadales (8 видов), Naviculales (7 видов), Chlorellales и Oscillatoriales (по 5 видов); остальные порядки включали от одного до четырех представителей.

В семейственном спектре доминировали Chlamydomonadaceae (6 видов) и Phormidiaceae (5 видов), все остальные семейства являлись маловидовыми, что свидетельствует об упрощенной организации АЦБС почв исследуемого участка и типично для антропогенно-нарушенных территорий [1, 5, 10, 11]. Наиболее многочисленными по числу видов были роды *Chlamydomonas*, *Phormidium*, (по 5 видов) и *Chlorella* (4 вида).

В экологическом отношении доминировали эдафотрофные представители (92,0%); был выявлен 1 гидрофильный представитель (*Cosmarium* sp.; 2,0%). Большинство эдафотрофных водорослей относились к Ch-жизненной форме – 29,4% (одноклеточные и колониальные зеленые и частично охрофитовые водоросли, отличаются устойчивостью к различным экстремальным условиям, обычно обозначаемые как «убиквисты»). Значительной была доля представителей В-формы – 19,6%, (водоросли с подвижными клетками, жи-

вущими в самых поверхностных слоях влажной почвы или в слизи других водорослей; холодостойкие, светолюбивые, многие формы – солевыносливые, но неустойчивы против высыхания), С-формы – 15,7% (одноклеточные, колониальные или нитчатые формы, которые могут образовывать обильную слизь; более требовательны к воде и переносят высыхание в виде спор, зигот, реже в вегетативном состоянии) и Н-формы – 15,7% (нитчатые формы, тенелюбивы, живут в толще почвы, при благоприятной влажности – на поверхности; достаточно требовательны к влажности почвы). Далее в порядке убывания расположились представители Р- (13,6%), Х- и М-форм (по 2,0%).

Сравнение видового состава водорослей и цианобактерий исследуемых участков приведено на рисунке.

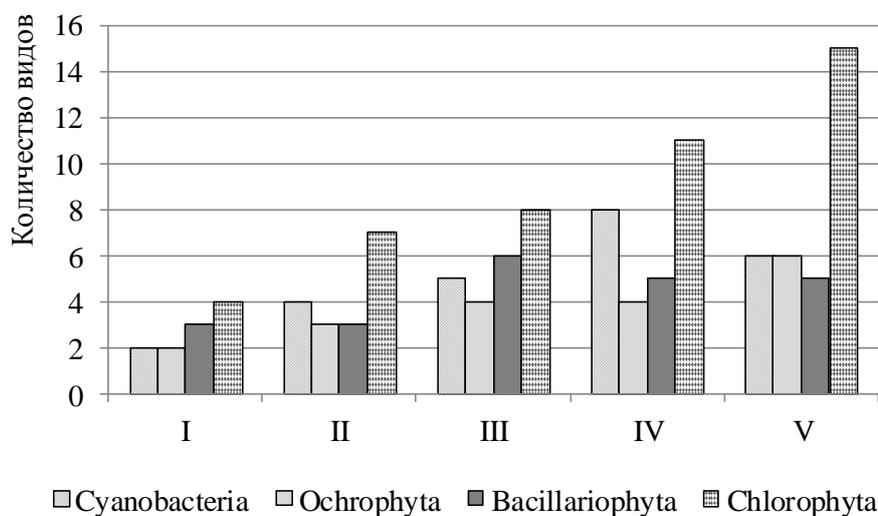


Рис. Таксономическая структура АЦБС исследуемых участков

Максимальное видовое богатство водорослей и цианобактерий было выявлено на контрольном участке (V) – 32 вида, среди которых доминировали зеленые водоросли, что типично для лесных почв [12–14].

В золе костра (I) отмечено минимальное количество видов водорослей и цианобактерий, что обусловлено изменением условий существования для водорослей – снижением влажности, увеличением количества зольных элементов, изменением pH почвенного раствора.

Преобладали в золе зеленые водоросли-убиквисты Ch-формы (*Bracteacoccus* sp., *Chlorococcum* sp., *Tetracystis* sp., *Chlorella ellipsoidea*) и диатомовые водоросли В-жизненной формы (*Hantzschia amphioxys*, *Stauroneis* sp., *Pinnularia viridis*), для которых данные условия существования оказались приемлемыми. В почве кострища (II) видовое богатство водорослей и цианобактерий расширилось за счет «вселения» зеленых водорослей (*Neosporangiococcum* sp., *Chlorosarcinopsis* sp., *Cosmarium* sp.), цианобактерий (*Phormidium autumnale*, *Cyanothece aeruginosa*) и охрофитовых водорослей (*Xanthonema* sp.); 50,0 % из которых являются представителями Ch-жизненной формы.

С уменьшением степени влияния пирогенного фактора (участки 3 и 4) наблюдали расширение как таксономического разнообразия, так и спектров жизненных форм водорослей и цианобактерий исследуемых территорий несмотря на одновременное действие на данной площадке другого фактора (вытаптывание). Однако, следует отметить, что изменения происходили в основном за счет увеличения на данных участках представителей отделов Cyanobacteria и Chlorophyta; наиболее чувствительные к антропогенному влиянию Ochrophyta вегетировали на участках не столь активно.

Как отмечено выше, отбор проб на участках проводили послойно, так как известно, что пирогенный фактор вызывает перемещение почвенных водорослей и цианобактерий в более глубокие слои почвы и обеднение видового состава АЦБС верхнего слоя, в связи с выгоранием некоторых представителей [1, 4].

На всех исследуемых участках отмечено типичное для лесных биогеоценозов распределение фотоавтотрофных микроорганизмов в профиле почвы: сокращение видового богатства водорослей и цианобактерий при переходе к более глуболежащим слоям (табл.).

В экологическом отношении на большинстве участков исследуемой территории сохранилось доминирование водорослей Ch-жизненной формы. На участках средней степени нарушенности (участки 3, 4) отмечено увеличение долевого участия в составе АЦБС водорослей H-формы во обоих горизонтах и водорослей C-формы в слое 5–10 см, что свидетельствует об улучшении условий влажности на данных участках [4, 8, 14].

Таблица

Сравнение структуры АЦБС по профилю почвы

Участки почвы	Слои почвы	
	0–5 см	5–10 см
Таксономическая структура		
I	Суан 18,2 Ochr 18,2 Bac 27,3 Chlor 36,3 (11)	Bac 75,0 Ochr 25,0 (4)
II	Суан 23,1 Ochr 23,1 Bac 23,1 Chlor 30,7 (13)	Суан 36,3 Ochr 18,2 Bac 18,2 Chlor 27,3 (11)
III	Суан 23,5 Ochr 23,5 Bac 29,5 Chlor 23,5 (17)	Суан 17,6 Ochr 17,6 Bac 23,5 Chlor 41,3 (17)
IV	Суан 27,3 Ochr 18,2 Bac 22,7 Chlor 31,8 (22)	Суан 16,7 Ochr 16,7 Bac 22,2 Chlor 44,4 (18)
V	Суан 15,4 Ochr 26,9 Bac 15,4 Chlor 42,3 (26)	Суан 15,0 Ochr 25,0 Bac 15,0 Chlor 45,0 (20)
Экологическая структура		
I	Ch 45,4 C 9,1 P 9,1 B 27,3 H 9,1 (11)	Ch 25,0 B 75,0 (4)
II	Ch 38,4 C 7,7 P 15,4 B 23,1 H 7,7 hydr 7,7 (13)	Ch 45,4 C 9,1 P 18,2 B 18,2 H 9,1 (11)
III	Ch 35,3 C 5,9 P 11,7 B 29,4 H 11,7 X 5,9 (17)	Ch 41,3 C 17,6 B 23,5 H 17,6 (17)
IV	Ch 31,8 C 9,1 P 18,2 B 22,7 H 18,2 (22)	Ch 33,3 C 27,8 B 22,2 H 16,7 (18)
V	Ch 30,8 C 19,2 P 7,7 B 15,4 H 23,1 X 3,8 (26)	Ch 35,0 C 30,0 B 15,0 H 20,0 (20)

Примечание – индексы указывают процент от общего количества видов; Суан – Cyanobacteria, Ochr – Ochrophyta, Bac – Bacillariophyta, Chlor – Chlorophyta; Ch, C, H, X, P, B – жизненные формы эдафотрофных видов, hydr – гидрофильные виды [8, 9].

Проведенный нами анализ АЦБС показал, что их состав и организация зависят от вида и степени рекреационной нагрузки: при увеличении числа действующих на почву факторов наблюдали сокращение видового богатства водорослей и цианобактерий, упрощение таксономического разнообразия и спектров жизненных форм данных групп микроорганизмов.

Литература

1. Пивоварова Ж. Ф., Илюшенко А. Е., Благодатнова А. Г. и др. Почвенные водоросли антропогенно нарушенных экосистем. Новосибирск, 2014. 146 с.
2. Сугачкова Е. В. Влияние рекреационной нагрузки на сообщества почвенных водорослей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 2000. 20 с.
3. Добровольский Г. В. Деградация и охрана почв. М., 2002. 654 с.
4. Пивоварова Ж. Ф., Илюшенко А. Е., Благодатнова А. Г. и др. Фитоценотическая организация группировок почвенных водорослей антропогенно нарушенных экосистем. Новосибирск, 2015. 217 с.
5. Хайбуллина Л. С., Суханова Н. В., Кабиров Р. Р. Флора и синтаксономия почвенных водорослей и цианобактерий урбанизированных территорий. Уфа, 2011. 216 с.
6. Бачура Ю. М. Почвенные водоросли и цианобактерии антропогенно-преобразованных почв (на примере Гомельского региона). Чернигов, 2016. 148 с.
7. Зенова Г. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. М., 1990. 80 с.
8. Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. М., 1976. 143 с.
9. Трухницкая С. М., Чижевская М. В. Альгофлора рекреационных территорий Красноярской урбоэкосистемы. Красноярск, 2008. 134 с.
10. Новаковская И. В., Патова Е. Н. Почвенные водоросли еловых лесов и их изменения в условиях аэротехногенного загрязнения. Сыктывкар, 2011. 128 с.
11. Алексахина Т. И., Штина Э. А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М., 1984. 98 с.
12. Алексахина Т. И. Особенности флоры почвенных водорослей в разных типах леса // Ботан. ж. 1971. Т. 56, № 11. С. 1658–1669.
13. Чаплыгина О. Я. Закономерности развития почвенных водорослей в хвойных и лиственных лесах Подмосковья: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1997. 24 с.
14. Мальцева И. А. Почвенные водоросли лесов степной зоны Украины. Мелитополь, 2009. 312 с.

СПОСОБНОСТЬ ПОЧВЕННЫХ БАКТЕРИЙ РАЗЛАГАТЬ ФЕНОЛ

Л. Р. Иминова^{1,2}, В. П. Поливцева^{1, 2}, И. П. Соляникова^{1, 2}

¹ *Пуцинский государственный естественно-научный институт,
uzdleila90@gmail.com*

² *Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г. К. Скрябина
РАН, ФИЦ Пуцинский Научный центр биологических исследований РАН,
kaistia@gmail.com*

Загрязнение окружающей среды устойчивыми поллютантами представляет одну из значимых проблем современности. Исторически сложилось так, что технология почти всех химических производств разрабатывалась без учета ее влияния на окружающую среду. Действительно, технология целлюлозы и нефти начала создаваться в то время, когда незначительные масштабы про-

изводства не вызывали большого загрязнения окружающей среды. Естественно, эти вопросы не привлекали к себе внимания. Постепенно химические производства расширялись, увеличивалось и количество отходов. Стали разрабатываться и внедряться технологии очистки, и, благодаря принимаемым мерам, величина загрязнений, приходящихся на тонну выпускаемой продукции, уменьшается. Но с развитием химической промышленности абсолютное их количество возрастает. Появляются и новые химические соединения, которые не разлагаются и не обеззараживаются в природных условиях, а их влияние на живые организмы может быть катастрофическим. Общее количество веществ-загрязнителей, образующихся в химических отраслях промышленности, велико. Так, важнейшими загрязнителями воздушного бассейна являются окись углерода, сернистый газ, окислы азота, пыль, сажа, канцерогенные вещества, фтор, аэрозоли металлов. Загрязнители водного бассейна – различные соли, щелочи и кислоты, кадмий, ртуть, мышьяк, нефть и продукты ее переработки, цианиды и фенолы. Фенол и его производные образуются как результат функционирования нефтеперерабатывающих предприятий, сталелитейных заводов и доменных печей [1, 2]. Они обнаруживаются в сточных водах производств, связанных с тепловой переработкой древесины, сланцев, торфа, бурых и каменных углей (например, коксохимические заводы, газогенераторные станции); в сточных водах нефтеперерабатывающих заводов, заводов пластмасс, искусственных смол, лесохимических заводов, заводов органических красителей, древесностружечных плит, обогатительных фабрик цветной металлургии и др. [3]. По разным данным, концентрация фенола в сточных водах может достигать до 0,5 г/л [3, 4] или до 30 г/л [<http://enviropark.ru/course/info.php?id=49>]. Наиболее загрязнены фенолами так называемые подсмольные воды, образующиеся при сухой перегонке древесины, сланцев. Сброс фенольных вод в водоемы и водотоки резко ухудшает их общее санитарное состояние, оказывая влияние на живые организмы не только своей токсичностью, но и значительным изменением режима биогенных элементов и растворенных газов (кислорода, углекислого газа). Процесс самоочищения водоемов от фенола протекает относительно медленно и его следы могут уноситься течением реки на большие расстояния, поэтому до сброса стоки, содержащие фенол, подвергают достаточной очистке.

Целью данной научной работы является выявление почвенных микроорганизмов, способных разлагать фенол.

В работе использовано более 40 штаммов микроорганизмов, выделенных из различных загрязненных и незагрязненных почв.

Способность бактерий разлагать фенол проверяли, проводя культивирование следующим образом: все культуры были пересеяны на агаризованный мясо-пептонный бульон (МПБ). Культурами, выросшими на МПБ, засеивали минеральную среду с фенолом (100 мг /л). За ростом культур следили, определяя оптическую плотность (ОП) при 560 нм, наличие фенола контролировали, снимая спектры в диапазоне 220–350 нм. рН среды поддерживали в диапазоне значения 7,0–7,2 путем внесения NaOH. Культуры, утилизирую-

щие фенол в концентрации 100 мг/л, пересевали в свежую минеральную среду, концентрацию фенола увеличивали до 300 мг/л. Культуры, разлагающие фенол в концентрации 300 мг/л, пересевали в свежую среду с фенолом в концентрации 500 мг/л.

Идентификацию бактерий осуществляли на основании анализа генов 16S рРНК. Амплификацию гена 16S рРНК проводили с использованием бактериальных праймеров 27F (5` AGAGTTTGATC(A/C)TGGCTCAG 3`) и 1492R (5` ACGG(C/T)TACCTTGTTACGACTT 3`) на амплификаторе BioRad «Bio-Rad Laboratories» (США). Для поиска гомологичных последовательностей использовали базу данных GenBank (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>).

Микроскопические наблюдения проводили с использованием микроскопов Nikon Eclipse Ci microscope (Nikon) с камерой Jenoptic ProgRes®SpeedXTcore5; Reichert («Zetopan», Австрия); Axioplan (CarlZeiss, Германия).

Выделенные из различных загрязненных и незагрязненных почв штаммы, были разделены на 4 группы.

Группа № 1: 8 штаммов, выделенных из ризосферы растений, растущих в незагрязненной почве: штаммы Ф.ч. 1–8.

Из этой группы все штаммы были пересеяны на минеральную среду с увеличенной до 300 мг/л концентрацией фенола (табл. 1).

Штаммы (Ф.ч. 4, 5, 6, 7, 8), способные разлагать фенол в концентрации 300 мг/л, были пересеяны на минеральную среду, содержащую фенол в концентрации 500 мг/л. Из них наиболее активными оказались: Ф.ч. 5, 7, 8.

Группа № 2. Из следующей группы штаммов, выделенных из ризосферы растений, растущих в загрязненной почве по такому же алгоритму действий из 6 штаммов, отобран один Ф.г. 1, проявивший способность разлагать фенол в концентрации 500 мг/л.

Группа № 3. В данную группу штаммов входило 17 штаммов, микроорганизмов, выделенных из загрязненной почвы (г. Саратов, «Саратовский нефтеперерабатывающий завод») (табл. 2).

Таблица 1

Убыль фенола при культивировании бактерий, 300 мг/л*

Порядковый номер штамма	«0» проба	24 часа	96 часов
Ф.ч. 1	1,937	1,917	
Ф.ч. 2	1,088		1,062
Ф.ч. 3	1,370		1,270
Ф.ч. 4	1,160	0,696	
Ф.ч. 5	1,439	0,502	
Ф.ч. 6	2,907	2,615	0,806
Ф.ч. 7	3,052	2,832	0,703
Ф.ч. 8	2,950	2,988	0,541

Примечание: *приведены максимумы поглощения фенола на 270 нм.

Таблица 2

Убыль фенола при культивировании бактерий, 100 мг/л*

Порядковый номер штамма	«0» проба	48 часов	96 часов
2Б	0,460	0,479	0,476
3Б	0,593	0,488	0,472
4Б	0,507	0,503	0,519
5Б	1,872	1,869	1,219
7Б	1,511	1,371	0,895
8	0,752	0,591	0,484
13	0,821	0,727	0,605
1	0,646	0,580	0,540
2	0,643	0,606	0,600
3	0,580	0,654	0,685
4	1,021	0,912	0,899
5	2,082	2,052	2,078
6	1,870	1,873	1,921
10	2,832	2,859	2,899
11	1,765	1,766	1,751
14	2,329	2,373	2,434
15	2,389	2,59	2,428

Из этой группы на увеличенную до 500 мг/л концентрацию фенола были пересеяны 3 штамма (8, 7Б, 13БН) (табл. 3).

Таблица 3

Убыль фенола при культивировании бактерий, 500 мг/л *

Порядковый номер штамма	«0» проба	24 часа	96 часов
13БН	3,040	3,050	1,252
8	2,980	2,931	1,483
7Б	2,319		0,524

Примечание: *приведены максимумы поглощения фенола на 270 нм.

Группа № 4. Состояла из 10 коллекционных штаммов-деструкторов поллютантов: 37 м/1, 6 1/Т, 3136, 3138, 3135, Н.С., ТХД-13, 3А, Кг-16, 14 имп. Среди них было отобрано 4 штамма, разлагающих фенол в концентрации 500 мг/л (табл. 4).

Таблица 4

Убыль фенола при культивировании бактерий, 500 мг/л *

Порядковый номер штамма	«0» проба	24 часа	96 часов
6 1/Т	2,922	2,721	0,548
14 имп	2,955	2,933	0,335
3136	2,450	0,807	0,216
Тхд-13	2,942		0,423

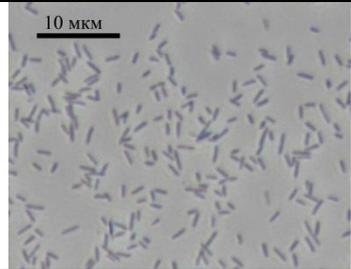
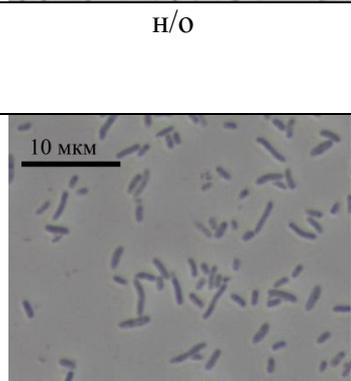
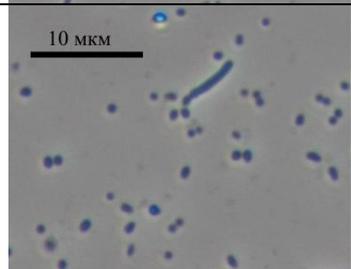
Примечание: *приведены максимумы поглощения фенола на 270 нм.

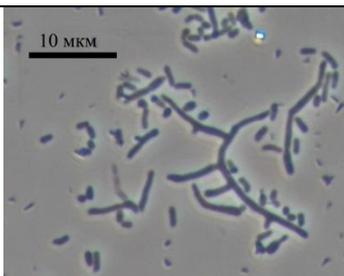
Таким образом, из 41 выделенного штамма было отобрано 11 по способности разлагать фенол в концентрации 500 мг/л. Часть культур была идентифицирована. Проведенные микроскопические исследования коррелировали

с результатами идентификации отобранных штаммов и отображали их характерные морфологические особенности. Так, например, клетки культуры 7Б, выделенной из незагрязненной почвы, представлены длинными ветвящимися неподвижными палочками, характерными для родококов. Анализ гена 16sРНК также подтверждает принадлежность культуры 7Б к роду *Rhodococcus*. Результаты представлены в таблице 5.

Таблица 5

Некоторые свойства отобранных штаммов наиболее активных с фенолом

Штамм	Место выделения	Максимальная разлагаемая концентрация фенола, (мг/л)	Род	Изображение
1	2	3	4	5
Ф.ч. 5	Ризосфера растений с незагрязненных почв	500	н/о	н/о
Ф.ч. 7	Ризосфера растений с незагрязненных почв	500	<i>Stenotrophomonas</i> sp.	
Ф.ч. 8	Ризосфера растений с незагрязненных почв	500	<i>Stenotrophomonas</i> sp.	
Ф.г. 1	Ризосфера растений с загрязненных почв	500	н/о	н/о
13БН	Загрязненная почва (г. Саратов, «Саратовский нефтеперерабатывающий завод»)	500	<i>Pseudomonas</i> sp.	
8	Загрязненная почва (г. Саратов, «Саратовский нефтеперерабатывающий завод»)	500	н/о	

1	2	3	4	5
7Б	Незагрязненная почва	500	<i>Rhodococcus</i> sp.	

Примечание: н/о – не определено.

В результате проведенной работы показано, что штаммы-активные деструкторы фенола обнаруживаются как в почвах, длительное время подвергавшихся антропогенной нагрузке, так и в «чистых» почвах, не несущих следы сельскохозяйственной и промышленной деятельности человека.

Дальнейшая работа будет направлена на выявление особенностей процесса деструкции фенола отобранными штаммами.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта №18-34-00964.

Литература

1. Bonfá M. R., Grossman M. J., Piubeli F., Mellado E., Durrant L.R. Phenol degradation by halophilic bacteria isolated from hypersaline environments // *Biodegradation*. 2013. V. 24. No. 5. P. 699–709. doi: 10.1007/s10532-012-9617-y.
2. Kotresha D., Vidyasagar G. M. Degradation of phenol by novel strain *Pseudomonas aeruginosa* MTCC 4997 isolated from petrochemical industrial effluent // *International Journal of Microbial Resource Technology*. ISSN 2278 – 3822. 2014. Vol. 2. No. 3. P. 1–15.
3. Zhu X., Tian J., Chen L. Phenol degradation by isolated bacterial strains: kinetics study and application in coking wastewater treatment // *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2012. V. 87. P. 123–129. DOI 10.1002/jctb.2691
4. Singh N., Kumari A., Balomajumder C. Modeling studies on mono and binary component biosorption of phenol and cyanide from aqueous solution onto activated carbon derived from saw dust // *Saudi J. Biol. Sci.* 2018. V. 25. No. 7. P. 1454–1467. doi: 10.1016/j.sjbs.2016.01.007.

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ КАК ИНДИКАТОР ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ г. СИБАЙ РЕСПУБЛИКИ БАШКОРТОСТАН

Г. Р. Ильбулова, Г. Г. Бускунова
Сибайский институт (филиал)

ФГБОУ ВО «Башкирский государственный университет», ilbulova@mail.ru

Микроорганизмы уже давно применяются в качестве одного из тестов при оценке мутагенных свойств химических соединений, главным образом, при оценке их опасности для человека. Изучение особенностей почв и процессов, протекающих в них, является ведущей задачей современного монито-

ринга окружающей среды. Особо остро эта задача стоит на участках производственных предприятий и территориях прилегающих к ним.

Одним из наиболее эффективно диагностирующих индикаторов загрязнения почв является ее биологическое состояние, которое можно оценить по жизнеспособности населяющих ее почвенных микроорганизмов. Микроорганизмы, обладая исключительной чувствительностью и большим видовым разнообразием, могут служить хорошими индикаторами благополучия почвенных экосистем. Поэтому, изучение показателей биологической активности почв для оценки степени их загрязненности, является особенно актуальным.

Микробиота, биохимические параметры почвы, её биологическая активность под влиянием антропогенного воздействия изменяются в первую очередь, поэтому считаются многими исследователями наиболее чувствительными к загрязнению показателями состояния почвенного покрова [1–6]. Высокая чувствительность различных составляющих биологической активности позволяет проводить раннюю диагностику любых негативных и позитивных изменений в почвах и использовать их в качестве параметров биомониторинга.

В связи с этим цель работы заключалась в изучении микрофлоры почв территорий, прилегающих к территории Сибайской обогатительной фабрики.

Исследования проводились в г. Сибай Республики Башкортостан в зоне влияния крупного предприятия – Сибайского филиала Учалинского горнообогатительного комбината (СФ УГОК). Почвенные образцы отбирались из верхнего слоя почвы до 10 см: № 1 – непосредственно на карьере на участке, где уже начался процесс гумусообразования; № 2 – на территории старой дамбы хвостохранилища; № 3 – на территории новой дамбы хвостохранилища; № 4 – на пашне, находящейся на расстоянии 0,5 км от хвостохранилища; № 5 – на удалении 15 км от обогатительной фабрики, почвы покрытые естественной растительностью, который служил как контроль.

Качественный состав микрофлоры почвы оценивали по содержанию физиолого-биохимических групп аммонифицирующих, аминоавтотрофных, гумусоразлагающих, олиготрофных бактерий. Аммонифицирующие микроорганизмы выращивали на среде мясо-пептонном агаре (МПА); аминоавтотрофные микроорганизмы, использующие минеральные формы азота, выращивали на крахмало-аммиачном агаре (КАА); гумусоразлагающие микроорганизмы на агаризованной почвенной вытяжке и на нитритном агаре, приготовленном по методу Виноградского (ПА); олиготрофные микроорганизмы на голодном агаре (ГА) [7].

Наибольшее число микроорганизмов содержится в верхнем слое почвы 0–15 см. Показатели общей численности основных групп микроорганизмов характеризуют потенциальный запас микроорганизмов. Групповой состав микроорганизмов, связанных с циклом азота, считают наиболее показательным для оценки почвенного плодородия [8, 9]. Анализ физиологических групп дает возможность составить представление о соотношении микроорга-

низмов, осуществляющих различные биохимические процессы, и до некоторой степени судить о господствующих направлениях в этих процессах.

Проведённое нами исследование показало как видовую, так и численную неравномерность распределения микроорганизмов в почве на разных участках, что, прежде всего, связано с различной чувствительностью разных эколого-трофических групп микроорганизмов к техногенному воздействию (рис.). Наименьшая численность основных эколого-трофических групп микроорганизмов наблюдалась в почвенном образце, отобранном на территории старой дамбы (№ 2), что свидетельствует о том, что эта территория наиболее подвержена техногенной нагрузке. Наибольшая численность всех групп микроорганизмов наблюдалась в почвенном образце, который был взят как контроль (№ 5).

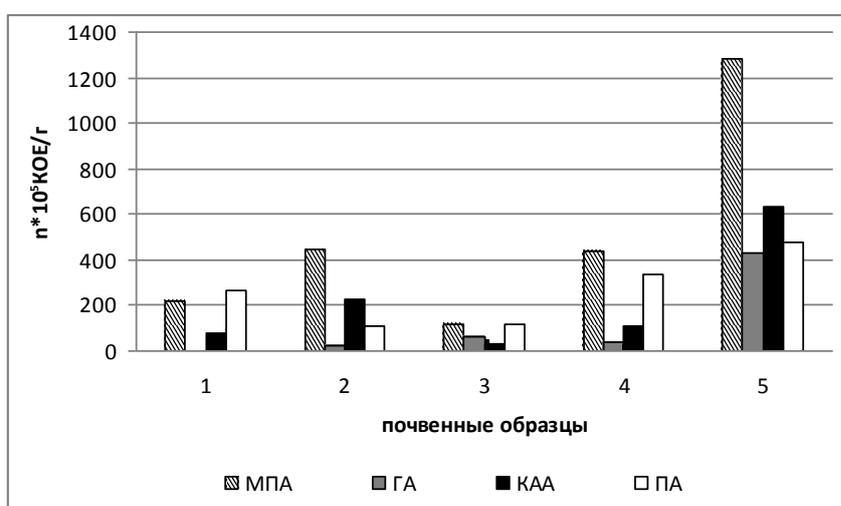


Рис. Изменение численности микроорганизмов различных групп в почвах, прилегающих к территории Сибайской обогатительной фабрики

Следует отметить, что относительные количества разных групп микроорганизмов также различаются на участках отбора проб на разных территориях. Наименьшее количество аммонифицирующих, аминоавтотрофных и гумусоразлагающих бактерий также наблюдалось в почвенном образце № 2 (на территории старой дамбы хвостохранилища), а наибольшее число в образце № 5, в контрольном образце взятом на расстоянии 15 км от СФ УГОК. Количество олиготрофных бактерий вообще отсутствовало в почвенном образце, взятом непосредственно с участка на карьере.

Таким образом, проведенные нами исследования показывают, что наиболее загрязненным участком в зоне воздействия СФ УГОК является территория старой дамбы хвостохранилища и такой показатель как численность основных групп микроорганизмов может быть использован при биодиагностике почв техногенного загрязнения.

Литература

1. Байбеков Р. Ф., Писарева А. В., Савич В. И., Мосина Л. П. Микробиологическая оценка загрязнения почв парков тяжелыми металлами // Плодородие. 2017. № 2. С. 51–53.

2. Безуглова О. С., Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Морозов И. В. Влияние высоких концентраций тяжелых металлов на гумусное состояние и биологическую активность чернозема обыкновенного карбонатного // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 1999. № 2. С. 65–71.
3. Касымова Ж. С. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на биологические свойства темно-каштановой почвы восточного Казахстана // Международный журнал экспериментального образования. 2016. № 5–2. С. 169–173.
4. Пономарева Т. В., Трефилова О. В., Богородская А. В., Шапченко О. А. Эколого-функциональная оценка состояния почв в зоне воздействия Норильского промышленного комплекса // Сибирский экологический журнал. 2014. № 6. С. 987–996.
5. Семенова И. Н., Ильбулова Г. Р., Суюндуков Я. Т. Изучение экологотрофических групп почвенных микроорганизмов в зоне влияния горнорудного производства // Фундаментальные исследования. 2011. № 11–12. С. 410–414.
6. Тихомирова Е. И., Трояновская Е. С., Третьякова С. Э., Веденева Н. В. Оценка эффективности комбинированной сорбционной технологии ремедиации разных типов почв, загрязненных тяжелыми металлами // Фундаментальные исследования. 2013. № 10–14. С. 3134–3139.
7. Методы почвенной микробиологии и биохимии. Учеб. пособие / Под ред. Д. Г. Звягинцева. М.: МГУ, 1991. 304 с.
8. Илялетдинов А. Н. Микробиологические превращения металлов. Алма-Ата, 1984. 268 с.
9. Мишустин Е. Н. Ценозы почвенных микроорганизмов // Почвенные организмы как компоненты биогеоценоза. М.: Наука, 1984. С. 5–24.

ИЗУЧЕНИЕ МИКРОБИОМА РИЗОСФЕРЫ САХАРНОЙ СВЕКЛЫ, КУЛЬТИВИРУЕМОЙ НА ДЕГРАДИРОВАННЫХ И НЕ ДЕГРАДИРОВАННЫХ ПОЧВАХ, ПУТЕМ МЕТАГЕНОМНОГО АНАЛИЗА

И. Э. Смирнова, А. К. Саданов, С. Т. Даугалиева
ТОО «НПЦ микробиологии и вирусологии», iesmirnova@mail.ru

Сельское хозяйство является одним из основных факторов негативного воздействия на земельные ресурсы. Антропогенное действие на почвы сельскохозяйственного назначения непрерывно возрастает: усиливается развитие эрозионных процессов, подтопления, опустынивания земель, переуплотнения почв [1]. Из-за отсутствия финансовых средств, фермеры не выполняют мероприятия по сохранению плодородия сельскохозяйственных земель, не соблюдают порядок проведения агротехнических, фитосанитарных, мелиоративных и противоэрозионных мероприятий, что приводит к потере продуктивности и деградации почв [2, 3].

Сахарная свекла является значимой технической культурой и в мировом земледелии занимает значительную площадь – 7,913 млн. га. Основными производителями сахарной свеклы является Россия, за ней следуют Франция и Соединенные Штаты [4, 5]. В тоже время, выращивание сахарной свеклы наносит существенный урон почвам, так как с урожаем выносятся большое количество питательных элементов, что вызывает сокращение почвенной

микробной биомассы и ее биоразнообразия [6, 7]. Кроме того, многие фермеры для получения прибыли не применяют ротацию культур и сеют сахарную свеклу на одних полях до 7 и более лет [8]. Все это приводит существенным изменениям в структуре микрофлоры агроценоза, снижению и утрате плодородия почв, и, в конечном итоге, к деградации и выводу почв из сельскохозяйственного оборота [9].

Микробное сообщество или микробоценоз, является важнейшей составляющей почв. Микроорганизмы, входящие в сообщество – это активные агенты, выполняющие функции биодеструкции и биоремедиации почвенных соединений [10, 11]. В ненарушенных микробоценозах сельскохозяйственных почв микроорганизмы успешно справляются с задачами транспорта и ассимиляции питательных элементов, таких как соединения азота, фосфора и калия. В деградированных почвах из-за существенного нарушения структуры агроценоза этого не происходит [12]. Поэтому изменения в биоразнообразии и численности представителей микрофлоры агроценозов являются индикатором нарушения естественных процессов, отвечающих за поддержание плодородия почв [13, 14]. Для восстановления деградированных почв, прежде всего, необходимо провести коррекцию структуры их микрофлоры и восстановить микробное разнообразие агроценозов [15, 16]. В этой связи, исследования, посвященные сравнительному анализу микрофлоры агроценозов не деградированных и деградированных почв, являются актуальными.

В настоящее время, для оценки состояния микрофлоры почв все чаще используют методы, основанные на секвенировании нуклеотидных последовательностей, выделяемых из почвы. При этом методом исследования становится метагеном – совокупный генетический материал экосистемы [17, 18]. Результаты, полученные на основе использования метагеномного анализа, позволяют произвести оценку таксономической структуры сообщества путем выбора ген-специфичных праймеров и/или секвенирования полноразмерных геномов [19, 20]. В качестве филогенетического маркера для прокариотов, в основном, используется структура переменных участков гена 16S рРНК.

Целью данного исследования было проведение сравнительного анализа микрофлоры ризосферы сахарной свеклы, культивируемой на деградированных и не деградированных сельскохозяйственных почвах, путем метагеномного анализа переменных V3 и V4 участков гена 16S рРНК.

Для изучения микробиома ризосферы сахарной свеклы были заложены полевые опыты в 2017–2018 гг. Опыты проводили на деградированных и не деградированных почвах юга-востока Казахстана (Жамбылская область) – основной зоне выращивания сахарной свеклы в республике. По своему типу почвы классифицировали как серозем обыкновенный. В качестве не деградированной почвы использовали образцы, собранные на полях с высокой агротехникой и повышенной урожайностью сахарной свеклы, в качестве деградированной почвы служили образцы, собранные на полях, где в течение 7 лет

без ротации культур сеяли сахарную свеклу, не проводились агротехнические мероприятия и не вносились минеральные удобрения.

Образцы почв были отобраны из ризосферы сахарной свеклы методом конверта, из верхнего гумусового горизонта (0-20 см), согласно действующему ГОСТу [21]. Период сбора образцов – летний (июль-август), фаза развития сахарной свеклы – «смыкания листьев в рядах».

Метагеномный анализ проводили методом NGS-секвенирования (Next Generation Sequencing) на приборе MiSeq (Illumina, USA). ДНК выделяли с помощью набора GenElute Soil Kit (Sigma). Генетические библиотеки готовили с помощью праймеров к V3 и V4 регионам 16S rRNA гена и адаптеров Illumina. Секвенирование проводили по методике, рекомендованной Illumina [22]. Обработку данных осуществляли с помощью программы MiSeq Reporter. Результаты сравнивались с данными *Greengenes database* Национальной лаборатории Lawrence Berkeley (США). Диаграммы результатов секвенирования отражали состав микроорганизмов образца в процентах.

Сбор почвенных образцов проводили в летний (июль-август) период года на полях Жамбылской области из ризосферы сахарной свеклы. Исследование агрохимического состава не деградированной почвы показало, что содержание гумуса в почве составляло 1,7-2,0%, содержание легкогидролизуемого азота – 34,6 мг/кг почвы, подвижного фосфора (в форме P_2O_5) – 54,6 мг/кг, подвижного калия (в форме K_2O) – 265,6 мг/кг почвы, раствора рН водный – 7,9 (щелочная реакция почвенного раствора). Предшественник – пшеница.

Изучение основных агрохимических свойств деградированной почвы показало, что содержание гумуса составляло менее 0,7%, содержание легкогидролизуемого азота – 4,6 мг/кг почвы, подвижного фосфора (в форме P_2O_5) – 14,0 мг/кг, подвижного калия (в форме K_2O) – 250 мг/кг почвы, рН водный – 9,71. Реакция водного раствора – сильнощелочная. По четырехбалльной шкале деградации почв, исследуемые образцы были отнесены к почвам с третьей степенью деградации [23]. Высокая щелочность почвенных растворов крайне неблагоприятна для роста и развития большинства растений.

Секвенирование ампликонов ПЦР с использованием Illumina MiSeq и сравнение их с данными базы Green Genes показало, что микробный состав ризосферы сахарной свеклы деградированных и не деградированных почв резко различается.

В микробиоме ризосферы не деградированной почвы на уровне фил основными являлись филумы *Firmicutes* до 40,77%, *Proteobacteria* до 26,02%, *Actinobacteria* – 9,15% (табл. 1).

В деградированной почве основными филами являлись *Proteobacteria* до 30,65%, *Actinobacteria* до 23,86% и *Firmicutes* – 17,1% (табл. 2).

Метагеномный анализ на уровне семейств показал существенные различия в структуре микробного сообщества (рис.).

Таблица 1

Почвенный микробиом ризосферы сахарной свеклы на уровне фил бактерий (не деградированная почва)

Филумы	Число родов	Содержание, %
<i>Firmicutes</i>	184,079	40,77
<i>Proteobacteria</i>	117,488	26,02
<i>Actinobacteria</i>	41,291	9,15
<i>Chloroflexi</i>	16,704 3	3,70
<i>Bacteroidetes</i>	15,271	3,38
<i>Planctomycetes</i>	8,063	1,79
<i>Verrucomicrobia</i>	7,829	1,73

Таблица 2

Почвенный микробиом ризосферы сахарной свеклы на уровне фил бактерий (деградированная почва)

Филумы	Число родов	Содержание, %
<i>Proteobacteria</i>	121,405	30,65
<i>Actinobacteria</i>	94,519	23,86
<i>Firmicutes</i>	67,719	17,10
<i>Planctomycetes</i>	16,734	4,22
<i>Bacteroidetes</i>	10,838	2,74
<i>Verrucomicrobia</i>	9,680	2,44
<i>Chloroflexi</i>	7,656	1,93

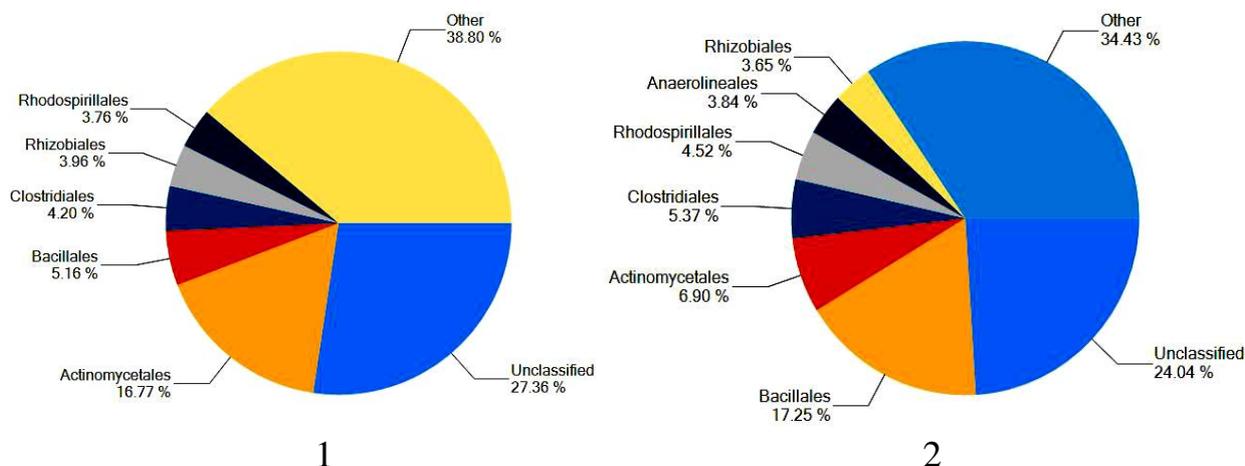


Рис. Почвенный микробиом ризосферы сахарной свеклы на уровне семейства бактерий (1 – деградированная; 2 – не деградированная почва)

Так, в ризосфере сахарной свеклы в деградированной почве наиболее многочисленным было семейство Actinomycetales – 18,1%, в не деградированной содержание этого семейства составляла только – 7,9% от общего числа бактерий. В ризосфере сахарной свеклы в не деградированной почве основным семейством являлось Bacillales (17,95%), в деградированной почве численность этого семейства составляла только – 5,71%. Также отмечено, присутствие в не деградированной почве такого семейства как Anaerolineales.

Таким образом, анализ структуры микробного сообщества ризосферы сахарной свеклы показал существенное различие между сообществами деградированных и не деградированных почв по составу и численности представителей микрофлоры. Можно сказать, что метагеномную технологию исследования микробных сообществ необходимо использовать для выявления структуры агроценозов и их биоразнообразия с целью дальнейшей коррекции.

Работа выполнена в рамках грантового проекта № AP05131526, финансируемого Министерством образования и науки республики Казахстан.

Литература

1. Волкова С. Н., Майоров Ю. И., Сивак Е. Е., Мясоедова М. А., Потемкин С. Н. Последствия антропогенного воздействия в развитии сельского хозяйства // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. 2012. Т. 2. №2. С. 78–80.
2. Вершинин В. В., Липски С.А. О состоянии плодородия земель сельскохозяйственного назначения и мерах по его воспроизводству // Международный сельскохозяйственный журнал. 2017. № 6. С. 14–17. doi:10.24411/2587-6740-2017-16003.
3. Сухова Е. А.. Сохранение плодородия земель сельскохозяйственного назначения как необходимое условие обеспечения продовольственной безопасности в Российской Федерации // Вестник Саратовской государственной юридической академии. 2014. № 4(99). С. 222–227.
4. Agriculture and rural development: Term Outlook for EU arable crops, dairy and meat markets. 2016: [accessed 2018 Jun 10]. <https://ec.europa.eu/agriculture/index>.
5. Statistics Portal. Sugar beet production worldwide 1965-2016. [accessed 2018 May 25] <https://www.statista.com/statistics/249609/sugar-beet-production-worldwide>.
6. Кириллов Н. А., Волков А. И., Прохорова Л. Н. Приемы повышения урожайности корнеплодов на дерново-подзолистых почвах Чувашии // Сахарная свекла. 2013. № 1. С. 23–27.
7. Paramasivan M., Chandrasekaran A., Mohan S., Muthukrishnan N. Ecological management of tropical sugar beet (TSB) root rot by rhizosphere Trichoderma species // Arch. Phytopath. Plant Prot. 2014. Vol. 47(13). С. 1629–1644. doi.org/10.1080/03235408.2013.853460.
8. Мерзалиев К., Кулькеев Е. Е., Альдеков Н. А., Аманова К. С. Эффективность использования иностранных гибридов и сортов сахарной свеклы в луговых и сероземных почвах юга Казахстана // Вестник сельскохозяйственных наук Казахстана. 2016. № 1–2. С. 21–25.
9. Привало К. И., Мамонова Л. Г., Малышева Е. В., Костенко Н. А. Воспроизводство плодородия почвы при интенсивной технологии возделывания сахарной свеклы // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. 2014. № 5. С. 48–50.
10. Agarry S. E., Aremu M. O., Aworanti O.A. Kinetic modelling and half-life study on bioremediation of soil co-contaminated with lubricating motor oil and lead using different bioremediation strategies // Soil and Sediment Contamination: An International Journal. 2013. Vol. 22(7). P. 800–816. doi: 10.1080/15320383.2013.768204.
11. Stanojkovic-Sebic A., Djukic D. A., Mandic L., Pivic R., Stanojkovic A. Evaluation of mineral and bacterial fertilization influence on the number of microorganisms from the nitrogen cycle in soil under maize // Communications in Soil Science and Plant Analysis. 2012. Vol. 43:21. P. 2777–2788. doi: 10.1080/00103624.2012.719975.
12. Безлер Н. В., Щеглов Д. И., Куликова Е. В., Дворянкин Е. А. Микробные сообщества черноземов и фитотоксичность почв свекловичных севооборотов // Вестник ВГУ. Серия Химия. Биология. Фармация. 2006. № 1. С. 96–103.

13. Skuodienė R., Tomchuk D., Aleinikovienė J. Plant root morphology and soil biological indicators under primary development of various swards // *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science*. 2017. Vol. 67(5). P. 435–443. doi: 10.1080/09064710.2017.1293724.
14. Стогниенко О. И., Шамин А. А. Влияние агротехники на почвенную и ризосферную биоту и распространенность микозов сахарной свеклы // *Защита и карантин растений*. 2014. № 8. С. 12–15.
15. Смирнова И. Э., Саданов А. К., Сабденова А. А., Нурмуханбетова А. М. Создание ЭМ-ассоциаций, изучение их влияния на пастбищные культуры и биологическую активность деградированных почв // *Вестник КазНУ. Серия биологическая*. 2016. № 3(65). С. 236–241.
16. Смирнова И. Э., Султанова А. Ж., Нурмуханбетова А. М. ЭМ-ассоциации, перспективные для восстановления почв деградированных пастбищ // *Евразийский союз ученых (ЕСУ)*. 2016. № 30. С. 14–17.
17. Riesenfeld C. S., Schloss P. D., Handelsman J. Metagenomics, genomic analysis of microbial communities // *Annual Review of Genetics*. 2004. Vol. 38. P. 525–552.
18. Vogel T. M., Simonet P., Jansson J. K., Hirsh P. R., Tiedje J. M., Van Elsas J. D., Bailey M. J., Nalin R., Philippot L. TerraGenome: a consortium for the sequencing of a soil metagenome // *Nat. Rev. Microbiol.* 2009. Vol. 7. P. 252–252.
19. Simon C., Daniel R. Metagenomic analyses: past and future trends // *Appl Environ Microbiol.* 2011. Vol. 4(77). P. 1153–1161.
20. Peiffer J. A., Spor A., Koren O., Jin Z., Tringe S. G., Dangl J. L., Buckler E. S., Ley R. E. // *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2013. Vol. 10(16). С. 6548–6553. <https://doi.org/10.1073/pnas.1302837110>.
21. ГОСТ 17.4.4.02-84 - Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического анализа. М.: Стандаринформ, 2008. 142 с.
22. Total RNA Sequencing Workflow: <https://www.illumina.com/techniques/sequencing/rna-sequencing.html> 18.08.2017.
23. Каштанов А. Н. Щербаков А. П., Черкасов Г. Н. Методическое пособие и нормативные материалы для разработки адаптивно-ландшафтных систем земледелия. Курск, 2001. 259 с.

БАКТЕРИОЛОГИЧЕСКИЕ ОБРАСТАНИЯ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

А. С. Савельева, Е. В. Глинская
Саратовский национальный исследовательский
государственный университет имени Н. Г. Чернышевского,
saveleva.sasha13@mail.ru, elenavg-2007@yandex.ru

Бактериальные обрастания гидротехнических сооружений являются актуальной проблемой в различных отраслях промышленности, в том числе в атомной энергетике. Биопленки развиваются на поверхностях труб, насосов и на погруженных в воду поверхностях емкостей и технологического оборудования [1]. В системах водоснабжения биообрастания ухудшают санитарно-техническое состояние водопроводной сети, гигиеническое состояние воды, забивают сетки, решетки, фильтры и трубы, что значительно снижает их пропускную способность. Биологические обрастания служат основой для благо-

приятного развития водорослей и моллюсков, понижают уровень рН, ускоряют процесс коррозии бетона и металлов [2, 3].

Целью настоящей работы являлось изучение видового состава и количественных показателей бактерий, входящих в состав биопленок и участвующих в процессе биообрастания металлических конструкций в системах технического и оборотного водоснабжения Балаковской и Нововоронежской атомных электростанций.

Отбор проб бактериообрастаний с поверхностей водонесущего оборудования осуществляли стандартными методами. Для доступа к смачиваемой поверхности к водонесущему оборудованию атомных электростанций были подключены специальные агрегаты, позволяющие осуществлять мониторинг биообрастаний. Пробы были отобраны на следующих объектах: резервный дизель-генератор, насосная станция подпитки пруда-охладителя, береговые насосные станции энергоблока, машинные. Видовую принадлежность бактерий определяли на основании анализа молекулярных маркеров гена 16S рРНК в ООО «Синтол» (г. Москва).

Из биопленок, образуемых на водонесущих конструкциях, выделены грамположительные и грамотрицательные бактерии 13 видов, являющиеся сапрофитами, хемоорганотрофами: *Aeromonas* sp., *Azomonas agilis*, *B. halmapalus*, *B. halotolerans*, *Bacillus subtilis*, *B. vallismortis*, *Dietzia maris*, *Kurthia zopfii*, *Microbacterium lacticum*, *Nocardiodes simplex*, *Rheinheimera* sp., *Rheinheimera chironomi*, *Vibrio* sp. Количественные показатели микроорганизмов варьируют от 10^2 до 10^8 КОЕ/мл и зависят от места отбора проб. Индекс встречаемости для разных видов бактерий составляет от 30 до 100%. Кроме того, во всех пробах обнаружены хемолитотрофные бактерии из группы железобактерий, находящиеся в ассоциации и образующие основу биопленки.

Для решения проблем, связанных с биообрастанием и развитием коррозии металлов гидротехнических сооружений, необходимо комплексное изучение видового состава биопленок для создания эффективных методов борьбы с ними.

Литература

1. Селезнева А. В., Селезнев В. А. Проблемы восстановления экологического состояния водных объектов // Водное хозяйство России. 2010. № 2. С. 28–44.
2. Наливайко Н. Г. Микробиология воды. Томск, 2006. 139 с.
3. Хасанова Д. И, Сафин Д. Х. Анализ причин биоотложений в системах оборотного водоснабжения нефтехимических производств // Экология и промышленность России. 2014. № 4. С. 48–52.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ИЗУЧЕНИЮ СЛИЗЕВИКОВ В ГОРОДСКИХ ЭКОСИСТЕМАХ

А. А. Широких¹, И. Г. Широких^{1,2}

¹ *ФГБНУ «Федеральный аграрный научный центр
Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого»,*

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

Главной проблемой в изучении экологии многих групп микроорганизмов является то, что их трудно выявить в природе простыми методами. Плазмодияльные слизевики или миксомицеты (*Muchomycetes*=*Muchogastria*) являются одной из немногих групп микроорганизмов, которые относительно легко могут быть обнаружены в природе, а также выявлены на природных субстратах в лаборатории.

Современная концепция вида у миксомицетов почти полностью основана на морфологических признаках их спорокарпов [1]. При исследовании биоразнообразия миксомицетов в различных экосистемах наличие вида можно определить по обнаружению спорокарпов в месте исследования (маршрут, площадка наблюдений) или в образцах собранных субстратов. В связи с этим для изучения распространения миксомицетов можно использовать два методических подхода: 1) выявление спорокарпов непосредственно в природе; 2) выявление спорокарпов в образцах субстратов, собранных в полевых условиях, при лабораторном культивировании [2, 3]. При использовании каждого из этих методов могут быть учтены только определённые экологические группы миксомицетов. Например, ксилобионтные миксомицеты, образующие на гнилой древесине крупные плодовые тела, почти никогда не выявляются во влажных камерах. В то же время мелкие спорокарпы кортикулоидных миксомицетов, обитающих в складках коры живых деревьев, трудно заметить в природе, но они хорошо выявляются во влажных камерах, во время просмотра их под микроскопом.

Являясь важным структурным компонентом наземных экосистем, миксомицеты принимают активное участие в процессах круговорота веществ [4], вследствие чего их состав отражает экологическое состояние экосистемы. Большинство исследований по экологии и биоразнообразию миксомицетов выполнено в природных сообществах, тогда как распространение миксомицетов в урбоэкосистемах изучено фрагментарно [5]. В России миксомицеты в городской среде изучали в основном на территории парков г. Москвы [6].

Целью нашей работы являлось изучение распространения миксомицетов в парках г. Кирова, а также сравнение двух различных методических подходов к выявлению их биоразнообразия. Исследования проводили с мая по сентябрь маршрутным методом, в другие временные периоды – путем учёта спорокарпов в субстратах методом влажных камер. Обследованы древостои и газоны в следующих экотопах: Заречный парк, Нововятский дендропарк, дендропарк ФАНЦ Северо-Востока, Александровский сад, парк им. Ю. А. Гага-

рина, парк им. С. М. Кирова, парк «Трудовой славы». Древостои каждого биотопа отличаются друг от друга составом древесных пород, но практически везде встречаются липа, клён остролистный, тополь, берёза, в некоторых – осина.

Парки города Кирова отличались по количеству находок спорокарпов миксомицетов, выявляемых разными методами (табл. 1).

Таблица 1

Количество находок миксомицетов, обнаруженных разными методами в парках г. Кирова

Название биотопа	Количество находок методами		Σ	Индекс Шеннона, H
	маршрутный	влажных камер		
Заречный парк	9	5	14	0,66
Нововятский дендропарк	7	9	16	0,92
Дендропарк ФАНЦ Северо-Востока	3	8	11	0,30
Парк «Трудовой славы»	3	7	10	0,21
Александровский сад	2	7	8	0,20
Парк им. Ю. А. Гагарина	1	6	7	0,52
Парк им. С. М. Кирова	5	8	13	0,74
Общее количество находок	29	50	79	

Если маршрутным методом суммарно на территории парков было сделано 29 находок миксомицетов, то с использованием метода влажных камер – 50. Общее количество находок спорокарпов в обследованных биотопах составило, таким образом, 79. В Заречном парке, который по структуре древостоя ближе всего к лесному биоценозу зонального типа, максимальное количество находок спорокарпов было сделано маршрутным методом, а в других биотопах – методом влажных камер.

В результате регистрации спорокарпов маршрутным методом непосредственно в парках г. Кирова обнаружено в общей сложности 16 видов миксомицетов [7], принадлежащих к пяти семействам (*Trichiaceae*, *Stemonitidae*, *Physaraceae*, *Didymiaceae*, *Reticulariaceae*) из трех порядков (*Trichiales*, *Physarales*, *Liceales*) (табл. 2).

Таблица 2

Список видов миксомицетов, учтённых разными методами, в парках г. Кирова

№	Вид миксомицета	Маршрутный метод							Метод влажных камер						
		1	2	3	4	5	6	7	1	2	3	4	5	6	7
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1	<i>Arcyria denudata</i>	+													
2	<i>Arcyria stipata</i>	+													
3	<i>Arcyria incarnata</i>							+							
4	<i>Arcyria cinerea</i>								+	+	+	+	+	+	+
5	<i>Echinistelium minutum</i>									+	+	+	+	+	+
6	<i>Badhamia urticularis</i>		+												
7	<i>B. affinis</i>		+		+	+		+							

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
8	<i>Licea parasitica</i>										+		+		
9	<i>L. operculata</i>									+	+		+		
10	<i>Perichaena corticalis</i>								+	+	+	+	+	+	+
11	<i>P. vermicularis</i>								+	+	+	+		+	+
12	<i>Physarum auriscalpium</i>									+		+	+	+	+
13	<i>P. album</i>								+	+			+		+
14	<i>P. notable</i>									+	+	+		+	+
15	<i>Macbrideola cornea</i>								+		+	+			+
16	<i>Comatricha nigra</i>									+					
17	<i>Hemitrichia serpula</i>	+													
18	<i>H. calyculata</i>	+													
19	<i>Lycogala epidendrum</i>	+	+	+	+	+	+	+							
20	<i>L. flavofuscum</i>		+												
21	<i>Metatrichia vesparia</i>	+	+												
22	<i>Mucilago crustacea</i>			+											
23	<i>Trichia varia</i>	+	+	+	+			+							
24	<i>T. decipiens</i>	+													
25	<i>Reticularia intermedia</i>	+	+												

Примечание: 1 – Заречный парк, 2 – Нововятский дендропарк, 3 – Дендропарк ФАНЦ Северо-Востока, 4 – Парк «Трудовой славы», 5 – Александровский сад, 6 – Парк им. Ю. А. Гагарина, 7 – Парк им. С. М. Кирова.

Среди этих 16 видов в городской среде наиболее широко распространён вид *Lycogala epidendrum*, представитель порядка Liceales, который обнаружен практически во всех обследованных парках города. Вторым по частоте встречаемости и первым по количеству обнаруженных видов было семейство *Trichiaceae* порядка Trichiales, представленное девятью видами миксогастрид, из которых шесть не отмечены только в Заречном парке и Нововятском дендропарке. Самым широко распространённым в городской среде из этого семейства был вид *Trichia varia*.

С использованием метода влажных камер удалось дополнительно выявить 10 видов миксомицетов. Наиболее часто в образцах субстратов, собранных в городских парках, обнаруживались *Arcyria cinerea*, *Physarum corticalis*, *P. vermicularis*, *Echinistelium minutum*. В образцах, собранных в парках, расположенных в центральной части города, постоянно обнаруживались спорокарпы миксомицетов рода *Physarium* – *P. auriscalpium* и *P. notable*. Как показали результаты исследования (табл. 1 и 2), в городских условиях методом влажных камер удалось учесть большее количество видов миксомицетов, чем маршрутным методом. Виды миксомицетов, выявленные этим методом, не обнаруживались при непосредственном учёте спорокарпов в природе из-за мелких размеров их спорокарпов. Следует также учесть и тот факт, что в парках города происходит сезонная уборка растительного опада, стволов гнилых

деревьев и подстилки, что существенно снижает количество доступных миксомицетам субстратов и вероятность обнаружения их спорокарпов маршрутным методом.

На основании проведенного учета для каждого экотопа была рассчитана величина индекса видового разнообразия Шеннона (H). Наибольшим разнообразием видов миксомицетов ($H=0,81-0,92$) характеризовались парки, расположенные на периферии города, слабо подверженные антропогенной нагрузке (уборка валежа, опавшей листвы и т.д.). Видовое разнообразие миксобиоты в парках, расположенных в центральной части города, и, в силу этого, регулярно испытывающих антропогенное вмешательство в виде отчуждения растительного опада, существенно ниже: значения индексов разнообразия не превышали $H=0,21-0,52$ (табл. 1). Сопоставление наших данных с имеющимися в литературе, показало, что величины видового разнообразия миксомицетов, выявленные для парков г. Кирова, расположенного в подзоне южной тайги, сопоставимы с величинами, характерными для биотопов тундры и лесотундры [2], т. е. влияние городской среды на сообщества миксомицетов выразилось в «осеверении» их состава и разнообразия по сравнению с прилегающими к городу типичными зональными территориями.

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

Литература

1. Новожилов Ю. К., Гудков А. В. Мycetozoa // Протисты / Под ред. С. А. Карпов. СПб: Наука, 2000. P. 417–450.
2. Novozhilov Y. K., Schnittler M., Zemlianskaia I. V., Fefelov K. A. Biodiversity of plasmodial slime moulds (Mycogastria): measurement and interpretation // Protistology. 2000. V. 1(4). P. 161–178.
3. Матвеев А. В., Гмошинский В. И., Прохоров В. П. Использование метода влажных камер для выявления видового разнообразия миксомицетов // Бюл. Моск. о-ва испытателей природы. отд. биол. 2014. Т. 119. Вып. 5. С. 36–45.
4. Keller H. W., Everhart S. E. Importance of Myxomycetes in Biological Research and Teaching // FUNGI. 2010. V. 1. № 3. P. 14–27.
5. Takahashi K., Tsukiji K. Species diversity and distribution of corticolous myxomycetes in green environment in southern Okayama Prefecture, Japan // Naturalistae. 2013. № 17. P. 9–22.
6. Гмошинский В. И. Миксомицеты Москвы и Московской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 2013. 25 с.
7. Широких А. А., Попыванов Д. В., Кремсал А. В. Находки миксомицетов на территории г. Кирова // Биодиагностика природных и природно-техногенных систем: Материалы XI Всерос. научно-практ. конф. с медунар. участием. Киров, 2017. Кн. 2. С. 52–57.

СРАВНЕНИЕ ЦЕЛЛЮЛОЗОЛИТИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ СТРЕПТОМИЦЕТОВ ИЗ ПОЧВ РАЗНЫХ ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИХ ЗОН

В. А. Курагина, И. Г. Широких
ФГБНУ «Федеральный аграрный научный центр
Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого», *Kuragina_Viktoria@mail.ru*

Целлюлоза является важнейшим полимерным компонентом растений и наиболее распространенным полисахаридом на Земле. Подсчитано, что ежегодное производство целлюлозы составляет 4×10^{10} тонн [1]. В отсутствие ферментов период разложения целлюлозы оценивается в несколько миллионов лет, поэтому большая роль в разрушении этого полимера отводится микроорганизмам-целлюлозолитикам, включая актиномицеты [2]. Деградация целлюлозы в почве, совершаемая актиномицетами, занимает одно из важных звеньев в процессе круговорота веществ в природе и создании почвенного плодородия [3]. Наиболее широко распространены в почвах различных типов представители рода *Streptomyces*. Для почвенных стрептомицетов характерны высокая популяционная плотность (10^6 – 10^8 КОЕ/г почвы) и широкое метаболическое разнообразие [4].

Распространение и активность целлюлозолитиков могут варьировать в различных природно-климатических зонах в зависимости от влажности, температурного режима, качественного и количественного состава растительного опада. Отсутствие сведений о распространении среди почвообитающих стрептомицетов в почвах разного генезиса активных целлюлозолитиков затрудняет поиск перспективных штаммов для биоконверсии растительных отходов.

Цель работы – провести сравнительный анализ целлюлозолитической активности природных изолятов стрептомицетов, выделенных из почв разного генезиса.

Природные изоляты стрептомицетов выделяли с помощью селективных приемов из географически удаленных почв разных генетических типов: желтозема (Юго-Восточный Китай), краснозема (Израиль), бурой лесной (Беловежская пуца, Беларусь) и коричневой горной (Южный берег Крыма).

Для выделения стрептомицетов на казеин-глицериновом агаре, при посеве из разведений почвенных суспензий, использовали в качестве селективного приема прогревание почвы в течение 1 час при 100°C . Доминирующие на чашках морфотипы колоний выделяли в чистую культуру и определяли их таксономическую принадлежность в соответствии с определителями [5, 6]. Целлюлозолитическую активность природных изолятов определяли на среде с добавлением карбоксиметилцеллюлозы (КМЦ) в качестве единственного источника углерода [7]. В зависимости от величины зоны разрушения полимера, исследуемые штаммы были разделены на группы со слабой (тест-зона не более 20 мм), умеренной (тест-зона изменяется от 21 до 30 мм) и сильной

(тест-зона не менее 31 мм) целлюлозолитической активностью. В общей сложности были изучены свойства 36 культур из желтозема Китая, 16 – из бурозема Беларуси, 20 – из горной коричневой почвы Крыма и 26 – из краснозема Израиля. Статистическую обработку результатов проводили стандартными методами [8] с использованием пакета программ EXCEL.

По результатам исследования целлюлозолитической активности природных изолятов были построены диаграммы, наглядно отражающие долю (частоту встречаемости) умеренных и сильных целлюлозолитов среди стрептомицетов, выделенных из разных типов почв (рис.).

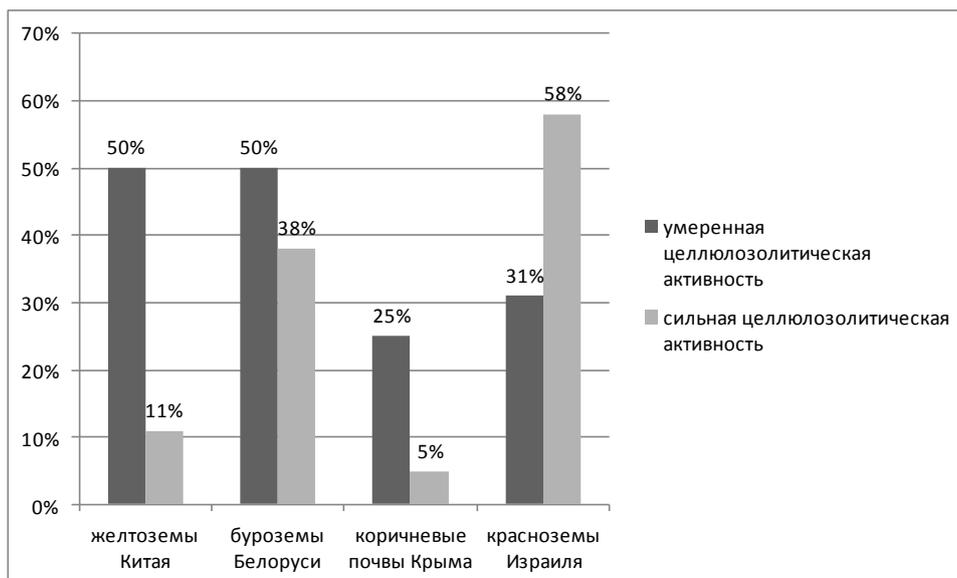


Рис. Частота встречаемости актиномицетов с умеренной и сильной целлюлозолитической активностью в почвах разного генезиса

С наибольшей частотой (89%) актиномицеты-целлюлозолитики встречались в красноземах Израиля. В тесте с конго красным изоляты, выделенные из красноземов Израиля, характеризовались шириной зоны разрушения КМЦ, равной в среднем $30,5 \pm 5,3$ мм. Максимальной целлюлозолитической активностью отличались штаммы *Streptomyces griseolus* 2-Из-3 и *Streptomyces cremeus* 2-Из-10, у которых ширина зоны разрушения КМЦ составила 40 и 42 мм соответственно.

Высокой встречаемостью (88%) целлюлозолитиков характеризовались также буроземы Беларуси. Стрептомицеты, выделенные из буроземов, имели среднюю величину зоны разрушения КМЦ, равную $26,6 \pm 7,1$ мм. Среди них наивысшую целлюлозолитическую активность проявили штаммы *S. baarnensis* Бп-14 и *S. candidus* Бп-15, у которых ширина зон разрушения КМЦ в тесте с конго красным составила 38 и 36 мм соответственно.

Суммарно встречаемость штаммов с сильной и умеренной целлюлозолитической активностью в желтоземах Юго-Восточного Китая составила 61%, но доля сильных целлюлозолитиков не превышала среди них 11%.

Наиболее слабой целлюлозолитической активностью характеризовались изоляты из горной коричневой почвы Крыма, среднее значение ширины зоны разрушения КМЦ в тесте с конго красным у которых составило $17,4 \pm 6,4$ мм, а доля сильных продуцентов целлюлаз в выборках природных изолятов не превышала 5%.

Таким образом, в результате проведенных исследований получены данные, характеризующие целлюлозолитический потенциал стрептомицетов в четырех географически удаленных почвах разного генезиса. Выявлены перспективные штаммы с высокой целлюлозолитической активностью для включения в коллекцию перспективных культур микроорганизмов для биоконверсии растительных отходов.

Литература

1. Coughlan M. Cellulases: production, properties and applications // Biochemical Society Transactions. 1985. V. 13. P. 405–406.
2. Falkowski P., Scholes R. J., Boyle E., Canadell J., Canfield D., Elser J., Gruber N., Hibbard K., Hogberg P., Linder S et al. The global carbon cycle: a test of our knowledge of earth as a system // Science. 2000. V. 290. P. 291–296.
3. Билай В. И., Элланская И. А., Кириленко Т. С. и др. Микромицеты почв. Киев: Наукова думка. 1984. 264 с.
4. Hamed J., Mohammadipanah F. Biotechnological application and taxonomical distribution of plant growth promoting actinobacteria // Journal of industrial microbiology & biotechnology. 2015. V. 42. №. 2. P. 157–171.
5. Определитель бактерий Берджи. В 2-х т. Ред. Дж. Хоулт, Н. Криг, П. Снит, Дж. Стейли, С. С. Уилльямс. М.: Мир, 1997. Т. 2. 800 с.
6. Гаузе Г. Ф., Преображенская Т. П., Свешникова М. А., Терехова Л. П., Максимова Т. С. Определитель актиномицетов. Роды *Streptomyces*, *Streptoverticillium*, *Chainia*. М.: Наука, 1983. 248 с.
7. 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.
8. Лакин Г. Ф. Биологическая статистика. Минск: Высшая школа, 1990. 352 с.

РАСПРОСТРАНЕНИЕ АНТИБИОТИКОРЕЗИСТЕНТНОСТИ СРЕДИ ПОЧВЕННЫХ СТРЕПТОМИЦЕТОВ ОСОБО ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

М. А. Савина¹, И. Г. Широких^{1,2}

¹ *Вятский государственный университет,*

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

Устойчивость микроорганизмов к антибиотикам – неотъемлемый атрибут любого микробного сообщества. Актуальность изучения устойчивости микроорганизмов к антибиотикам на особо охраняемых природных территориях (ООПТ) обусловлена необходимостью управления процессами распространения резистентности среди клинически значимых микроорганизмов. В природных экосистемах продуцируемые микробами антибиотики играют

роль внутриклеточных сигнальных молекул, посредством которых осуществляется обмен информацией между представителями разных таксонов [1, 2]. Нередко антибиотикоустойчивость отражает способность к восстановлению микробоценоза при различных нарушениях [3]. Для лучшего понимания механизмов возникновения и распространения устойчивости к антибиотикам среди клинически значимых микроорганизмов важно изучать антибиотикорезистентность не только в условиях, опосредованных деятельностью человека, но и в ненарушенных природных биотопах [4].

Цель работы – изучить устойчивость природных изолятов стрептомицетов к антибиотикам из разных классов и разного механизма действия для оценки рисков, связанных с передачей генов устойчивости из окружающей среды патогенам.

Культуры стрептомицетов выделяли из почвенных образцов, отобранных в пределах трех ООПТ Кировской области: 1) Государственный природный заповедник «Нургуш», 2) его кластерный участок «Тулашор», 3) памятник природы регионального значения «Медведский бор».

Образцы отбирали стандартным методом с площади 100 кв. м каждого участка, из верхнего почвенного слоя до глубины 10–12 см, с выделением подстилки (0–4 см). Для каждого участка объединяли по пять индивидуальных проб, массой не менее 100 г.

Для выделения стрептомицетов на казеин-глицериновом агаре и среде с пропионатом натрия использовали селективное прогревание почвы в течение 4 часов при 70 °С. Вырастающие при поверхностном посеве колонии выделяли в чистую культуру на овсяный агар. Определяли чувствительность полученных штаммов к антибиотикам из разных классов и разного механизма действия. Использовали диски индикаторные ДИ-ПЛС-50-01 по ТУ 9398-001-39484474-2000 (НИЦФ, Россия, СПб) с антибиотиками в следующих концентрациях: 20/10 мкг амоксициллин/клавулановая кислота (АКК); 30 мкг налидиксовая кислота (НК); 1,25/23,75 мкг триметоприм/сульфаметоксазол (ТС); 30 мкг тетрациклин (ТЕТ); 30 мкг стрептомицин (СТР), 5 мкг рифампицин (РФМ); 300 ЕД полимиксин (ПМ); 15 мкг линкомицин (ЛНК). Интерпретацию результата проводили в соответствии с инструкцией на конкретную тест-систему: зоны задержки роста <16, ≤11, ≤19, ≤19, <13, ≤19, ≤13, <10 мм свидетельствовали об устойчивости к антибиотикам РФП, ПМ, ЛНК, СТР, НК, ТЕТ, АКК, ТС соответственно. Тестировали не менее 12 природных изолятов из каждого биотопа.

Статистическую обработку данных проводили стандартными методами с использованием программы EXEL 5.

Против изолятов из каждой почвы использовали одинаковый набор антибиотиков, включающий препараты с различными внутриклеточными мишенями: ингибитор синтеза нуклеиновых кислот из группы хинолонов (НК); ингибиторы синтеза белка на уровне 30S – рибосом (ТЕТ и СТР); ЛНК, нарушающий синтез белка на уровне 50S – рибосом; ингибитор синтеза клеточной стенки из группы пенициллинов с клавулановой кислотой, ингибитором бета-

лактамазы (АКК); ингибитор ДНК-зависимой РНК-полимеразы (РФМ); ингибитор функций цитоплазматической мембраны (ПМ), а также антиметаболит фолиевой кислоты (ТС).

В результате выявлены специфические черты, отличающие друг от друга спектры резистентности стрептомицетов из почв разных участков. Так, для почвы ГПЗ «Нургуш» отличительными признаками служили отсутствие штаммов, устойчивых к РФМ, а также более высокая, чем в выборках из других почв, доля культур, резистентных к ПМ (60%), ТЕТ (87%) (табл. 1).

Таблица 1

**Резистентность к антибиотикам стрептомицетов из почвы
ГПЗ «Нургуш»**

Штамм	Тест-антибиотики							
	РФМ	ПМ	ЛНК	СТР	НК	ТЕТ	АМК	ТС
<i>S. wedmorensis</i> 1-9	28	13	0	38	0	16	17	0
<i>S. sindenensis</i> 1-10	36	12	18	40	12	18	21	9
<i>S. omiyaensis</i> 1-4с	17	0	0	45	0	7	25	0
<i>S. hygrosopicus</i> 1-23	20	10	0	32	0	17	0	0
<i>Streptomyces</i> sp.1-39r	42	9	14	31	30	13	28	15
<i>S. wedmorensis</i> 1-12r	18	15	0	50	12	8	14	10
<i>S. wedmorensis</i> 1-18r	18	8	0	24	0	12	15	0
<i>S. aburaviensis</i> 1-28r	31	0	0	30	9	12	20	0
<i>S. aureorectus</i> 1'-39r	18	8	22	30	30	18	16	0
<i>S. aburaviensis</i> 1'-22	44	9	20	29	13	15	22	0
<i>S. filamentosus</i> 1-35r	20	14	10	38	0	18	35	11
<i>S. clavuligerus</i> 1'-30r	30	10	0	28	20	0	33	0
<i>Streptomyces</i> sp.1-11r	34	0	0	14	0	12	15	0
<i>Streptomyces</i> sp.1-1r	48	13	16	34	18	34	20	0
<i>Streptomyces</i> sp.1'-34	22	20	19	36	8	21	32	8
<i>Доля резистентных, %</i>	0	60	87	7	67	87	7	80

Особенностью резистома почвы «Медведского бора» является устойчивость к широкому спектру антибиотиков. Ко всем взятым в исследование препаратам обнаружены резистентные штаммы (табл. 2).

Таблица 2

**Резистентность к антибиотикам стрептомицетов из почв
Медведского бора**

Штамм	Зона чувствительности к антибиотику, мм							
	СТР	ТЕТ	ТС	НК	АКК	ЛНК	РФМ	ПМ
1	2	3	4	5	6	7	8	9
М61-1	20	30	10	0	0	0	0	9
М61-2	25	16	0	0	20	0	9	11
М62-1	21	26	0	13	15	20	20	20
М62-2	17	19	0	0	8	0	0	15
М62-3	14	24	10	0	0	0	0	12
М62-4	23	28	0	0	12	8	0	8
М62-5	29	9	0	0	21	0	19	10
М62-6	20	30	0	0	13	10	11	13

Округление таблицы 2

1	2	3	4	5	6	7	8	9
М62-7	39	30	0	0	9	13	7	11
М62-8	21	28	7	0	11	8	12	11
М64-1	26	28	0	0	0	7	0	9
М64-2	30	16	0	0	18	0	16	14
<i>Доля резистентных, %</i>	17	33	83	92	58	92	75	58

Особенно часто в стрептомицетном комплексе встречались представители с резистентностью к НК (92%), ЛНК (92%), ТС (83%), РФМ (75%). Отмечены также штаммы, проявившие устойчивость к СТР, тогда как в других исследованных почвах они не выявлены.

Среди стрептомицетов, выделенных из почвы кластерного участка «Тулашор», доля резистентных к тем же тест-антибиотикам культур, как правило, ниже, чем в двух других исследованных почвах, и не превышает 50%, за исключением таких антибиотиков, как НК (57%) и ЛНК (71%). Кроме того, в почвах из «Тулашора» не обнаружены стрептомицеты, резистентные к РФМ и СТР (табл. 3).

Таблица 3

**Резистентность к антибиотикам стрептомицетов из почв
кластерного участка «Тулашор»**

Штамм	Зона чувствительности к антибиотику, мм							
	СТР	ТЕТ	ТС	НК	АКК	ЛНК	РФМ	ПМ
T1-1	36	44	32	0	31	0	40	16
T1-2	>60	>60	71	18	20	>60	50	20
T1-3	43	65	20	0	38	6	48	16
T1-4	44	46	18	0	26	14	24	14
T1-6	43	48	18	0	20	36	16	14
T2a-1	38	25	8	7	18	0	30	17
T2a-2	36	50	64	28	55	8	44	18
T2a-3	33	25	0	0	0	15	32	15
T2a-4	44	35	25	0	20	11	37	11
T3a-1	27	16	12	20	0	0	18	10
T3a-2	46	62	71	28	10	26	33	40
T3a-3	>36	>36	10	>36	36	>36	>36	36
T3-2	28	46	0	30	16	12	34	16
T4-1	48	69	39	0	54	16	60	22
<i>Доля резистентных, %</i>	0	7	21	57	21	71	0	14

Анализ полученных результатов показал, что культуры из почв природоохранных территорий обладают резистентностью к антибиотикам разного механизма действия. Чаще всего в пределах ООПТ встречается устойчивость к ингибитору синтеза нуклеиновых кислот из группы хинолонов – НК (57–92%) и к ЛНК, нарушающему синтез белка на уровне 50S – рибосом (71–92% общего количества изолятов).

«Медведский бор», являясь памятником природы регионального значения, более, чем заповедники, посещаем людьми и в большей мере подвержен их влиянию. С этим, вероятно, связаны более широкий спектр антибиотикоустойчивости и более высокая частота встречаемости резистентных природных изолятов, чем в выборках стрептомицетов из почв ГПЗ «Нургуш» и, особенно, его кластерного участка «Тулашор», испытывающих гораздо меньшие последствия антропогенного воздействия.

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

Литература

1. Aminov R. I. The role of antibiotics and antibiotic resistance in nature // Environ Microbiol. 2009. V. 11. P. 2970–2988.
2. Kozhevnikov P. A., Vinogradova K. A., Bulgakova V. G. Natural functions of antibiotics as «informbiotics» // Moscow University soil science bulletin. 2014. T. 69. №. 3. P. 93–98.
3. Baquero F., Alvarez-Ortega C., Martinez J. L. Ecology and evolution of antibiotic resistance // Environmental Microbiology Reports. 2009. V. 1. № 6. P. 469–476.
4. Schlatter D. C., Kinkel L. L. Do tradeoffs structure antibiotic inhibition, resistance, and resource use among soil-borne Streptomyces? // BMC evolutionary biology. 2015. V. 15. № 1. P. 186.

МИКРОФЛОРА ВОЗДУХА В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

А. Л. Люкина¹, А. И. Малинина¹, Л. И. Домрачева^{1,2}

¹ *Вятская государственная сельскохозяйственная академия,
nm-flora@yandex.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Воздух городов разительно отличается от атмосферного воздуха природных экосистем вследствие того, что в него непрерывно поступают загрязняющие вещества различного происхождения и от различных источников. К числу городов, имеющих достаточно высокий уровень загрязнения воздуха, относится и г. Киров [1]. Степень загрязнения воздуха определяют с применением как химических, так и биологических приемов. Из биологических методов чаще всего используют лишеноиндикацию из-за высокой чувствительности лишайников к химическому загрязнению атмосферы, а также палинологический анализ, при котором анализируют состояние пыльцы различных древесных растений [2].

Достаточно простым и доступным методом биоиндикации состояния воздуха является определение его микробиологического загрязнения, основанного на определении общей численности грибной и бактериальной мик-

рофлоры, а также на выявлении особых микробных группировок, свидетельствующих о повышенной концентрации поллютантов.

Цель данной работы – определить степень микробиологического загрязнения воздуха в транспортной зоне г. Кирова.

Как правило, в крупных городах транспортные зоны являются наиболее загрязненными участками урбанизированных территорий. Поэтому наши исследования были проведены в районе Вятской ГСХА, расположенной на одной из крупнейших транспортных магистралей города – Октябрьском проспекте, в сентябре 2018 и феврале 2019 г.

Для определения численности микроорганизмов в воздухе использован метод осаждения микробов на плотные питательные среды (МПА – для бактерий и среда Чапека – для грибов) [3].

В сентябре 2018 г. численность бактерий в воздухе, определяемая в течение 6 дней, колебалась в широком диапазоне – от 3387 до 48930 КОЕ/м³ (табл. 1). Приведенные показатели свидетельствуют не только о чрезвычайно высокой степени микробного загрязнения воздуха, которое в отдельные дни превышает санитарную норму (350 КОЕ/м³) в 10–140 раз, но и о высокой нестабильности данного показателя. Его вариабельность напрямую связана как с природными (температура, влажность, уровень запыленности, интенсивность транспортного потока, солнечная радиация, наличие осадков и др.), так и с антропогенными факторами.

Таблица 1

Осеннее микробиологическое загрязнение воздуха в транспортной зоне г. Кирова (Октябрьский проспект)

Дата отбора проб	Численность бактерий, КОЕ/м ³
05.09.2018	4250±1861
11.09.2018	23570±401
12.09.2018	48930±2670
13.09.2018	3387±170
14.09.2018	13860±437

Аналогичные исследования в этой же зоне города (Октябрьский проспект, ВятГСХА) были проведены в период от 6 до 17 сентября 2010 г. [4]. В тот срок наблюдений минимальная численность бактерий в воздухе составляла 800 КОЕ/м³, а максимальная – 2500 КОЕ/м³. Сравнение полученных результатов за 2010 и 2018 гг. показывает, что в оба срока наблюдений бактериальная обсемененность воздуха была выше санитарной нормы, но за прошедшие 8 лет загрязнение воздуха в осенний период не снизилось, а существенно увеличилось.

При сравнении результатов микробиологического загрязнения воздуха в зимний период (февраль 2019 г.) с аналогичными результатами, полученными в феврале 2011 г., было установлено, как и для осеннего периода, существенное возрастание микробиологического загрязнения воздуха (табл. 2).

При этом в структуру воздушных микробиомов значительный вклад вносят микромицеты, составляя до 37–48% от общей численности микроор-

ганизмов. Показательно, что бóльшая часть микофлоры представлена меланизированными формами (рис.). Феномен меланизации у грибов является одним из признаков их адаптации к неблагоприятным факторам, в частности, на загрязнение окружающей среды поллютантами различной химической природы [5].

Таблица 2

Зимнее микробиологическое загрязнение воздуха в транспортной зоне г. Кирова (Октябрьский проспект)

Дата наблюдения	Численность микроорганизмов, КОЕ/м ³		
	Бактерии	Грибы	Всего
Февраль 2011 г.	127±28	117±31	244±59
Февраль 2019 г.	8449±2009	5010±707	13459±2716

Следствием химического загрязнения окружающей среды для грибов является не только рост численности темноокрашенных популяций, но и рост численности патогенных и условно патогенных микромицетов. До последнего времени грибные инфекции у людей оставались относительно малозначимой и неразработанной областью медицины, особенно по контрасту с распространенными бактериальными и вирусными инфекциями. Однако уже сложились следующие области медицинской микологии: аллергические заболевания, микотоксикозы, микозы [6].

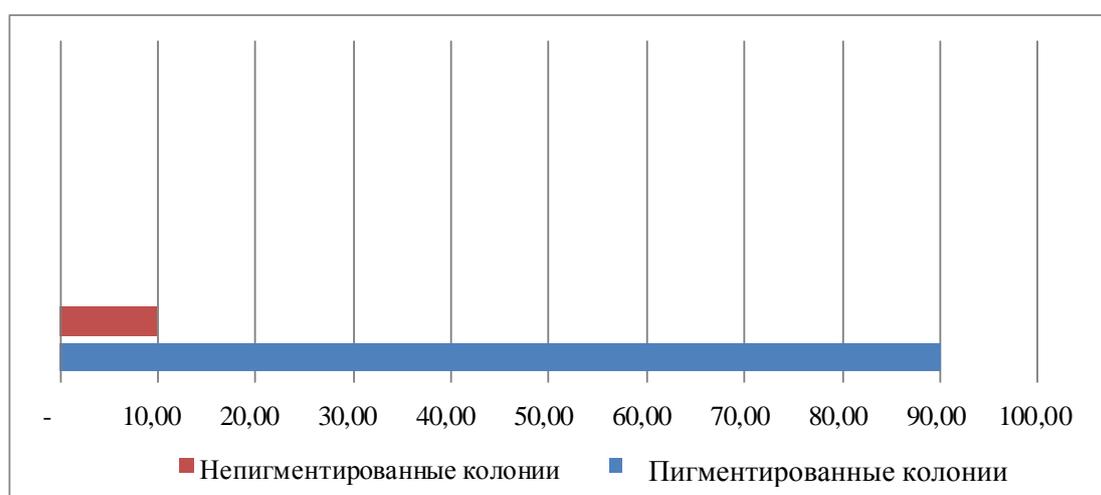


Рис. Соотношения пигментированных и бесцветных колоний микромицетов, %

Среди подобных микромицетов-оппортунистов, способных вызывать вышеуказанные инфекции, феврале 2019 г. мы обнаружили представителей следующих родов: *Aspergillus*, *Alternaria*, *Fusarium*, *Acremonium*, *Cladosporium*, *Penicillium*.

Таким образом, проведенный анализ атмосферного воздуха в одной из транспортных зон центра г. Кирова показывает очень высокий уровень микробиологического загрязнения, а также наличие в составе грибной аэрофлоры представителей условно патогенных для человека форм.

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

Литература

1. Домнина Е. А. Воздушный бассейн городов – особое состояние атмосферы // Особенности урбозкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока. Киров: Изд-во ВятГУ, 2012. С. 25–30.
2. Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий. Киров: О-Краткое, 2008. 336 с.
3. Теппер Е. З., Шильникова В. К., Переверзева Г. И. Практикум по микробиологии. М.: Дрофа, 2004. 256 с.
4. Домрачева И. А., Домрачева Л. И. Микробиологическое загрязнение воздуха в г. Кирове // Экология родного края: проблемы и пути их решения. Матер. Всерос. молодежной науч.-практ. конф. 26–27 апреля 2011 г. Киров: ООО «Лобань», 2011. С. 140–142.
5. Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
6. Саттон Д., Фотергилл А., Ринальди М. Определитель патогенных и условно патогенных грибов. М.: Мир, 2001. 486 с.

ОТВЕТНЫЕ РЕАКЦИИ ПОЧВЕННЫХ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ НА КОМПЛЕКСНОЕ ПРИМЕНЕНИЕ УДОБРЕНИЙ В АГРОЦЕНОЗАХ СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ПОДЗОНЫ РЕСПУБЛИКИ КОМИ

***Е. М. Лаптева, Ю. А. Виноградова, В. А. Ковалева, Е. М. Перминова**
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, lapteva@ib.komisc*

Сохранение и поддержание плодородия пахотных почв требует комплексного внесения мелиорантов, удобрений и микроэлементов [1]. Их формы, дозы, способ и кратность внесения оказывают существенное влияние на разнообразие и специфику функционирования в агроценозах почвенных микробных комплексов [2]. В Республике Коми вопросам изучения влияния агротехнических мероприятий на сообщества микроорганизмов в пахотных почвах уделяется крайне недостаточное внимание. В 60–80 гг. прошлого столетия такие исследования были ограничены в основном оценкой численности эколого-трофических групп микроорганизмов [3], в 90-х гг. – нитрификационной активностью почв [4]. В последние десятилетия оценка микробиологической составляющей почв пахотных угодий на территории РК включает в основном постагрогенные экосистемы [5].

Цель данной работы заключалась в выявлении закономерностей изменения микробных сообществ дерново-подзолистой легкосуглинистой средне-окультуренной почвы под влиянием комплексного применения минеральных и органических удобрений.

Исследования проводили на землях Института сельского хозяйства Коми НЦ УрО РАН, где заложен долговременный полевой эксперимент с внесе-

нием удобрений в шестипольном кормовом севообороте. Детальное описание эксперимента, дозы внесения удобрений и характеристика почв опытных делянок приведены в работе [6]. Здесь отметим, что отбор проб для микробиологических исследований проводили на делянках с внесением торфонавозного компоста (ТНК) в дозах 40 и 80 т/га, комплексного минерального удобрения в дозах 1/3NPK, 1/2NPK, 1NPK и в различных сочетаниях внесения ТНК и NPK. Контролем служили делянки без внесения удобрений. Пробы почв пахотного горизонта отбирали в весенний период 2018 г. до внесения удобрений с соблюдением условий, препятствующих их контаминации. Анализировали смешанные образцы почв, составленные из 5 индивидуальных, отобранных методом конверта с каждой опытной делянки на глубину 0–20 см. Оценивали численность бактерий, спор и длину мицелия грибов методом прямого микроскопирования с использованием флуорохромных красителей и последующим расчетом величины их биомассы [7]. Численность и видовое разнообразие почвенных микроскопических грибов определяли с использованием питательных сред Чапека (для сахаролитических грибов) и Гетчинсона (для целлюлозолитических грибов) [8].

Как показали проведенные исследования, общая численность бактерий в пахотных горизонтах опытных делянок варьировала от $0,21 \pm 0,01$ до $1,84 \pm 0,18$ млрд кл./г. Почвы контрольных делянок и делянок с внесением минеральных удобрений характеризовались близкими значениями количества клеток прокариот с разбросом от $0,23 \pm 0,04$ до $0,34 \pm 0,09$ млрд кл./г. Внесение низких доз ТНК (40 т/га) привело к повышению численности бактерий только при совместном внесении с минеральными удобрениями в дозах 1/2NPK ($1,45 \pm 0,86$ млрд кл./г) и 1NPK ($0,99 \pm 0,15$ млрд кл./г). Пониженные дозы NPK (1/3 от полной дозы), равно как и их отсутствие не оказывали значимого влияния на бактериальную составляющую микробных комплексов агродерново-подзолистой почвы (соответственно $0,31 \pm 0,03$ и $0,21 \pm 0,01$ млрд кл./г). Однако более высокие дозы органических удобрений (80 т/га) способствовали увеличению числа прокариот в 3–5 раз. Причем на фоне внесения возрастающих доз NPK отмечена тенденция повышения числа клеток бактерий в пахотных горизонтах почв от $0,83 \pm 0,73$ до $1,84 \pm 0,18$ млрд кл./г.

Анализ количественных показателей эукариотного комплекса в почвах рассмотренных опытных делянок четко выраженных тенденций не выявил. Численность спор грибов во всех вариантах опыта находилась примерно на одном уровне, варьируя от $17,96 \pm 1,29$ до $23,96 \pm 1,50$ млн кл./г. Причем минимальные количества спор как правило прослеживались при полной дозе внесения NPK как на фоне внесения различных доз ТНК (соответственно $19,18 \pm 0,21$ и $17,96 \pm 1,29$ млн кл./г), так и без него ($19,34 \pm 2,03$ млн кл./г).

На развитие грибного мицелия совместное внесение органических и минеральных удобрений оказало неоднозначное влияние. В целом разброс значений такого показателя, как длина мицелия грибов, составил в почвах опытных делянок от $13,4 \pm 18,9$ до $315,9 \pm 83,2$ м/г. Максимальные величины длины мицелия грибов зафиксированы в вариантах опыта с внесением соче-

тания ТНК в дозе 40 т/га и минерального удобрения в дозах 1/2NPK и 1NPK (соответственно $132,0 \pm 25,4$ и $315,9 \pm 83,2$ м/г). На фоне внесения максимальной дозы ТНК (80 т/га) в сочетании с полной дозой NPK отмечено резкое снижение длины грибного мицелия – $39,6 \pm 2,3$ м/г, что в 3,1 раза ниже по сравнению с вариантом опыта, где в почву внесены только органические удобрения без минеральных. В контроле длина грибного мицелия находилась в пределах $19,9 \pm 28,1$ м/г.

Различия в численности бактерий, спор грибов и длине их гифов нашли свое отражение в значительном варьировании по вариантам опыта величины суммарной микробной биомассы: от 242 до 1026 мкг/г почвы. Тенденция возрастания микробной биомассы по сравнению с контролем отмечена при внесении ТНК в дозах 40 и 80 т/га, а также в вариантах опыта с внесением полного минерального удобрения без ТНК и с внесением ТНК в дозе 40 т/га. В этих вариантах прослеживается возрастание суммарной биомассы микроорганизмов в 1,7 и 3,1 раза по сравнению с контролем (рис.). Внесение полного минерального удобрения в дозе 1NPK на фоне ТНК (80 т/га) привело к снижению величины суммарной микробной биомассы, в первую очередь, за счет подавления жизнедеятельности микроскопических грибов и резкого снижения здесь как спор грибов ($18,0 \pm 1,3$ млн. кл./г почвы), так и длины грибных гиф ($39,6 \pm 2,3$ м/г почвы).

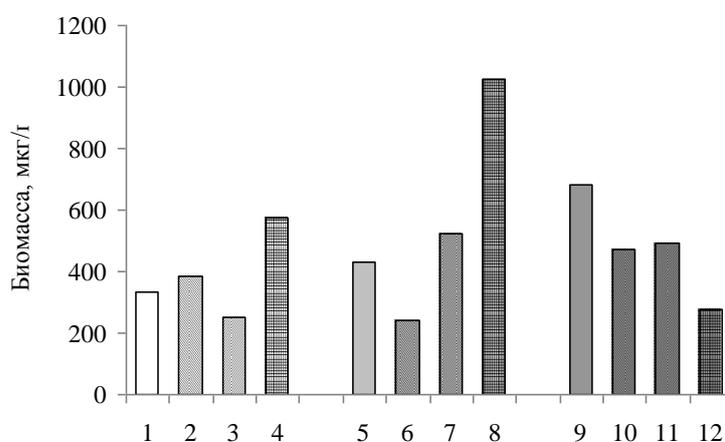


Рис. Суммарная микробная биомасса (мкг/г) в почвах кормового севооборота с разными дозами внесения удобрений: 1 – контроль, 2 – 1/3NPK; 3 – 1/2NPK; 4 – 1NPK; 5 – ТНК40; 6 – ТНК40+1/3NPK; 7 – ТНК40+1/2 NPK; 8 – ТНК40+1NPK; 9 – ТНК80, 10 – ТНК80+1/3NPK; 11 – ТНК80+1/2NPK; 12 – ТНК80+1NPK

Микологический анализ выявил в почвах опытных участков в совокупности 33 вида микроскопических грибов, относящихся к 8 родам: *Mortierella*, *Mucor*, *Oidiodendron*, *Paecilomices*, *Penicillium*, *Talaromyces*, *Trichoderma*, *Umbelopsis*. Кроме того, во всех образцах почв присутствовала светлоокрашенная форма стерильного мицелия (неидентифицированные виды). Из вариантов опыта наибольшими показателями видового разнообразия микромице-

тов характеризовались почвы контрольного участка (19 видов) и варианта опыта с внесением минеральных удобрений в дозе 1NPK (16). Делянки с внесением минеральных удобрений по фону ТНК имели близкие к ним показатели числа видов (16–21 вид), но разные тенденции изменения числа культивируемых изолятов микроскопических грибов.

Таким образом, четкой зависимости численности отдельных групп микроорганизмов и их биомассы от применяемой в шестипольном кормовом севообороте системы внесения удобрений на пахотных агродерново-подзолистых почвах РК не выявлено. Накоплению в почвах микробной биомассы и развитию прокариотного комплекса способствует внесение органических удобрений, а также минеральных в дозе 1NPK как без органических, так и по фону ТНК в дозе 40 т/га. Наиболее благоприятное воздействие на функционирование почвенных микроскопических грибов оказывает внесение минеральных удобрений в дозе 1NPK, а также внесение минеральных удобрений в дозе 1/3NPK по фону ТНК в дозе 40 т/га.

Работа выполнена в рамках программы УрО РАН № 18-8-49-17 «Продуктивность сельскохозяйственных культур с особенностями трансформации и стабилизации почвенного органического вещества в пахотных угодьях Европейского Северо-Востока (на примере средней тайги Республики Коми)».

Литература

1. Елькина Г. Я. Оптимизация минерального питания растений на подзолистых почвах / Отв. ред. В. А. Безносиков. Екатеринбург: УрО РАН, 2008. 280 с.
2. Зинченко М. К., Стоянова Л. Г. Реакция почвенной микрофлоры серой лесной почвы на длительное применение разных по уровню интенсификации систем удобрений // Достижения науки и техники АПК. 2016. Т. 30. № 2. С. 21–23.
3. Стенина Т. А. Микрофлора подзолистых почв Северо-Востока европейской части СССР // Современные процессы в подзолистых почвах Северо-Востока европейской части СССР. Л., 1974. С. 92–107.
4. Хмелинин И. Н., Романов Г. Г., Спицына Т. Е., Швецова В. М. Местные удобрения и их влияние на биологическую активность почвы // Эколого-генетические аспекты почвообразования на Европейском Северо-Востоке Труды Коми научного центра УрО Российской АН. Сыктывкар, 1996. С. 125–136.
5. Ковалева В. А., Денева С. В., Панюков А. Н. Микробиологические показатели почвы постагрогенного биогеоценоза в тундровой зоне // Вестник института биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН. 2016. № 4 (198). С. 2–9.
6. Чеботарев Н. Т., Юдин А. А., Конкин П. И., Облизов А. В. Изменения плодородия дерново-подзолистой почвы под действием комплексного применения удобрений в условиях Республики Коми // Агрехимический вестник. 2018. № 5. С. 26–28.
7. Полянская Л. М. Звягинцев Д. Г. Содержание и структура микробной биомассы как показатели экологического состояния почв // Почвоведение. 2005. № 6. С. 706–714.
8. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под. ред. Д. Г. Звягинцева. М.: Изд-во МГУ, 1991. 304 с.

ЛИПИДНЫЕ БИОМАРКЕРЫ В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ

В. А. Терехова^{1,2}, Н. В. Верховцева¹, Е. В. Федосеева³, О. А. Розенцвет⁴

¹ *Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,
vterekhova@gmail.com*

² *Институт проблем экологии и эволюции имени А. Н. Северцова РАН,*

³ *Российский национальный исследовательский медицинский
университет имени Н. И. Пирогова,*

⁴ *Институт экологии Волжского бассейна РАН*

В почвоведении липидные маркеры использовались на протяжении многих десятилетий, и их применение экспоненциально увеличивается. Липидные компоненты – важная составляющая органического вещества всех природных объектов [1]. Они привлекают внимание при изучении динамики физико-химических свойств почв, палеопедологических исследованиях, при оценке биоразнообразия и экологического качества почв. Многие авторы уделяли и уделяют внимание структуре органического вещества почв, композиции гуминовых кислот и фульвокислот, фенольных соединений, и особенно часто лигнину и различным фракциям его трансформации как неспецифическим соединениям почв для общей их характеристики [2, 3].

Особый интерес к липидным компонентам почв проявляется в последнее время в связи с биомаркерной ролью при оценке разнообразия почвенной биоты. Анализ количества публикаций по базе данных Web of Science, показал, что за одно десятилетие (2007–2016 гг.) упоминание лишь одного из методов анализа липидов – PLFA встречается в 1525 работах, посвященных оценке биоразнообразия с помощью молекулярных маркеров животного и микробного происхождения в почвах.

Распределение растительного углерода между компонентами почвенной микробиоты и характеристики энергетических потоков между разными трофическими уровнями экосистем определяются составом липидов [4]. Убедительным примером такой зависимости является работа, в которой сравнивали содержание липидов и углерода в лесных почвах разновозрастных растительных насаждений – 200-летних и 14-летних лесополос с использованием ЯМР-спектроскопии в сочетании с изотопным анализом (¹H и ¹³C) [5]. Оказалось, что содержание углерода в почве было тем выше, чем выше содержание липидов. Самое высокое содержание липидов было характерно для почвы под растениями 200-летней лесополосы. В почвенных образцах постоянно возделываемых участков на полях, прилегающих к разновозрастным лесополосам, содержание и липидов, и углерода было одинаковым и существенно ниже, чем в почве лесополос (рис. 1).

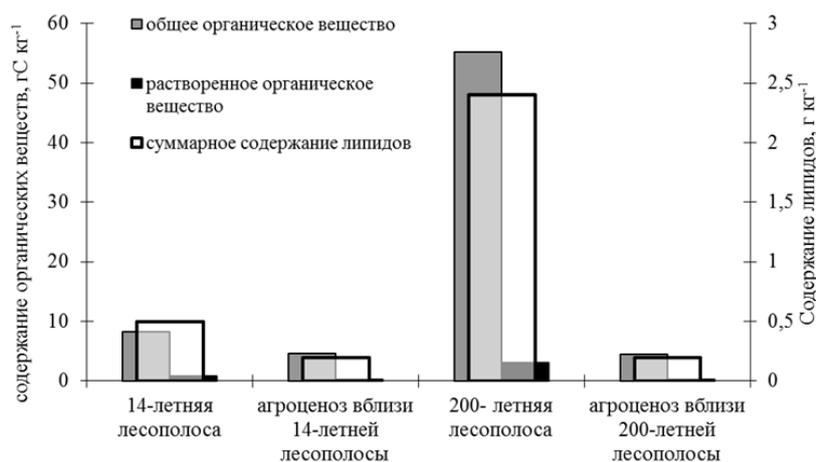


Рис. 1. Соотношение содержания липидов и органического вещества (растворенного и общего) в смешанных образцах верхнего (гумусового, 0–20 см) горизонта окультуренных (агроценоз) и природных (лесополоса) почвах [5]

В естественных ценозах липиды существенно влияют на свойства почв, стабильность ее агрегатного состояния. Выявлены связи между липидными компонентами и гидроморфизмом почв [6, 7]. Усиление степени гидроморфизма приводило к увеличению доли непредельных компонентов ($-C=C-$; $-Ar$) [6]. Разные типы липидных компонентов могут свидетельствовать о способах обработки почв [8]. Так, в верховом торфе заметно повышается содержание липидов и антиоксидантов при механохимической обработке.

От количества и качественного состава липидов зависит особенности структуры органических веществ почв и степень их трансформации в почвах. Накопление липидов в гумусовых горизонтах почв обычно находится в обратной зависимости от степени гумификации и содержания гуминовых кислот. Роль основного поставщика липидов в почвы под растительностью выполняют высшие растения, поэтому и состав липидов в таких почвах определяется главным образом массой и особенностями состава поступающих в почву растительных остатков.

В техногенно преобразованных почвах к липидным компонентам естественного происхождения (из растений, животных и микроорганизмов) добавляются определенные фракции поллютантов или продукты их превращений, существенно влияющие на почвенные свойства и таксономическую структуру биоты. Изменения в структуре микробных сообществ, диагностируемые с помощью липидного анализа, неоднократно фиксировались в почвах, подверженных как разным способам сельскохозяйственного воздействия, так и химическому (тяжелыми металлами) или смешанным видам загрязнения [9–11]. Исследования образцов почв, отобранных в городской черте Кирова, показали, что на пробных площадках урбаноземов, в разной степени удаленных от оживленной автотрассы и, как следствие, в разной степени загрязненных транспортными выбросами, в частности, тяжелыми металлами, процент-

ное соотношение пяти выявленных групп микроорганизмов, заметно различается (рис. 2).

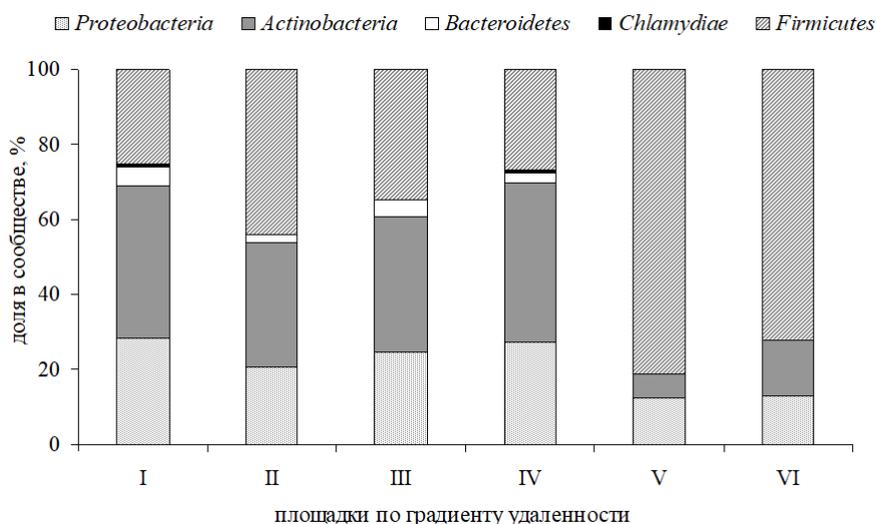


Рис. 2. Структура микробного сообщества (доля каждой из пяти таксономических групп, %) в образцах урбаноземов (г. Киров), отобранных на площадках по мере удаленности от автотрассы: I–V – загрязненные тяжелыми металлами площадки на расстоянии 5, 30, 50, 150, 200 м, VI – условно чистая площадка на расстоянии 2000 м от автотрассы [11]

Метод хемодиагностики по жирным кислотам (ЖК), гидроксикислотам и альдегидам жирных кислот дает возможность установить различия в структуре микробиоты городских почв и имеет определенное биоиндикационное значение не только в санитарно-эпидемиологическом отношении, но и для экологической оценки природных сред.

Таким образом, хемодиагностика, основанная на молекулярных методах анализа липидных маркеров, способствует совершенствованию экологического мониторинга почв. Без традиционных микробиологических посевов можно отслеживать тенденции в трансформации почвенной микробиоты, динамике биоразнообразия при техногенных воздействиях, а также изменения ряда других почвенных характеристик, среди которых, особенности агрохимических свойств, гидроморфизма или последствий механо-химической обработки.

Пристальное внимание к изучению липидов как почвенных маркеров объясняется их большей устойчивостью к внешним воздействиям по сравнению с белками, нуклеиновыми кислотами или углеводами, что позволяет их надежно идентифицировать в почве, почвогрунтах и донных отложениях.

Вместе с тем, накопились сведения о существенных ограничениях в распространении известных химических методов липидного анализа на исследования экологического состояния почв. Критичным является выбор способа липидного анализа почв и почвенной биоты при разных экологических

условиях: под разными типами растительности, обогащенности углеродом, влажности, при разных условиях землепользования. Эти ограничения обусловлены сложными схемами извлечения и анализа почвенных липидных компонентов. В зависимости от используемых методов анализа состав липидов может свидетельствовать о наличии в исследуемом образце либо смеси жизнеспособной и детритной биомассы, либо только об активно функционирующих представителях почвенной биоты. В частности, профили ЖК, полученные методами PLFA, тесно связаны с жизнеспособным микробным сообществом, тогда как общие профили ЖК, полученные по методу TFA, характеризуют как связанные, так и свободные ЖК.

К преимуществам использования липидов в качестве биомаркеров в экологической оценке следует отнести: термодинамическую устойчивость липидов по сравнению с белками и нуклеиновыми кислотами; характеризуют как жизнеспособную, так и детритную биомассу (мортмассу); идентифицируют источник происхождения липидов вплоть до таксономической или функциональной группы организмов; облегчают идентификацию трудно культивируемых микроорганизмов.

Надежность данных о составе липидов при оценке почвенных процессов зависят от применяемых методов анализа. К распространенным методам анализа липидов относятся PLFA (phospholipid-derived fatty acids) анализирует фосфолипиды, ЖК полярных липидов; EL (ester linked) является одной из вариаций анализа, предусматривающего получение метиловых эфиров ЖК. MIDI (Microbial ID Inc.) разработан как более простая альтернатива трудоемкому анализу PLFA для быстрой экстракции общих липидов и их дериватизации; TFA (total fatty acids) выделяет общее количество жирных кислот.

В докладе обобщены современные представления о липидных компонентах, использующихся в качестве биомаркеров при характеристике экологического состояния почв, биоразнообразия и жизнеспособности почвенной микробиоты. Приводятся примеры успешной реконструкции микробных сообществ по липидным маркерам, выявляемым методом ГХ-МС, на основе результатов собственных исследований и публикаций других авторов.

В наших работах с помощью хемодиагностики жирных кислот, гидроксикислот и альдегидов изучается структура бактериальных и грибных сообществ почв в модельных экспериментах с почвами разного гумусного статуса, загрязненными комплексом солей тяжелых металлов с последующей обработкой ремедиантами – лигногуматом и биочаром. Устанавливается индикационная значимость определенных видов и родов, индексы биоразнообразия, позволяющие оценить изменения экологического состояния почв

Рассматриваются методические вопросы, ограничивающие широкое использование методов липидного анализа в экологических исследованиях естественных и техногенно-преобразованных почв, обсуждаются перспективы и проблемы в их применении.

Исследование поддерживается РФФИ (грант №18-04-01218-а).

Литература

1. Васьковский В. Е. Липиды // Соросовский образовательный журнал. 1997. № 3. С. 32–37.
2. Орлов Д. С. Химия почв. Издание 2-е, исправленное и дополненное. М.: Изд-во МГУ, 1992. 400 с.
3. Нельсон Д., Кокс М. Основы биохимии Ленинджера. Том 1. М.: Изд-во БИНОМ, 2011. 694 с.
4. Dippold M., Kuzyakov Ya. A. Direct incorporation of fatty acids into microbial phospholipids in soils: Position-specific labeling tells the story // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2016. N 174. P. 211–221. doi: 10.1016/j.gca.2015.10.032
5. Szajdak L. W., Maryganova V., Skakovskii E. et al. ¹H and ¹³C NMR spectroscopic studies of hexane-extractable lipids from soils under shelterbelts of different age and composition of plants // *Chemosphere*. 2015. N 119. P. 1422–1427. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.10.032.
6. Lodygin E. D., Beznosikov V. A. The structure of the lipid fraction of humus isolated from podzolic and peaty-podzolic-gleyic soils // *Eurasian Soil Science*. 2003. V. 36. N 1. P. 46–50.
7. Graber E. R., Tagger S., Wallach R. Role of divalent fatty acid salts in soil water repellency // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2009. N 73. P. 541–549. doi: 10.2136/sssaj2008.0131.
8. Dinel H., Levesque P. E. M., Jambu P. et al. Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1992. N 56. P. 1455–1463.
9. Попутникова Т. О., Терехова В. А. Установление зоны влияния полигона твердых бытовых отходов на почвы по структурно-функциональным изменениям микробных сообществ // *Вестник Московского университета. Серия 17: Почвоведение*. 2010. № 2. С. 51–54. doi: 10.3103/S0147687410020079
10. Лисовицкая О. В., Можарова Н. В. Влияние углеводородного загрязнения на накопление липидов в почвах // *Почвоведение*. 2013. № 6. С. 755–760.
11. Верховцева Н. В., Терехова В. А., Пукальчик М. А. и др. Структура сообществ микроорганизмов в урбаногемах, реконструированная по липидным маркерам // *Проблемы агрохимии и экологии*. 2015. № 3. С. 45–53.

ГРИБНАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПРИРОДНЫХ ПОЛИМЕРОВ ГУМИНОВОЙ ПРИРОДЫ: УСЛОВИЯ И СПОСОБЫ ОБНАРУЖЕНИЯ

Е. В. Федосеева¹, В. А. Терехова^{2,3}, С. В. Пацаева², О. С. Якименко²

¹Российский национальный исследовательский медицинский университет имени Н. И. Пирогова

²Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова,

*³Институт проблем экологии и эволюции имени Н. А. Северцова РАН,
elenfedoseeva@gmail.com*

Гуминовые вещества (ГВ) играют важнейшую роль в биосфере, участвуя в различных процессах, отвечающих за «благополучие» как наземных, так и водных экосистем. Мицелиальные грибы участвуют в обороте ГВ, в том числе в процессах синтеза, а также разложения и минерализации ГВ [1]. В подстилке или минеральных почвенных горизонтах почвенные мицелиальные грибы могут синтезировать гуминовые кислоты (ГК) и модифицировать лигнин и ГВ. Следует отметить, что грибы белой гнили и деструкторы подстилки значительно активнее участвуют в процессах деградации и минерализации

ГВ, в то время как аскомицеты оказывают влияние главным образом на процессы модификации и полимеризации гуминовых материалов [2].

ГВ способны обоюдно влиять на мицелиальные грибы. Основное прямое благоприятное воздействие заключается в стимулировании биомассы и биосинтетической активности, а также регулировании клеточного метаболизма [3, 4]. В ряде исследований сообщается о значительном влиянии ГВ на ингибирование роста различных видов грибов и бактерий [5–7]. В целом, ГВ проявляют более стимулирующее действие на грибы-антагонисты по сравнению с представителями патогенов растений; хотя *Trichoderma harzianum* был менее чувствителен, чем *T. viride* в присутствии ГВ в питательной среде [6, 7].

Взаимодействие ГВ с грибами рассматривается как кометаболический процесс, т. е. разложение ГВ сопряжено с метаболизмом легко усваиваемого органического углерода. Moliszewska and Pisarek [8] сообщали, что в случае, когда ГВ были единственным источником углерода, почвенная мицелиальная культура *Alternaria alternata* не могла употреблять его для создания мицелия. Rezasova et al. [9] показали, что *A. alternata* способна модифицировать почвенные ГВ и не обнаруживала какого-либо существенного влияния глюкозы на утилизацию ни ГК, ни фульвовых кислот (ФК). Некоторые другие виды аскомицетов (например, представители рода *Trichoderma*) могут развиваться на средах с ГК и углями, используя их в качестве единственного источника углерода [1].

Существует набор методов, направленных на изучение различных аспектов взаимодействия ГВ и мицелиальных грибов, а именно методы почвенной микологии, спектральные и хроматографические методы, а также активно внедряемые в последнее десятилетие ОМИКС-методы.

Для оценки преобразований химической структуры ГВ разработаны и применяются различные методы. Поскольку полидисперсность ГВ существенно затрудняет интерпретацию данных об их составе и свойствах, то в настоящее время сравнительно более информативными являются методы фракционирования. Традиционная гель-фильтрационная хроматография низкого давления часто используется для характеристики ГВ. Гидрофобная хроматография взаимодействия позволяет получить закономерности распределения гидрофобных и гидрофильных фракций при различной степени гидрофобности и лучше понять химическую структуру ГВ [10, 11]. Оба этих метода могут быть весьма полезны для анализа ГВ в средах роста грибов, которые можно рассматривать как сложную смесь ГВ, фрагментов меланина и метаболитов грибов.

Среди базисных методов исследования природного органического вещества следует отметить абсорбционную и флуоресцентную спектроскопию [12]. В частности, методы спектроскопии часто используются для характеристики ГВ и хромофорного растворенного органического вещества (РОВ), которое присутствует в природных водах [13]. Многочисленные исследования в этой области показали прямую корреляцию между оптическими, физически-

ми и химическими свойствами РОВ, такими как молекулярный размер, содержание лигнина и ароматичность [14].

В своих работах мы используем набор спектральных и хроматографических показателей, характеризующих свойства ГВ в водной среде и их изменения в процессе роста грибов:

– Уменьшение доли высокомолекулярных фракций и изменение молекулярной массы низкомолекулярных фракций, увеличение отношения доли гидрофильных фракций к доли гидрофобных фракций в образцах ГВ после роста на них грибных культур по сравнению с исходными образцами ГВ.

– Соотношение коэффициентов поглощения (A_{250}/A_{365}).

– Максимум испускания флуоресценции и его сдвиг при изменении длины волны возбуждения [13, 15]. Для почвенных ГВ или РОВ природной воды положение максимума испускания демонстрирует заметный сдвиг в сторону более коротких длин волн, так называемый «синий сдвиг» при изменении длины волны возбуждения от 270 до 310 нм, подобное явление не наблюдается для промышленных гуминовых препаратов (ГП).

– Квантовый выход флуоресценции ГВ (КВ) [13, 15]. КВ на длине волны 355 нм оказались очень информативным для характеристики молекулярного веса, степени ароматичности, типа флуоресценции, преобразований и происхождения РОВ [16].

– Производные спектров поглощения второго порядка, рассчитанные посредством дифференцирования значений поглощения по длине волны [17]. Спектры поглощения для водных ГВ не содержат максимумы в УФ-области, демонстрируя снижающееся поглощение при увеличении длины волны от 200 нм до ближнего ИК диапазона. Производная спектроскопия полезна для разрешения перекрывающихся отдельных компонентов в невыразительных широких спектрах ГВ.

Детальные многоплановые лабораторные эксперименты по трансформации различных образцов ГВ (калиевых промышленных ГП и ГК различного генезиса: угольного, торфяного и из лигносульфоната) меланинсодержащей грибной культурой *A. alternata* проводили с использованием данного набора спектральных и хроматографических показателей. Полученные результаты позволяют с большей точностью определить вклад аскомицетов в разложение ГВ и получить сложную картину. Образцы обеих групп (ГК в протонированной форме и калиевые ГП) трансформировались под действием метаболитов чистой культуры микроскопических мицелиальных грибов *A. alternata*. Выделенные ГК подвергались деструкции более эффективно, чем исходные материнские ГП, что было гораздо более выражено при более низком содержании сахарозы (0,03%). Следует особо отметить, что наиболее заметные изменения состава ГВ в питательной среде Чапека с ростом *A. alternata* происходили только в присутствии легко усваиваемого источника углерода (особенно при 0,3% сахарозы). Таким образом, можно сделать вывод, что легко усваиваемый органический углерод может стимулировать процессы грибного разложения стабильных органических соединений типа ГВ.

Вероятно, в природных средах (почве, воде) содержание усваиваемого органического углерода может вызвать механизм «праймер-эффектов» («priming effects») [18], но это должно быть более подробно исследовано далее.

Дополнительно на фоне рассчитанных дифференцированных спектров поглощения второго порядка ГП из лигносульфоната при росте грибов *A. alternata* и *T. harzianum* найдены характерные «паттерны» в УФ-области, характеризующие введенный ГВ: максимум расположен между 270-285 нм и минимум в области длин волн 290-300 нм. Спектральный индекс $I_{ГВ}$, определенный от амплитуд в спектрах второго порядка на 284 нм (максимальный вклад ГВ) и 290 нм (минимальный вклад ГВ), отражает относительное содержание ГВ в питательной среде в присутствии других поглощающих компонентов. Оба штамма, *A. alternata* и *T. harzianum*, использовали ГП из лигносульфоната в концентрациях 0,02 и 0,1% лучше при 30 г/л сахарозы, чем при 3 г/л в среде. Эффективность потребления ГП из лигносульфоната мицелиальными грибами при более низкой концентрации сахарозы в среде может быть активирована их предварительным ростом без добавления ГВ, что активирует генерацию грибных метаболитов.

Влияние ГП из различного сырья (уголь, торф, лигносульфонат) на чистые культуры почвенных микроскопических грибов (*A. alternata*, *Cladosporium cladosporioides* и *T. harzianum*) изучали в лабораторных условиях. Влияние оценивали по физиологическим и морфологическим откликам грибных культур, а именно приросту биомассы, радиальной скорости роста колоний, активности спороношения, интенсивности выработки первичных метаболитов (NAD(P)H) и вторичных метаболитов (меланина и рибофлавинов). Показатели прироста биомассы находились в прямой зависимости со способностью грибных культур к деструкции ГП: наибольший прирост биомассы наблюдался в случае культивирования на средах с легко доступным источником углерода. Внесение ГП активизировало спороношение всех изучаемых штаммов *A. alternata*, *C. cladosporioides* и *T. harzianum*; наибольшую активизацию вызывал ГП из лигносульфоната. Присутствие ГВ могло менять интенсивность выработки метаболитов: замедлять синтез меланина (для меланин-продуцирующих *A. alternata* и *C. cladosporioides*) и рибофлавинов (для *T. harzianum*).

Таким образом, взаимодействие ГП и микроскопических мицелиальных грибов поддается изучению посредством применения набора культуральных, спектральных и хроматографических методов.

Работа выполняется в рамках проекта РФФИ (грант №18-04-01218-а).

Литература

1. Gramss G., Ziegenhagen D., Sorge S., Degradation of soil humic extract by wood- and soil-associated fungi, bacteria, and commercial enzymes // Microbiol. Ecol. 1999. No. 37. P. 140–151.
2. Grinhut T., Hadar Y., Chen Y., Degradation and transformation of humic substances by saprotrophic fungi: processes and mechanisms // Fungal biology reviews. 2007. No. 21. P. 179–189.

3. Kirschner R. A. Jr., Parker B. C., Falkinham J. O. III, Humic and fulvic acids stimulate the growth of *Mycobacterium avium* // *FEMS Microbiol. Ecol.* 1999. No. 30. P. 327–332.
4. Kulikova N. A., Stepanova E. V., Koroleva O. V. Mitigating activity of humic substances: direct influence on biota, in: *Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice*, 2005. Vol. 52 of NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences, Netherlands, P. 285–309.
5. Gryndler M., Нгълелова Н., Sudova R., Gryndlerova H., Шезбинова V., Merhautova V., Hyphal growth and mycorrhiza formation by the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus claroideum* BEG 23 is stimulated by humic substances // *Mycorrhiza*. 2005. No. 15 (7). P. 483–488.
6. Loffredo E., Berloco M., Casulli F., Senesi N., 2007. In vitro assessment of the inhibition of humic substances on the growth of two strains of *Fusarium oxysporum* // *Biol Fertil Soils*. No. 43 P. 759–769.
7. Loffredo E., Berloco M., Senesi N., The role of humic fractions from soil and compost in controlling the growth in vitro of phytopathogenic and antagonistic soil-borne fungi // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2008. No. 69. P. 350–357.
8. Moliszewska E, Pisarek I Influence of humic substances on the growth of two phytopathogenic soil fungi // *Environ Int.* 1996. No. 22(5). P. 579–584.
9. Rezacova V., Hrselova H., Gryndlerova H., Miksik I., Gryndler M., Modifications of degradation-resistant soil organic matter by soil saprobic microfungi // *Soil Biology and Biochemistry*. 2006. No. 38. P. 2292–2299.
10. Debska B., Drag M., Banach-Szott M. Molecular size distribution and hydrophilic and hydrophobic properties of humic acids isolated from forest soil // *Soil Water Res.* 2007. No. 2(2). P. 45–53.
11. Stepanov A. A. Separation and characterization of amphiphilic humic acid fractions // *Mosc Univ Soil Sci Bull.* 2008. No. 63(3). P. 125–129.
12. McKay G., Couch K.D., Mezyk S.P., Rosario-Ortiz F.L. Investigation of the coupled effects of molecular weight and charge transfer interactions on the optical and photochemical properties of dissolved organic matter // *Environ Sci Technol.* 2016. No. 50(15). P. 8093–8102.
13. Shubina D., Fedoseeva E., Gorshkova O., Patsaeva S., Terekhova V., Timofeev M., Yuzhakov V. The blue shift of emission maximum and the fluorescence quantum yield as quantitative spectral characteristics of dissolved humic substances // *EARSel eProceedings*. 2010. No. 9(1). P. 13–21.
14. Fichot C. G., Benner R. The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter (S₂₇₅₋₂₉₅) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins // *Limnol Oceanogr.* 2012. No. 57(5). P. 1453–1466.
15. Khundzhua D. A., Patsaeva S. V., Terekhova V. A., Yuzhakov V.I., Spectral characterization of fungal metabolites in aqueous medium with humus substances. *J Spectroscopy*. 2013. 1–7. doi:10.1155/2013/538608.
16. Trubetskoj O. A., Richard C., Voyard G., Marchenkov V. V., Trubetskaya O. E. Molecular size distribution of fluorophores in aquatic natural organic matter: application of HPSEC with multi-wavelength absorption and fluorescence detection following LPSEC-PAGE fractionation // *Environ Sci Technol.* 2018. 52(9). P. 5287–5295.
17. Fedoseeva E., Stepanov A., Yakimenko O., Patsaeva S., Freidkin M., Khundzhua D., Terekhova V., Biodegradation of humic substances by microscopic filamentous fungi: chromatographic and spectroscopic proxies *J Soils Sediments* 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2209-7>.
18. Kuzyakov Y. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biol Biochem* 2010. No. 42. P. 1363–1371.

СЕКЦИЯ 3 ТРАНСФОРМАЦИЯ ФАУНЫ И ЗООЦЕНОЗОВ

ТРАНСФОРМАЦИЯ СТРУКТУРЫ ИХТИОЦЕНОЗА р. ВОЛГА В ЭКОСИСТЕМЕ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

*Ф. М. Шакирова¹, В. З. Латыпова², В. Г. Терещенко³, Ю. А. Северов¹,
Н. Ю. Степанова², О. К. Анохина¹, О. В. Никитин², А. Р. Гайсин²*

¹ *Татарский филиал ФГБНУ «ВНИРО» (ТатарстанНИРО),
shakirovafm@gmail.com*

² *Институт экологии и природопользования ФГАОУ ВО «К (П)ФУ»,
ecoanrt@yandex.ru*

³ *Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
tervlad@ibiw.yaroslavl.ru*

Куйбышевское водохранилище, созданное в 1955–1957 гг. в результате сооружения Куйбышевского гидроузла в районе Жигулёвских гор, расположено в промышленном и густонаселенном районе Среднего Поволжья, относится к водоёмам многоцелевого назначения и является самым крупным в Европе и в Волжско-Камском каскаде, регулирующим более 90% водных ресурсов бассейна Волги [1, 2]. Водоохранилище прошло ряд последовательных этапов формирования искусственно созданных водоёмов. Это коренным образом изменило его гидрологический и термический режим и гидробиологические показатели. Здесь возникли значительно отличающиеся от доводохранилищного периода условия для жизни гидробионтов, что определило их видовой состав, структуру, уровень воспроизводства, численность и распределение по акватории [3–10].

Таким образом, за шесть десятилетий существования водохранилища в водоеме изменилась структура рыбных сообществ водохранилища, а вода по многим данным перешла из категории практически «питьевой» в класс качества 4б «вода грязная» [11]. На Средней Волге, на участке современного Куйбышевского водохранилища до зарегулирования стока (1955–1957 гг.) встречался 51 вид рыб. Сегодня фиксируется 59 видов, при этом наблюдаются значительные изменения в составе ихтиофауны (табл.).

Сравнение видового состава рыбного населения р. Волга в акватории нынешнего Куйбышевского водохранилища (1955–1957 гг.) и Куйбышевского водохранилища в настоящее время (2004–2018 гг.) по коэффициенту Сёрренсена [12] составило величину 0,71 и выявило их существенное различие. Как видно из представленных данных, видовое разнообразие ихтиофаун Волги до постройки ГЭС и Куйбышевского водохранилища к настоящему времени изменилось практически на 30%. Тогда как коэффициент сходства (по Сёр-

ренсену) ихтиофаун р. Волга и Куйбышевского водохранилища в период его становления (1957–1969 гг.) достигал величины 0,75, а видовое разнообразие отличалось на 25%, указывая на продолжающиеся изменения в его составе.

Таблица

Видовой состав рыбообразных и рыб Средней Волги и Куйбышевского водохранилища в разные периоды трансформации

Отряд, семейство, род, вид	Река Волга	Водохранилище			
	1955 г.	1957–1969 гг.	1970–1985 гг.	1986–2003 гг.	2004–2018 гг.
	Данные литературы				Наши данные
Отряд	10	11	12	14	13
Семейство	13	16	17	19	19
Род	38	38	43	45	47
Вид	51	50	53	56	59
Вселенцы	–	12	17	17	18
Коэффициент сходства по Серенсену, %	–	75	69	69	71

Анализ рыбного населения водохранилища выявил, что более половины из них – 30 видов (50,9%) – промысловые, 18 видов (30,5%) – вселенцы, 11 видов (18,6%) – редкие виды, включенные в Красную книгу Республики Татарстан [13] (рис.).

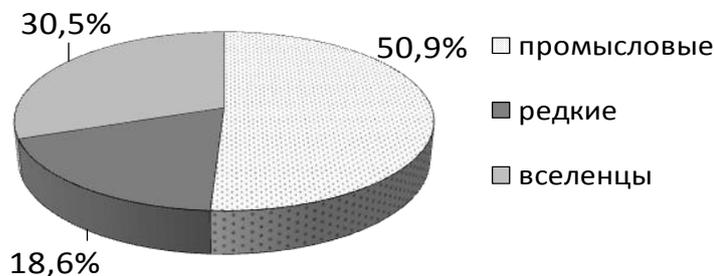


Рис. Соотношение видов в составе ихтиофауны Куйбышевского водохранилища

Огромное значение при анализе динамики структуры рыбного населения имеет сходство реакций различных видов на изменения среды и их коадаптированность, т. е. принадлежность отдельных видов к тем или иным фаунистическим комплексам. В настоящее время в Куйбышевском водохранилище обитают виды, которые согласно Г. В. Никольскому [14] представляют семь фаунистических комплексов: арктический пресноводный (корюшка, ряпушка, пелядь, налим), бореально-равнинный (щука, плотва, елец, язь, линь, золотой и серебряный карась, окунь, ерш, щиповка, пескарь обыкновенный, голянь озерный), пресноводный амфибореальный (верхнетретичный) (сазан, судак, берш, стерлядь, белуга, вьюн, сом, горчак), понто-каспийский пресноводный (лещ, синец, белоглазка, уклейка, густера, красноперка, чехонь, по-

дуст, жерех, голавль, верховка, белоперый пескарь, быстрянка), бореальный предгорный (хариус, речной голянь, голец, подкаменщик), китайский равнинный (белый амур, белый и пестрый толстолобики, головешка-ротан) и понто-каспийский морской (тюлька, пуголовка звездчатая, бычок-кругляк, бычок-головач, бычок-цуцик, бычок-песочник, игла-рыба).

Формирование рыбной части сообщества Куйбышевского водохранилища в целом шло так же, как и во многих крупных равнинных водохранилищах. В начале становления водохранилища наибольшей численности достигли виды, принадлежащие к бореально-равнинному фаунистическому комплексу. Постепенно эта группа уступила место видам понто-каспийского пресноводного комплекса. Кроме того, заметную роль стали играть рыбы пресноводного амфибореального фаунистического комплекса. В последнее время в водохранилище активно стали проникать рыбы понтического морского фаунистического комплекса.

В период заполнения водохранилища (1956–1957 гг.) характерной чертой этапа было наличие затопленной растительности, что вызвало обилие органических веществ и детрита, необходимых для развития беспозвоночных. Изобилие нерестового субстрата и корма определило высокую численность поколений этих лет, улучшение роста и других биологических показателей у многих видов рыб [15]. Наиболее благоприятные условия для размножения и выживания получили фитофильные виды рыбы - бентофаги и хищники [16].

В этот период наблюдалась вспышка хищников и прежде всего, щуки *Esox lucius* L., что отразилось в промысле в начале 60-х годов. Первый этап формирования ихтиофауны водохранилища соответствовал промысловым уловам 1956–1960 гг. и характеризовался резким их повышением, увеличением индексов разнообразия и доминирования. Кратко изменения в экосистеме Куйбышевского водохранилища на первом этапе можно характеризовать следующим образом [17]: смена реофильного состава гидробионтов на лимнофильный; вспышка продуктивности по цепи (фито- зоопланктон и бентос); высокая эффективность размножения рыб, улучшение их роста и других биологических показателей, вспышка хищников.

Последующие изменения в составе ихтиофауны водохранилища происходили и происходят за счет акклиматизационных и рыбоводных работ, проводимых на водоёме, случайного завоза видов (попутная акклиматизация), а также проникновения и расселения чужеродных видов, как с севера, так и с юга, продолжающееся и сегодня.

В настоящее время в составе ихтиофауны Куйбышевского водохранилища отмечается 18 видов вселенцев, составляющих 30,5% всей ихтиофауны водохранилища (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) – речной угорь, *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) – черноморско-каспийская тюлька, *Aristichthys nobilis* (Richardson, 1846) – пестрый толстолобик, *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) – белый толстолобик, *Stenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) – белый амур, *Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758) – европейская корюшка, *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758) – европейская ряпушка,

Coregonus peled (Gmelin, 1789) – пелядь, *Parasalmo mykiss* (Walbaum, 1792) – радужная форель, микижа, *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758) – девятииглая колюшка, *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 – трехиглая колюшка, *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald 1831 – пухлощекая рыба-игла, *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 – головешка – ротан, *Benthophilus stellatus* (Sauvage, 1874) – звездчатая пуголовка, *Neogobius gorlap* Pjin, 1949 – каспийский бычок-головач, *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) – бычок кругляк, черноротый бычок, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) – бычок песочник, *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) – бычок цуцик). Несмотря на то, что видовой состав вселенцев, появившихся здесь в разные годы и различным путём насчитывает 24 вида, некоторые из них сегодня уже не встречаются в водоёме (малоротый буффало – *Ictiobus bubalus*, большеротый – *I. cyprinellus* и чёрный буффало – *I. niger*, баунтовский – *Coregonus lavaretus baunti* и чудской сиги – *C. l. maraenoides*) и информация по ним отсутствует, мы их упоминаем.

Натурализовавшиеся инвазионные виды относятся к различным экологическим группам и разнообразны по своей биологии и предпочитаемым местам обитания. Некоторые из них (тюлька) успешно натурализовались, достигли достаточной численности и осваиваются промыслом. Другие (пухлощекая рыба-игла, головешка-ротан, бычок кругляк, звездчатая пуголовка, бычок-головач и бычок цуцик) размножаются и стали обычными видами с локальным распределением. Не натурализовавшиеся дальневосточные пелагофильные растительноядные виды (белый и пёстрый толстолобики и белый амур), численность которых поддерживается объемами выпуска и контролируется, являясь ценными объектами прудового выращивания, при оптимальных объемах их выпуска могут эффективно использоваться для подращивания в естественных условиях водохранилища и способствовать повышению рыбопродуктивности водоема.

Встречаются в водохранилище также и редкие виды рыб, занесенные в Красную книгу РТ [13]. К ним относятся: белуга – *Huso huso*, стерлядь – *Acipenser ruthenus*, обыкновенный (европейский) горчак – *Rhodeus sericeus amarus*, русская быстрянка – *Alburnoides bipunctatus rossicus*, волжский подуст – *Alburnoides bipunctatus rossicus*, озерный голянь – *Phoxinus phoxinus*, европейский (обыкновенный) хариус – *Thymallus thymallus*, обыкновенный таймень – *Hucho taimen*, ручьевая форель – *Salmo trutta* и обыкновенный подкаменщик – *Cottus gobio*. Русский осетр – *Acipenser gueldenstadtii* в последние десятилетия в Куйбышевском водохранилище в уловах не встречается, тогда, как в первые годы после постройки водохранилища в контрольных уловах Татарского отделения ГосНИОРХ вылавливалось до 65 экз. осетра размером от 10 до 150 см [13].

Работа выполнена при частичной поддержке гранта РФФИ №18-44-160023/18.

Литература

1. Куйбышевское водохранилище Л.: Наука, 1983. 213 с.

2. Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник) Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
3. Поддубный А. Г. Состояние ихтиофауны Куйбышевского водохранилища в начальный период его существования // Тр. ИБВВ АН СССР. 1959. Вып. 1(4). С. 269–297.
4. Поддубный А. Г. 1983. Ихтиофауна // Куйбышевское водохранилище. М.: Наука, 1983. 214 с.
5. Лукин А. В. Куйбышевское водохранилище // Изв. ГосНИОРХ. 1961. Т. 50. С. 62–76.
6. Кузнецов В. А. Особенности воспроизводства рыб в условиях зарегулированного стока реки. Казань: Изд-во Казан. гос. ун-та, 1978. 160 с.
7. Кузнецов В. А. Рыбы Волжско-Камского края. Казань: Идел-пресс, 2005. 208 с.
8. Шакирова Ф. М. Современное состояние чужеродных видов рыб Куйбышевского водохранилища // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. Вып. 337 (к 80-летию профессора Л. А. Кудерского). СПб.-М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. С. 157–170.
9. Шакирова Ф. М., Северов Ю. А. Видовой состав ихтиофауны Куйбышевского водохранилища // Вопр. ихтиологии. 2014. Т. 54. № 5. С. 520–532
10. Шакирова Ф. М., Северов Ю. А., Латыпова В. З. Современный состав чужеродных видов рыб Куйбышевского водохранилища и возможности проникновения новых представителей в экосистему водоёма // Российский журнал биологических инвазий. 2015. № 3. С. 77–97.
11. Минакова Е. А., Мухаметшин Ф. Ф., Шлычков А. П. Многолетняя динамика качества поверхностных вод Куйбышевского водохранилища по гидрохимическим показателям в современный период // Чистая вода. Казань: Сб. трудов IX Междунар. конгресса. 2018. С. 126–130.
12. Sørensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content // Kongelige Danske Videnskabernes Selskab. Biol. krifter. Bd 1948. V. № 4. P. 1–34.
13. Красная книга Республики Татарстан. Казань: Идел-Пресс, 2016. С. 129–140.
14. Никольский Г. В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. М.: Пищевая промышленность, 1980. 182 с.
15. Лукин А. В. Основные закономерности формирования рыбных запасов Куйбышевского водохранилища и пути их рационального использования // Тр. Татарск. отд. ГосНИОРХ. 1964. Вып. 10. С. 3–26.
16. Шаронов И. В. Расширение ареала некоторых видов рыб в связи с зарегулированием Волги // Волга-1: Тезисы докл. Куйбышев: Куйбыш. книж. изд-во, 1971. С. 226–233.
17. Кузнецов В. А. Изменения экосистемы Куйбышевского водохранилища в процессе его формирования // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 2. С. 228–233.

ВЛИЯНИЕ ФОСФОРОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ НА ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВЕННОГО СОСТАВА БЕЛКОВ ПРЕСНОВОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ

Е. А. Тишина, Т. С. Дроганова, Л. В. Поликарпова
Московский государственный областной университет, ecolab@tgoi.ru

Интенсивное использование химических препаратов в сельском хозяйстве приводит к поступлению в природу большого количества ксенобиотиков, в том числе и пестицидов, которые могут накапливаться и передаваться по цепям питания. Их возможное общее последствие на живые организмы может сказаться лишь спустя несколько поколений при условии накопления

значительных масс пестицидов в экосистемах, ослабляясь такими факторами, как атмосферные осадки, аккумуляция в донных отложениях водоемов и др. [1, 2]. В связи с этим актуальна проблема охраны окружающей среды от химических загрязнителей.

Вода служит основным средством переноса пестицидов в окружающей среде. В открытые водоемы пестициды могут попадать со стоками предприятий, при обработке зеленых насаждений, с дождевыми и талыми водами, оказывая на обитателей водоемов как прямое воздействие (острая или хроническая токсичность), так и косвенное (изменение химического состава воды, снижение содержания растворимого в воде кислорода и т. д.). Следует также отметить, что токсичность пестицидов для гидробионтов не одинакова, что связано с различным механизмом их действия. По результатам исследований известно, что фосфорорганические соединения наименее токсичны для животных, однако они широко применяются в сельском хозяйстве [3, 4].

Нами было исследовано острое влияние фосфорорганических пестицидов малатиона и метафоса на изменение качественного состава белков пресноводного моллюска *Viviparus viviparus* L, поскольку данные вещества в организме подвергаются метаболизму с образованием более токсичных продуктов – малаоксона и метилпараоксона [4].

Механизм действия фосфорорганических соединений, и, в частности, выбранных нами для исследования, обусловлен их алкилирующими и фосфорилирующими свойствами. Попадая в живой организм, они фосфорилируют ряд ферментов, в том числе алиэстеразу, ацетилхолинэстеразу и др., нарушая тем самым сложный биохимический цикл обмена химического медиатора ацетилхолина, что приводит к нарушению функций различных органов, возбудимости и, в итоге, к отравлению организма [5].

Моллюсков для исследования собирали в прибрежной зоне Пестовского водохранилища (Московская обл., Пушкинский р-н, село Тишково), затем акклиматизировали в течение двух недель к лабораторным условиям и подвергали воздействию токсикантов. Содержание токсиканта в воде соответствовало 10 ПДК_{вод.} Экспозиция опыта составляла 2, 4, 6, 12, 24, 36, 48, 60, 72, 84 и 96 часов. В качестве контроля использовались животные, содержащиеся в воде без токсиканта при прочих равных условиях.

По истечении времени экспозиции отбирали группы моллюсков по 5–6 особей, извлекали пищеварительную железу и готовили экстракт водорастворимых белков. Концентрацию белка в экстрактах определяли по методу Лоури. При помощи метода диск-электрофореза фракционировали белки [6, 7].

Нами были получены спектры водорастворимых белков (рис.), отличные как от контрольной группы, так и друг от друга. Воздействие токсикантов приводит к появлению новых белковых фракций, характеризующихся средним и высоким значением относительной электрофоретической подвижности (ОЭП) (табл.).

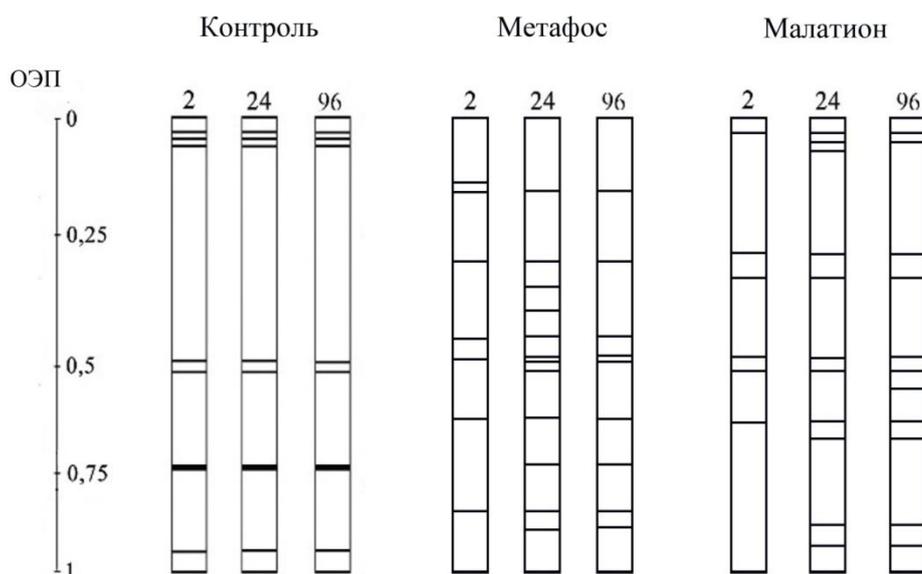


Рис. Схемы электрофореграмм нативных белков пищеварительной железы моллюска *Viviparus viviparus* L. в норме и при воздействии токсикантов

Примечание: В контрольной группе на протяжении экспозиции белковые спектры не изменяются. Под воздействием метафоса при экспозиции 2–4 часа, 6–36 часов, 48–96 часов получены одинаковые белковые спектры. При воздействии малатиона при экспозиции 4–60 часов и 72–96 часов получены одинаковые спектры белков.

Таблица

Значения относительной электрофоретической подвижности выявленных белков

Группа		
Контроль	Метафос	Малатион
0,01	–	0,04
0,07	–	–
–	–	0,09
0,12	–	0,12
–	0,19	–
–	0,29	0,26
–	0,33	0,30
–	0,37	–
–	0,42	–
0,48	0,47	0,47
0,54	0,56	0,54
–	–	0,58
–	0,65	0,62
–	–	0,68
0,74	0,75	–
–	0,86	–
–	0,89	0,88
0,91	–	0,92

Следует отметить, что действие метафоса уже с первых часов экспозиции приводит к исчезновению малоподвижных (высокомолекулярных) белковых фракций (ОЭП = 0,04, ОЭП = 0,07) при одновременном накоплении белков с более высоким значением ОЭП, что, возможно, объясняется распадом высокомолекулярных белков (или их комплексов) и появлением белков со средней и высокой подвижностью.

Изменения в белковых спектрах под воздействием малатиона в начале экспозиции менее выражены, однако, при более длительном действии токсиканта мы также наблюдаем появление новых, высокоподвижных фракций белков.

Ранее сходные результаты были получены нами при изучении воздействия на моллюсков фторсодержащих соединений [6], в связи с чем мы можем предположить, что в организме исследуемых животных в ответ на токсическое воздействие синтезируются стрессовые белки. Несомненный интерес представляет дальнейшая физико-химическая характеристика выявленных белковых фракций.

Литература

1. Ковда В. А. Биогеохимические циклы в биосфере: Материалы VII пленума. М.: Наука, 1976. 355 с.
2. Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. Л.: Химия, 1975. 456 с.
3. Брагинский Л. П. Оценка качества вод природных водоёмов по токсикологическим показателям // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 201–206.
4. Берим Н. Г. Химическая защита растений. Л., 1972. 328 с.
5. Зинченко В. А. Химическая защита растений: средства, технология и экологическая безопасность. М.: КолосС, 2005. 232 с.
6. Дроганова Т. С., Коничев А. С., Петренко Д. Б., Поликарпова Л. В., Цветков И. Л. Влияние фторида натрия и фторуксусной кислоты на активность кислой ДНКазы, кислой фосфатазы и спектр растворимых белков гепатопанкреаса живородки речной // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. 2017. № 4. С. 36–45.
7. Protein measurement with the Folin Phenol Reagent / O. H. Lowry, N. J. Rosenbrought, A. L. Farr, R. J. Randall // J. Biol. Chem. 1951. Vol. 193. № 2. P. 265–275.

ВЛИЯНИЕ УРБАНИЗАЦИИ НА СООБЩЕСТВО ПОДСТИЛОЧНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ НА ПРИМЕРЕ г. КАЗАНИ

Т. А. Гордиенко¹, Н. Р. Водунон², Д. Н. Вавилов¹

¹ *Институт проблем экологии и недропользования АН РТ,*
² *Казанский медицинский университет, eiseniata@gmail.com*

Изучение антропогенных воздействий на природу – одна из актуальнейших проблем современности, наиболее остро выраженная в городах. Проблема чистоты городской среды остается одной из важнейших на современном этапе развития цивилизации [1]. Чистоту среды можно контролировать

различными способами, но для объективной оценки качества среды целесообразно использование биологических индикаторов, изучение их реакций на антропогенное вмешательство.

Накоплена обширная литература по экологии городов Европы и России [2]. Материалы европейских исследователей систематизированы Б. Клауснитцером [3]. С появлением городов уничтожаются природные биоценозы и создаются новые со своеобразными экологическими нишами, которые осваиваются животными – обитатели скал, обрывов, нор и пещер, древесины, семян и плодов, различной кормовой специализацией – некрофаги, копрофаги и паразиты. Описаны некоторые виды, у которых вообще неизвестны природные популяции [3]. Общая площадь урбанизированных территорий на планете около 5 млн. км².

Анализ городской фауны позволяет получить объективную информацию о степени вреда для организма загрязнений воздуха, воды, почвы, об эффективности природных мероприятий, а также описать динамику экологической обстановки города. Наиболее удобны для этого почвенная фауна [4], составляющая 90–95% по биомассе и числу видов всей мезофауны ландшафта, и комплекс герпетобионтов – обитателей напочвенного яруса биогеоценозов, которые в достаточно большом количестве встречаются на территориях различной степени нарушенности и быстро реагируют на изменение экологической ситуации [1].

Исследования проводили в летний период 2005–2007 гг. в семи административных районах крупного мегаполиса г. Казани Республики Татарстан: Авиастроительном, Московском, Ново-Савиновском, Кировском, Приволжском, Вахитовском, Советском районах города, а также в пригородных естественных фитоценозах (липняки и сосняки) в 2010–2018 гг. Объектом изучения были подстилочные беспозвоночные герпетобионты, отловленные стандартным почвенно-зоологическим методом ловушками Барбера. Ловушки ставили по 10 шт. в каждом биотопе на 5 суток. Динамическая плотность оценивалась в особях на 10 ловушко-суток. Обследовано 82 участка города в трех зонах антропогенного воздействия – промышленная, селитебная и рекреационная. Исследованы газоны, луга, парки, скверы, кладбища, зеленые зоны с древесно-кустарниковой растительностью. Статистический анализ проведен в ПП Excel и STATISTICA [5]. Использован многомерный дискриминантный анализ пошаговым методом с предиктором зона антропогенного воздействия.

Цель работы оценить влияние урбанизации на структуру и динамическую плотность герпетобионтов.

Результаты показали, что таксономическое разнообразие герпетобия города представлено 3 типами, 7 классами и 29 таксонами, однако в каждом отдельном биотопе оно было низкое 5–10 таксонов. Динамическая плотность герпетобионтов варьирует в пределах от 1,4 до 40,6 особей/10 ловушко-суток и по зонам антропогенного воздействия не отличается (рис. 1). В промышленной зоне она колебалась в пределах 1,4–30,2 особи/10 лов.-сут. и состави-

ла в среднем 11,9 особей/10 лов.-сут., в селитебной – 2,4–33,2 особи/10 лов.-сут. и в среднем 14 особей/10 лов.-сут., в рекреационной – 2,2–40,6 особей/10 лов.-сут. и 12,8 особей/10 лов.-сут. В целом динамическая плотность обитателей подстилки города Казани крайне низкая. Так, к примеру, в широколиственных массивах в окрестностях Казани она достигает 192 особей/10 лов.-сут. при среднем ее значении 92,4 особи/10 лов.-сут., в сосняках – 33,9 особей/10 лов.-сут.

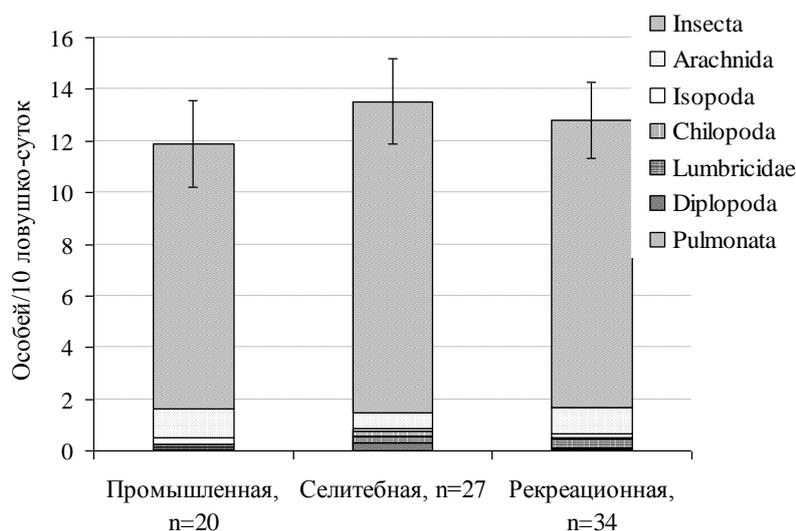


Рис. 1. Динамическая плотность герпетобионтов различных зон г. Казани

Среди герпетобионтов доминируют насекомые *Insecta* (86,4% в промзоне, 89% в селитебной и 87,1% в рекреационной зоне) и паукообразные *Aranei* (соответственно 9,5%, 4,3% и 7,8%). В первой группе герпетобионтов преобладали жесткокрылые *Coleoptera* жуки-жужелицы *Carabidae* (39,6%, 43%, 46,5%), стафилины *Staphilinidae* (29%, 16,6%, 16,4%), в селитебной зоне *Scarabaedae* (8,2%). В пригородных лесах Казани также доминируют насекомые, паукообразные, а также многоножки *Muriopoda*, однако их соотношение иное. Так в лиственных лесах доля насекомых в среднем составляет 37,6–55,8%, паукообразных – 31,4–48%, многоножек – 6,5–7,8%, в хвойных – насекомые в среднем 41,2%, паукообразные 52,5%. Т.е. в естественных фитоценозах наблюдается выравнивание долей доминирующих герпетобионтов. Согласно результатам некоторых исследователей загрязнение атмосферного воздуха отрицательно влияет на стафилинид и положительно на жуков-фитофагов долгоносиков и пластинчатоусых [1].

Трофическая структура также имеет сходство (рис. 2). Во всех зонах антропогенного воздействия преобладают хищники (83,1%, 72,3% и 77,5% в ряду от промышленной зоны к рекреационной), значительно меньше сапрофагов и фитофагов: в промзоне 5,4% и 6,3%, в селитебной – 9,9% и 13,3%, в рекреационной – 10,3% и 6,2%. В естественных лиственных лесах преобладают хищники (57,8–71,4%), уступают сапрофаги (12,1–32,7%) и фитофаги (4,4–5,3%).

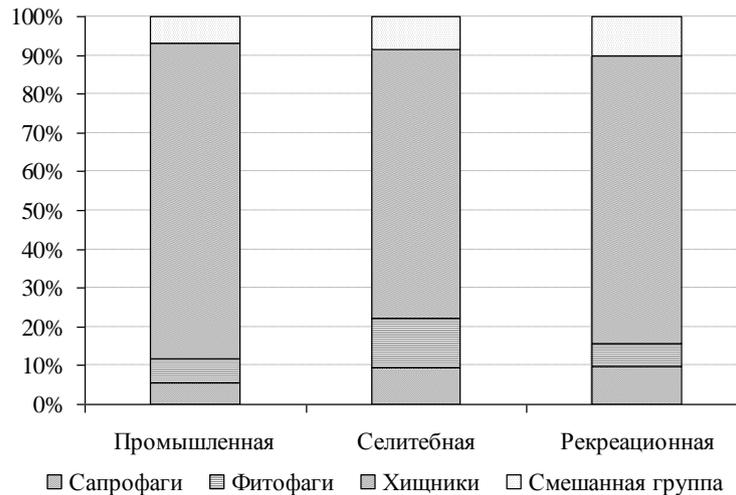


Рис. 2. Соотношение трофических групп герпетобионтов

Пошаговый метод дискриминантного анализа показал, что по зонам антропогенного воздействия наблюдаются отличия структуры герпетобионтов селитебной зоны от рекреационной (при $p < 0,05$). Однако степень когезивности (скупенности) внутри зон низкая (Лямбда Уилкса 0,87 approx. $F(6,15) = 1,79$ $p < 0,10$) (рис. 3). Расстояние Махаланобиса варьирует 0,08–0,64.

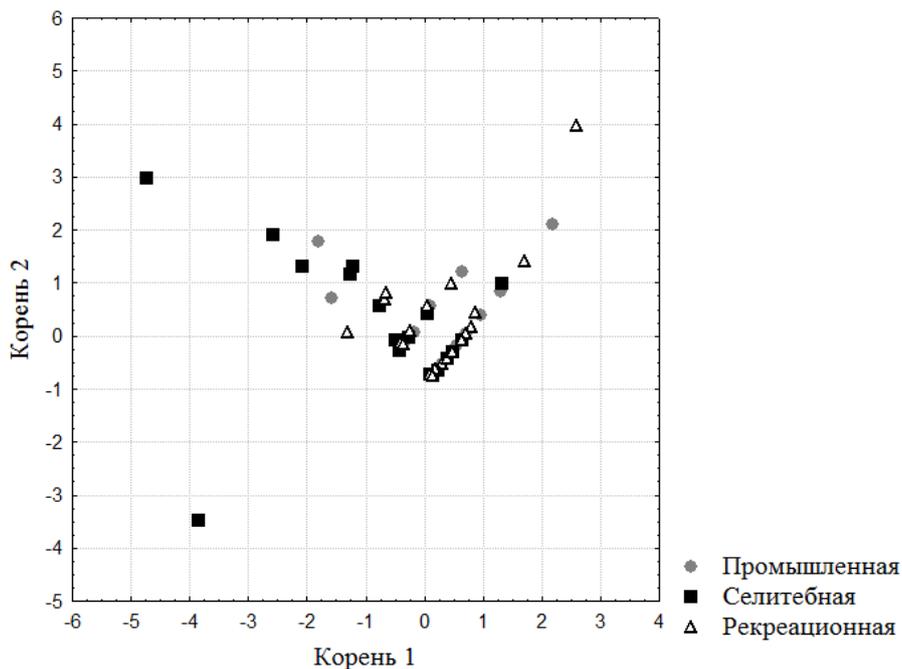


Рис. 3. Ординация структуры сообщества герпетобионтов в плоскости двух дискриминантных осей по зонам антропогенного воздействия.

Таким образом, общее состояние сообщества герпетобионтов в городе не благополучное. Низкая динамическая плотность беспозвоночных, абсолютное доминирование насекомых, низкое таксономическое разнообразие отдельных исследуемых участков свидетельствует об отрицательном воздействии урбанизации на сообщество подстилочных беспозвоночных. Благодаря

мозаичности биотопов и наличие парков, скверов сохраняется общее высокое таксономическое разнообразие герпетобионтов.

Литература

1. Еремеева Н. И. Герпетобионты как индикаторы чистоты городской среды // Известия Южного федерального университета. Технические науки. 2002. С. 145–148.
2. Черкасова О. Н. Особенности формирования энтомофауны урбанизированных территорий // Вестник ОГПУ. № 2, 2007. С. 45–47.
3. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. М.: Мир, 1990. 246 с.
4. Якушкина М. Н. Влияние рекреации на структуру и динамику населения жуелиц лесных фитоценозов Среднего Поволжья: Автореф. ... канд. биол. наук, 2001. 19 с.
5. Боровиков В. П. STATISTICA. Искусство анализа данных на компьютере. Для профессионалов / 2-е издание. СПб: Питер, 2003. 688 с.

КОЛОВРАТКИ ПРУДА В КОТТЕДЖНОМ ПОСЕЛКЕ г. САМАРА

Ю. Л. Герасимов

Самарский университет, yuger55@list.ru

В г. Самаре много искусственных водоёмов. Один из небольших прудов находится на северо-западной окраине г. Самары в глубине участка, застроенного 2–3 этажными жилыми домами с приусадебными участками. Форма пруда прямоугольная, длина до 40 м, ширина до 30 м, глубина до 1,4 м. Берега возвышаются над водой на 20–50 см, покрыты рудеральной травянистой растительностью и кустарниками, есть несколько деревьев. Западный берег укреплен подпорной стеной, восточный засыпан песком, образующим пляж. Мелководья заняты водо-воздушными и погруженными макрофитами, образующими пояс вдоль берегов с широким разрывом у пляжа. Дно илистое, частично засыпано песком. Вода мутная, но неприятного запаха нет. Питание родниковое и атмосферными осадками, уровень воды с весны до осени почти не меняется. Жители окружающих домов пытались приспособить пруд для отдыха – расчистили берега, удалили макрофиты с мелководья у восточного берега, засыпали это место песком для пляжа, оборудовали детскую площадку, причал для лодок, зарыбили водоём карпом. Пруд не находится на частной территории, но попасть к нему можно только через запирающиеся ворота. С проходящего рядом проезда пруд не виден из-за заборов, о нём знают только местные жители.

Поскольку пруд используется в рекреационных целях, его санитарное состояние имеет существенное значение. Мы провели обследование пелагиали данного пруда с целью выявить видовой состав обитающих там гидробионтов и оценить потенциал самоочищения. Сведений об изучении зоопланктона данного пруда в доступной литературе не обнаружено [1–3].

Обследование зоопланктона проводили по стандартным гидробиологическим методикам [4]. Пробы отбирали 2 раза в месяц с конца апреля до конца октября планктонной сетью (сито № 64) и 2-литровым батометром на 3-х

станциях. Для определения видовой принадлежности использовали общепринятые определители [5, 6]. Микробиологический анализ воды проведен в лаборатории кафедры Биохимии, биотехнологии и биоинженерии Биологического факультета Самарского национального исследовательского университета.

В пруду было обнаружено 25 видов коловраток, относящихся к 3-м отрядам, 12-ти семействам и 19-ти родам. Список видов приводится ниже.

Отряд Ploimida

Asplanchna girodi Guerne, 1888

Brachionus angularis Gosse, 1851

Brachionus calyciflorus Pallas, 1776

Brachionus plicatilis rotundiformis Tschugunoff, 1921

Brachionus quadritentatus Hermann, 1783

Keratella cochlearis (Gosse, 1851)

Keratella quadrata (Muller, 1786)

Keratella testudo (Ehrenberg, 1832)

Keratella valga (Ehrenberg, 1834)

Platyias quadricornis Ehrenberg, 1832

Colurella uncinata (Muller, 1773)

Lepadella ovalis (O.F.Muller, 1786)

Euchlanis triquerta Ehrenberg, 1838

Lecane lunaris (Ehrenberg, 1832)

Cephalodella gibba (Ehrenberg, 1834)

Eosphora najas (Ehrenberg, 1830)

Monommata longiseta (Muller, 1776)

Polyarthra remata Skorikov, 1896

Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832

Trichocerca rousseleti (Voigt, 1902)

Trichotria pocillum (Muller, 1786)

Отряд Monimotrochida

Filinia longiseta limnetica (Zacharias, 1893)

Hexarthra mira (Hudson, 1871)

Testudinella patina Hermann, 1783

Отряд Bdelloida

Habrotrocha sp.

Наибольшая частота встречаемости в пробах была у *A. girodi*, *B. quadridentatus*, *K. quadrata* и *Polyarthra remata* (60–71% всех проб). У 7-ми видов (*Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *Lepadella ovalis*, *Euchlanis triquerta*, *Cephalodella gibba* и *Testudinella patina*) частота встречаемости 30-50% проб. Наиболее редко встречались *K. valga*, *Monommata longiseta* и *Trichocerca rousseleti* – в 3 пробах каждая.

Наибольшей численности сообщество коловраток достигло в мае (табл. 1), второй, но гораздо менее значительный подъем численности наблюдался в июле.

Таблица 1

Сезонная динамика численности (экз/л) коловраток

апрель	май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь
160	814	119	166	34	29	2

По численности в сообществе доминировали представители 2-х семейств, Synchaetidae и Brachionidae (табл. 2).

Таблица 2

Доли (%) семейств коловраток в суммарной численности за сезон

Семейство	Доля (%)	Семейство	Доля (%)
Synchaetidae	44,47	Colurellidae	1,04
Brachionidae	35,56	Filinidae	0,62
Asplanchniidae	10,02	Testudinellidae	0,22
Euchlanidae	4,93	Trichocercidae	0,18
Notommatidae	1,52	Lecanidae	0,13
Hexarthriidae	1,20	Trichotriidae	0,08

Наибольший вклад в суммарную численность внесли 4 вида: *Polyarthra remata* (максимальная численность 446 экз/л), *Asplanchna girodi* (124 экз/л), *Keratella quadrata* (124 экз/л) и *Synchaeta pectinata* (108 экз/л). Все эти виды планктонные, численность придонных и зарослевых видов была значительно меньше.

Большинство видов коловраток, обнаруженных нами в безымянном пруду, обычны для прудов г. Самары [7]. Только *Euchlanis triquerta* и *Polyarthra remata* редки для городских прудов [8]. По количеству видов коловраток данный пруд сходен с большинством бесхозных прудов среди жилых домов, в прудах парков и скверов видов в 2–3 раза больше [7].

Из обнаруженных коловраток 19 видов являются индикаторами слабозагрязнённых и умеренно загрязнённых вод, 4 вида – индикаторами загрязнённых вод. Мы не проводили химический анализ прудовой воды, но, исходя из соотношения видов-индикаторов с учётом их численности, состояние изучавшегося нами пруда можно считать удовлетворительным. Об этом же свидетельствуют и результаты микробиологического исследования: величина КОЕ составила от 3152 до 3473 на 1 мл воды (среднее 3213). Это меньше, чем в других обследованных нами прудах г. Самары [9]. Мутность воды, возможно, связана с ветровым перемешиванием, т.к. деревья присутствуют только с одной стороны пруда. Во всяком случае, этот пруд выглядит чище соседнего, более крупного пруда расположенного примерно в 200 м к югу.

Территория между ближайшими домами и прудом – типичный заросший травой пустырь с буграми, ямами и отходами строительных материалов. Однако на берегах пруда очень мало бытового мусора – видимо, жители расположенных вокруг него домов стараются поддерживать чистоту, особенно возле пляжа и детской площадки.

Результаты нашего исследования дают возможность полагать, что процессы самоочищения в изучаемом пруду происходят достаточно полно-

ценно, и его санитарное состояние не будет представлять угрозы для местных жителей.

Литература

1. Матвеев В. И., Гейхман Т. В., Соловьева В. В. Самарские пруды как объект ботанических экскурсий. Самара, 1995. 44 с.
2. Синицкий А. В. Особенности структурной организации зоопланктоценозов малых водоемов урбанизированных территорий: Дис. ... канд. биол. наук. Самара, 2004. 167 с.
3. Голубая книга Самарской области. Самара: СамНЦ РАН, 2007. 199 с.
4. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 246 с.
5. Кутикова Л. А. Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.
6. Кутикова Л. А. Бделлоидные коловратки фауны России. М.: ТНИ КМК, 2005. 315 с.
7. Герасимов Ю. Л. Коловратки прудов урбанизированных территорий (г. Самара) // Известия Самарского научного центра РАН. 2009. Т. 11. № 1. С. 171–176.
8. Попов А. И. Современная структура зоопланктона Саратовского водохранилища и экология биоинвазийных видов: Дис. ... канд. биол. наук. Тольятти, 2007. 101 с.
9. Клёнова Н. А., Орлова С. А., Герасимов Ю. Л. Бактериопланктон городских прудов // Dny vědy – 2013 Materiály IX mezinárodní vědecko – praktická konference «» 27 března – 05 dubna 2013 roku Díl 31 Ekologie Zeměpis a geologie Zemědělství Praha Publishing House «Education and Science» s.r.o 2013 P. 17–18.

ПАЗАРИТОФАУНА ОБЫКНОВЕННОГО ПЕСКАРЯ В УСЛОВИЯХ РЫБОВОДНОГО ПРУДА (САМАРСКАЯ ОБЛАСТЬ)

О. В. Минеева

Институт экологии Волжского бассейна РАН, ksukala@mail.ru

Обыкновенный пескарь (*Gobio gobio* L., 1758) – широко распространенный евроазиатский вид с разорванным ареалом. В России обычен в водоемах как европейской (за исключением Кольского п-ова и Северной Карелии), так и азиатской частей [1]. Это чрезвычайно полиморфный вид, к которому относят большое число номинальных таксонов (порядка 20) [2].

Обыкновенный пескарь – типично донная рыба, обитающая в реках на песчаных и каменистых участках со средним по скорости течением. Часто встречается в водохранилищах, нередко в озерах и прудах с оптимальным кислородным режимом [3].

Исследование паразитов *Gobio gobio* в разных точках его ареала является перспективным и актуальным направлением. Пескарь, наряду с другими «малоценными» видами, составляет основу рациона хищных промысловых рыб и рыбоядных птиц, исполняя роль промежуточного хозяина в цикле развития многих гельминтов. Особый интерес представляет изучение зараженности рыб и в контексте проблемы «биологического загрязнения экосистем», среди компонентов которого значительное место занимают паразитические виды.

Анализ литературных данных [4–9] показывает, что в бассейне Волги фауна паразитов обыкновенного пескаря достаточно богата в качественном отношении и представлена 44 видами разных таксономических групп: Monogenea – 10, Cestoda – 5, Trematoda – 15, Nematoda – 4, Acanthocephala – 5, Hirudinea – 2, Crustacea – 3. На территории Самарской области паразитологического исследования пескаря ранее не проводилось.

Целью настоящей работы явилось изучение фауны паразитов *G. gobio* в условиях рыбоводного водоема (пруд Гранный, Самарская область).

Пруд Гранный расположен в Ставропольском районе Самарской области вблизи с. Новая Бинарадка (53.812496 с.ш., 49.9374276 в.д.). Созданный в 1970-х гг., водоем использовался как противопожарный и для орошения сельскохозяйственных полей. В настоящее время пруд используется в рыбопродуктивных целях (выращивается карп). Контрольный лов показал, что ихтиофауна водоема, помимо карпа, включает еще и «сорные» виды – окуня, карася, плотву, уклейку и пескаря.

В июле 2018 г. методом полного паразитологического вскрытия исследовано 26 экз. обыкновенного пескаря; сбор, фиксацию и камеральную обработку паразитов проводили по общепринятой методике [10]. Видовая диагностика паразитов осуществлялась по соответствующему определителю [11]. Для количественной характеристики зараженности животных использовались следующие показатели: экстенсивность инвазии (процентная доля зараженных особей в общем числе исследованных рыб), интенсивность инвазии (минимальное и максимальное число паразитов на одной особи рыб) и индекс обилия паразитов (средняя численность паразита у всех исследованных рыб, включая незараженных).

Наши исследования показали, что в условиях рыбоводного водоема пескарь заражен 3 видами паразитов (табл.).

Таблица

Фауна паразитов обыкновенного пескаря пруда Гранный

Паразит / локализация	ЭИ, %	ИИ, экз.	ИО, экз.
Cestoda			
<i>Neogryporhynchus cheilancristrotus</i> (Wedl, 1855), pl. желчный пузырь	3,85	1	0,04
Nematoda			
<i>Contracaecum microcephalum</i> (Rudolphi, 1819), l. III печень	3,85	1	0,04
Crustacea			
<i>Ergasilus sieboldi</i> Nordmann, 1832 плавники, жабры	100	2 – 57	19,35

Примечание. ЭИ – экстенсивность инвазии, ИИ – интенсивность инвазии, ИО – индекс обилия паразитов.

Плероцеркоид *N. cheilancristrotus* и личинка нематоды *C. microcephalum* заражают хозяина трофическим путем (через веслоногих рачков). Низкие показатели зараженности гельминтами (следует говорить о единичной инвазии)

могут быть обусловлены несколькими причинами. Во-первых, в водоеме постоянно присутствуют искусственные корма (фуражная пшеница и зерноотходы), на питание которыми перешли в том числе и «сорные» рыбы. Во-вторых, невысокая продуктивность пруда по показателям зоопланктона и исходно низкая зараженность кормовых беспозвоночных (это предположение требует дополнительного исследования). Оба вида червей заканчивают свое развитие в рыбах.

Особый интерес представляет 100%-ная инвазия пескаря рачком *E. sieboldi* (табл.), интенсивность заражения которым отдельных особей достигает нескольких десятков экземпляров; паразиты локализуются не только на жабрах, но и плавниках (в данном случае можно говорить о гиперинвазии).

Жизненный цикл эргазилуса связан с годовым ходом температуры воды. В холодный период года самки пребывают в состоянии покоя. С повышением температуры воды начинается процесс формирования яиц в яичнике; зрелые яйцевые мешки появляются при температуре воды не ниже 14°. В каждом яйцевом мешке по 100–110 науплиев. *E. sieboldi* – теплолюбивый вид, оптимальная температура его развития составляет 22–25°, при благоприятных условиях в течение трех недель самки дают 2 поколения личинок [12].

Питаясь жаберной тканью и кровью хозяина, рачки являются крайне патогенными паразитами. Прикрепляясь к жаберным лепесткам, паразит деформирует их, сдавливает и разрывает сосуды, вызывает слизеотделение, разрушение и некроз жаберной ткани. Зачастую к инвазии эргазилусом присоединяется поражение сапролегнией (вторичная инфекция) [12].

Особый вред эргазилез наносит прудовым хозяйствам. Даже если не происходит массовой гибели рыб, наблюдается снижение темпов роста, ухудшается качество мяса, отдельные самки после болезни становятся яловыми и не участвуют в нересте.

В числе основных факторов, обуславливающих высокую зараженность пескаря пруда Гранный патогенным рачком *E. sieboldi*, можно выделить следующие:

1. Слабая проточность водоема, что создает оптимальные условия для развития этого лимнофильного вида.

2. Прогревание водоема в летние месяцы, дающее возможность самкам паразита давать несколько генераций в год.

3. Наличие зоны сублиторали с обильной водной растительностью, где наблюдается максимальная концентрация свободноживущих стадий паразита и скопление их облигатных хозяев-рыб. Пескарь приурочен к береговым участкам зарослей макрофитов, где происходит интенсивная аккумуляция паразита на рыбах, сопровождающаяся их перманентной реинвазией.

4. Наличие подходящих облигатных хозяев и в достаточном количестве.

Мы считаем, что наблюдаемая нами высокая степень заражения пескаря рачком *E. sieboldi* носит характер эпизоотии.

С целью оздоровления паразитологической обстановки в водоеме необходимо проведение комплекса мероприятий: изъятие из пруда «сорной» ры-

бы, постоянный мониторинг зараженности патогенным рачком ценного вида (карпа), особенно младших возрастных групп.

Литература

1. Атлас пресноводных рыб России: В 2 т. / Под ред. Ю. С. Решетникова. М.: Наука, 2003. Т. 1. 379 с.
2. Богуцкая Н. Г., Насека А. М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. 389 с.
3. Рыбы севера Нижнего Поволжья: В 3 кн. Кн. 1. Состав ихтиофауны, методы изучения / Е. В. Завьялов, А. Б. Ручин, Г. В. Шляхтин и др. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 2007. 208 с.
4. Молодожникова Н. М., Жохов А. Е. Таксономическое разнообразие паразитов бесчелюстных и рыб бассейна Волги. II. Паразитические кишечнорастворимые (Coelenterata) и моногеней (Monogenea) // Паразитология. 2006. Т. 40. Вып. 4. С. 328–354.
5. Жохов А. Е., Молодожникова Н. М. Таксономическое разнообразие паразитов рыбообразных и рыб бассейна Волги. IV. Амфилины (Amphilinida) и цестоды (Cestoda) // Паразитология. 2007. Т. 41. Вып. 2. С. 89–102.
6. Молодожникова Н. М., Жохов А. Е. Таксономическое разнообразие паразитов рыбообразных и рыб бассейна Волги. III. Аспидогастры (Aspidogastrea) и трематоды (Trematoda) // Паразитология. 2007. Т. 41. Вып. 1. С. 28–54.
7. Жохов А. Е., Молодожникова Н. М. Таксономическое разнообразие паразитов бесчелюстных и рыб бассейна Волги. V. Нематоды (Nematoda) и волосатики (Gordiaceae) // Паразитология. 2008а. Т. 42. Вып. 2. С. 114–128.
8. Жохов А. Е., Молодожникова Н. М. Таксономическое разнообразие паразитов рыб бассейна Волги. VII. Ракообразные (Crustacea) и водные клещи (Hydracarina) // Паразитология. 2008б. Т. 42. Вып. 6. С. 476–485.
9. Молодожникова Н. М., Жохов А. Е. Таксономическое разнообразие паразитов бесчелюстных и рыб бассейна Волги. VI. Скребни (Acanthocephala), пиявки (Hirudinea), моллюски (Bivalvia) // Паразитология. 2008. Т. 42. Вып. 3. С. 179–190.
10. Быховская-Павловская И. Е. Паразиты рыб. Руководство по изучению. Л.: Наука, 1985. 121 с.
11. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т. 3. Л.: Наука, 1987. 583 с.
12. Бауер О. Н., Мусселиус В. А., Николаева В. М., Стрелков Ю. А. Ихтиопатология. М.: Пищевая промышленность, 1977. 432 с.

ПОЧВЕННЫЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫЕ В ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ МЕСТООБИТАНИЯХ НА СЕВЕРЕ

А. А. Колесникова, Т. Н. Конакова

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

Беспозвоночные, будучи редуцентами и консументами в цепях питания, определяют устойчивость почвенных экосистем на Севере. Впервые проведено изучение основных групп зооэдафона (Myriapoda, Lumbricidae, Insecta) в экосистемах холодных сероводородных источников (окр. г. Воркута) и на участках сброса отработанных термальных вод Сыктывкарского лесопромышленного комплекса (окр. г. Сыктывкар).

Сероводородные источники являются уникальными природными объектами для изучения механизмов поддержания гомеостаза биосистем в экстремальных природных условиях. Функционирование таких геосистем приводит к выносу из недр минеральных вод и газов, что служит одним из наиболее значимых факторов в формировании азональных или интразональных сообществ. Сероводородные источники широко распространены по всему миру, но многие из них в связи с бальнеологическими свойствами и доступностью быстро осваиваются человеком и теряют свой естественный облик (источники Чехии, Италии, Англии, Абхазии, Венгрии, России и др.). Вследствие этого, сероводородные источники, расположенные в труднодоступных районах Крайнего Севера являются уникальными, так как здесь сохранился весь комплекс приуроченных к ним живых организмов. На примере Байкальского региона показано, что водам холодных минеральных источников свойственны галофильные элементы фауны и флоры, в очень холодных минеральных источниках (с температурами в течение года не выше 5 °С) могут встречаться представители арктической реликтовой фауны, пришедшие в регион во времена плейстоценовых похолоданий [1]. В исследуемом регионе сероводородные источники различного состава и степени минерализации широко развиты в пределах всего Предуральского прогиба, но в таких условиях ранее были исследованы лишь водорослево-бактериальные маты, основу которых образуют алкалофильные цианобактерии, другие водоросли, бесцветные и пигментированные бактерии, адаптированные к специфическому составу минеральных вод [2]. Исследования почвенных беспозвоночных вблизи сероводородных источников практически не проводились, и сведений о разнообразии этих групп беспозвоночных (исключая амфибиотических двукрылых и почвенных микроартропод) в литературе нет.

Сточные воды предприятий целлюлозно-бумажной промышленности имеют разный состав, который зависит от специфики предприятия, применяемых технологий и методов локальной очистки. В сбрасываемых водах СЛПК (г. Сыктывкар) наблюдается избыточное содержание серы, азота и фосфора, иная (по сравнению с естественными водотоками региона) кислотность воды, а также ее относительно высокая температура. Такие «подогретые» воды оказывают «отепляющий» эффект не только на сообщества гидробионтов, но и на расположенные вблизи почвы и их биоту. Известно, что в условиях повышенной теплообеспеченности, в местах выходов термальных вод, формируются природные комплексы интразонального характера с более или менее выраженными реликтовыми чертами [3]. Термальные природные экосистемы можно рассматривать и как очаги видового разнообразия [4].

Почвенные зооценозы вблизи сероводородных источников в окрестностях г. Воркута изучали в августе 2017–2018 гг., а разнообразие беспозвоночных на участках сброса отработанных термальных вод (окр. г. Сыктывкар) оценивали в июне-июле 2018 г. на площадках: ППНССВ 1 (подогретые почвы вблизи р. Кылог и условный контроль) и ППНССВ 2 (левый берег р. Вычегда

и правый берег р. Вычегда в точке сброса сточных вод, условный контроль в окр. д. Усть-Пожег).

Первичная оценка разнообразия почвенных зооценозов вблизи выходов холодных сероводородных источников выявила присутствие в этих экстремальных местообитаниях личинок Diptera, личинок и имаго жуков семейств Cantharidae, Scarabaeidae и Staphylinidae, трех видов дождевых червей. Доминирование личинок Diptera отмчалось ранее как для зональных восточно-европейских тундр, так и для окрестностей минеральных источников в Байкальском регионе. Из люмбрицид вид *Eisenia nordenskioldi nordenskioldi* широко распространен в восточно-европейских тундрах, а виды *Dendrodrilus rubidus f. tenuis* и *Eiseniella tetraedra* являются инвазийными, их находки в г. Воркута – самые северные. *Eiseniella tetraedra* – партеногенетический вид, с продолжительностью жизни не более полутора лет. Это амфибиотический вид, отмеченный также в солоноватой воде вдоль берегов Балтийского моря и регулярно указываемый в родниковых биотопах. *Dendrodrilus rubidus f. tenuis* – вид с половым и партеногенетическим размножением, при этом партеногенетики способны быстро адаптироваться. Этот вид толерантен к обитанию в кислых почвах [36], а его коконы способны переносить отрицательные температуры (до -40 °С), тогда как взрослые особи не могут существовать даже при незначительных отрицательных температурах. Поэтому в холодном климате этот вид перезимовывает на стадии кокона [5].

Почвенная мезофауна в окрестностях канала сточных вод, напротив, характеризуется высоким таксономическим богатством. Зарегистрировано высокое обилие и разнообразие дождевых червей (8 из 12, известных для фауны Республики Коми видов) в почвах и грунтах ниже и выше по течению канала. Определена относительно высокая численность мезофауны ниже по течению слева от моста. Выявлена более-менее сохранившаяся структура зооценоза в зоне III и измененная структура зооценоза в зоне I, со значимым преобладанием зоофагов. Специфику сообществ мезофауны на остаточных аллювиальных почвах отражает присутствие на площадках многоножек из семейств Geophilidae и Polyzoniidae (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика почвенной мезофауны на канале (ПНССВ1)

Таксон / показатель	I	II	III
1	2	3	4
Gastropoda (%)	–	2,6	–
Lumbricidae (%)	7,7	74	33,3
Geophilidae (%)	7,7	–	4,2
Polyzoniidae (%)	–	–	4,2
Cantharidae, l. (%)	7,7	15,6	45,7
Staphylinidae, im. (%)	15,4	5,2	4,2
Ptyliidae, im. (%)	15,4	2,6	4,2
Carabidae, l. (%)	30,7	–	–

1	2	3	4
Curculionidae, im. (%)	–	–	4,2
Aranei (%)	7,7	–	–
Diptera, l. (%)	7,7	–	–
Число таксонов	8	5	7
Численность, экз./м ²	69,3	202,6	128
Индекс Шеннона, H	1,9	0,8	1,4

Зона влияния сточных вод: I – ниже по течению справа от моста; II – ниже по течению слева от моста; III – на участке сохранившегося фрагмента долины лесной речки выше по течению от моста через р. Кылог.

Иная картина представлена для почвенных зооценозов в точке сброса сточных вод на р. Вычегда. Зооценозы отличаются низким таксономическим богатством, меньшими значениями общей численности, разнообразием личинок двукрылых (4 семейства), причем доминированием в импактных почвах и грунтах хирономид (табл. 2). С одной стороны, такие зооценозы характерны для приводных биотопов, с другой стороны, доминирование хирономид в почвах и грунтах свидетельствует о наличии техногенного воздействия на сообщества беспозвоночных.

Таблица 2

Характеристика почвенной мезофауны на р. Вычегда (ППНССВ2)

Таксон / показатель	I	II	III
Aranei (%)	–	4	–
Chironomidae, l. (%)	100	88	25
Rhagionidae, l. (%)	–	4	–
Detritophagidae, l. (%)	–	–	12,5
Tipulidae, l. (%)	–	–	25
Staphylinidae, im. (%)	–	4	25
Carabidae, l. (%)	–	–	12,5
Число таксонов	1	4	5
Численность, экз./м ²	10,7	122,7	42,7
Индекс Шеннона, H	–	0,5	1,6

Зона влияния сточных вод: I – на левом берегу р. Вычегда, II – на правом берегу р. Вычегда, III – в окр. д. Усть-Пожег (условный контроль).

Отсутствие каких-либо данных литературы по тепловому воздействию на почвенных беспозвоночных в условиях умеренных широт, а также недостаточность данных по влиянию компонентов сточных вод на почвенные зооценозы требует проведения дальнейших мониторинговых исследований. Но уже сейчас можно предположить, что крайне высокое видовое и экологическое разнообразие почвенных зооценозов не характеризует их как стабильно существующие сообщества, к тому же в таких «горячих» точках происходит замещение нативных видов представителями инвазийной / вселенческой фауны.

ны, что в конечном итоге может представлять угрозу для функционирования природных экосистем региона.

Актуальность и новизна полученных результатов подчеркивается тем, что исследования почвенных беспозвоночных в экстремальных местообитаниях на Севере проведены впервые. Показана специфика разнообразия зооценозов в таких условиях: наличие инвазивных видов, партеногенез как облигатная или факультативная форма размножения многих видов, обеднение почвенных зооценозов вблизи холодных сероводородных источников и крайне высокое разнообразие беспозвоночных на участках отработанных термальных вод.

Исследования проведены в рамках темы НИР отдела экологии животных с № гос. регистрации АААА-А17-117112850235-2, проекта комплексной программы УрО РАН № 18-4-4-37 с № гос. регистрации АААА-А18-118011390005-9 и х/д с ОАО «Монди СЛПК» № 45-2018/180405.

Литература

1. Основные особенности и формирование водной и наземной биоты термальных и минеральных источников Байкальского региона / В. В. Тахтеев, А. С. Плешанов, И. Н. Егорова, Е. А. Судакова, Г. Л. Окунева, Г. И. Помазкова, Т. Я. Ситникова, Л. С. Кравцова, Н. А. Рожков, А. В. Галимзянова // Известия Иркутского государственного университета. Серия Биология. Экология. 2010. Т. 3. № 1. С. 33–37

2. Biodiversity of the microbial mat of the Garga hot spring / A. S. Rosanov, A. V. Bryanskaya, T. V. Ivanisenko, T. K. Malup, S. E. Peltek // BMC Evolutionary Biology. 2017. Vol. 17. № 254. P. 37–49.

3. Плешанов А. С. Хорологические особенности геотермальных рефугиив // Проблемы сохранения биологического разнообразия Южной Сибири: Материалы I межрегиональной науч.-практ. конф. Кемерово, 1998. С. 176–177.

4. Шварцман Ю. Г., Болотов И. Н. Пространственно-временная неоднородность таежного биома в области плейстоценовых материковых оледенений. Екатеринбург, 2008. 263 с.

5. Колесникова А. А., Конакова Т. Н., Таскаева А. А. Разнообразие почвенных беспозвоночных в экосистемах сероводородных источников на Севере // Биологические проблемы Севера: Материалы междунар. науч. конф., посвященной памяти академика В. Л. Контримавичуса. Магадан, 2018. С. 321–323.

МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ У РЫБ МАССОВЫХ ВИДОВ КАК ОДИН ИЗ ФАКТОРОВ ДЕГРАДАЦИИ ИХТИОФАУНЫ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

А. К. Минеев

Институт экологии Волжского бассейна РАН, mineev7676@mail.ru

Преобразования популяций волжских рыб, связанные с активной антропогенной трансформацией исходного водоема, наблюдаются на протяжении нескольких десятилетий с середины XX века до настоящего времени. Особую роль в происходящем стали играть изменения не только изначальных абиотических и биотических условий, но и антропогенные факторы, обуслов-

ленные активным ростом промышленной, транспортной и бытовой сферы Поволжья [1, 2]. Одним из прямых последствий подобного воздействия явилось ухудшение морфофизиологического состояния популяций массовых видов рыб Средней и Нижней Волги, наблюдаемое в настоящий момент на разных уровнях организации отдельных особей всех возрастных групп (клеточном, тканевом, органном, организменном) [3]. Популяции массовых видов рыб Саратовского водохранилища не являются исключением – число особей с различными морфофизиологическими нарушениями среди представителей карповых, окунёвых и бычковых видов рыб, составляющих основу ихтиофауны водоёма, достигает высоких значений на протяжении всего периода исследования (1995–2014 гг.) [3].

Наружные морфологические аномалии отмечаются в основном у молоди массовых видов рыб, тогда как до половозрелого состояния доживают единичные экземпляры. В рамках исследования изучена молодь рыб 26 видов, среди которых были представители короткоцикловых и длинноцикловых рыб шести семейств, отличающихся особенностями экологии (предпочтение нерестовых субстратов, сроки нереста, особенности питания и т.д.). Наиболее массовой оказалась молодь шести видов карповых рыб: плотва, укляя, язь, густера, лещ и красноперка. Встречаемость аномальных личинок и мальков среди данных видов высока и не зависит от видовой принадлежности особей (табл.).

Таблица

Встречаемость аномальных особей среди разных видов рыб Саратовского водохранилища за весь период исследования (1995–2014 гг.)

Вид рыб	Число особей, экз.	N ^a экз.	Доля аномальных особей, %
Плотва <i>Rutilus rutilus</i>	10519	3472	33,0±0,46
Язь <i>Leuciscus idus</i>	3854	1305	33,9±0,76
Красноперка <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2417	668	27,6±0,91
Густера <i>Blicca bjoerkna</i>	2390	918	38,4±0,99
Укляя <i>Alburnus alburnus</i>	1900	445	23,4±0,97
Лещ <i>Abramis brama</i>	1019	271	26,6±1,38

Примечание: N^a – число аномальных особей.

Встречаемость аномальных особей практически не зависит от видовой принадлежности рыб, но находится в прямой зависимости от уровня загрязнения водоема.

У молоди массовых видов рыб Саратовского водохранилища наблюдается постепенное понижение доли аномальных особей от ранних стадий личиночного развития (В и С₁) до поздних стадий малькового развития (F и G). Среди мальков-сеголеток (стадия Н) особей с нарушениями морфологии вообще не обнаружено. Однако, на самых ранних стадиях личиночного развития (В и С₁) у молоди всех шести видов рыб встречаемость аномальных особей

достигает высоких и максимальных значений: от 25,0% (лещ В) до 66,7% (красноперка В) (рис. 1).

Некоторое повышение встречаемости аномальных личинок от стадии развития В к стадии С₁ мы связываем, прежде всего с тем, что на стадии В многие морфологические признаки еще не сформированы, соответственно, заложенные в них морфологические нарушения еще не реализованы. Но по мере развития признаков на стадиях С₁ и С₂ (формирование плавников и развитие глазных яблок) проявляются и аномалии, заложенные в них. Дальнейшее понижение встречаемости аномальных личинок и мальков рыб на более поздних стадиях развития происходит по двум основным причинам: во-первых, за счет элиминации аномальных особей в результате их пониженной жизнеспособности, во-вторых, в результате понижения вероятности возникновения различных морфологических нарушений у рыб на более поздних стадиях развития (D₂-G).

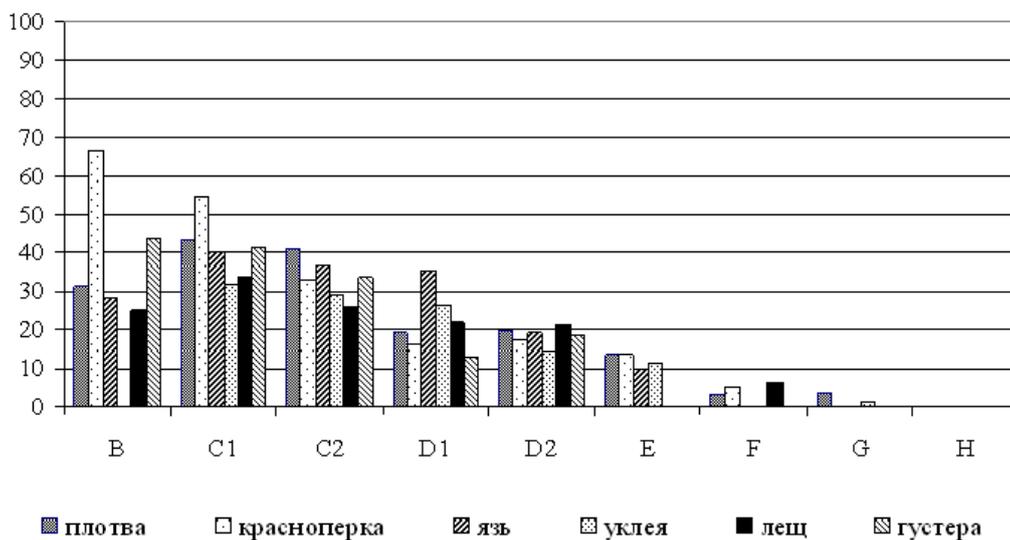


Рис. 1. Встречаемость аномальных особей среди шести видов рыб Саратовского водохранилища на разных стадиях личиночного и малькового развития (%)

В итоге на поздних мальковых стадиях (F и G) встречаемость аномальных особей среди всех видов рыб соответствует уровню условно принятой нормы для благополучных популяций (5%) [4], либо незначительно превышает эту величину (6,25%, лещ на стадии F) (рис. 2). Как правило, у поздних мальков (стадии F и G) обнаруживаются нарушения морфологии, существенно не влияющие на жизнеспособность особей, и сохраняется вероятность доживания таких рыб до половой зрелости. Однако среди мальков-сеголеток (стадия H) всех шести видов карповых рыб Саратовского водохранилища аномальных особей не обнаружено.

До половозрелого состояния доживали рыбы, у которых уродства не оказывали заметного влияния на их жизнеспособность, то есть в редких случаях не были летальными для особей и в период их личиночного развития, что является крайне редким явлением. Наличие морфологических аномалий у

взрослых рыб является одним из доказательств высокой степени антропогенной нагрузки на экосистему Саратовского водохранилища. Однако встречаемость половозрелых рыб с морфологическими отклонениями не может служить надежным показателем экологического состояния водоема в момент вылова таких особей. В данном случае основными показателями состояния «здоровья» исследуемых особей и популяций являются такие морфофизиологические критерии как состояние гематологических показателей и уровень патологий внутренних органов и тканей.

В Саратовском водохранилище, испытывающем значительную антропогенную нагрузку, у половозрелых представителей массовых видов рыб обнаружены многочисленные патологии клеток крови и нарушения гематологических параметров, а также патологии внутренних органов и тканей (жабр, печени, сердечной мышцы, гонад). Установлено, что встречаемость рыб с подобными патологиями (рис. 2, 3), а также разнообразие типов морфофизиологических нарушений, не зависит от видовой принадлежности особей, но находится в прямой зависимости от уровня загрязнения водоема.

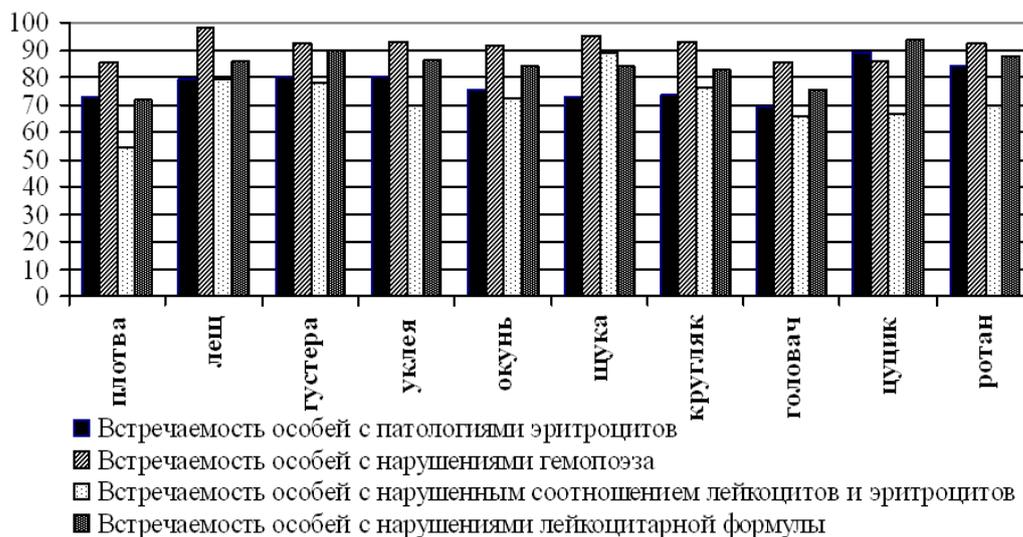


Рис. 2. Встречаемость особей с нарушениями некоторых гематологических параметров среди массовых видов рыб Саратовского водохранилища (%)

Гематологические нарушения и гистологические патологии тканей и органов, обнаруженные у большей части популяции обследованных видов рыб Саратовского водохранилища, являются неспецифическими, необратимыми и неизбежно приводят к снижению жизнеспособности особей и возможной последующей элиминации. Подобные морфофизиологические нарушения происходят, как правило, вследствие хронического токсикоза и массово наблюдаются у рыб в наиболее загрязненных водоёмах.

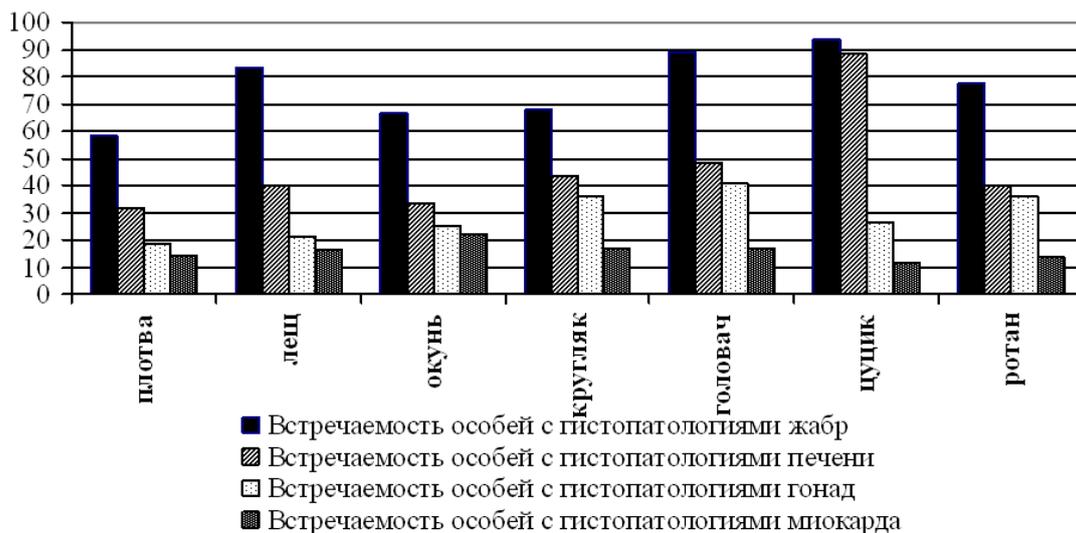


Рис. 3. Встречаемость особей с гистопатологиями некоторых внутренних органов среди массовых видов рыб Саратовского водохранилища (%)

Таким образом, популяции массовых видов рыб Саратовского водохранилища подвержены сильному хроническому воздействию неблагоприятных факторов окружающей среды, приводящему к неизбежному снижению качественных размерно-возрастных показателей, что является одним из признаков деградации ихтиофауны изучаемого водоёма.

Литература

1. Кузнецов В. А. Признаки дестабилизации в рыбном сообществе Куйбышевского водохранилища // Актуальные экологические проблемы республики Татарстан. Казань: «Новое знание», 2000. С. 60.
2. Кузнецова О. А., Аршаница Н. М., Латыпова В. З., Шакирова Ф. М., Степанова Н. Ю. Биогеохимические исследования факторов токсигенной опасности для рыб в водохранилищах руслового типа (на примере Волховского водохранилища) // Учёные записки Казанского государственного университета. Естественные науки. 2008. Т. 150. Кн. 4. С. 261–267.
3. Минеев А. К. Современное морфофизиологическое состояние массовых видов рыб в экологических условиях водоемов и водотоков бассейна Средней и Нижней Волги: Дис. ... д-ра биол. наук. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2017. 378 с.
4. Кирпичников В. С. Генетика и селекция рыб. Л.: Наука, 1987. 520 с.

ФОРМИРОВАНИЕ ОРНИТОЦЕНОЗА УРБАНИЗИРОВАННОЙ ЭКОСИСТЕМЫ НА ПРИМЕРЕ ГОРОДОВ СРЕДНЕГО ПОВОЛЖЬЯ

И. И. Рахимов

Казанский (Приволжский) федеральный университет, rakhim56@mail.ru

Многовековой опыт существования городских поселений и столь же длительный контакт птиц с человеком на этих территориях позволяют утверждать, что здесь формируется особая экосистема со специфическими условиями. В настоящее время, такие понятия как «урбанизация фауны», «синан-

тропные виды», «виды-урбанисты», «урбофобы» и др. не вызывают сомнения, так как касаются экологии птиц в условиях городской экосистемы. Главным фактором, определяющим структуру экосистемы города и само ее существование, является человек – его средообразующая деятельность [1]. Хорошо известно, что в городах климатические факторы, такие как температура, освещенность, влажность, воздушные потоки отличаются от таковых за пределами городов. Структура и состав почв, растительный покров и другие экологические факторы, так же отличаются от естественных условий, в окружающих город экосистемах. Адаптироваться к ним могут не все виды организмов. В урбанизированных экосистемах создаются характерные только для города экологические ниши с особым пространственно-временным характером использования, например, птицами. Это важное понятие, составляющее основу функционирования экосистемы, до сих пор не разработано для условий урбанизированных сообществ животных.

Урбанизированная территория представляет собой одну из форм антропогенно-трансформированных экосистем. Это реально существующее, поддерживаемое деятельностью человека сообщество с определенным видовым составом организмов и своеобразием связей их компонентов, «привязанным» к городским условиям биоритмом. В условиях формирующегося городского таксоценоза животных экологические связи видов с территорией выражены более отчетливо, а экологические ниши более заметны. Мозаичность городских биотопов создает экологические ниши для различных групп животных, которые занимаются видами, относящимися к различным систематическим и экологическим группам.

Материалом для сообщения послужили результаты исследований на территории 26 городов Среднего Поволжья, проведенные начиная с 80-х гг. XX столетия по настоящее время. Авифауна городов анализировалась по различным параметрам: характеру питания, гнездования, характеру использования территории, по биотопической привязанности птиц. Каждое направление отражает многообразие адаптаций к условиям среды, т.е. то, что мы определяем понятием экологическая ниша. Вид уживается в городе благодаря приспособлениям, образующимся в ответ на изменение условий среды, по принципу, исключающему конкурентные отношения.

Материалы многолетних исследований на территории городов Среднего Поволжья позволили обосновать некоторые закономерности функционирования городской экосистемы. Урбанизация и другие формы трансформации естественных экосистем существенно изменили условия обитания животных. Вовлеченные в глобальный процесс, они неизбежно вступают в процессы синантропизации, с приобретением новых поведенческих и экологических особенностей. На территории городов формируются особые таксоценозы животных различных систематических групп как часть биоты сложной городской экосистемы.

В антропогенной среде, где условия очень динамичны, животные «не успевают» адаптироваться к ним, они находятся в состоянии постоянного

приобретения новых приспособлений к постоянно меняющейся среде обитания. По этой причине не следует ожидать появления нового вида, полностью приспособленного к обитанию, например, в урбанизированной среде. Более логичным было бы со временем ожидать возникновения особой жизненной формы – синантропные виды, с комплексом новых морфофункциональных и поведенческих адаптаций. Экологические ниши каждого синантропного вида будут представлены его функциональной ролью в сообществе, например, его трофическим статусом. Д. В. Владышевский [2] предлагает ввести термин «трофическая конвергенция», суть которого – питание многих видов сходными кормами. Работы ряда авторов [1–3] подтверждают возникновение стереотипов добывания пищи, большей продолжительности кормного периода, ритма питания и др. При этом, экологические ниши далеких таксонов могут сильно перекрываются [4]. Например, голубь и галка, крысы и бродячие собаки, кормящиеся на свалках, относятся к различным систематическим группам.

Фауна урбанизированных ландшафтов не имеет в своем составе видов, которые принадлежали бы исключительно им. В этом заключается одна из важных зоогеографических черт антропогенной фауны птиц [5, 6]. Известно что, формирование фауны птиц антропогенных ландшафтов идет без видообразования, посредством перехода существующих уже видов из одного экологического окружения в другое. Так, из более 345 видов птиц, которые зарегистрированы в Волжско-Камском крае, в антропогенных ландшафтах отмечено 243 вида. Исследования показали значительное видовое разнообразие птиц городов Среднего Поволжья. Так, гнездящимися в городах являются 157 видов. В целом, 70,4% региональной авифауны отмечено в городах. Соотношение основных фаунистических и экологических групп птиц в авифауне урбанизированных ландшафтов и всего Среднего Поволжья сохраняется и соответствует зонально – географическим особенностям региона. Наиболее существенные зонально-экологические особенности орнитоценоза региона и городской системы представлены в таблице.

Выделяют три основных типа изменений среды обитания: циклические изменения, т. е. периодически повторяющиеся, как при смене времен года; направленные изменения, происходящие в течение продолжительного периода; хаотические изменения, появляющиеся резко и без определенного ритма воздействия [7, 8]. В условиях антропогенных ландшафтов на животных также воздействуют эти группы изменений. Циклические изменения при периодическом многократном воздействии из поколения в поколение в ходе естественного отбора привели к возникновению ряда особенностей образа жизни, которые сами по себе являются циклическими. В наиболее общем виде в условиях урбанизированной среды повторяется годовой цикл размножения, миграций и другие сезонные изменения.

**Сравнительная характеристика региональной и авифауны
урбанизированных ландшафтов Среднего Поволжья**

Показатели авифауны	Авифауна Среднего Поволжья и % от всей авифауны	Авифауна урбанизированных ландшафтов и % от региональной
Количество видов, в т. ч.	345	243 (70,4%)
Гнездящиеся	229 (66,3%)	157 (68,5%)
Залетные	75 (21,7%)	89 (36,6%)
Пролетные	41 (11,8%)	42 (17,2%)
Отрядов	19	18
Воробьинообразные	133 (38,5%)	106 (43,6%)
Преобладающие типы фауны	Европейский – 94 (27,2%) Транспалеаркты – 70 (20,2%) Сибирский – 51 (14,7%)	Европейский – 83 (34,1%) Транспалеаркты – 68 (27,9%) Сибирский – 33 (13,5%)
Экологические комплексы	Околоводный – 141 (40,8%) Лесоопушечный – 88 (25,5%) Полевой – 51 (14,7%)	Околоводный – 82 (33,7%) Лесоопушечный – 77 (31,6%) Лесной – 37 (15,2%)
Наземногнездящиеся	182 (52,7%)	59 (36,8%)
Гнездящиеся в кронах деревьев	77 (22,3%)	38 (23,7%)
По основному корму	Беспозвоночные – 207 (60%)	Беспозвоночные – 162 (66,8%)
Ярус добывания корма	Земля – 165 (47,8%)	Земля – 119 (46,2%)

Фенологические явления, обусловленные комплексом абиотических факторов, в антропогенных ландшафтах претерпевают изменения, что проявляется в увеличении продолжительности, изменении сроков. Так, репродуктивный период синантропных птиц в условиях города более продолжителен. Голуби, например, гнездятся с февраля по октябрь.

Процесс заселения и освоения животными антропогенных территорий (синантропизация) и формирование орнитоценозов в урбанизированных экосистемах подчиняется следующим основным закономерностям:

1. Городские экосистемы формируются из видов с широкой экологической пластичностью, которая обеспечивает им возможность адаптации к новым динамичным условиям. Наиболее благоприятно сочетание трофической и топической эврибионтности.

2. В каждой экологической группе птиц, отличающейся характером питания, размножения и другими особенностями биологии, существует один-два вида, жизненные потребности которых в наибольшей степени удовлетворяются в условиях антропогенных ландшафтов.

3. Сохранение в черте городов участков естественных местообитаний ускоряет входение в городскую экосистему многих местных видов. Они служат буферными, переходными зонами для большинства потенциальных синантропов.

4. Освоение городской территории идет по биотопам - аналогам природных местообитаний, сохраняющих свойства естественных экосистем. Ос-

ваиваются микростации, физиономически сходные с естественными нишами. Многие виды первоначально заселяют парки, городские кладбища и лишь затем в жилые кварталы. Территория современных городов Среднего Поволжья включает в себя большие площади лесопарков, полей, акватории крупных рек. Эти биотопы служат своеобразными переходными зонами при заселении города многими видами.

5. Деятельность человека оказывает влияние на качественный и количественный состав фауны. Наблюдаются колебания численности, связанные с антропогенными факторами, хозяйственной деятельностью человека, в результате которых одни виды могут увеличивать численность или резко ее сокращать.

Таким образом, на изменение условий существования под действием антропогенных факторов животные реагируют либо сокращением (или увеличением) своей численности, либо путем соответствующей адаптации поведения, начиная от незначительных его изменений и завершая появлением новых экологических форм. Новые формы поведения приводят к изменению характера распространения и численности. Все указанные механизмы освоения орнитоценозом урбанизированных местообитаний и, в целом, характер функционирования городской экосистемы свидетельствуют о формировании своеобразной системы живых организмов на антропогенно- трансформированной территории.

Литература

1. Фридман В. С., Ерёмкин Г. С. Урбанизация «диких» видов птиц в контексте эволюции урболандшафта. 2009. 240 с.
2. Владышевский Д. В. Птицы в антропогенном ландшафте. Новосибирск: Наука, 1975. 198 с.
3. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. М.: Мир, 1990. 246 с.
4. Рахимов И. И. Авифауна Среднего Поволжья в условиях антропогенной трансформации естественных природных ландшафтов. Казань: Изд-во ЗАО «Новое знание», 2002. 272 с.
5. Резанов А. Г. Кормовое поведение: метод цифрового кодирования и анализ базы данных. М.: Издат-школа, 2000. 223 с.
6. Гладков Н. А., Рустамов А. К. Животные культурных ландшафтов. М.: Мысль, 1975. 220 с.
7. Чернов Ю. И. Эволюционный процесс и историческое развитие сообществ // Фауногенез и филогенез. М.: Наука, 1984. С. 5–23.
8. Корбут В. В. Городские птицы – история формирования и существование урбанизированных популяций в Московской городской агломерации // Доклады МОИП. 2005. Т. 36. С. 68–69.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ ЗООБЕНТОСА В ОЗЕРАХ ЗАПОВЕДНИКА «НУРГУШ»

Е. В. Рогожникова

*Вятский государственный университет,
Государственный природный заповедник «Нургуш», nurgush-nauka@yandex.ru*

На территории участка «Нургуш» находится более 80 озер, что обусловлено его расположением в пойменном расширении долины р. Вятки. В связи с этим актуальным направлением научной деятельности заповедника является гидробиологические исследования.

В отдельные годы проводили исследования по выявлению видового состава зообентонтов и их количественного распределения [1, 2]. Сезонную динамику зообентоса в водоемах и водотоках на участке «Нургуш» изучали впервые в 2018 г.

Данная работа была выполнена с целью выявления сезонных изменений в количественном и качественном составе зообентоса трех крупных озер заповедника. Говорить о видовом составе собранного материала еще рано, так как определение его не завершено, поэтому в представленной статье описаны, главным образом, результаты количественного анализа.

Для исследования были выбраны наиболее крупные и доступные озера, располагающиеся на территории заповедника: Нургуш, Кривое, Черное. Отбор проб производили ежемесячно с мая по октябрь. Для удобства места взятия материала были приурочены к гидрологическим створам на данных озерах. В соответствии с этим на оз. Кривом выделено 4 стационара, на оз. Нургуш и оз. Черном – по 3 стационара. В основном имели место илисто-песчаный и песчано-илистый грунты с примесью древесно-растительных остатков (табл. 1). Глубина отбора проб составила 40–50 см, на оз. Черном (створ 3) – 60–70 см. Сбор материала производили гидробиологическим скребком, затем пробы промывали и фиксировали 4%-ным раствором формалина. Всего за время исследования взято 58 проб. Разбирали их в лабораторных условиях по стандартной методике [3]. Для определения таксонов использовали определительные таблицы [4, 5].

Численность организмов в пробе рассчитывали на квадратный метр (кв. м), исходя из площади грунта, с которой был взят материал.

Таблица 1

Характер грунта и водной растительности в местах отбора проб

Озеро	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4
1	2	3	4	5
Нургуш	песчано-илистый; осока	илисто-песчаный	песчано-илистый с примесью древесно-растительных остатков	–
Кривое	илисто-песчаный; осока	песчано-илистый; осока;	песчаный с примесью древесно-растительных остатков	песчано-илистый с примесью древесно-растительных остатков

1	2	3	4	5
Черное	песчано-илистый с примесью древесно-растительных остатков; осока	илисто-песчаный с примесью древесно-растительных остатков	песчаный; осока	–

В составе отобранных проб представлено 26 групп организмов различных таксонов.

- | | | |
|----------------------------|-------------------------|-----------------------|
| 1. Acariformes | 10. Culicidae (lv.) | 19. Megaloptera (lv.) |
| 2. Actinopterigii (мальки) | 11. Diplopoda | 20. Mollusca |
| 3. Aranei | 12. Dixidae (lv.) | 21. Nematoda |
| 4. Ceratopogonidae (lv.) | 13. Ephemeroptera (lv.) | 22. Odonata (lv.) |
| 5. Chilopoda | 14. Heteroptera | 23. Oligochaeta |
| 6. Chironomidae (lv., pp.) | 15. Hirudinea | 24. Ostracoda |
| 7. Cladocera | 16. Hydrozoa | 25. Plecoptera (lv.) |
| 8. Coleoptera (lv., im.) | 17. Isopoda | 26. Trichoptera (lv.) |
| 9. Copepoda | 18. Lepidoptera (lv.) | |

Присутствие губоногих и двупарноногих многоножек, не являющихся типичными обитателями бентоса, объясняется их случайным попаданием в пробы. Первый отбор проб производили в мае, во время половодья. Поэтому сбор гидробионтов проходил не со дна озер, а с затопленного грунта берегов. В последующие месяцы многоножки в пробах не отмечались. Случайно попадали в материалы для исследования дождевые черви и мальки рыб. Ракообразные Cladocera, Copepoda, Ostracoda и семейство двукрылых Dixidae (lv.) являются планктонными организмами, для них способ расчета численности, как для обитателей бентоса, не подходит.

Во всех исследованных озерах численно преобладали представители класса малощетинковые черви (рис.). Средняя численность Oligochaeta составила 1743 экз./кв. м (рис., табл. 2). В оз. Нургуш этот показатель наибольший (средняя численность 2669 экз./кв. м). Малощетинковые черви встречаются повсеместно, достигая наибольшей численности на заиленных грунтах стоячих водоемов [5]. Самой высокой заиленностью грунтов в прибрежной части обладает оз. Нургуш, особенно в 3 створе. Основными компонентами структуры зообентоса на этой станции были олигохеты, хирономиды, пиявки, водяные ослики и гидры. Численность олигохет за время исследования здесь изменялась от 0 в мае до 6894 экз./кв. м в октябре. Наименьшая заиленность грунта среди исследованных биотопов была характерна для створа № 3 на оз. Черном. Здесь берег имеет большой уклон, благодаря чему ил не задерживается на склоне. Соответственно этому численность олигохет изменялась от 0 (май) до 1691 экз./кв. м. (август). В целом, динамика изменения численности малощетинковых червей имела неоднозначный характер: значительные

колебания и максимумы отмечали в различные месяцы на разных озерах. Так, в оз. Нургуш максимум численности отмечен в сентябре, в оз. Кривом и Черном – в августе.

Широкое распространение имели также личинки Chironomidae, Isopoda, личинки Ephemeroptera, Mollusca, Hirudinea (рис., табл. 2).

Среднее значение общей численности зообентоса в оз. Нургуш составило около 4 тыс. экз./кв. м. Субдоминантное положение занимали личинки хирономид со средней численностью 339 экз./кв. м. На третьей позиции – равноногие раки (284 экз./кв. м), на четвертой – пиявки (275 экз./кв. м), на пятой – личинки поденок (235 экз./кв. м). В целом с мая по октябрь развитие зообентоса в оз. Нургуш имело возрастающий тренд с отклонениями в июле и сентябре. Максимумы численности различных групп не совпадают. Так, наибольшая численность Hirudinea и Isopoda отмечена в июле, Oligochaeta – в сентябре, Chironomidae и Ephemeroptera – в октябре.

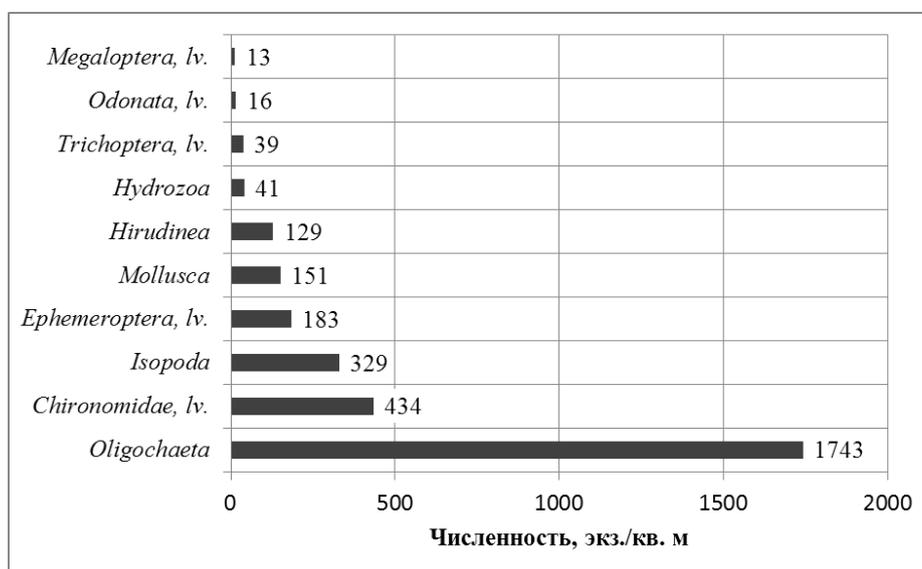


Рис. Средняя численность основных групп зообентоса с мая по октябрь в озерах Нургуш, Кривое, Черное

Таблица 2

Изменения средней численности (экз./кв. м) основных групп зообентоса в озерах Нургуш, Кривое, Черное

Группа зообентоса	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь	Среднее
<i>Oligochaeta</i>	0	1116	1059	3447	2785	2051	1743
<i>Chironomidae, lv.</i>	82	403	502	623	350	646	434
<i>Isopoda</i>	28	762	467	159	251	306	329
<i>Ephemeroptera, lv.</i>	25	136	138	240	293	264	183
<i>Mollusca</i>	40	187	77	175	138	287	151
<i>Hirudinea</i>	2	136	530	49	42	14	129
<i>Hydrozoa</i>	0	163	0	6	71	7	41
<i>Trichoptera, lv.</i>	5	63	51	41	24	47	39
<i>Odonata, lv.</i>	2	15	14	50	4	10	16
<i>Megaloptera, lv.</i>	2	8	48	8	6	6	13

Среднее значение общей численности зообентоса в оз. Кривом составило 2,8 тыс. экз./кв. м. Субдоминантное положение также занимали личинки Chironomidae (538 экз./кв. м). Далее по мере снижения средней численности распределялись Isopoda (321 экз./кв. м), Ephemeroptera (207 экз./кв. м) и Hirudinea (156 экз./кв. м). Пики численности тоже были отмечены в разное время: для Isopoda, Hirudinea, Mollusca – в июне, для Oligochaeta и личинок Ephemeroptera – в августе, для личинок Chironomidae – в октябре. Развитие зообентоса в рассматриваемый период происходило с увеличением численности, однако, отклонения от линейного роста в данном случае гораздо больше, чем в оз. Нургуш.

Среднее значение общей численности зообентоса в оз. Черном составило 2,3 тыс. экз./кв. м. Субдоминантами выступали личинки Chironomidae (441 экз./кв. м), Isopoda (408 экз./кв. м), Mollusca (300 экз./кв. м). Пики численности личинок Chironomidae и Ephemeroptera, Oligochaeta наблюдались в августе, Isopoda и Mollusca – в октябре. Развитие зообентоса в оз. Черном также имело возрастающий тренд, но с большими отклонениями, чем в оз. Нургуш и оз. Кривом.

Таким образом, полученные данные не позволили выявить четких закономерных изменений численности сообществ зообентоса в период с мая по октябрь, хотя прослеживается общая тенденция ее увеличения. Возможно, оказалась велика роль ошибки, которая, в свою очередь, обуславливается различными факторами (способ отбора материала, глубина и тип грунта, погодные условия).

При продолжении данной работы (с целью выявления динамики численности и состава зообентоса) следует сконцентрировать внимание на подробном исследовании одного водного объекта, отбирать пробы с меньшей периодичностью. Для снижения ошибки пересчета численности лучшим способом будет использование для отбора проб дночерпателя.

Литература

1. Кочурова Т. И. Макрозообентос поверхностных водных объектов заповедника «Нургуш» // Тр. гос. природ. заповедника «Нургуш». Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2015. Т. 3. С. 87–105.
2. Кочурова Т. И. Амфибиотические насекомые (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) в макрозообентосе поверхностных водных объектов заповедника «Нургуш» // Труды Гос. природ. заповедника «Нургуш». Киров: ООО «Типография «Старая Вятка», 2017. Т. 4. С.83–89.
3. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под общ. ред. В. А. Абакумова. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 329 с.
4. Хейсин Е. М. Краткий определитель пресноводной фауны. М.: Учпедгиз, 1962. 148 с.
5. Чертопруд М. В., Чертопруд Е. С. Краткий определитель беспозвоночных пресных вод центра Европейской России (Четвертое издание). М.: КМК, 2011. 224 с.

МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ ГРУППИРОВОК ОХОТНИЧЬИХ КОПЫТНЫХ ЖИВОТНЫХ ПРИ ПОМОЩИ СОВРЕМЕННЫХ АЭРОКОСМИЧЕСКИХ СРЕДСТВ

О. А. Греков, Е. К. Еськов

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

В настоящее время данные о состоянии популяций охотничьих животных получают в основном традиционными способами – ЗМУ, наблюдениями, глазомерными учетами и т. п. [1]. Эпизодично для глазомерного авиаучета учета используются летательные аппараты (самолеты и вертолеты) и наземные транспортные средства. На них могут быть установлены фото или видеокамеры.

Применение современных технических средств, реализующих новые информационные технологии, затруднено из-за организационных и финансовых трудностей. Исключение составляют автономные приемники спутниковых навигационных систем (СНС) с помощью которых в цифровом виде можно получить информацию о местоположении определенных объектов или точек маршрута учета, а также фотоловушка. Результирующая информация представляется в табличном, графическом или текстовом виде.

Но для качественной оценки состояния популяций охотничьих животных необходима достоверная и актуальная информация. В настоящее время существуют достаточно надежные технические средства добывания информации о местоположении, численном и видовом составе группировок охотничьих копытных животных.

Технические средства, посредством которых добывается информация, могут располагаться как на стационарных (наблюдательные вышки и мачты), так и на подвижных платформах (авиационных, космических и др.).

По принципу обнаружения объектов учета техническими средствами способы получения необходимых данных подразделяются пассивные и активные. Пассивные способы основаны на получении информации за счет собственного излучения охотничьих животных или следов их движения и жизнедеятельности. Активные способы предполагают получение информации от излучения специального передатчика, расположенного на объекте мониторинга, либо отраженного сигнала от тела животного за счет генерации соответствующего излучения. Информация, полученная обоими способами должна поступать в цифровом виде и соответствовать современным требованиям по ее обработке.

Технические средства, реализующие пассивные способы получения информации предполагают получения данных о животных в видимом и инфракрасном диапазонах.

С высокой эффективностью в условиях необходимой прозрачности атмосферы может использоваться оптическое оборудование, установленное на

космических аппаратах. В настоящее время используется фотоаппаратура с высоким разрешением, позволяющая получать снимки с перекрытием 60% и более. Спектральный диапазон фотографирования охватывает видимую (400–700 нм) и часть ближней инфракрасной зоны (до 0,86 мкм).

Отличительной чертой цифровых космических снимков является высокая степень обзорности, читаемости, охват одним снимком больших площадей поверхности. Изображение отличается высоким разрешением и может быть увеличено в несколько раз без потери информативности [2, 3]. Масштаб снимков, снятых с высоты 265 км, немногим мельче 1:2 000 000.00 (рис. 1).

С развитием цифровой техники в видимом диапазоне (400–700 нм) при проведении авиаучета охотничьих животных все шире стали применяться малогабаритное цифровое фотооборудование с высокими характеристиками съемки и цифровые видеокамеры. В результате аэрофотосъемки могут быть получены снимки с высоким разрешением, позволяющим с высокой достоверностью определять образы учитываемых видов животных (рис. 2)

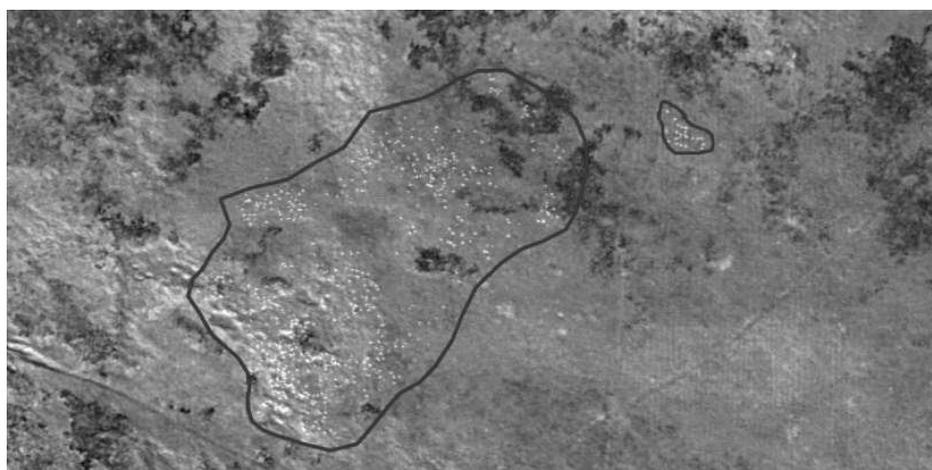


Рис. 1. Снимки сайгаков из космоса



Рис. 2. Аэрофотоснимок 3 лосей (зима), стада сайгаков (лето)

На полученных снимках путем дешифрирования (увеличение, распознавание, определение вида животного) определяются количество, возраст, пол учитываемых видов.

Для повышения вероятности обнаружения и достоверности идентификации гладкошерстных копытных, обладающих повышенной тепловой контрастностью на фоне земной поверхности, применяется оборудование, работающее в инфракрасном (ИК) диапазоне. К такому оборудованию относятся цифровые ИК камеры, а получаемая в цифровом виде информация может быть представлена на мониторах.

Проведенные исследования [4, 5] показали, что одновременная фото и ИК-съемка позволяет с высокой достоверностью обнаруживать и идентифицировать объекты учета (рис. 3). При этом возможные ошибки, свойственные дешифрированию результатов воздушной фотосъемки (освещенность, конфигурация элементов местности, положение теней, субъективность восприятия разных операторов) могут быть устранены.

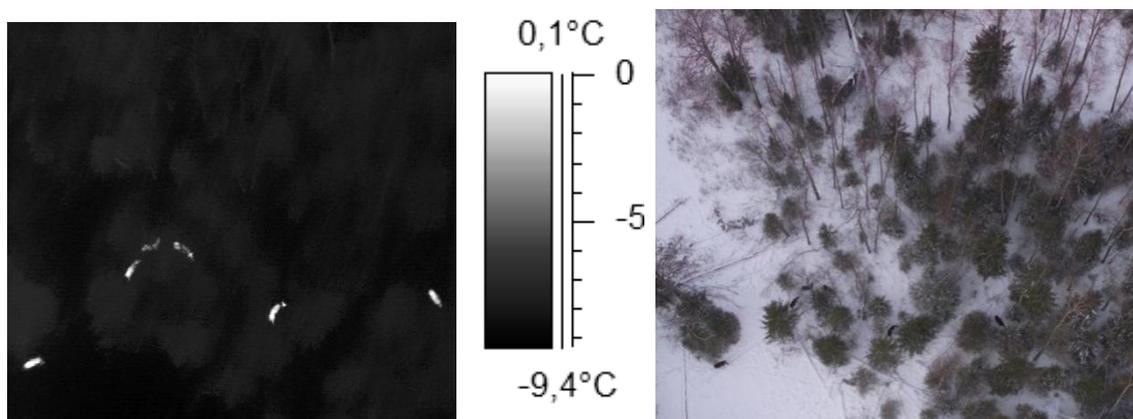


Рис. 3. Одновременные ИК-снимок (слева) и фотоснимок (справа) шести лосей

Получаемая информация может передаваться на наземный пункт управления по радиоканалу или через спутниковую систему связи в режиме реального времени или поступать в бортовой накопитель, который после посадки извлекается и передается в пункт дешифрирования. Результатом обработки полученных данных о местоположении объектах учета выступает интегрированная информация в цифровом виде, которая может отображаться на электронных картах в центральной проекции, орфотопланах в ортогональной проекции или представляться в виде 3 D моделей или 4-D -интерактивных стереомоделей с возможностью интерактивного управления информацией для решения управленческих задач.

К техническим средствам, реализующие активные способы получения информации о местоположении объектов мониторинга относятся малогабаритные передатчики, которые крепятся на теле животного. В состав устройств входят приемники СНС, определяющих точное местоположение охотничьих животных [6]. В перспективных разработках планируется устанавливать датчики температуры тела и артериального давления для контроля физического состояния животных. Информация может передаваться как в стандарте GSM, так и по спутниковым каналам связи.

Для создания единого информационного поля о состоянии популяций на основе данных, поступающих как от пассивных, так и от активных средств, необходимо разрабатывать алгоритмы ее обобщения и приведения к единому месту и времени для создания высокоэффективных геоинформационных моделей с отображением на электронных картах.

В систему мониторинга за состоянием группировок охотничьих животных целесообразно внедрять современные технические средства и новые информационные технологии реализующие как пассивные, так и активные способы получения необходимых данных. При использовании авиационных средств (пилотируемых и беспилотных) целесообразно проводить одновременную аэросъемку с использованием оборудования, работающего в разных электромагнитного диапазона. Это повышает надежность обнаружения и идентификации объектов учета.

Литература

1. Кузякин В. А. Учет численности охотничьих животных. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2017. 320 с.
2. Рожнов В. В., Ячменникова А. А., Добрынин Д. В. Возможности выявления сайгака (*Saiga tatarica*) на спутниковых снимках высокого разрешения // Доклады Академии наук. 2014. Т. 459. № 6. С. 769–773.
3. Греков О. А. К методике проведения авиаучета охотничьих животных с использованием беспилотных летательных аппаратов // Вестник охотоведения. 2018. Т. 15. № 3. С. 176–186.
4. Еськов Е. К., Греков О. А., Кузнецов В. А. Применение беспилотных летательных аппаратов для обнаружения и учета численности биообъектов // Вестник охотоведения. 2014. Т. 11. № 2. С. 306–310.
5. Греков О. А. Учет численности охотничьих животных с применением современных авиационных платформ, новых технических средств и информационных технологий // Информация и Космос. 2016. № 2. С. 83–89.
6. Греков О. А., Кочанов А. В. Малогабаритные автономные устройства слежения за положением и физическим состоянием биологических объектов на основе инновационных технологий с использованием современных материалов // Информация и Космос. 2017. № 1. СПб., С. 155–159.

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ ПОСТРОЕНИЯ СИСТЕМЫ ТРЕХУРОВНЕВОГО ИЗМЕРЕНИЯ МУТНОСТИ ПРИБРЕЖНЫХ ВОД

Л. Дж. Абдуллаева

*НИИ Аэрокосмической информатики,
г. Баку, Азербайджанская Республика, latifa.abdullayeva@mail.ru*

Хорошо известно, что одним из методов экологического контроля состояния прибрежных вод является исследование их мутности. Как указывается в [1] для этой цели могут быть использованы различные спутниковые и самолетные средства дистанционного зондирования, а для валидации полученных результатов могут быть использованы стационарные турбидиметры. В настоящей статье теоретически рассматривается возможность построения и оптимизации трехуровневого комплекса дистанционного зондирования мут-

ности морских вод с использованием спутниковых и самолетных средств и наземного турбидиметра.

Согласно [2], для определения мутности прибрежных вод спутниковыми средствами пригоден первый канал спектрорадиометра среднего разрешения MODIS, установленного на спутниках AQUA и TERRA. При этом, согласно [2], имеет место линейная зависимость между R_{rs} и мутностью

$$T = 17693 \cdot R_{rs}(859) - 13.483 \quad (1)$$

где: $R_{rs}(859)$ – величина сигнала спектрального отражения воды на длине волны 859 нм.

Согласно [2], с помощью первого канала MODIS можно определить мутность (Т) и общее количество взвешенного вещества (ОВВ), используя следующие регрессионные уравнения:

$$ОВВ = 12.450x^2 + 666.1x + 0,48 \quad (2)$$

$$T(B_1) = 26.110x^2 + 604.5x + 0,21 \quad (3)$$

где: $x = R_{rs}(B_1)$; B_1 – обозначение первого канала MODIS.

Как отмечается в работе [3], мутность морских вод образуется из-за наличия в них таких составляющих, как (а) твердые взвешенные частицы; (b) растворенные органические вещества; (с) хлорофилл; (d) другие загрязнители. В рассматриваемой трехуровневой схеме измерения мутности и ООВ в морской воде самолетный сенсор играет роль связующего звена для более качественного сопоставления данных спутниковых средств измерения и наземных измерителей. При этом используемые легкомоторные самолеты могут летать на разных высотах для поиска оптимального режима зондирования с максимальной информативностью.

В настоящей статье рассматриваются следующие вопросы построения трехуровневой системы определения мутности морских вод:

1. Определение условий достижения оптимального режима работы самолетного сенсора в смысле определения оптимальной высоты полета.

2. Определение условий эффективного взаимосвязанного проведения спутниковых и наземных измерений в целях валидации результатов измерений.

Рассмотрим решение первого вопроса. Считаем, что легкомоторный самолет осуществляет полет по наклонной траектории (рис.). На самолете установлен сканирующий спектрометр с постоянным углом обзора α . Высота полета $h(t)$ является функцией текущего времени и следует определить оптимальную h , при котором информативность системы максимальна.

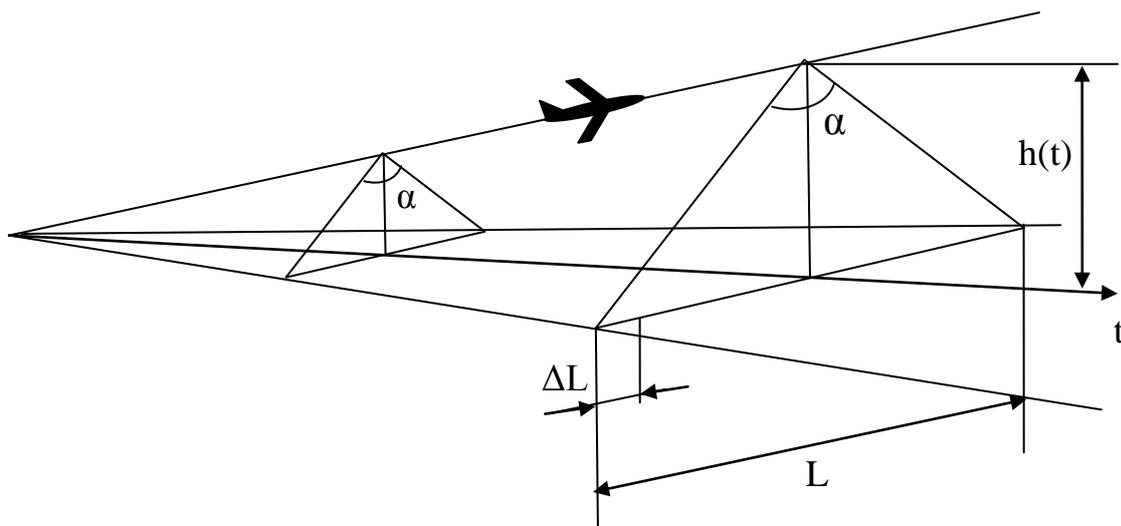


Рис. Схематическое представление исследования морской воды с помощью спектрометрического устройства, установленного на легкомоторном самолете

В определенный момент времени $t=t_0$ количество информации, извлекаемое в результате измерений определим как

$$M(t_0) = (L_0 + L'_h \cdot h(t_0)) \cdot \ln(S_0 + S'_h \cdot h(t_0)) \quad (4)$$

где: $L_0 = L$ при $h(t)=0$;

$$L'_h = \frac{dL}{dh}; S_0 = S; \text{ при } h(t)=0.$$

$$S'_h = \frac{dS}{dh}; S - \text{отношение сигнал/шум в измерительном тракте.}$$

Исследуем выражение (4) на экстремум. Имеем

$$\frac{d\{[L_0 + L'_h \cdot h(t_0)] \cdot \ln(S_0 + S'_h \cdot h(t_0))\}}{dh(t)} = 0 \quad (5)$$

С учетом условия (5) получим:

$$L'_h \cdot \ln(S_0 + S'_h \cdot h(t_0)) + \frac{[L_0 + L'_h \cdot h(t_0)] \cdot S'_h}{[S_0 + S'_h \cdot h(t_0)] \cdot \ln 2} = 0 \quad (6)$$

Таким образом, при известных $L'_h, S_0, S'_h, L_0, L'_h$, используя полученное трансцендентное уравнение (6) можно вычислить оптимальную величину $h(t)$, при котором $M(t_0)$ достигает экстремальной величины, т.е. результаты самолетного зондирования оказываются максимально информативными.

Чтобы удостовериться в том, что экстремум является максимумом достаточно вычислить вторую производную (4) по $h(t)$ и убедиться, что она всегда отрицательна.

Рассмотрим решение второго вышеуказанного вопроса.

Хорошо известно, что стационарные турбидиметры позволяют нам получать относительные оценки мутности морской воды в единицах FTU. При этом, открытым остается вопрос: как определить общее взвешенное вещество

(ОВВ), вызвавшее мутность воды. В Российской Федерации вопросы измерения концентрации взвешенных частиц регламентируются стандартом «РД 52.24.468-2005». Взвешенное вещество и общее содержание массовой концентрации гравиметрическим методом» [4]. Вместе с тем, погрешность рекомендуемых в этом документе методов не ниже 3–8 мг/дм, что с повышением экологических требований к чистоте водных ресурсов может оказаться недостаточной.

Рассмотрим предлагаемую методику определения ОВВ.

С учетом выражений (1), (2), (3) предлагаемая методика определения величины ОВВ заключается в следующем:

1. На основе выражения (1) и измерений на турбидиметре, показанной на рис. 1, определяется величина $T(859)$ на длине волны 859 нм.

2. На основе выражения (3) и вычисленной величины $T(859)$ определяется величина $R_{rs}(859)$.

3. На основе вычисленной величины $R_{rs}(859)$ и выражения (4) определяется величина ОВВ.

4. При этом результат по пункту (3) следует считать достоверным, если вычисленная величина $T(B_1)$ по формуле (5) будет удовлетворительным образом совпадать с результатом $T(859)$, полученным по первому пункту. В случае большого расхождения значений $T(B_1)$ и $T(859)$ рекомендуется более тщательно проводить измерения на турбидиметре, увеличив расстояние между излучателем и приемником и мощность излучения светодиода.

Согласно [5], в турбидиметрах существует следующая регрессионная зависимость между коэффициентом ослабления вертикального падающего света k_d и мутностью T .

$$\ln k_d = -a_1 + a_2 \ln T \quad (7)$$

где: a_1, a_2 – постоянные коэффициенты, значения которых зависят от конкретной местности забора воды.

Для апробации верности предложенного наземно – бортового метода определения ОВВ воспользуемся результатами работы [5], согласно которой в трех специально выделенных точках измерения коэффициенты a_1 и a_2 , фигурирующие в выражении (1) были определены с точностью 10^{-3} . Указанные данные приведены в таблице.

Таблица

Значение коэффициентов a_1, a_2 , фигурирующие в выражении 1

Место	a_1	a_2
1	0,666	0,510
2	0,676	0,463
3	1,037	0,576

Модельное исследование проведем для усредненных постоянных

$$a_{1.ср} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 a_{1i} \quad (8)$$

$$a_{2,cp} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 a_{2i} \quad (9)$$

Вычисленные значения усредненных постоянных составили

$$a_{1,cp} = 0,793; a_{2,cp} = 0,516.$$

Таким образом, выражение (7) приобретает следующий вид

$$\ln k_d = -0,793 + 0,516 \ln T \quad (10)$$

Допустим, что $k_d = 0,4$. Из выражения (10) получаем

$$T = k_d^2 \cdot e^{1,586} \approx e^{0,16} \cdot 4,88 \approx 0,781 \quad (11)$$

Из выражения (1) получаем

$$R_{rs} = \frac{0,781 + 13,483}{17693} = 0,806 \cdot 10^{-3} \quad (12)$$

Используя выражение (2) вычисляем ОВВ

$$ОВВ = 12,450 \cdot (0,806 \cdot 10^{-3})^2 + 661,1 \cdot 0,806 \cdot 10^{-3} + 0,48 = 0,98 \quad (13)$$

Используя выражение (3) вычисляем $T(B_1)$:

$$T(B_1) = 26,110x^2 + 604,5x + 0,21 \approx 0,697 \quad (14)$$

где: $x = R_{rs}$.

Вычисленные значения мутности: (а) по результатам принятой модели экспериментальных измерений, равное 0,781 и (б) по результатам проверки по формуле (5), равное 0,697 достаточно близки, что фактически подтверждает работоспособность подсистемы «турбидиметр – спектрорадиометр MODIS».

Литература

1. Gholizadeh M., Melesse A. M., Reddi L. A. Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors* 2016. № 16. 1298 с. doi:10.3390/s16081298.
2. Sorin C., Doxaran D., Constantinescu S. Estimation of water turbidity and analysis of its spation – temporal variability in the Danube River plume (Black Sea) using MODIS satellite data. *Continental Shelf Research*. www.elsevier.com/locate/csr.
3. Neukermans G., Ruddick K., Loisel H., Roose P. Optimization and quality of suspended particulate matter concentration measurement using turbidity measurements // *Limnology and Oceanography: Methods*. № 10. 2012. С. 1011–1023.
4. Руководящий документ. Взвешенные вещества и общее содержание примесей в водах. Методика выполнения измерений массовой концентрации гравиметрическим методом. РД 52.24.468-2005.
5. Bouvier M. E., Pérez A., Muniz P. A simple Home-Made Turbidimeter (HMT) for turbidity measurements using *Hyaella curvispina* Shoemaker 1942 (Crustacea: Amphipoda) for the assessment of environmental quality of coastal waters // *Brazilian Journal of Oceanography*. 2013. № 61 (3). С. 201–206.

СЕКЦИЯ 4 АДАПТАЦИЯ КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМ К ТЕХНОГЕНЕЗУ

ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ ЭКСПРЕСС-БИОТЕСТОВ К ТЯЖЕЛЫМ МЕТАЛЛАМ И РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫМ ЭЛЕМЕНТАМ

М. А. Сысолятина¹, Р. А. Ложкина², А. С. Олькова¹

¹ *Вятский государственный университет,*

² *Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова РАН,
fostmarimi@gmail.com*

Увеличивающаяся добыча и переработка минерального сырья приводит к накоплению в природных экосистемах и урбосистемах макро- и микроэлементов, которые были частью рудных и нерудных материалов. Среди таких элементов, чьи биогеохимические циклы видоизменяются техногенной деятельностью, особую опасность представляют тяжелые металлы (ТМ) и редкоземельные элементы (РЗЭ). Эти микроэлементы могут иметь положительную роль в живом организме, но превышение определенного уровня переводит их из числа эссенциальных в категорию токсичных.

Известно, что ТМ и РЗЭ используются в различных отраслях техники: радиоэлектронике, приборостроении, машиностроении, химической промышленности, металлургии, сельском хозяйстве и др. [1, 2]. Это также приводит к увеличению содержания ТМ и РЗЭ в лабильных средах, например, в водоемах и верхнем слое почвы [1, 3, 4].

Токсические эффекты и механизмы действия большинства ТМ изучены. В то же время, несмотря на широкое использование РЗЭ, информации об их токсичности для живых организмов недостаточно. В России установлены ПДК для питьевой воды Cu и Zn (1 мг/л) [5], для Ce (0,05 мг/л) [6], для пресной воды – La (0,01 мг/л) [7].

Цель работы – сравнение чувствительности экспресс-биотестов к воздействию тяжелых металлов и редкоземельных элементов, имеющих в своем составе одинаковый анион (сульфат).

В качестве токсикантов использовали: сульфаты ТМ и РЗЭ: $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\text{Ce}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$. Модельные исследуемые растворы получали путем последовательного разведения артезианской водой насыщенного (маточного) раствора вещества (1 г/л), приготовленного с использованием дистиллированной воды. Растворы с исследуемыми концентрациями готовили непосредственно перед экспериментом. Эксперименты проводили в 3-х кратной повторности.

Для биотестирования использовали культуру *Paramecium caudatum* Ehrenberg и тест-систему «Эколюм», представляющую собой лиофилизированную культуру люминесцентного штамма генно-инженерных бактерий *Escherichia coli* M-17. Проводили экспресс-биотестирование с оценкой угнетения хемотаксиса инфузорий и снижения биолюминесценции бактериального препарата [8, 9].

Для сравнения чувствительности использовали общепринятый в токсикологии показатель эффективной концентрации EC_{50} , вызывающей 50% ингибирование регистрируемого параметра.

Индекс токсичности для тест-системы «Эколюм» вычисляли по формуле:

$$T = 100 \times (I_0 - I) / I_0,$$

где I_0 и I – интенсивность свечения контроля и опыта, соответственно, при экспозиции 30 мин.

Индекс токсичности для *P. caudatum* определяли по формуле:

$$T = (T_{\text{ср.к}} - T_{\text{ср.а}}) / T_{\text{ср.к}},$$

где $T_{\text{ср.к}}$, $T_{\text{ср.а}}$ – средние показания прибора для контрольных и анализируемых проб соответственно.

Данные представляли в виде средних значений и их стандартных отклонений ($X \pm M$).

По результатам выполненных серий опытов были построены сравнительные диаграммы (рис. 1–4).

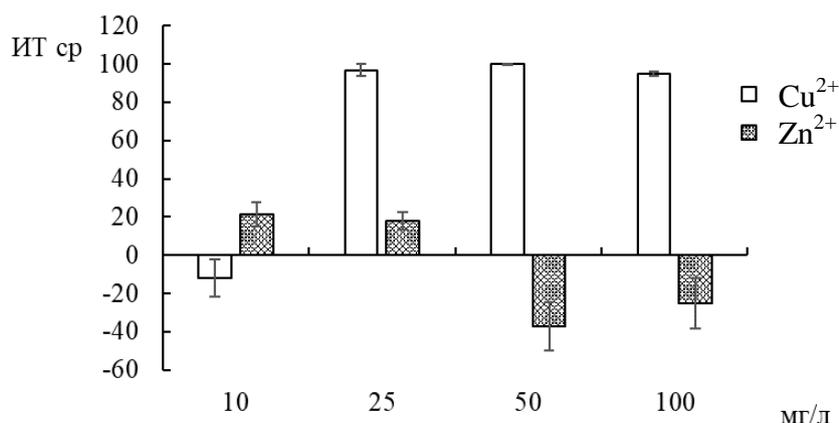


Рис. 1. Сравнение действия ионов Cu^{2+} и Zn^{2+} на биолюминесценцию бактерий тест-системы «Эколюм»

В относительно низких концентрациях (10 мг/л) ионы меди оказывают незначительное токсическое действие, проявившееся в стимуляции биолюминесценции. Последующее повышение доз до 25–100 мг/л привело к достижению высоких индексов токсичности. Действие сульфата цинка было не таким закономерным: эффект угнетения сменился на стимуляцию. Отметим, что парадоксальные и нелинейные зависимости обсуждаются в литературе [10].

Ответные реакции инфузорий на ТМ оказались более закономерными (рис. 2).

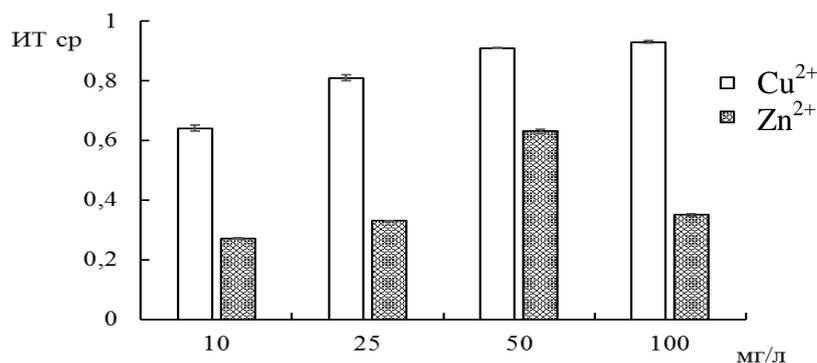


Рис. 2. Сравнение действия Cu^{2+} и Zn^{2+} на реакцию хемотаксиса *P. caudatum*

Действие РЗЭ лантана и церия на бактерии тест-системы «Эколюм» закономерно менялось со стимуляции на угнетение биолюминесценции (рис. 3).

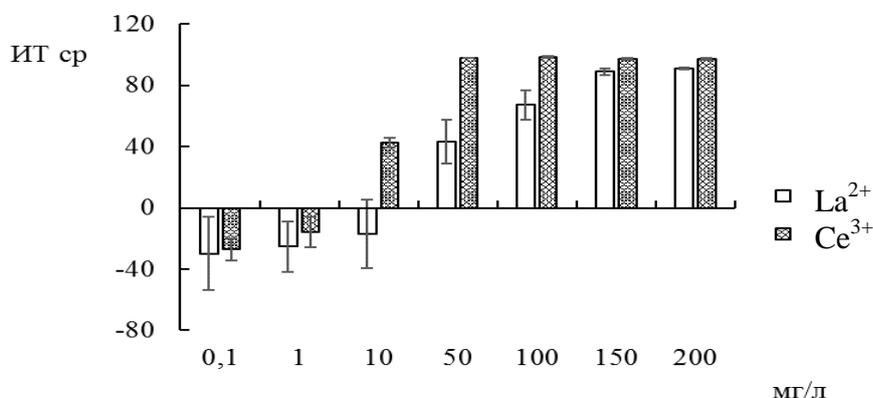


Рис. 3. Сравнение действия La^{2+} и Ce^{3+} на тест-систему «Эколюм»

Полученные данные свидетельствуют о большей токсичности церия для бактериального препарата. Для инфузорий эта закономерность сохраняется, что ярко выражено при воздействии растворов с низкими концентрациями ионов церия (рис. 4).

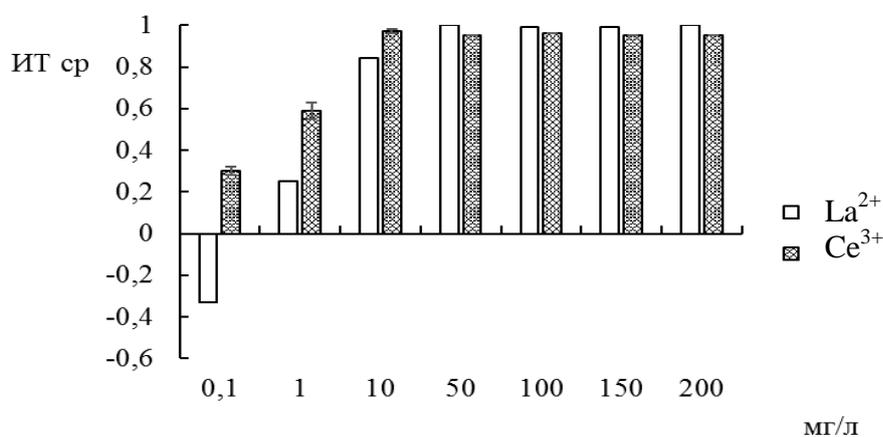


Рис. 4. Сравнение действия La^{2+} и Ce^{3+} на реакцию хемотаксиса *P. caudatum*

В диапазоне доз от 50 до 200 мг/л отличия действия лантана и церия на инфузорий становятся аналогичными ($p > 0,05$), так как достигаются максимальные эффекты.

В итоге, по результатам тестирования возрастающих концентраций исследованных ТМ и РЗЭ, вычислены величины среднеэффективных концентраций для инфузорий *P. caudatum* и бактерий *E. coli* в препарате «Эколюм» (табл.).

Полученные среднеэффективные концентрации свидетельствуют о том, что к воздействию меди и цинка более чувствительны бактерии тест-системы «Эколюм», тогда как к лантану и церию большую чувствительность проявили инфузории *P. caudatum*. Цинк оказался наименее токсичным среди исследуемых ионов.

Таблица

Величины ЕС50 исследуемых токсикантов (мг/л), установленные по двум экспресс-биотестам

Катион	ПДК, мг/л	Ионный радиус, нм	ЕС50	
			тест-система «Эколюм»	<i>P. caudatum</i>
Cu ²⁺	1,0	0,073	0,0026	2,76
Zn ²⁺	1,0	0,074	35,00	151,67
La ²⁺	0,01	0,122	22,5	2,09
Ce ³⁺	0,05	0,118	2,7	0,15

Таким образом, выявлена специфическая чувствительность двух экспресс-биотестов в сравнительных испытаниях с модельными растворами ТМ и РЗЭ. Для диагностики загрязнения водных сред медью и цинком можно рекомендовать использовать тест-систему «Эколюм», а при загрязнении лантаном и церием – биотест по изменению хемотаксиса *P. caudatum*.

Чувствительность экспресс-биотестов к РЗЭ выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации «Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды» № з/р АААА-А18-118012690123-4.

Литература

1. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. 88 с.
2. Баренбойм Г. М., Авандеева О. П., Коркина Д. А. Редкоземельные элементы в водных объектах (экологические аспекты) // Вода: химия и экология. 2014. № 5. С. 42–56.
3. Pavlov D. F., Frontasyeva M. V., Pavlov S. S., Pankratova Yu. Distribution of trace elements in freshwater ecosystem compartments of man-made Rybinsk Reservoir (Central Russia) using epithermal neutron activation analysis // Ovidius University Annals of Chemistry. 2005. Vol. 16. No. 1. P. 72–75.
4. Будников Г. К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем // Соросовский образовательный журнал. 1998. № 5. С. 23–29.
5. ГН 2.1.5.689-98 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

6. Guidelines for drinking-water quality [Internet resource]: incorporating 1st and 2nd addenda. Vol. 1. Recommendations.

7. Рыбальский Н. Г. Экологические аспекты экспертизы изобретений: справочник эксперта и изобретателя. М.: ВНИИПИ, 1989. Ч. 1. С. 139.

8. Методика определения токсичности проб питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных вод экспресс методом с применением прибора «Биотестер» ПНД Ф Т 14.1:3:4.2-98 (ред. 2010 г.).

9. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм» ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04.

10. Erofeeva E. A. Hormesis and paradoxical effect of wheat seedling (*Triticum aestivum* L.) parameters upon exposure to different pollutants in a wide range of doses // Dose Response. 2013. No. 12 (1). P. 121–135. doi: 10.2203/dose-response.13-017.Erofeeva.

ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССОВ СОРБЦИИ ИОНОВ МЕДИ(II) ЛИСТЬЯМИ РАСТЕНИЙ РАЗЛИЧНЫХ ВИДОВ

С. Г. Скугорева^{1,2}, Г. Я. Кантор^{1,2}, А. В. Жукова¹

¹ Вятский государственный университет,

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, skugoreva@mail.ru

Изучение кинетики сорбции и связывания ионов тяжелых металлов (ТМ) в растворе позволяет получить важную информацию о пути и механизме протекания процессов. В предыдущих исследованиях нами показано, что высшие растения отличаются высокой способностью к сорбции ионов меди(II) и свинца(II) [1–3].

Целью данной работы было выявить особенности процесса сорбции ионов меди(II) из растворов при использовании листьев различных видов высших растений.

Объектами исследования были листья растений винограда культурного, топинамбура и подсолнечника. Листья отбирали в начале сентября с 15–20 растений, подсушивали до постоянной массы, измельчали, растирали в фарфоровой ступке и просеивали через сито с диаметром отверстий 0,25 мм.

Измерение содержания Cu^{2+} в растворе проводили потенциометрическим методом на четырехканальном иономере «Эксперт-001-3(0.4)», подключенном к персональному компьютеру, с ионоселективным электродом ЭЛИС-131Cu. Опыт проводили с использованием магнитной мешалки.

В стакан наливали 50 мл раствора нитрата меди(II) с концентрацией 10^{-3} М (64 ПДК) [4], погружали в раствор магнит, ионоселективный электрод, рН-электрод и электрод сравнения, включали мешалку. Затем запускали программу приема данных с иономера. Растертые пробы листьев взвешивали (масса около 50 мг), затем вносили в стакан с раствором $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ и записывали в течение 40 мин кривые кинетики изменения концентрации Cu^{2+} в режиме реального времени.

После проведения опыта определяли содержание меди в растворе и в сорбенте с помощью инверсионно-вольтамперометрического анализа (ИВА)

[5]. Пробы сорбента перед анализом предварительно подсушивали, озоляли [6], готовили вытяжку [5].

Для количественной оценки параметров процессов сорбции необходимо сопоставить результаты эксперимента с тем или иным теоретическим уравнением, содержащим искомые параметры. При описании кинетики химической или биологической сорбции чаще всего используются математические модели псевдо-первого порядка, псевдо-второго порядка и модель Еловича [7]. Подбор значений параметров, дающих наилучшее соответствие экспериментальных данных теоретическому уравнению, выполняли методом наименьших квадратов при помощи надстройки «Поиск решения» программного пакета Microsoft Office Excel. В качестве критерия оптимального решения использовалось максимальное значение коэффициента детерминации R^2 :

$$R^2 = 1 - \frac{D_1}{D_2},$$

где D_1 – дисперсия разности экспериментальных и расчетных данных; D_2 – дисперсия экспериментальных данных.

Как видно из таблицы, для всех испытанных растительных образцов максимальное значение коэффициента детерминации было получено при сопоставлении экспериментальных данных с уравнением модели псевдо-второго порядка.

Таблица

Значения коэффициента детерминации (R^2) при теоретической интерпретации кинетических кривых сорбции Cu^{2+} моделями химической кинетики для трех видов растений

Модель	Подсолнечник	Топинамбур	Виноград
Псевдо-первого порядка	0,9405	0,9662	0,9419
Псевдо-второго порядка	0,9938	0,9974	0,9980
Еловича	0,9795	0,9722	0,8254

Примечание: жирным шрифтом выделены максимальные значения.

Кинетика изменения концентрации ионов меди(II) в растворе при экспозиции листьев топинамбура и подсолнечника в растворе нитрата меди(II) очень сходна (рис. 1).

При внесении листьев винограда в раствор $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ происходило более быстрое снижение концентрации ионов в растворе, по сравнению с другими растениями, что позволяет считать листья винограда более эффективными для связывания ионов меди.

Как видно из рисунка 2, модель псевдо-второго порядка хорошо согласуется с экспериментальными данными, полученными для растений. Согласно данной модели, химическая реакция обмена лимитирует процесс сорбции. Реакция между сорбатом и функциональной группой сорбента – реакция второго порядка, они взаимодействуют между собой в соотношении 1:1.

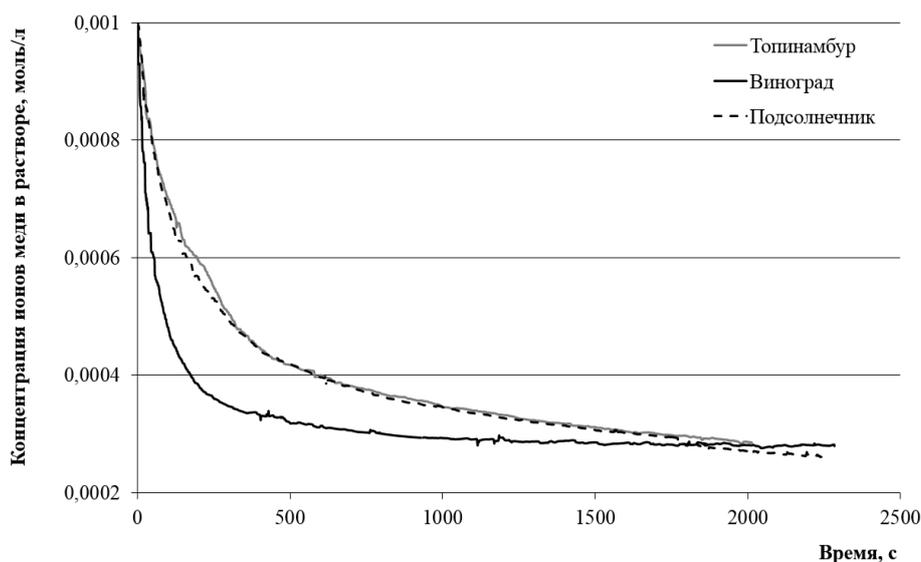
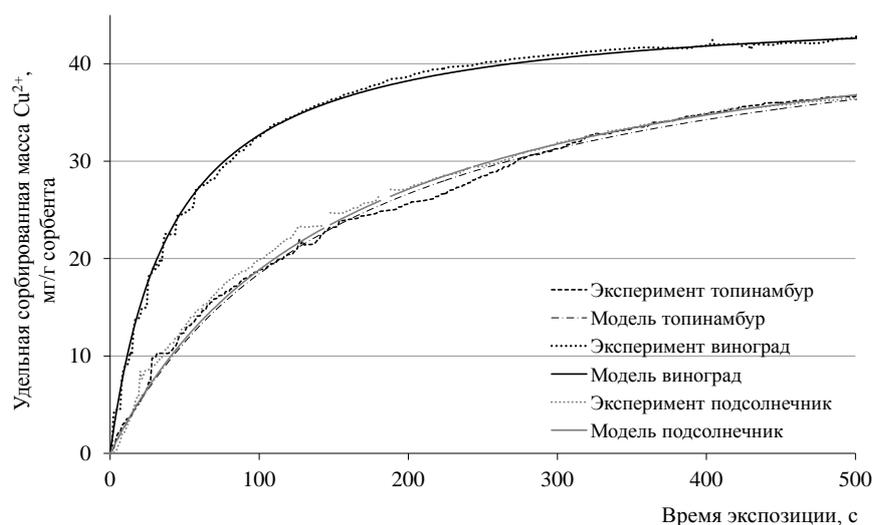


Рис. 1. Кинетика изменения концентрации ионов меди(II) в растворе при экспозиции листьев различных растений

Рис. 2. Модель псевдо-второго порядка и экспериментальные данные



для сорбции ионов меди(II) листьями различных видов растений

Сравним параметры модели сорбции псевдо-второго порядка для различных растений (рис. 3). Значение кинетического коэффициента для листьев винограда было наибольшим и составило $0,000527 \text{ г}/(\text{мг}\cdot\text{с})$, для подсолнечника и топинамбура оно было в 3,9–4,1 раза ниже. Таким образом, скорость сорбции меди листьями винограда выше по сравнению с другими растениями. В то же время, равновесная удельная масса сорбата, показывающая сорбционную емкость, для винограда была несколько ниже, чем для других растений.

По данным ИВА, содержание меди в листьях топинамбура было наибольшим и составило $2,20 \pm 0,11 \text{ мг}$ в расчете на 50 мг навески сорбента (рис. 4). Средней сорбцией обладали листья подсолнечника, которые извлекали из раствора $1,44 \pm 0,05 \text{ мг}$ меди. Низкой, по сравнению с другими видами,

была сорбция листьями винограда, они накапливали $0,723 \pm 0,034$ мг меди на 50 мг сорбента.

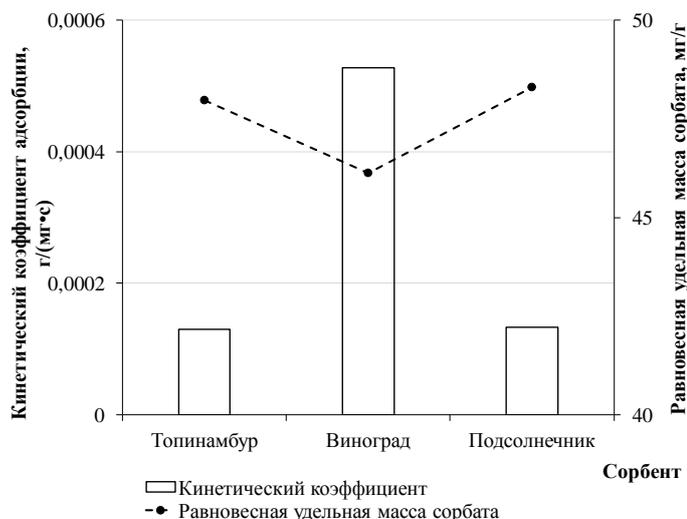


Рис. 3. Параметры модели псевдо-второго порядка для различных растений

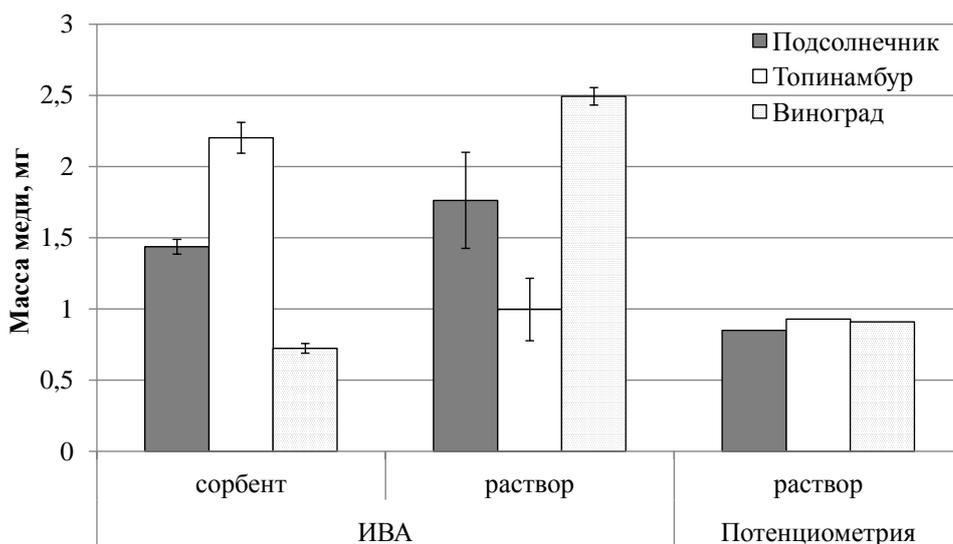


Рис. 4. Содержание меди (мг) в сорбенте и растворе по данным различных методов

Содержание ионов меди в растворе, измеренное с помощью ИВА, после экспозиции листьев винограда было значительно выше по сравнению с другими растениями. Средними значениями характеризовались листья подсолнечника. Для листьев топинамбура содержание ионов меди в растворе, измеренное ИВА, было сопоставимо с данными потенциометрии. Различие в данных, полученных потенциометрическим методом и ИВА, требует дальнейшего уточнения и объяснения.

Таким образом, при использовании в качестве сорбентов листьев растений подсолнечника, топинамбура и винограда процесс сорбции ионов меди(II) из растворов хорошо описывает уравнение псевдо-второго порядка. Наибольшая скорость сорбции характерна для листьев винограда: она в 4 раза

выше, чем для других растений. Однако, емкость сорбции для листьев винограда наименьшая, что подтверждается данными ИВА. Ряд по снижению сорбционной емкости имеет вид: топинамбур > подсолнечник > виноград.

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

Литература

1. Кантор Г. Я., Скугорева С. Г., Домрачева Л. И. Сравнительный анализ кинетики сорбции ионов свинца(II) различными сорбентами // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2018. Кн. 2. С. 96–100.

2. Скугорева С. Г., Кантор Г. Я., Жукова А. В. Удаление ионов меди(II) из водных растворов листьями различных видов высших растений // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы XVI Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2018. Кн. 1. С. 131–135.

3. Скугорева С. Г., Кантор Г. Я., Домрачева Л. И., Кутявина Т. И. Сравнительный анализ эффективности использования сорбентов различной природы по отношению к ионам меди(II) // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 3. С. 12–18. doi: 10.25750/1995-4301-2018-3-012-018

4. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003.

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

6. ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. М.: ИПК Изд-во стандартов, 1996. 16 с.

7. Ho Y.S., Ng J.C.Y., McKay G. Kinetics of pollutant sorption by biosorbents: review // Separ. Purif. Methods. 2000. V. 29. No. 2. P. 189–232.

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ МЕДИ(II) НА ПЕРЕКИСНОЕ ОКИСЛЕНИЕ ЛИПИДОВ В РАСТЕНИЯХ ЯЧМЕНЯ

И. С. Солодянкина¹, А. Э. Русских¹, А. В. Жукова¹, С. Г. Скугорева^{1,2}

¹ Вятский государственный университет,

*² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
mashikc98@mail.ru, skugoreva@mail.ru*

Известно, что растения способны аккумулировать соединения тяжелых металлов (ТМ) без видимых симптомов токсичности. В то же время, биохимические показатели растений чувствительны к действию даже невысоких концентраций ТМ. Усиление процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) является характерным симптомом окислительного стресса у растений, который развивается при действии избыточных концентраций ТМ [1]. О ПОЛ

можно судить по накоплению малонового диальдегида (МДА) в тканях растений.

Целью данной работы было выявить влияние ионов меди(II) на перекисное окисление липидов в растениях ячменя.

В качестве объекта исследования были выбраны растения ярового ячменя сорта Новичок. Семена ячменя проращивали в чашках Петри в термостате при 25 °С. На пятый день проростки переносили на питательный раствор Кнопа. В каждый сосуд высаживали по 24 проростка. Сосуды с проростками помещали в контролируемые условия климатической камеры: при дневном режиме – +22 °С и ночном режиме – +13 °С. В раствор с 15-суточными растениями делали добавку сульфата меди(II) в концентрации 10 и 20 мг/дм³, что соответствовало 10 и 20 ПДК Cu²⁺ для воды [2]. Контролем служил вариант без внесения соли меди (дистиллированная вода). Через 4 суток растения извлекали из растворов и проводили их химический анализ.

Для анализа использовали среднюю часть корня и третьего листа восьми растений. Растения высушивали в сушильном шкафу до постоянной массы при температуре 60 °С. Проводили озоление проб в муфельной печи по ГОСТ 26929-94. Из полученной золы готовили вытяжку, содержание меди в вытяжке определяли методом инверсионной вольтамперометрии [3].

Определение МДА основано на спектрофотометрическом определении ($\lambda = 532$ нм) окраски вытяжки из свежих растительных тканей после 30 мин кипячения на водяной бане с 0,5% раствором тиобарбитуровой кислоты в 20% трихлоруксусной кислоте [4].

В ходе исследования получены данные по содержанию меди в растениях ячменя (табл.). Из данных таблицы видно, что содержание меди в корнях ячменя в концентрациях Cu²⁺ 10 и 20 ПДК примерно одинаково и выше контроля в 2,4–2,7 раза. Накопление меди в листьях растений усиливалось с увеличением концентрации ионов меди: при 10 ПДК оно превышало контроль в 2,5 раза, при 20 ПДК – в 3,8 раза.

Таблица

Содержание меди в растениях ячменя, мг/кг

Контроль		10 ПДК Cu ²⁺		20 ПДК Cu ²⁺	
корни	листья	корни	листья	корни	листья
9,0±3,4	6,5±2,4	22±8	16±6	24±9	25±7

Кроме того, получены данные по накоплению МДА в растительных тканях (рис.). В варианте 10 ПДК Cu²⁺ происходило увеличение на 25 и 16% содержания МДА в корнях и листьях растений по сравнению с контролем соответственно. Рост концентрации ионов меди(II) в растворе до 20 ПДК приводил к более выраженному накоплению продукта ПОЛ. В корнях содержание МДА увеличивалось в 1,92 раза, в листьях – в 1,67 раза по сравнению с контролем.

Данные об увеличении накопления МДА при действии Cu²⁺ хорошо согласуются с ранее полученными данными [5]. Согласно им, отмечали увели-

чение в 1,2–2,0 раза накопления МДА в тканях 23-суточных растений ячменя уже через 2 часа после экспозиции на растворе сульфата меди, содержащим 250–500 мкМ Cu^{2+} (16–32 ПДК). Увеличение накопления МДА в растениях ячменя может быть ответной реакцией растения на избыточные концентрации ионов меди(II), которые для растений являются токсичными.

Корреляция между содержанием МДА в растениях ячменя и концентрацией ионов меди в растворе была достаточно высокой ($r = 0,97$). Корреляционная связь между накоплением МДА и содержанием меди в корнях и листьях растений также была высока ($r = 0,79–0,97$).

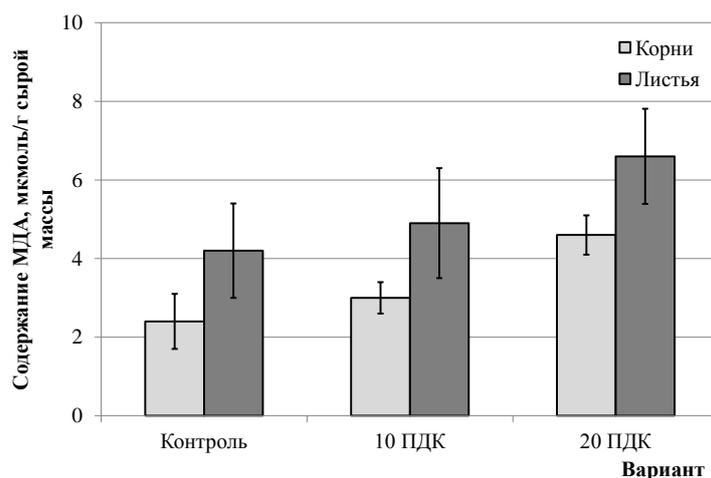


Рис. Содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя, мкмоль/г сырой массы

Таким образом, добавка в питательный раствор сульфата меди(II) в концентрациях 10 и 20 ПДК Cu^{2+} через 4 суток приводит к усилению процессов перекисного окисления липидов у 20-суточных растений ячменя, о чем свидетельствует накопление малонового диальдегида в тканях. С увеличением концентрации ионов меди(II) в растворе содержание МДА возрастало, между показателями установлена прямая корреляционная связь. В большей степени процессу ПОЛ подвержены корни растений, которые имеют прямой контакт с раствором токсиканта.

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

Литература

1. Скугорева С. Г., Огородникова С. Ю., Головки Т. К., Ашихмина Т. Я. Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути. Екатеринбург: Уральское отделение РАН, 2008. 153 с.
2. ГН 2.1.5.1315-03. Гигиенические нормативы «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». М.: Минздрав России, 2003. 152 с.

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

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

5. Жукова А. В., Скугорева С. Г. Влияние различных концентраций сульфата меди(II) на содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Материалы XIII Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров: ВятГУ, 2018. Кн. 1. С. 126–131.

ВЛИЯНИЕ СОВМЕСТНОГО ВНЕСЕНИЯ ФОСФОРИТНОЙ МУКИ И СЕРЫ НА СОДЕРЖАНИЕ ПОДВИЖНОГО ФОСФОРА И РАСТВОРИМЫХ СУЛЬФАТОВ В ПОЧВАХ

*А. С. Кожевникова, Н. В. Сырчина,
Н. Н. Богатырева, Т. И. Кутявина*

Вятский государственный университет, 89531365505a@gmail.com

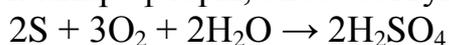
Фосфор и сера являются важнейшими элементами минерального питания растений. Вынос фосфора (P) с урожаем зерновых составляет 40–45 кг/га (при урожайности 35 ц/га) [1]. Данный элемент входит в состав нуклеиновых кислот и нуклеотидов, фосфолипидов, витаминов, нуклеопротеидов, макроэргических соединений. Дефицит доступных для растений соединений фосфора вызывает задержку развития репродуктивных органов, замедляет формирование и созревание семян, приводит к снижению урожайности и ухудшению качества сельскохозяйственной продукции. Сопоставимой с потребностью в фосфоре является потребность растений в сере (S). По разным оценкам вынос серы с урожаем зерновых культур достигает 10–18 кг/га, а с урожаем крестоцветных может превышать 100 кг/га [2, 3]. Сера входит в состав белков, аминокислот (цистеин, цистин, метионин), пептидов (глутатион), коэнзима А, тиамина, биотина, сульфолипидов. Дефицит S приводит к ухудшению эффективности усвоения растениями других элементов минерального питания, снижению стрессоустойчивости растительных организмов, уменьшению накопления в растительной продукции белка.

В условиях интенсивного земледелия основным способом оптимизации минерального питания растений является система удобрений. Для восполнения дефицита P может быть использована фосфоритная мука, простой и двойной суперфосфат, аммофос, аммофоска, диаммофос, монокальцийфосфат и др. Сера вносится в почвы в составе таких удобрений, как сульфат аммония, суперфосфат, сульфат калия, калимагnezия и др. Следует отметить, что, несмотря на широкий ассортимент выпускаемых промышленностью серных и фосфорных удобрений, внесение их в пашню находится на неудовлетворительно низком уровне [4, 5]. Основной причиной прогрессирующего дефицита S и P в почвах является высокая стоимость соответствующих удобрений. В

связи с этим, исследования, направленные на разработку новых более дешевых и доступных форм минеральных удобрений, приобретают большое практическое значение.

Цель настоящей работы состояла в оценке влияния совместного внесения фосфоритной муки и молотой серы на содержание растворимых сульфатов и подвижного фосфора в почвах.

Фосфоритная мука (ФМ) является натуральным, самым дешевым, но малорастворимым фосфорным удобрением. В промышленных условиях для повышения растворимости природных фосфатов (фторапатита $\text{Ca}_5\text{F}(\text{PO}_4)_3$ и гидроксилapatита $\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$) используется серная кислота. При обработке исходного фосфорсодержащего сырья серной кислотой получается простой суперфосфат, состоящий в основном из смеси $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ и CaSO_4 с примесью малорастворимых фосфатов алюминия и железа. Аналогичный процесс может быть реализован и непосредственно в почвах под действием почвенной микрофлоры, способствующей окислению S до серной кислоты [6]:



Образующаяся H_2SO_4 может вступать в реакцию с малорастворимыми фосфатами фосфоритной муки, переводя их в более растворимую форму:



В результате решаются три задачи: почвы обогащаются доступными для растений сульфатами; нейтрализуется избыточная кислотность, обусловленная окислением серы; повышается растворимость ФМ.

Для экспериментальной проверки соответствующего предположения была приготовлена композиция, включающая ФМ и S в массовом отношении 5 : 1. Композиция готовилась на основе фосфоритной муки Вятско-Камского месторождения (ООО «Верхнекамские удобрения», ГОСТ 5716-74, содержание P_2O_5 – 22%) и серы молотой для сельского хозяйства (ГОСТ 127.5-93). Композиция вносилась в почву в качестве PS-минерального удобрения.

Эксперимент проводился в июне-августе 2018 г.

Варианты эксперимента:

1. Грунт без добавок (контроль);
2. Грунт с добавкой ФМ (1 г/кг почвы);
3. Грунт с добавкой серы (0,2 г/кг почвы);
4. Грунт с добавкой ФМ (1 г/кг почвы) и серы (0,2 г/кг почвы).

Грунт и грунт с добавками загружались в деревянные контейнеры размером 50 x 50 x 25 см. Масса грунта в каждом контейнере составляла 100 кг. Общая продолжительность эксперимента – 60 суток. Анализ грунта на содержание подвижного фосфора, сульфатов, а также определение каталазной активности и pH_{KCl} выполнялись в начале эксперимента (в грунте без добавок) и через 60 суток после начала эксперимента (во всех вариантах эксперимента).

В качестве грунта для проведения эксперимента использовалась огородная земля (легкий суглинок, содержание подвижного фосфора

250±50 мг/кг; сульфатов – менее 2 мг/кг; органического вещества – 14,9±3,1%; рН_{KCl} – 6,9±0,2 ед. рН).

Определение подвижного фосфора в образцах грунта выполнялось согласно ГОСТ Р 54650-2011; органического вещества – ГОСТ 26213-91; сульфатов – ГОСТ 26426-85; рН_{KCl} – ГОСТ 26483-85; каталазная активность – [7].

Эксперимент выполнялся в двух повторностях. Полученные результаты статистически обрабатывались в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Полученные в ходе эксперимента результаты представлены в таблице.

Таблица

Состав и свойства грунта через 60 суток после начала эксперимента

Вариант	Фосфор подвижный, мг/кг	Сера подвижная, мг/ кг	Каталазная активность, см ³ O ₂ за 2 минуты	рН _{KCl} , ед. рН
1	250±20	менее 2	3,0±0,2	6,9±0,1
2	500±28	менее 2	2,6±0,2	6,9±0,1
3	260±14	42±4	1,8±0,2	6,3±0,1
4	440±14	22,0±2,2	2,6±0,4	6,9±0,1

Согласно полученным результатам, через 60 суток после внесения фосфоритной муки в грунт содержание подвижного фосфора в отобранных образцах увеличилось в 2 раза. При внесении в грунт композиции «фосфоритная мука + сера» содержание подвижного фосфора возросло на 80%. Внесение молотой S привело к увеличению содержания сульфатов до 42 мг/кг, при этом рН грунта снизился с 6,9 до 6,3 ед. Снижение рН обусловлено окислением S в аэробных условиях до серной кислоты. Более сильному снижению рН под влиянием S могло препятствовать высокое содержание в грунте органических веществ (в том числе гумусовых кислот), проявляющих буферные свойства.

Внесение в грунт S в композиции с ФМ практически не отразилось на кислотности почвы, однако содержание сульфатов возросло до 22 мг/кг. Отсутствие подкисляющего эффекта может быть связано с нейтрализацией серной кислоты содержащимися в ФМ карбонатами и фосфатами.

Внесение высоких доз молотой S в грунт (0,2 г/кг) привело к снижению каталазной активности, то есть угнетению почвенной микрофлоры. Вместе с тем, внесение серы в композиции с ФМ практически не отразилось на каталазной активности грунта, что доказывает более мягкое воздействие серы на почвенную микрофлору в присутствии природных фосфоритов.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что за счет включения молотой серы в состав фосфоритной муки может быть получено эффективное и дешевое натуральное удобрение пролонгированного действия, способствующее обогащению почвы фосфором и серой. В этом отношении особый интерес представляют исследования, направленные на определение оптимального соотношения массы серы и ФМ в составе композиции. Включение молотой серы в состав минеральных удобрений позволит решить проблему рациональной утилизации серы, образующейся в качестве отхода переработки нефти и газа и повысить агрохимическую ценность фосфоритной муки.

Литература

1. Аристархов А. Сера в агроэкосистемах России: мониторинг содержания в почвах и эффективность ее применения // Международный сельскохозяйственный журнал. 2016. № 5. С. 39–47.
2. Теучеж А. А. Изучение роли подвижного фосфора в системе почва – удобрения – урожай // Научный журнал КубГАУ – Scientific Journal of KubSAU. 2017. № 127. С. 905–917.
3. Нортон Р., Миккелсен Р., Дженсен Т. Значение серы в питании растений // Питание растений. 2014. № 3. С. 2–5.
4. Лазарев В. И., Чевычев А. Б. Эффективность комплексных удобрений, содержащих серу, на черноземных и серых лесных почвах Курской области при возделывании яровой пшеницы // Земледелие. 2016. № 5. С. 29–32.
5. Сырчина Н. В., Молодкин В. Н., Ашихмина Т. Я., Богатырева Н. Н., Кожевникова А. С. Сера в агроземах Кировской области // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем. Киров, 2018. С. 311–315.
6. Голубовская Э. К. Биологические основы очистки воды. Учебное пособие. М.: Высшая школа, 1978. 268 с.
7. Хазиев Ф. Х. Ферментативная активность почв. М.: Наука, 1976. 179 с.

НОВЫЕ ПОДХОДЫ К ПРОЕКТИРОВАНИЮ СОСТАВОВ УДОБРЕНИЙ

Н. В. Сырчина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

¹ *Вятский государственный университет, nvms1956@mail.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Современное индустриальное сельское хозяйство является серьезным дестабилизирующим фактором для окружающей среды, приводящим к снижению естественного биоразнообразия, истощению почвенного плодородия, загрязнению природных сред минеральными удобрениями, мелиорантами, пестицидами, отходами животноводства. По оценкам специалистов, сельскохозяйственная деятельность оказывает более выраженное и разрушительное влияние на природу, чем любая другая отрасль хозяйства [1]. В настоящее время сложилось четкое понимание того, что подходы к организации и ведению сельского хозяйства требуют серьезной корректировки, особенно в отношении соблюдения экологических норм и принципов. Снижению агрогенного давления на окружающую среду может способствовать совершенствование системы удобрений. Успешное решение данной задачи невозможно без активного внедрения современных наукоемких технологий. Модернизация существующих и разработка новых видов удобрений, отвечающих принципам Зеленой химии, способствует не только предотвращению загрязнения окружающей среды, но и повышению экономической эффективности и конкурентоспособности аграрного производства.

В настоящее время ведущим трендом передового сельского хозяйства становится снижение доли стандартных удобрений и переход к использованию «умных» удобрений, позволяющих уменьшить интенсивность обработки

почвы, повысить плодородие, улучшить экологическое состояние и устойчивость агроферы к природно-антропогенным нагрузкам. Современному высокотехнологичному сельскому хозяйству требуются не просто минеральные и органические удобрения, а удобрения, соответствующие требованиям почвозащитного земледелия. Вместе с тем, отечественная химическая промышленность ориентируется на выпуск традиционных удобрений, а научные исследования в этой отрасли фокусируются на решении проблем снижения себестоимости выпускаемой продукции и расширении рынков сбыта. Недостаточный интерес к разработке новых перспективных форм удобрений приводит к технологическому отставанию страны, как в сфере выпуска инновационной агрохимической продукции, так и в сфере внедрения новых прогрессивных технологий в сельскохозяйственное производство.

Одним из перспективных направлений, позволяющих значительно улучшить экологические и агрохимические характеристики минеральных и органоминеральных удобрений, может стать производство удобрений-дефендеров (удобрений-защитников), способствующих защите почв от деградации. Почвозащитные и почвоулучшающие свойства таких удобрений могут быть обеспечены за счет включения в состав традиционных минеральных удобрений дополнительных компонентов, благодаря которым можно решить следующие задачи:

- снизить дозы внесения удобрений, без снижения агрохимического эффекта;
- уменьшить вымываемость удобрений из корнеобитаемого горизонта почвы;
- обеспечить оптимальную биодоступность элементов минерального питания (включая доступность микроэлементов) на протяжении всего вегетационного периода;
- снизить или устранить эффект подкисления почвы;
- минимизировать возможность загрязнения готовой продукции токсичными компонентами;
- оптимизировать условия для развития полезной микрофлоры.

В качестве компонентов, улучшающих агрохимические характеристики удобрений, могут быть использованы природные сорбенты (глауконит, кремнистая опока, цеолиты и др.), гуминовые вещества, хелатообразующие агенты, пленкообразователи, гидрофобные добавки, ингибиторы ферментов, регуляторы роста растений, антистрессовые препараты, натуральные средства защиты растений от фитопатогенных факторов. Соответствующие компоненты находят широкое применение в агрохимии для решения тех или иных задач, однако возможность и перспективы включения их в состав минеральных удобрений в качестве обязательных компонентов для обеспечения комплекса почвозащитных свойств исследованы пока недостаточно.

В настоящее время работа по созданию удобрений-дефендеров проводится на базе лаборатории биомониторинга ВятГУ. Исследования включают три направления: поиск, изучение свойств и оценка перспектив включения в

состав минеральных удобрений компонентов, обеспечивающих почвопротекторный эффект; проектирование составов удобрений-дефендеров; разработка критериев оценки почвозащитных свойств новых форм удобрений. В результате выполненных исследований получены новые данные о влиянии глауконита, кремнистой опоки, силикатов, карбонатов, гуматов и других натуральных материалов на подвижность фосфора, калия, микроэлементов и тяжелых металлов (ТМ) в почвах.

Изучены агрохимические и экологические аспекты включения в состав удобрений хелатирующих агентов, сорбентов, ионообменных материалов, гуминовых веществ. Установлено, что гуминовые удобрения, в частности препараты фульвокислот, оказывают существенное влияние на фитотоксичные свойства ТМ. Образование прочных фульватных комплексов способствует снижению биодоступности ТМ. В области высоких (фитотоксичных) концентраций комплексообразование обуславливает биопротекторные свойства фульвокислот по отношению к ТМ, однако в области низких концентраций образование устойчивых комплексов с биометаллами приводит к ухудшению минерального питания растений и задержке их развития.

Установлено, что включение фульвокислот в состав минеральных удобрений способствует интенсификации вымывания ТМ из почвенных систем с осадками и поливными водами, что позволяет очищать пахотные земли от соответствующих токсикантов. Полученные данные могут иметь большое практическое значение при разработке составов удобрений-дефендеров, обогащенных микроэлементами и гуминовыми веществами.

Изучено сочетанное воздействие препаратов гумусовых кислот и извести на подвижность ТМ в почвах [2]. Установлено, что применение гуминовых удобрений на фоне извести может привести к повышению подвижности таких токсичных элементов, как свинец и кадмий. Выявленные эффекты могут быть использованы при разработке удобрений, предназначенных для реабилитации загрязненных территорий.

Получены данные о том, что включение в состав аммиачной селитры глауконита приводит к существенному снижению вымываемости азота из почвы, полностью устраняет пожароопасность соответствующего удобрения, стимулирует развитие растений (по сравнению с чистой аммиачной селитрой), позволяет снизить нормы внесения удобрения, обеспечивает улучшение физических свойств почвы [3, 4].

Изучено влияние различных хелатирующих агентов (трилон Б, натриевые и калиевые соли ОЭДФК, гуматы и др.) на свойства и эффективность микроудобрений, а также сочетанное воздействие комбинаций различных микроэлементов на рост и развитие однодольных и двудольных растений. Выявлены антагонистические и синергические эффекты воздействия различных микроэлементов на растительные объекты. Полученные данные позволяют оптимизировать составы микроудобрений, повышать их агрохимическую эффективность и экологическую безопасность.

Получены дешевые пожаробезопасные пастообразные формы серных удобрений, содержащие молотую серу и гуминовые компоненты натурального торфа (без использования других стабилизирующих добавок). Паста на основе серы и продуктов переработки торфа отличается полифункциональностью и может быть использована в качестве почвенного кондиционера, серо-содержащего удобрения с гуматами, фунгицида, акарицида или инсектицида. Доказана высокая эффективность включения соответствующей пасты в состав фосфоритной муки для повышения биодоступности фосфора.

В настоящее время сотрудниками НИЛ биомониторинга проводятся активные исследования в направлении создания новых форм биоминеральных, биоорганических удобрений и удобрений, содержащих биопрепараты [5]. Полученные данные свидетельствуют о перспективности соответствующего направления исследований в плане создания удобрений-дефендеров. Органическое сельское хозяйство и выращивание сельхозпродукции с помощью биопрепаратов в настоящее время входит в четверку ведущих мировых трендов в агротехнологиях. По оценкам специалистов, биопрепараты требуют меньше времени для выхода на рынок и через 20–30 лет они будут способны потеснить до половины традиционных видов удобрений. За последние годы биотехнология в растениеводстве и животноводстве находится на этапе взрывного роста и развития [6]. Биопрепараты при внесении в почву действуют на уровне ризосферы, отличаются низкой стоимостью и экологической безопасностью. В результате выполненных на базе лаборатории исследований установлены перспективные направления модификации и улучшения свойств традиционных удобрений за счет включения в их состав природных биологически активных веществ и фунгицидов при сохранении конкурентоспособной цены. Получены образцы соответствующих удобрений, проведены их испытания в лабораторных условиях, доказана агрохимическая эффективность и экологическая безопасность. Выполнены экономические расчеты, обосновывающие конкурентоспособность новых типов удобрений (удобрений-дефендеров) на внутреннем рынке. Выявлены перспективные направления адаптации соответствующих форм удобрений к использованию в конкретных почвенно-климатических условиях.

В целом комплекс выполненных на базе НИЛ биомониторинга исследований свидетельствует о целесообразности и практической значимости новых подходов к проектированию составов удобрений, ориентированных на выпуск удобрений-дефендеров, способствующих снижению агрогенного давления на окружающую среду и защите почв от загрязнения.

Литература

1. Камилов М. К., Камилова П. Д., Камилова З. М. Экологические проблемы в сельском хозяйстве как следствие интенсификации развития агропромышленного комплекса России // Региональные проблемы преобразования экономики. 2017. № 1 (75). С. 11–20.
2. Сырчина Н. В., Григорьев В. В. Влияние различных материалов на подвижность тяжелых металлов в почвенных системах // Advanced Science. 2017. № 3. С. 53–61.

3. Terentyev Yu. N., Syrchina N. V., Bogatyryova N. N., Ashikhmina T. Ya., Sazanov A. V., Sazanova M. L., Pugach V. N., Kozvonin V. A., Burcov A. A. The use of glauconite for stabilization and improvement of ammonium nitrate agrochemical properties // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 4. С. 61–67.

4. Сырчина Н. В., Богатырёва Н. Н. Использование глауконита для снижения негативного воздействия аммиачной селитры на свойства почвенных субстратов // Современные научные исследования и разработки. 2018. № 3 (20). С. 520–525.

5. Сазанов А. В., Терентьев Ю. Н., Сырчина Н. В., Ашихмина Т. Я., Козвонин В. А. Производство биоорганических удобрений как направление реализации безотходных технологий в свиноводстве // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 3. С. 85–90.

6. Дегтярева И. А., Дмитричева Д. С. Перспективные для сельского хозяйства биопрепараты на основе аборигенных микроорганизмов // Ученые записки КГАВМ им. Н. Э. Баумана. 2012. № 4. С. 29–34.

НОВАЯ ФОРМА СЕРОСОДЕРЖАЩЕГО УДОБРЕНИЯ ПРОЛОНГИРОВАННОГО ДЕЙСТВИЯ

*Е. А. Бердникова¹, Н. В. Сырчина¹,
Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Ю. Н. Терентьев¹*

¹ *Вятский государственный университет, elena.berdnickowa1997@yandex.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Сера (S) является важнейшим элементом минерального питания растений. Потребность растений в сере сопоставима с потребностью в фосфоре. Ежегодно с урожаем зерновых культур выносятся до 18 кг серы с каждого гектара, а с урожаем крестоцветных вынос данного элемента может превышать 100 кг/га [1, 2]. Растения усваивают серу преимущественно корневой системой в форме сульфат-ионов (SO_4^{2-}), которые поступают в почву с минеральными удобрениями, атмосферными осадками или образуются в процессе минерализации органических веществ. В последние годы, в связи с уменьшением выбросов серосодержащих соединений в атмосферу и недостаточным внесением органических удобрений, основным источником поступления серы в почвы становятся минеральные удобрения (сульфаты аммония и калия, суперфосфат и др.). Однако поступление серы с удобрениями обычно носит случайный и бессистемный характер, что приводит к развивающемуся дефициту данного элемента на огромных площадях пахотных земель [3, 4]. Переход на использование двойного суперфосфата и высококонцентрированных азотных удобрений (карбамида и аммиачной селитры) усугубляет проблему серодефицита. Особенностью сульфатной формы серы является легкая вымываемость ионов SO_4^{2-} из корнеобитаемых горизонтов почвы с осадками или поливными водами [5]. В результате внесение традиционных растворимых серосодержащих удобрений не может обеспечить необходимый баланс этого элемента в почве на протяжении всего вегетационного периода. Недостаток серы приводит к снижению общей урожайности и ухудшению качества получаемого урожая. В растительной продукции уменьшается накопление белка. Исследования последних лет показывают, что для восполнения дефицита се-

ры требуются новые формы серных удобрений обеспечивающих пролонгированный эффект поступления ионов SO_4^{2-} в почвенный раствор. К таким формам можно отнести капсулированные удобрения с регулируемым высвобождением действующих веществ, однако капсулированные удобрения имеют слишком высокую стоимость, что существенно ограничивает их практическое применение. В складывающейся ситуации особую актуальность приобретают исследования, направленные на разработку новых форм дешевых серных удобрений с пролонгированным эффектом поступления сульфатов в почвенный раствор.

Цель исследования состояла в разработке дешевого гранулированного серосодержащего удобрения пролонгированного действия на основе натуральных компонентов.

В задачи исследования входило:

- подобрать компонентный состав дешевого серосодержащего удобрения, позволяющего обеспечить пролонгированный период поступления сульфатов в почву
- получить гранулированную форму удобрения;
- изучить влияние полученного удобрения на свойства почвы;
- оценить влияние удобрения на прорастание семян и развитие проростков тест-культур.

В качестве источника серы в состав удобрения была включена сера молотая для сельского хозяйства (ГОСТ 127.5-93). Молотая сера является самым дешевым и концентрированным серным удобрением пролонгированного действия. При внесении в почву под воздействием почвенной микрофлоры и кислорода воздуха сера постепенно окисляется, до сульфатов.

Скорость окисления зависит от степени дисперсности и почвенно-климатических условий. Наиболее интенсивно сера окисляется в мелкодисперсном состоянии в условиях теплого влажного климата. Процессы микробиологического окисления протекают относительно медленно, что обеспечивает эффект пролонгированного действия удобрения. В холодный период года процессы окисления приостанавливаются, что снижает расход удобрения и уменьшает опасность вымывания сульфатов из почвы с осадками и талыми водами.

Основными недостатками молотой серы как удобрения являются пожаро- и взрывоопасность, сильное пыление при внесении в почву и существенное подкисление почвенного раствора. Устранить пожароопасность и эффект пыления можно за счет гранулирования серы, но гранулированные формы, в отличие от мелкодисперсных, при внесении в почву оказываются не эффективными [3].

Таким образом, для реализации возможности применения серы в качестве удобрения необходимо решить следующие задачи: обеспечить пожаро- и взрывобезопасность продукта, устранить пыление при сохранении высокой степени дисперсности серы, снизить подкисляющий эффект до оптимального уровня. Решить соответствующие задачи можно за счет включения в состав

серного удобрения определенных добавок. Добавки должны быть доступными, дешевыми и безопасными для окружающей среды.

В качестве соответствующих добавок в настоящей работе были выбраны торфогель и глауконит.

Торфогель представляет собой продукт кавитационной обработки торфа высокой степени разложения. В результате интенсивного кавитационного воздействия на торф, торфогель обогащается растворимыми гуматами. Включение гуматов в состав удобрения обеспечивает следующие эффекты [6]:

- мелиорирующее и детоксикационное воздействие на почвы;
- усиление ферментативного аппарата клеток растений;
- активацию ростовых процессов надземных органов и корневой системы;
- улучшение почвенной структуры;
- оптимизацию миграционных процессов питательных элементов.

Кроме того, торфогель играет роль связующего, обеспечивая необходимую прочность гранул.

Глауконит представляет собой природный калийсодержащий водный алюмосиликат слоистого строения. Для глауконита характерны выраженные сорбционные и ионообменные свойства. Внесение глауконита в почвы способствует снижению кислотности, повышению активности полезной почвенной микрофлоры, улучшению минерального питания растений [7]. За счет включения глауконита в состав удобрения, удается не только снизить эффект подкисления почвы, но и обеспечить пожаробезопасность удобрения.

Для получения гранулированной формы серосодержащего удобрения использовались торфогель производства ООО «Техносорб» (г. Кирово-Чепецк) и глауконит, выделенный методом магнитной сепарации из глауконитовых песков Белоозерского месторождения Саратовской области (содержание примесей не более 5 %).

Получение удобрения включало следующие операции:

- получение серо-торфяной суспензии (20% серы + 20% торфогеля + 60% воды) в установках кавитационного типа, при этом средний размер частиц серы в суспензии составлял 50...150 микрон, что обуславливает ее высокую химическую активность в почве;
- смешивание серо-торфяной суспензии с глауконитом;
- получение крупки (способом протирания смеси через металлическую сетку с размером ячеек 2x2 мм);
- окатывание крупки на металлическом поддоне;
- высушивание окатанной крупки до постоянной массы при температуре 90 °С.

Полученные таким образом гранулы выдерживали нагрузку до 1,8 кг на 1 гранулу. Соответствующие прочностные характеристики позволяют транспортировать удобрение в мешках или мягких контейнерах (биг-бэгах).

Состав полученных гранул (масс. %): глауконит – 45; сера (S) – 48; торфяные компоненты – 7.

Изучение влияния полученной формы удобрения на химический состав почвы выполнялось в лабораторных условиях. Определяемые показатели: $pH_{\text{водн}}$; pH_{KCl} ; $P_2O_{5\text{подв.}}$; SO_4^{2-} , каталазная активность. Анализ почвы выполнялся через 2 недели после внесения добавок в почву. В качестве почвы для выполнения эксперимента использовался агрозем, отобранный на пахотном поле вблизи г. Кирова с глубины 5–10 см. Данные о химическом составе агрозема приведены в таблице 1.

Таблица 1

Свойства агрозема, используемого для проведения эксперимента

№	Показатели	Значение	Метод определения
1	$pH_{\text{водн}}$	7,3±0,1	ГОСТ 26483-85
2	pH_{KCl}	6,5±0,1	ГОСТ 26483-85.
3	Органическое вещество, %	3,6±0,4	ГОСТ 26213-91
4	Фосфор подвижный (P_2O_5), мг/кг	80,7±0,6	ГОСТ Р 54650-2011
5	Калий обменный (K_2O), мг/кг	12,4±1,2	ГОСТ 26210-91
6	Нитраты, мг/кг	130±10	ГОСТ 26951-86
7	Сера подвижная (SO_4^{2-}), мг/кг	0,006±0,001	ГОСТ 26426-85
8	Механический состав	Средний суглинок	По Н. А. Качинскому мокрым методом
9	Каталазная активность, (мл/1г/2мин)	6,3±0,1	Газиметрическим методом по Ф. Х. Хазиеву

Варианты эксперимента:

1. Контроль – агрозем без добавок;
2. Агрозем + серо-торфяная суспензия (11мг/кг, в расчете на сухое вещество);
3. Агрозем + глауконит (9 мг/кг);
4. Агрозем+ удобрение (20 мг/кг, или 110 кг/га).

Подготовленные образцы агрозема загружались в пластиковые контейнеры, увлажнялись деионизованной водой до 60% от полной влагоемкости и выдерживались в комнатных условиях в течение всего времени эксперимента. Уровень влажности контролировался гравиметрически: при снижении массы контейнера с грунтом на 5%, в него добавлялась вода. Масса грунта в каждом контейнере составляла 500 г. Полученные результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2

Изменение состава агрозема через 2 недели после внесения добавок

№	Показатели	Варианты, согласно составу агрозема			
		1	2	3	4
1	$pH_{\text{водн}}$	7,3±0,1	7,3±0,1	7,3±0,1	7,3±0,1
2	pH_{KCl}	6,5±0,1	6,7±0,1	6,6±0,1	6,7±0,1
3	Фосфор подвижный (P_2O_5), мг/кг	80,7±0,6	85,4±0,7	82,4±0,5	104,2±0,5
4	Сера подвижная (SO_4^{2-}), мг/кг	5,8±1,2	9,4±1,4	6,1±1,1	11,1±1,6
5	Каталазная активность, (мл/1г/2мин)	6,3±0,1	6,6±0,1	6,8±0,1	6,5±0,1

Согласно результатам эксперимента, внесение серного удобрения в агрозем приводит к повышению содержания растворимых сульфатов, при этом

снижения уровня pH не наблюдается. Под влиянием удобрения повышается содержание подвижного фосфора в почвах. Данный эффект может быть обусловлен химической активацией малорастворимых соединений фосфора серной кислотой:



Воздействие полученного удобрения на растительные объекты оценивалось методом проростков, для этого готовились образцы грунта согласно вариантам эксперимента и помещались в пластиковые контейнеры (по 500 г). В качестве тест-культур использовались ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare*) сорт Родник Прикамья и горчица белая (*Sinapis alba*) сорт Люция. Всхожесть семян, используемых для фитотестирования, определялась согласно ГОСТ 12038-84 и составляла не менее 98 %. Подготовленный грунт увлажнялся деионизованной водой до влажности 80 % от полной влагоемкости, накрывался фильтровальной бумагой, на которой раскладывались семена тест-культур. Проращивание семян проводилось на свету при температуре 22 ± 2 °С в течение 7 дней. По мере подсыхания грунта в контейнеры добавлялась деионизованная вода. Полученные результаты показали, что внесение удобрения в агрозем не оказывало угнетающего воздействия на прорастание семян и развитие проростков. Все изучаемые показатели (всхожесть, энергия прорастания, дружность прорастания, скорость прорастания, длина и общая биомасса проростков) в агроземе с добавкой удобрения были на уровне контрольного варианта, а по показателю «длина корешков», превосходили контрольный вариант. Показатели биотестирования, полученные для варианта с добавкой удобрения, были лучше, чем для вариантов с добавкой сероторфяной суспензии и глауконита.

Выводы. Гранулирование молотой серы с добавкой глауконита и сероторфяной суспензии позволяет получить новую форму бюджетного серного удобрения, не оказывающего угнетающего воздействия на прорастание семян и развитие проростков. Содержание доступных для растений сульфатов через 2 недели после внесения удобрения в почву увеличивается в 2 раза, одновременно повышается содержание подвижных форм фосфора. Удобрение отличается экологической безопасностью, пожаробезопасностью, низкой стоимостью и простой технологией производства, исключая химическую переработку исходного сырья. Производство соответствующего удобрения может быть организовано на предприятиях любой мощности, включая малые, на линиях производительностью до 2 т/час по готовым гранулам.

Литература

1. Аристархов А. Сера в агроэкосистемах России: мониторинг содержания в почвах и эффективность ее применения // Международный сельскохозяйственный журнал. № 5. 2016. С. 39–47.
2. Слюсарев В. Н. Сера в почвах Северо-Западного Кавказа: Дис. ... д-ра техн. наук. М., 2007. 157 с.

3. Сулейманов И. Р., Гилязов М. Ю. Действие серосодержащих удобрений на урожайность ярового рапса и потребление макроэлементов растениями в условиях серой лесной почвы // *Агрехимический вестник*. 2010. №4. С. 20–22.

4. Сырчина Н. В., Молодкин В. Н., Ашихмина Т. Я., Богатырева Н. Н., Кожевникова А. С. Сера в агроземах Кировской области // *Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем*. Киров, 2018. С. 311–315.

5. Лукин С. В., Меленцова С. В., Авраменко П. М. Динамика содержания подвижной серы в почвах Белгородской области // *Достижения науки и техники АПК*. 2006. № 2. С. 21–22.

6. Быкова С. Л., Соколов Д. А., Нечаева Т. В., Жеребцов С. И., Исмагилов З. Р. Агроэкологическая оценка применения гуматов при мелиорации техногенно нарушенных ландшафтов // *Вестник КузГТУ*. 2013. №5 (99). С. 58–61.

7. Сырчина Н. В., Козвонин В. А., Сазанов А. В. Глауконитовые пески вятско-камского месторождения и перспективы их практического использования в сельском хозяйстве // *Почвы России: вчера, сегодня, завтра*. 2017. С. 108–113.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ СЕРОТОРФЯНОЙ СУСПЕНЗИИ НА РАСТВОРИМОСТЬ ФОСФОРИТНОЙ МУКИ РАЗНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ

*И. А. Потапова¹, А. В. Малышева¹, М. В. Мартынов¹,
Н. В. Сырчина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}*

¹ *Вятский государственный университет, inessapotap99@gmail.com*

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

Фосфор является одним из важнейших элементов минерального питания растений. Несмотря на то, что валовое содержание фосфора в почвах достаточно высокое, в подвижной (доступной для растений) форме находится лишь небольшая доля этого элемента [1]. Недостаток доступных для усвоения растениями соединений фосфора приводит к существенному снижению урожайности. По оценкам специалистов, фосфор в питании сельскохозяйственных культур выступает в качестве более дефицитного элемента, чем азот [2]. Согласно результатам последних агрохимических обследований, около 21% пахотных земель РФ характеризуются низкой и очень низкой обеспеченностью подвижным фосфором, что непосредственно отражается на почвенном плодородии. Восполнение дефицита фосфора в агроземах возможно только за счет внесения минеральных удобрений.

Сырьем для производства фосфорных удобрений служат природные фосфаты: фосфориты и апатиты. Следует отметить, что для переработки в удобрения применяются руды с относительно высоким содержанием фосфора и низким содержанием полуторных оксидов. Бедные (низкосортные) руды для промышленной переработки в растворимые фосфорные удобрения не подходят, но могут быть использованы для производства дешевого минерального удобрения – фосфоритной муки (ФМ). Внесение ФМ способствует повышению обеспеченности почвы фосфором и основаниями, а также снижению кислотности. Фосфоритная мука, полученная размолотом природных фос-

форитов, пригодна для применения на всех типах почв, однако это удобрение имеет серьезный недостаток – низкую растворимость и, следовательно, низкую биодоступность фосфора для растений. Для обеспечения необходимого агрохимического эффекта нормы внесения фосфоритной муки приходится повышать до 1,5–2 т/га.

Эффективность ФМ может быть увеличена за счет обеспечения необходимой тонины помола и применения методов активирующего воздействия на кристаллическую решетку природных фосфоритов [3]. В настоящее время ведутся интенсивные исследования, направленные на поиск соответствующих методов. Особый практический интерес представляют методы, отличающиеся низкой стоимостью и экологической безопасностью. Одним из таких методов является химическая активация фосфоритной муки за счет включения в ее состав серо-торфяной суспензии, состав и технология которой разработаны специалистами лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГУ.

В качестве сырья для производства суспензии используются торф высокой степени разложения и сера молотая для сельского хозяйства (ГОСТ 127.5-93). Состав суспензии: сера – 20%, торф – 20%, вода – 60%. В процессе производства в результате интенсивного физического воздействия на исходное сырье суспензия обогащалась растворимыми гуминовыми веществами (преимущественно фульвокислотами), содержание которых в готовом продукте достигало 30–50 г/дм³.

Цель работы состояла в оценке влияния различных доз суспензии на растворимость фосфоритной муки в почвах.

Для выполнения исследований использовалась фосфоритная мука Вятско-Камского месторождения (ООО «Верхнекамские удобрения») и фосфоритная мука месторождения Кнейфис (Сирия). В таблице 1 представлены данные о составе соответствующих образцов ФМ.

Таблица 1

Химический состав фосфоритной муки, используемой для выполнения исследований

Показатель	Месторождение	
	Вятско-Камское	Кнейфис
P ₂ O ₅ (общее содержание), масс. % не менее	18,0–19,0	30,0–30,5
P ₂ O ₅ (растворимый в 2% лимонной кислоте), масс. % не менее	3,7–4,0	10,5–11,2
CaO, масс. %	35,0–37,8	48,0–52,0
Fe ₂ O ₃ + Al ₂ O ₃ , масс. %	8,5–9,0	0,4–1,1

Из приведенных в таблице 1 данных видно, что сирийская ФМ отличается более высоким содержанием фосфора (общего и цитратрастворимого), кальция и значительно более низким содержанием полуторных оксидов, способствующих связыванию фосфора в недоступные для растений формы. Т. е. с точки зрения химического состава, сирийская ФМ является более ценным удобрением, чем верхнекамская.

Для проведения исследований оба вида фосфоритной муки тщательно измельчались (растирались в фарфоровой ступке до размера частиц не более 0,05 мм), просеивались через шелковое сито и смешивались с серо-торфяной суспензией.

Было приготовлено 2 образца каждого вида фосфоритной муки с содержанием суспензии 15% и 25% .

Композиции «ФМ+суспензия» вносились в грунт в двух дозировках: 20 и 200 мг на 1 кг грунта. Для выполнения эксперимента использовался бедный органическим веществом песчаный грунт с содержанием подвижного фосфора 103 ± 14 мг/кг. Композиция тщательно перемешивалась с грунтом, помещалась в пластиковые контейнеры и увлажнялась деионизованной водой до 60% от полной влагоемкости грунта. Масса грунта в каждом контейнере составляла 400 г. Контейнеры с грунтом во время эксперимента выдерживались при температуре $20 \pm 2^\circ\text{C}$. Влажность грунта в процессе эксперимента контролировалась гравиметрическим методом. При уменьшении массы контейнера на 5%, в грунт добавлялась деионизованная вода.

В качестве контроля использовались 3 варианта грунта:

- 1) песчаный грунт без добавок;
- 2) грунт с добавкой суспензии;
- 3) грунт с добавкой фосфоритной муки (разных месторождений).

Содержание суспензии и фосфоритной муки в контрольных образцах грунта соответствовало содержанию этих компонентов в грунте с добавкой активированной фосфоритной муки.

Анализ грунта выполнялся через 4 недели после начала эксперимента. Содержание подвижного фосфора в грунте определялось по ГОСТ Р 54650-2011 спектрофотометрическим методом, рН водной вытяжки – по ГОСТ 26423-85 ионометрическим методом. Эксперимент выполнялся в 3-х повторностях. Полученные результаты статистически обрабатывались в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Результаты эксперимента представлены в таблице 2.

Таблица 2

**Изменение содержания подвижного фосфора и рН
под влиянием различных добавок**

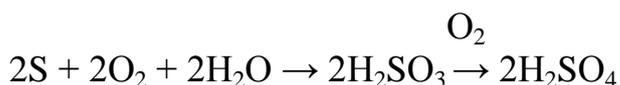
Варианты	Состав грунта	P_2O_5 подвижный, мг/кг	рН водн
1	2	3	4
1	Грунт	103 ± 14	$6,2 \pm 0,1$
2	Грунт + 16 мг/кг ФМ (Кнейфис)	128 ± 22	$6,5 \pm 0,1$
3	Грунт + 16 мг/кг ФМ (Верхнекамская)	108 ± 26	$6,6 \pm 0,1$
4	Грунт + 160 мг/кг ФМ (Кнейфис)	202 ± 17	$6,6 \pm 0,1$
5	Грунт + 160 мг/кг ФМ (Верхнекамская)	140 ± 16	$6,6 \pm 0,1$
7	Грунт + 4 мг/кг суспензии	103 ± 23	$6,1 \pm 0,1$
8	Грунт + 40 мг/кг суспензии	85 ± 21	$5,9 \pm 0,1$
9	Грунт + 20 мг/кг (ФМ Верхнекамская+15% суспензии)	86 ± 15	$6,4 \pm 0,1$

1	2	3	4
10	Грунт + 20 мг/кг (ФМ Кнейфис+15% суспензии)	116±25	6,3±0,1
11	Грунт + 200 мг/кг (ФМ Верхнекамская+15% суспензии)	189±32	6,4±0,1
12	Грунт + 200г/кг (ФМ Кнейфис+15% суспензии)	202±39	6,5±0,1
13	Грунт + 20 мг/кг (ФМ Верхнекамская+25% суспензии)	110±9	6,2±0,1
14	Грунт + 20 мг/кг (ФМ Кнейфис+25% суспензии)	115±32	6,2±0,1
15	Грунт + 200 мг/кг (ФМ Верхнекамская+25% суспензии)	170±39	6,2±0,1
16	Грунт + 200 мг/кг (ФМ Кнейфис+25% суспензии)	228±6	6,2±0,1

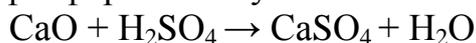
Согласно полученным результатам (табл. 2) внесение в грунт низких доз ФМ (16 мг/кг, что эквивалентно 80 кг на га) или активированной ФМ (20 мг/кг) не оказывает заметного влияния на содержание подвижного фосфора в почве. При внесении более высоких доз ФМ (160 мг/кг, 800 кг/га) или активированной ФМ (200 мг/кг) наблюдается заметное повышение содержания подвижного P_2O_5 . Внесение в грунт ФМ месторождения Кнейфис приводит к более значительному повышению содержания подвижного фосфора, чем внесение верхнекамской ФМ.

Включение серо-торфяной суспензии в состав ФМ приводит к увеличению подвижности фосфора по сравнению с ФМ без добавок (для верхнекамской ФМ до 21–35%, для сирийской – до 13%). Для сирийской ФМ эффект активации наблюдается при добавке более высокой дозы серо-торфяной суспензии (25%), а для верхнекамской – более низкой (15%). Установленный факт можно объяснить исходя из данных о влиянии ФМ на рН почвенного раствора. Внесение ФМ в почву приводит к увеличению значений рН, что способствует переходу растворимых гидрофосфатов в менее растворимые средние фосфаты. Включение в состав ФМ серо-торфяной суспензии (в достаточно высоких дозах) снижает эффект подщелачивания, что способствует повышению растворимости фосфатов. В случае верхнекамской ФМ, характеризующейся высоким содержанием полуторных оксидов, подкисление почвенного раствора за счет внесения серы приводит к обратному эффекту – снижению подвижности фосфора за счет образования малорастворимых фосфатов железа и алюминия (что обычно и наблюдается при внесении фосфорных удобрений в кислые, богатые полуторными оксидами почвы), поэтому внесение в грунт верхнекамской ФМ с добавкой 15% сероторфяной суспензии обеспечивает лучший эффект, чем внесение ФМ с добавкой 25% суспензии.

Внесение в грунт серо-торфяной суспензии без ФМ приводит к снижению рН почвенного раствора. В присутствии ФМ данный эффект не наблюдается. Подкисление почвенного раствора под влиянием суспензии можно объяснить микробиологическими процессами окисления серы в аэробных условиях до серной кислоты:



Образующаяся серная кислота нейтрализуется известковыми компонентами фосфоритной муки:



Полученные результаты свидетельствуют о том, что включение в состав ФМ сероторфяной суспензии способствует повышению растворимости природных фосфоритов. Дозировку суспензии, включаемой в состав ФМ, следует подбирать экспериментальным путем в зависимости от свойств исходного сырья. Способ активации ФМ с помощью сероторфяной суспензии является технологически простым, малозатратным, экологически безопасным и эффективным.

Литература

1. Давлятшин И. Д., Лукманов А. А., Маметов М. И. Источники фосфора и оценка их вклада в подвижный фонд этого элемента в пахотных почвах в лесостепной зоне // Достижения науки и техники АПК. 2018. № 4. С. 21–24.
2. Теучеж А. А. Изучение роли подвижного фосфора в системе почва – удобрения – урожай // Научный журнал КубГАУ – Scientific Journal of KubSAU. 2017. № 127. С. 905–917.
3. Капранов В. Н. Повышение агрономической ценности фосфоритной муки малых месторождений // Проблемы агрохимии и экологии. 2010. № 1. С. 7–10.

АКТИВИРУЮЩИЕ ДОБАВКИ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ РАСТВОРИМОСТИ ФОСФОРИТНОЙ МУКИ В ПОЧВАХ

Н. В. Сырчина, Н. Н. Богатырева, Ю. Н. Терентьев, А. С. Кожевникова
Вятский государственный университет, bogatyreva_n1994@mail.ru

Фосфоритная мука (ФМ) является самым дешевым натуральным фосфорным удобрением, пригодным для использования на различных типах почв. Содержание фосфора (P_2O_5) в ФМ зависит от состава и способа переработки фосфоритов и может варьировать в широких пределах. В соответствии с ГОСТ 5716-74, нижний предел для P_2O_5 в фосфоритной муке установлен на уровне $17 \pm 1\%$ (для ФМ Чилисайского месторождения). Фосфоритная мука марок А и Б должна содержать не менее $29 \pm 1\%$ и $26 \pm 1\%$ P_2O_5 соответственно. Таким образом, по содержанию фосфора ФМ высоких марок не уступает простому суперфосфату, однако оптовые цены на ФМ ниже цен на простой суперфосфат более чем в 4 раза. Несомненным преимуществом ФМ является и относительно простая технология ее производства. Соответствующее удобрение получают размолотом фосфоритов, при этом не образуются отходы химической переработки сырья, приводящие к загрязнению окружающей среды. Однако, в отличие от суперфосфата, ФМ характеризуется слабой растворимостью и, следовательно, относительно низкой биодоступностью фосфора для растений, что ограничивает интерес к использованию этого удобрения в сельскохозяйственном производстве. Повышению растворимости и, следовательно,

но, биодоступности фосфора может способствовать механическая обработка (механоактивация) фосфатных руд в специальных аппаратах – механических активаторах [1]. Основным недостатком механоактивации является высокое энергопотребление, приводящее к существенному повышению себестоимости готового продукта. Например, механические активаторы с ускорением более 10g и помолом исходного сырья ниже 10 микрон потребляют не менее 50 кВт энергии на 1 т обрабатываемого материала. Перспективным направлением минимизации энергетических затрат и снижения себестоимости удобрений может стать включение в состав ФМ компонентов, способствующих химической активации фосфоритов, т.е. переводу малорастворимых соединений фосфора в более растворимые формы. Разработка соответствующих технологических решений, характеризующихся экологической безопасностью и низкими затратами на практическую реализацию имеет большое практическое значение.

Цель настоящей работы состояла в разработке экономичного и экологически безопасного способа повышения растворимости ФМ, за счет использования добавок, способствующих химической активации соединений фосфора в почвах.

В задачи исследования входило:

- разработать состав добавки для химической активации ФМ;
- получить гранулированную форму активированной ФМ;
- оценить влияние активирующей добавки на содержание подвижных форм фосфора в почвах (в условиях лабораторного эксперимента).

В качестве объектов исследования были использованы ФМ Вятско-Камского месторождения (Россия) и месторождения Кнейфис (Сирия). Данные о химическом составе ФМ представлены в таблице 1.

Таблица 1

Химический состав фосфоритной муки, используемой для выполнения исследований

Показатель	Месторождение	
	Вятско-Камское	Кнейфис
P ₂ O ₅ (общее содержание), масс. % не менее	18,0–19,0	30,0–30,5
P ₂ O ₅ (растворимый в 2% лимонной кислоте), масс. % не менее	3,7–4,0	10,5–11,2
CaO, масс. %	35,0–37,8	48,0–52,0
SiO ₂ , масс. %	15,6–18,0	4,0–8,0
Fe ₂ O ₃ + Al ₂ O ₃ , масс. %	8,5–9,0	0,4–1,1
F, масс. %	2,0–2,1	2,0–4,0
CO ₂ , масс. %	7,5–8,0	5,0–7,0
Глауконит, масс. %	~5	0
Другие, масс. %	Не более 5	Не более 5

Для активации ФМ применялись следующие компоненты, включаемые в состав удобрения:

1) водная суспензия, содержащая серу и торфогель (вода – 60 масс.%; сера – 20 масс.%; торфяные компоненты (в том числе фульво- и гуминовые кислоты) – 20 масс.%)

2) композиция, состоящая из водной суспензии серы и торфогеля с добавкой глауконита (содержание примесей не более 5%).

Состав активаторов определялся исходя из следующих предположений:

– микробиологическое окисление серы в верхних горизонтах почвы (аэробные условия) приведет к образованию серной кислоты, способствующей переходу малорастворимого фосфата кальция в более растворимые гидрофосфаты:



– содержащиеся в торфогеле гуминовые и фульвокислоты будут связывать катионы Fe^{3+} и Al^{3+} в прочные хелатные комплексы, препятствуя, таким образом, образованию малорастворимых фосфатов алюминия и железа. Кроме того, включение этих компонентов в состав удобрения будет обеспечивать биостимулирующий и адаптогенный эффекты, повышая, таким образом, агрохимическую эффективность удобрения [2];

– глауконит, за счет выраженных сорбционных и ионообменных свойств, будет препятствовать быстрому нарастанию кислотности почвенного раствора и связывать катионы, способствующие переводу фосфатов в малорастворимые формы;

– торфогель будет выполнять функцию связующего, а глауконит водосвязывающего агента, способствуя гранулированию фосфоритной муки.

Для приготовления водной суспензии серы применялся торфогель производства ООО «Техносорб» (г. Кирово-Чепецк), содержащий до 50 г/дм³ гумусовых кислот (преимущественно в виде фульвокислот) и сера молотая для сельского хозяйства (ГОСТ 127.5-93).

Гранулирование ФМ с добавкой активаторов выполнялось в лабораторных условиях. Образцы ФМ растирались в фарфоровой ступке и просеивались через шелковое сито для выделения фракции с размером частиц не более 0,05 мм. Соответствующая фракция смешивалась с активаторами и протиралась через металлическую сетку с ячейками 2х2 мм. Полученная крупка окатывалась в металлическом поддоне. Окатанные гранулы высушивались в термостате при температуре 100 °С.

Влияние активирующих добавок на ФМ оценивалось в лабораторных условиях. Для выполнения экспериментов использовался грунт, отобранный на садовом участке вблизи г. Кирова. Содержание подвижного фосфора в грунте составляло 270±50 мг/кг; рН_{KCl} – 6,9±0,1; содержание органического вещества – 9,5±0,5%.

Определение подвижного фосфора в образцах грунта проводилось согласно ГОСТ Р 54650-2011; рН_{KCl} – по ГОСТ 26483-85; содержание органического вещества – по ГОСТ 26213-91.

Грунт с добавкой удобрений (в соответствии с вариантами эксперимента) загружался в пластиковые контейнеры, смачивался деионизированной во-

дой до влажности $50\pm 5\%$ (в расчете на сухое вещество) и выдерживался в течение всего эксперимента при температуре 22 ± 2 °С. Масса грунта в каждом контейнере составляла 3 кг (в расчете на сухое вещество). Содержание влаги в грунте контролировалось гравиметрическим методом. При снижении массы на 3 % в грунт добавлялась деионизированная вода. Отбор проб для выполнения химического анализа проводился 1 раз в 2 недели. Общее время наблюдений составило 7 недель. Эксперимент выполнялся в трех повторностях. Полученные результаты статистически обрабатывали в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

В таблице 2 приведены данные о составе гранулированных удобрений, вносимых в грунт в соответствии с вариантами эксперимента.

Таблица 2

Состав вносимых в грунт удобрений

Вариант эксперимента	Базовое фосфорное удобрение				Масса активизирующих добавок, г (на 1 кг грунта)	
	Наименование	Масса удобрения, г (на 1 кг грунта)	Масса удобрения, кг (в пересчете на 1 га пашни)	Масса P_2O_5 , кг (в пересчете на 1 га пашни)	Суспензия серы и торфогеля	Глауконит
1	Суперфосфат гранулированный марки Б, ТУ 2182-003-56937109-2002 (26% P_2O_5)	0,1	500	130	–	–
2	Верхнекамская ФМ (18% P_2O_5)	0,1	500	90	0,04	–
3	Верхнекамская ФМ (18% P_2O_5)	0,1	500	90	0,04	0,02
4	Сирийская ФМ (30% P_2O_5)	0,1	500	150	0,04	0,02

В пробах грунта определялось содержание подвижного фосфора по ГОСТ Р 54650-2011 и pH_{KCl} по ГОСТ 26483-85. Полученные результаты представлены в таблице 3.

Согласно полученным данным, через 7 дней после внесения всех видов фосфорных удобрений содержание подвижного фосфора в грунте увеличилось на 30–44% по сравнению с контролем. Несмотря на то, что содержание водорастворимых форм P_2O_5 в суперфосфате было значительно выше, чем в ФМ, во всех вариантах эксперимента внесение активированной фосфоритной муки по эффективности (содержанию подвижного фосфора в почве) не уступало внесению суперфосфата гранулированного марки Б (простого суперфосфата).

Через 3 недели после начала эксперимента во всех вариантах было выявлено снижение содержания подвижного фосфора в грунте. К концу 7-й недели значение данного показателя соответствовало содержанию подвижного фосфора в грунте без добавки удобрений (контроль). pH_{KCl} в течение эксперимента во всех вариантах грунта практически не изменялся и составлял $6,9 \pm 0,1$ ед.

Таблица 3

Динамика содержания подвижного фосфора в пробах грунта

Вариант эксперимента	Состав удобрения	Подвижный фосфор (P_2O_5), мг/кг			
		1 неделя	3 недели	5 недели	7 недели
1	суперфосфат гранулированный марки Б	217±10	188±18	132±10	144±9
2	ФМ Верхнекамская +суспензия серы и торфогеля	229±15	181±9	178±13	149±13
3	ФМ Верхнекамская +суспензия серы и торфогеля + глауконит	220±22	179±11	177±8	169±10
4	ФМ Сирийская+суспензия серы и торфогеля + глауконит	238±14	149±12	156±12	154±6
5	грунт без добавок (контроль)	165±5 мг/дм ³			

Основной причиной относительно быстрого связывания подвижных фосфатов в нейтральных почвах обычно является переход водорастворимых гидрофосфатов в малорастворимые кальцийсодержащие соединения типа апатитов. Включение в состав удобрений глауконита, способного к активной сорбции катионов кальция и магния, может приводить к замедлению данного процесса. В результате подвижность фосфора будет оставаться на более высоком уровне. Согласно данным табл. 3, наиболее медленное связывание фосфора наблюдалось в 3-м варианте эксперимента (ФМ Верхнекамская + суспензия серы и торфогеля + глауконит). В отличие от других вариантов, в этом варианте удобрения содержание глауконита было наиболее высоким (добавка глауконита + содержание глауконита в непосредственно в ФМ Вятско-Камского месторождения). Следует отметить, что увеличение содержания подвижного фосфора в агроземах при внесении глауконитового песка наблюдалось и в других исследованиях [3].

В результате выполненных исследований установлено, что для активации ФМ может применяться органоминеральная добавка, включающая серу, торфогель (продукт кавитационной обработки торфа) и глауконит.

На основе ФМ и активирующей органоминеральной добавки может быть получена гранулированная форма фосфорного удобрения не уступающая по эффективности гранулированному суперфосфату марки Б (простому суперфосфату). Основным преимуществом соответствующего удобрения является простая и безотходная технология производства, исключая загрязнение окружающей среды продуктами химической переработки фосфоритов, т.к. процессы химической активации ФМ происходят непосредственно в поч-

ве. Кроме того, включение в состав удобрения отходной нефтехимической серы способствует рациональной утилизации соответствующего отхода и повышению экологической значимости предлагаемой технологии переработки ФМ.

Производство соответствующего удобрения может быть налажено на малых предприятиях и непосредственно на фосфоритных рудниках, что позволит создать новые рабочие места и снабдить региональное растениеводство относительно дешевыми и достаточно эффективными формами фосфорных удобрений, соответствующих принципам зеленой химии.

Литература

1. Минаковский А. Ф., Шатило В. И., Ларионова О. И., Дормешкин О. Б., Стоянова Л. Ф., Ахтямова С. С. Изучение бескислотного метода переработки фосфорита Вятско-Камского месторождения в комплексные удобрения // Вестник технологического университета. 2016. Т. 19. № 8. С. 43–49.

2. Иванов А. А., Филатов Д. А. Биологическая активность гуминовых кислот торфа, полученных методом механоактивации // Вестник ТГПУ. 2011. № 5. С. 131–134.

3. Сырчина Н. В., Козвонин В. А., Сазанов А. В. Глауконитовые пески Вятско-Камского месторождения и перспективы их практического использования в сельском хозяйстве // Почвы России: вчера, сегодня, завтра. 2017. С. 108–113.

ИЗУЧЕНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ СОЕДИНЕНИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И АЗОТА В ОДИНАРНЫХ, ДВОЙНЫХ И ТРЕХКОМПОНЕНТНЫХ СИСТЕМАХ НА ПРОРОСТКИ ЯЧМЕНЯ

*Е. А. Бердникова¹, В. Д. Колобова¹, Ю. А. Тюкалова¹,
Е. С. Петухова¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Н. В. Сырчина¹*

¹ *Вятский государственный университет, ecolab2@gmail.com*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Данная работа посвящена изучению специфичности и избирательному действию тяжелых металлов при отдельном и совместном их воздействии на растения (на примере ячменя сорта Новичок) в присутствии нитратного и аммонийного азота при высоких концентрациях в почве цинка, кадмия, свинца, меди.

Воздействие соединений тяжелых металлов на растительные объекты при разной концентрации и при их совместном влиянии мало изучено. Многие из них относятся к микроэлементам и входят в состав ферментов, играющих роль катализаторов биохимических процессов и повышают их активность. Микроэлементы стимулируют рост растений, оказывают воздействие на устойчивость растений к неблагоприятным условиям среды (температуры, влажности, концентрации солей и др.), играют важную роль в борьбе с некоторыми заболеваниями. Например, цинк входит в состав дыхательного фермента – карбоангидразы, повышает активность ряда ферментов, стимулирует рост ауксинов в растениях; медь является составной частью ферментов окси-

даз, влияет на углеводный и белковый обмен растений, повышает устойчивость растений к грибковым заболеваниям [1].

Металлы-микроэлементы в высоких концентрациях, также как и соединения других тяжелых металлов, могут оказывать подавляющее воздействие на развитие растений. Потенциально наиболее опасными для состояния окружающей среды являются – Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V и Zn [2]. Токсическое действие тяжелых металлов на растения четко определяется по ингибированию их роста, что широко используется в биотестировании.

Факторами, влияющими на содержание в почве подвижных ионов тяжелых металлов, являются: pH среды, окислительно-восстановительный потенциал, способность катионов образовывать хелатные комплексы с органическими веществами почв и др.

Для нормального роста и развития растений необходимы различные элементы питания, большое значение играют такие макроэлементы, как азот и фосфор. Азот является основным питательным элементом для всех растений: благодаря ему образуются белки и многие витамины. Наиболее интенсивно растения поглощают и усваивают азот в период максимального образования и роста стеблей и листьев, поэтому недостаток азота в этот период сказывается в первую очередь на росте растений: ослабляется рост боковых побегов, листья, стебли и плоды имеют меньшие размеры, а листья становятся бледно-зелеными или даже желтоватыми [3]. Нами ранее проведены исследования по изучению воздействия соединений меди, свинца, кадмия, цинка и нитратного и аммонийного азота при концентрации их в почве 5 и 10 ОДК [4, 5]. Исследовано влияние данных поллютантов на всхожесть, развитие корневой системы, стебля, листьев. Проведена оценка степени обеспеченности почв ферментами (на примере каталазы) под воздействием ионов Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} . В данном исследовании представлен сравнительный анализ результатов исследования по изучению воздействия соединений тяжелых металлов и азота на проростки ячменя сорта Новичок в одинарных и многокомпонентных системах при 5, 10, 50, 100 ОДК.

Анализ полученных данных по всхожести семян ячменя сорта Новичок при концентрациях 50 и 100 ОДК, раздельном и сочетанном воздействии поллютантов представлен в таблице 1.

Таблица 1

Всхожесть проростков ячменя сорта Новичок при раздельном и сочетанном воздействии поллютантов

№	Комбинации	Всхожесть, %
1	2	3
Контроль		100
1	Pb^{2+} 50 ОДК	91,7
2	Cd^{2+} 50 ОДК	83,3
3	Cu^{2+} 50 ОДК	45,8
4	Zn^{2+} 50 ОДК	29,2
5	Zn^{2+} + NO_3^- 50 ОДК	95,8
6	Zn^{2+} + NH_4^+ 50 ОДК	79,2

1	2	3
7	$\text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	70,8
8	$\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 50 ОДК	54,2
9	$\text{Zn}^{2+} + \text{Pb}^{2+}$ 50 ОДК	54,2
10	$\text{Zn}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ 50 ОДК	16,7
11	$\text{Pb}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	83,3
12	$\text{Cd}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	75
13	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	70,8
14	$\text{Pb}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	70,8
15	$\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	50
16	$\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 50 ОДК	75,0
17	$\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	62,5
18	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	50
19	$\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	45,8
20	$\text{Pb}^{2+} + \text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	33,3

Полученные результаты (табл. 1) свидетельствуют о том, что при раздельном воздействии ТМ четко проявляется тенденция уменьшения всхожести семян сорта Новичок от $\text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ и это закономерно, так как соединения цинка и меди в большей степени аккумулируются растением. Наибольшая всхожесть семян отмечается при внесении в почву 3250 мг/кг (50 ОДК) свинца (91,7%), свидетельствующая почти о полном отсутствии аккумуляции ионов свинца зерновкой ячменя. И наоборот, наименьшая всхожесть 29,2% проявляется при внесении 5500 мг/кг (50 ОДК) цинка, вследствие высокой аккумулирующей способности данных ионов корневой системой растения.

При воздействии одновременно двух компонентов из металлов или трёх компонентов из металлов, аммония и нитрат-иона при 50 ОДК наибольшее влияние на уменьшение всхожести зерновок ячменя оказывают при совместном присутствии $\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}$ (всхожесть семян составляет лишь 16,7%). В то время как при сочетанном воздействии $\text{Zn}^{2+} + \text{NH}_4^+$ всхожесть равна 79,2%, а $\text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ она составляет 54,2%. Таким образом, в двух- и трёхкомпонентных системах с участием ТМ нитрат-ионы и ионы аммония подавляют в некоторой мере ингибирующее воздействие ТМ, способствуя всхожести и развитию проростков ячменя сорта Новичок.

При сочетанном воздействии всех исследуемых металлов в присутствии нитрат-ионов проявляется наибольший положительный эффект по всхожести семян, достигающий 95,8% в присутствии $\text{Zn}^{2+} + \text{NO}_3^-$ при 50 ОДК, однако данный показатель почти в 2 раза уменьшается и достигает 50% с повышением концентрации цинка до 100 ОДК. Полученные данные свидетельствуют также о том, что показатель всхожести семян резко уменьшается в присутствии $\text{Zn}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ при 50 ОДК, который составляет 16,7%, в то время как при этой же концентрации, но раздельном воздействии ионов Zn^{2+} и Cu^{2+} данный показатель равен соответственно 29,2% и 45,8%, т.е. при сочетанном воздей-

ствии ионов цинка и меди происходит выраженный процесс взаимного ингибирования.

В таблице 2 представлены результаты анализа по изучению воздействия исследуемых ионов ТМ и азота при концентрациях 5,10,50,100 ОДК на всхожесть и развитие проростков ячменя сорта Новичок.

Таблица 2

Результаты модельного эксперимента по изучению влияния соединений меди, кадмия, свинца, цинка и азота при различных концентрациях на всхожесть и развитие проростков ячменя сорта Новичок

№	Вариант	Показатели		
		Всхожесть, %	Длина корня, см	Длина побега, см
	Контроль	100	13,5±3,8	6,4±1,8
1	Pb ²⁺ (5)	75,0	16,3±3,9	5,5±0,8
2	Pb ²⁺ (10)	83,3	16,1±4,8	5,3±0,8
3	Pb ²⁺ (50)	91,7	12,0±3,2	5,6±1,0
4	Pb ²⁺ (100)	81,7	7,8±1,9	5,4±1,1
5	Cd ²⁺ (5)	86,7	12,2±3,3	6,7±1,4
6	Cd ²⁺ (10)	100	13,5±3,9	6,2±0,9
7	Cd ²⁺ (50)	83,3	11,4±3,5	5,2±1,1
8	Cd ²⁺ (100)	83,3	15,2±4,5	4,3±0,8
9	Cu ²⁺ (5)	75,0	7,2±1,5	5,5±0,8
10	Cu ²⁺ (10)	95,8	5,8±1,6	6,2±0,9
11	Cu ²⁺ (50)	45,8	0,6±0,1	–
12	Cu ²⁺ (100)	–	–	–
13	Zn ²⁺ (5)	112,5	9,9±3,0	5,9±1,7
14	Zn ²⁺ (10)	16,7	1,8±0,4	6,2±0,4
15	Zn ²⁺ (50)	29,2	–	–
16	Zn ²⁺ (100)	–	–	–
17	NH ₄ ⁺ (5)	45,8	9,3±2,7	5,6±1,0
18	NH ₄ ⁺ (10)	41,7	9,1±1,9	6,1±1,5
19	NH ₄ ⁺ (50)	62,5	7,6±1,8*	3,8±1,1
20	NH ₄ ⁺ (100)	20,8	1,9±0,5*	2,5±0,5*
21	NO ₃ ⁻ 5 ОДК	91,7	13,9±3,5	5,4±0,4
22	NO ₃ ⁻ 10 ОДК	87,5	11,2±3,1	5,4±0,7
23	NO ₃ ⁻ 50 ОДК	25,0	3,1±0,9*	5,4±1,6
24	NO ₃ ⁻ 100 ОДК	16,7	0,8±0,2*	5,2±1,4

Анализ полученных данных свидетельствует о том, что практически во всех вариантах с повышением концентрации всхожесть и развитие проростков ячменя уменьшается. Сравнительный анализ воздействия компонентов позволяет сделать вывод о том, что наибольшее влияние, в том числе при увеличении концентрации ионов ТМ и азота на всхожесть, развитие корневой системы и длину проростков оказывают соединения цинка и меди, что вполне согласуется с литературными данными [6]. Соединения меди и цинка входят в состав различных ферментных систем организма, в связи с этим значительно легче аккумулируются растениями. Считается, что зерновые культуры наиболее чувствительны к высоким концентрациям цинка, которые вызывают

остановку роста, изменение розеток листьев [6]. При концентрациях цинка 50 и 100 ОДК, нами установлено отсутствие развития корневой системы и проростков, а при 100 ОДК в присутствии цинка и меди полное отсутствие всхожести и, соответственно, развития проростков.

Соединения свинца и кадмия вследствие низкой аккумулирующей способности корневой системы растений к данным поллютантам не оказывают сильного токсического действия на всхожесть и развитие проростков ячменя. Ионы аммония проявляют наибольшее ингибирующее действие в сравнении с нитрат-ионами на прорастание зерновок ячменя.

Выполнено при поддержке государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Возбуждая А. Е. Химия почвы. М.: Высшая школа, 1964. 398 с.
2. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
3. Роде А. А., Смирнов В. Н. Почвоведение. М.: Высшая школа, 1972. 480 с.
4. Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. К вопросу о сочетанном воздействии солей тяжелых металлов на биометрические показатели ячменя *Hordeum Vulgare* L. // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с международ. участием. Кн. 1. Киров, 2017. С. 63–68.
5. Бердникова Е. А., Колобова В. Д., Тюкалова Ю. А., Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. Изучение воздействия солей тяжелых металлов на активность каталазы в почвенных образцах // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с международ. участием. Кн. 1. Киров, 2017. С. 68–71.
6. Башмаков Д. И., Лукаткин А. С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Под общ. ред. проф. А. С. Лукаткина. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. 236 с.

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ САПРОПЕЛЯ ДЛЯ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ФОСФОРИТНОЙ МУКИ

А. Е. Мельникова, Н. В. Сырчина

Вятский государственный университет, melnikova.alina.hms@gmail.com

Сапропели представляют собой полидисперсные донные отложения пресноводных водоемов, преимущественно биологического происхождения. Формирование сапропеля происходит в результате биотической и абиотической деструкции остатков планктонных и бентосных организмов в условиях дефицита кислорода. В состав сапропелей входит широкий спектр органических веществ, в том числе биологически активных (витамины, ферменты, каротиноиды, пигменты, азотистые и гормоноподобные соединения, органические кислоты, спирты, гуминовые вещества и др.), что делает сапропели перспективным сырьем для переработки в разнообразные продукты. Для органического вещества сапропеля характерно низкое содержание углерода (4,7–

6,0%) и относительно высокое содержание кислорода (23–39%) [1]. В состав минеральной части сапропелей входят соединения железа, алюминия, магния, калия, фосфора, серы и ряд других макро и микроэлементов. Населяющая сапропели микрофлора преимущественно представлена нитрифицирующими, аммонифицирующими, денитрифицирующими группами микроорганизмов, микобактериями, плесневыми грибами, а также бактериями и актиномицетами, проявляющими антибактериальные свойства, как к патогенным, так и к условно-патогенным микроорганизмам [2]. В настоящее время сапропели применяются в качестве удобрений, кормовых добавок, фармацевтических препаратов.

Россия обладает огромными запасами разведанных месторождений сапропеля, достигающими 225 миллиардов м³, при ежегодном приросте запасов не менее 1 миллиарда м³ [3]. Накопление донных осадков приводит к заиливанию, зарастанию и постепенному отмиранию водоемов. В складывающихся условиях добыча и переработка сапропеля приобретает большое хозяйственное и природоохранное значение.

Цель настоящей работы состояла в исследовании возможности использования сапропеля для повышения агрохимической эффективности фосфоритной муки.

Выбор направления исследований был обусловлен имеющимися данными о положительном влиянии сапропеля на баланс азота и фосфора в почвах и о стимулирующем влиянии биологически активных веществ сапропеля на рост и развитие растений [1, 4].

В задачи исследования входило:

– получить гранулированную форму фосфоритной муки с добавкой натурального сапропеля и сапропеля, активированного методом ультразвуковой кавитации;

– оценить воздействие фосфоритной муки с добавкой различных форм сапропеля на прорастание семян тест-культур и развитие проростков.

Для выполнения исследований использовалась фосфоритная мука (ФМ) Вятско-Камского месторождения (содержание P₂O₅ – 18%; CaO – 35%; полуторные оксиды – 9%) и фосфоритная мука сирийского месторождения Кнейфис (содержание P₂O₅ – 30%; CaO – 11%; полуторные оксиды – 1%).

В качестве добавки в состав ФМ включались натуральный озерный сапропель или активированный сапропель (продукт кавитационной обработки озерного сапропеля). Образцы сапропеля для выполнения исследований были получены из Новосибирской области.

Сапропель представлял собой густую жидкость темного цвета с содержанием сухого вещества 6,2%. Гель из сапропеля – желеобразная комковатая масса практически черного цвета с содержанием сухого вещества – 43,8%.

Для получения гранулированной формы удобрения ФМ и сапропель (или гель из сапропеля) смешивались в массовом отношении 5 : 1 до получения густой пасты. Паста протиралась через металлическую сетку с размером

ячеек 2x2 мм. Полученные гранулы окатывались на металлическом поддоне и высушивались при температуре 105 °С до постоянной массы.

Биотестирование полученных форм гранулированных удобрений проводилось методом проростков. В качестве тест культур использовались ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare*) сорт Новичок и горчица белая (*Sinapis alba*) сорт Люция. Всхожесть семян, применяемых для биотестирования, определялась согласно ГОСТ 12038-84 и составляла не менее 95%.

Эксперимент проводился в лабораторных условиях. Грунт (агрозем) для выполнения исследований отбирался с глубины 5–10 см на садовом участке вблизи г. Кирова, высушивался до воздушно-сухого состояния и просеивался через металлическое сито с размером ячеек 4x4 мм. Данные о свойствах агрозема представлены в таблице 1.

Таблица 1

Свойства агрозема, используемого для проведения эксперимента

№	Показатели	Значение	Метод определения
1.	pH водн.	7,2±0,1	ГОСТ 26483-85
2.	Органическое вещество, %	4,2±0,4	ГОСТ 26213-91
3.	Фосфор подвижн. (P ₂ O ₅), мг/кг	92±10	ГОСТ Р 54650-2011
4.	Калий обменный (K ₂ O), мг/кг	12,4±1,2	ГОСТ 26210-91
5.	Нитраты, мг/кг	130±10	ГОСТ 26951-86
6.	Механический состав	Средний суглинок	По Н. А. Качинскому мокрым методом

Грунт для проращивания семян помещался в пластиковые контейнеры. Масса грунта в каждом контейнере составляла 300 г. В грунт вносились добавки (в соответствии с вариантами эксперимента) из расчета – 0,5 г на 1 кг грунта. В качестве контроля использовался грунт без добавок. Подготовленный грунт увлажнялся деионизованной водой до влажности 80 % от полной влагоемкости. Поверхность увлажненного грунта накрывалась фильтровальной бумагой, на которой раскладывались семена тест-культур. Проращивание семян тест-культур проводилось на свету при температуре 22±2 °С.

Эксперимент выполнялся в 3-х повторностях. Полученные результаты статистически обрабатывались в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Полученные в результате эксперимента данные представлены в таблицах 2 и 3.

По совокупности показателей лучшие результаты биотестирования получены при добавлении в грунт верхнекамской ФМ. Включение в состав этой ФМ сапропеля или активированного сапропеля приводит к снижению показателей биотестирования. При внесении в грунт сирийской ФМ наблюдается противоположная тенденция: включение в состав сирийской ФМ как сапропеля, так и геля из сапропеля приводит к некоторому улучшению результатов биотестирования. Существенных отличий между сапропелем и активированным сапропелем методом биотестирования не выявлено.

Таблица 2

Влияние различных добавок на прорастание семян ячменя

Варианты эксперимента	Всхожесть, %	Энергия прорастания, %	Дружность прорастания, %	Скорость прорастания, дней	Интенсивность начального роста проростков		
					Средняя длина ростков, см	Средняя длина корешков, см	Средняя масса проростков, г
Контроль	77,2 ±4,9	57,9 ±5,3	15,8 ±5,2	3,2 ±0,2	3,6 ±1,0	5,5 ±0,7	2,4 ±0,7
Сирийская ФМ	56,1 ±6,5	50,9 ±2,3	21,1 ±10,5	2,8 ±0,2	4,1 ±1,0	7,1 ±1,4	2,3 ±0,6
Верхнекамская ФМ	61,4 ±16,9	65,8 ±2,6	31,6 ±18,8	2,7 ±0,2	5,6 ±1,7	8,3 ±1,7	3,0 ±1,2
Сирийская ФМ + активированный сапропель	71,9 ±9,9	66,7 ±8,9	22,8 ±10,9	2,6 ±0,4	4,8 ±1,9	6,9 ±2,5	3,3 ±0,9
Верхнекамская ФМ + активированный сапропель	80,7 ±4,9	59,6 ±8,9	31,6 ±13,9	2,9 ±0,3	4,3 ±1,3	6,7 ±1,2	3,0 ±0,3
Сирийская ФМ + сапропель	75,4 ±17,9	71,9 ±17,4	17,5 ±3,0	2,7 ±0,09	4,8 ±1,4	7,1 ±1,1	3,5 ±1,3
Верхнекамская ФМ + сапропель	57,9 ±7,4	43,9 ±8,9	1,8 ±0,9	3,1 ±0,4	3,9 ±1,6	6,4 ±1,7	2,5 ±0,3

Таблица 3

Влияние различных добавок на прорастание семян горчицы

Варианты эксперимента	Всхожесть, %	Энергия прорастания, %	Дружность прорастания, %	Скорость прорастания, дней	Интенсивность начального роста проростков		
					Средняя длина ростков, см	Средняя длина корешков, см	Средняя масса проростков, г
1	2	3	4	5	6	7	8
Контроль	85,5 ±5,0	80,0 ±3,3	62,2 ±13,5	2,3 ±0,1	2,2 ±0,6	3,2 ±1,0	0,7 ±0,1
Сирийская ФМ	86,7 ±5,8	81,1 ±7,7	65,6 ±20,3	2,3 ±0,2	2,4 ±0,5	3,5 ±0,8	0,9 ±0,2

Окончание таблицы 3

1	2	3	4	5	6	7	8
Верхнекамская ФМ	92,2 ±1,9	85,6 ±5,1	66,7 ±24,0	2,3 ±0,4	2,3 ±0,6	3,5 ±0,4	1,0 ±0,4
Сирийская ФМ+активированный сапропель	82,2 ±3,8	81,7 ±7,0	51,7 ±25,9	2,7 ±0,5	1,8 ±0,4	2,5 ±0,9	0,7 ±0,3
Верхнекамская ФМ + активированный сапропель	91,1 ±3,8	85,6 ±6,9	75,0 ±11,8	2,4 ±0,3	2,2 ±0,5	3,9 ±0,6	0,8 ±0,1
Сирийская ФМ + сапропель	87,8 ±5,0	82,2 ±13,8	81,7 ±16,5	2,4 ±0,6	2,0 ±0,6	3,3 ±0,5	0,8 ±0,2
Верхнекамская ФМ + сапропель	90 ±0,0	83,3 ±4,7	23,3 ±18,8	3,0 ±0,4	1,7 ±0,7	2,2 ±0,3	0,9 ±0,1

Использование в качестве тест-культуры горчицы также не позволило выявить положительного воздействия сапропеля на фосфоритную муку. Достоверных различий между воздействием ФМ разных месторождений и ФМ с добавкой сапропеля на прорастание семян не установлено.

Выводы. Сапропель может быть использован в качестве натурального и безопасного связующего, способствующего гранулированию фосфоритной муки. Включение в состав ФМ сапропеля (натурального и активированного) не приводит к повышению фитотоксичности соответствующего удобрения.

Использование методов биотестирования не позволило выявить положительного влияния сапропеля на прорастание семян тест-культур. Статистически значимых различий между воздействием на прорастающие семена сапропеля и активированного сапропеля не выявлено.

Литература

1. Митюков А. С., Румянцев В. А., Крюков Л. Н., Ярошевич Г. С. Сапропель и перспективы его использования в аграрном секторе экономики // Общество. Среда. Развитие (Тerra Humana). 2016. № 2 (39). С. 110–114.
2. Платонов В. В., Хадарцев А. А., Чуносков С. Н., Фридзон К. Я. Биологическое действие сапропеля // Фундаментальные исследования. 2014. № 9. Ч. 11. С. 2474–2480.
3. Согин А. В., Штин С. М. Добыча сапропеля и возможности отечественных земснарядов // ГИАБ. 2011. № 1. С. 130–136.
4. Мукина Л. Р. Эффективность применения сапропелей и органо-минеральных удобрений на основе сапропеля на пойменных орошаемых почвах Красноярского края // Сапропель и продукты его переработки: Междунар. науч.-произв. конф. Омск. 2008. С. 17–20.

ВЛИЯНИЕ ОРГАНОМИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ОСНОВЕ САПРОПЕЛЯ И ФОСФОРИТНОЙ МУКИ НА ПРОРАСТАНИЕ РАСТЕНИЙ В ОБЛАСТИ ВЫСОКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

*В. Д. Колобова¹, Е. А. Бердникова¹, Ю. А. Тюкалова¹,
Т. И. Кутявина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}, Н. В. Сырчина¹*

¹ *Вятский государственный университет, ecolab2@gmail.com*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН*

Одной из актуальных проблем сельскохозяйственного производства является обеспечение растений достаточным количеством фосфора а, следовательно, и поиск путей мобилизации его из труднорастворимых соединений в легкодоступные для растений формы. Эффективным в плане повышения подвижности фосфора является применение органических удобрений, которые способствуют увеличению емкости поглощения фосфатов почвой и улучшению перехода фосфатов твердой фазы почвы в почвенный раствор [1]. Подвижность этих минеральных и органических форм фосфора, а значит, и доступность для растений зависит от свойств почв: в кислых почвах образуются фосфаты полуторных оксидов алюминия и железа, которые труднорастворимы и недоступны растениям; в почвах, насыщенных основаниями, образуются преимущественно двух- и более замещенные фосфаты кальция.

Фосфоритная мука является источником фосфора (19–30% P_2O_5 в виде $Ca_3(PO_4)_2$). Достоинством фосфоритной муки как удобрения является ее низкая стоимость, а также экологическая безвредность и длительное последствие. А основной ее недостаток – в том, что она обладает повышенной водостойкостью.

Сапропель – это озерные или морские осадочные породы, состоящие из преимущественно органических остатков [2]. Химический состав компонентов, образующих сапропель, колеблется в широких пределах [3]. Гуминовые вещества, содержащиеся в сапропеле, способны активировать фосфоритную муку, то есть увеличить подвижность фосфора и его доступность для растений. Добавление в почву сапропеля способствует скорейшему развитию корневой системы у молодых растений.

Целью данного исследования является выявление влияния органоминеральных удобрений (ОМУ) на основе сапропеля и фосфоритной муки на накопление ионов Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} (при высоких их концентрациях) растениями, на примере ячменя сорта Новичок.

Модельный эксперимент по выращиванию ячменя проводили на образцах аллювиально-дерновой почвы в пластиковых сосудах в климатической камере при температуре дневного режима 21 °С, а ночного режима при 13 °С. В почву вносились соединения Cd^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , соли NH_4Cl и KNO_3 с концентрацией 50 и 100 ОДК, а также органоминеральные удобрения на основе сапропеля и фосфоритной муки (табл. 1). Контролем были образцы поч-

вы, которые поливали обычной водой. Для установления равновесия между подвижной и валовой формой, после полива растворами солей меди, кадмия, свинца, цинка, азота без внесения ОМУ и одновременно в других контейнерах с внесением тех же ионов ТМ и азота и добавлением в почву ОМУ, образцы почв выдерживались в течение 21 суток, после этого в каждый контейнер было посеяно по 30 семян ячменя.

Технология получения ОМУ включала стадии, которые отражены в работе [4]. Масса ОМУ высчитывалась относительно нормы внесения фосфоритной муки (от 500 кг/га почвы).

В ходе эксперимента определяли всхожесть и биометрические показатели 21-дневных растений ячменя: длина корня и побега. Статистическая обработка проводилась при помощи пакета программы MS Excel. Статистически достоверными считали различия при $p \leq 0,05$.

Полученные результаты по определению всхожести семян с внесением и без внесения ОМУ представлены в таблице 1.

Таблица 1

Сравнительная характеристика всхожести проростков ячменя сорта Новичок с внесением и без внесения ОМУ

№	Комбинации	Без внесения ОМУ		С внесением ОМУ	
		Число, шт	Всхожесть, %	Число, шт	Всхожесть, %
1	2	3	4	5	6
	Контроль*	24	100	21	87,5
1	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	23	95,8	8	33,3
2	Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	19	79,2	11	45,8
3	Zn ²⁺ + Cu ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	18	75,0	3	12,5
4	Zn ²⁺ + Pb ²⁺ 50 ОДК	13	54,2	14	58,3
5	Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	12	50	10	41,7
6	Zn ²⁺ + Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	12	50	0	0
7	Zn ²⁺ + Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	8	33,3	5	20,8
8	Zn ²⁺ 50 ОДК	7	29,2	2	8,3
9	Zn ²⁺ + Cu ²⁺ 50 ОДК	4	16,7	3	12,5
1	Cu ²⁺ + Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	18	75,0	3	12,5
2	Cu ²⁺ + NO ₃ ⁻ 50 ОДК	17	70,8	13	54,2
3	Cu ²⁺ + Cd ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	15	62,5	8	33,3
4	Cu ²⁺ + NH ₄ ⁺ 50 ОДК	13	54,2	17	70,8
5	Cu ²⁺ 50 ОДК	11	45,8	6	25,0
6	Cu ²⁺ + Cd ²⁺ 50 ОДК	7	29,2	18	75,0
7	Cu ²⁺ + Zn ²⁺ 50 ОДК	4	16,7	3	12,5
1	Pb ²⁺ 50 ОДК	22	91,7	13	54,2
2	Pb ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	20	83,3	17	70,8
3	Pb ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	17	70,8	15	62,5
4	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ 50 ОДК	13	54,2	14	58,3
5	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ + NH ₄ ⁺ 100 ОДК	12	50	0	0
6	Pb ²⁺ + Zn ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	8	33,3	5	20,8
1	Cd ²⁺ 50 ОДК	20	83,3	23	95,8
2	Cd ²⁺ + NO ₃ ⁻ 100 ОДК	18	75	18	75,0

1	2	3	4	5	6
3	$\text{Cd}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	17	70,8	21	85,5
4	$\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+} + \text{NO}_3^-$ 100 ОДК	15	62,5	8	33,3
5	$\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+} + \text{NH}_4^+$ 100 ОДК	11	45,8	0	0
6	$\text{Cd}^{2+} + \text{Cu}^{2+}$ 50 ОДК	7	29,2	18	75,0

Примечание: *из 30 семян в контроле взошло 24 проростка, всхожесть их принята за 100%.

Полученные данные свидетельствуют о том, что в присутствии ОМУ в большинстве вариантов уменьшается всхожесть семян, в сравнении с результатами модельного эксперимента без внесения ОМУ, за исключением ионов кадмия, а также ионов кадмия в присутствии нитрат-ионов, аммония и меди. Объяснение данному факту может быть следующее. Ранее нами исследовалось влияние на проростки ячменя меди, свинца, кадмия, цинка и азота при концентрациях 5 и 10 ОДК [5]. В пересчёте доли 5 ОДК на мг/кг для исследуемых металлов получается содержание солей этих металлов и азота, внесенных в пробы почв в модельном эксперименте следующее: Cd^{2+} – 2,5 мг/кг, Cu^{2+} – 165 мг/кг, Pb^{2+} – 162 мг/кг, Zn^{2+} – 275 мг/кг и, соответственно, будет в 2 раза больше в пересчете доли 10 ОДК. Содержание в почве свинца, меди, цинка, кадмия и азота в данном модельном эксперименте при концентрации 50 и 100 ОДК, в мг/кг представлено в таблице 2.

Таблица 2

Содержание в почве свинца, меди, цинка, кадмия и азота в ПДК и ОДК, мг/кг

Металл	Свинец	Медь	Цинк	Кадмий	Нитраты
ПДК для зерновых культур, мг/кг сухой массы	0,5	10,0	50	0,1	Колеблется в значительных пределах
ОДК в почве, мг/кг	65,0	66,0	110,0	1,0	130
Пересчет на 50 ОДК в почве, мг/кг	3250	3300	5500	50	6500
Пересчет на 100 ОДК в почве, мг/кг	6500	6600	11000	100	13000

Примечание: процент аммонийного азота NH_4^+ в питательном растворе не должен превышать 50% от общей концентрации азота (для ячменя оптимальным является соотношение 90 мг/кг NO_3^- и 30 мг/кг NH_4^+)

Данные таблицы 2 свидетельствуют о достаточно высоких концентрациях исследуемых поллютантов в проведенном модельном эксперименте.

Кроме того, в присутствии ОМУ, за счет внесения фосфоритной муки происходит снижение кислотности почвы за счет связывания почвенных кислот известковыми компонентами фосфоритов и повышение суммы поглощенных оснований, а в почвах, насыщенных основаниями, образуются преимущественно двух- и более замещенные фосфаты [6]. Гуминовые вещества,

содержащиеся в сапропеле, способны активировать фосфоритную муку, то есть увеличить подвижность фосфора, активировать ферментативный аппарат растительных клеток, повышать биодоступность и миграционную способность элементов [6–8]. Вследствие этого ионы цинка, меди, свинца, кадмия могут переходить в более подвижную, доступную форму для растений и, соответственно, накапливаться растениями. В области высоких концентраций ТМ 50 и 100 ОДК это приводит к повышению токсичности, замедлению роста и развития растений, о чем свидетельствуют полученные нами данные, представленные в таблице 1. Добавление в почву загрязнённую соединениями тяжёлых металлов нитрата аммония при высоких концентрациях несколько снижает токсикологический эффект.

Выполнено при поддержке государственного задания Вятского государственного университета по теме «Механизмы адаптации и устойчивости почвенной микробиоты к техногенному загрязнению» №5.4962.2017/БЧ.

Литература

1. Евтефеев Ю. В., Казанцев Г. М. Основы агрономии: учебное пособие. М.: ФОРУМ, 2013. 368 с.
2. Бенсман В. Р. Проблемы классификации торфяников и сапропелей // Молодой ученый. 2010. № 1–2 (13). Т. 1. Чита. С. 146–147.
3. Димитров Д. П., Георгиев Г. Ц., Димитров П. С.. Некоторые результаты применения глубоководных органо-минеральных осадков дна Черного моря для агротехнических целей. Геология и полезные ископаемые мирового океана. 2006. № 1. Киев, С. 74–80.
4. Татарина Е. Е., Сырчина Н. В. Органоминеральные удобрения с гуматами на основе верхнекамских фосфоритов// Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров, 2017. С. 210–214.
5. Петухова Е. С., Ашихмина Т. Я. К вопросу о сочетанном воздействии солей тяжёлых металлов на биометрические показатели ячменя *Hordeum Vulgare* L. // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 1. Киров, 2017. С. 63–68.
6. Саматов Б. К. Агрохимическая оценка почв Ульяновской области и эффективности метных фосфоритов: Дис. ... канд. с.-х. наук. Ульяновск, 2004. 192 с.
7. Корсаков К. В., Пронько В. В. Повышение окупаемости минеральных удобрений при использовании препаратов на основе гуминовых кислот // Плодородие. 2013. № 2. С. 18–20.
8. Маркина Е. О., Григорьев В. В., Сырчина Н. В. Влияние различных добавок на подвижность тяжёлых металлов в почвах // Экология родного края: проблемы и пути решения: Сб. материалов Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Кн. 2. Киров, 2016. С. 87–90.

АДСОРБЦИЯ СТРОНЦИЯ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ МОДИФИЦИРОВАННЫМИ ФОРМАМИ ГЛАУКОНИТА

Н. Н. Богатырева, Н. В. Сырчина, Ю. Н. Терентьев

Вятский государственный университет, bogatyreva_n1994@mail.ru

Радиоактивные изотопы стронция (Sr) относятся к числу наиболее опасных и распространенных загрязнителей окружающей среды. По имеющимся оценкам, средний уровень биосферного загрязнения долгоживущим радионуклидом стронция-90 в настоящее время достигает 0,045 Ки/км [1]. К основным источникам поступления радиоактивного Sr в природные среды следует отнести испытания ядерного оружия и предприятия атомной энергетики, деятельность которых включает добычу и обогащение урановой руды, производство ядерного топлива, производство энергии, утилизацию радиоактивных отходов. Активное развитие ядерной энергетики приводит к существенному обострению проблем, связанных с защитой природной среды от загрязнения радиоактивными изотопами [2]. В этом отношении особое значение приобретают исследования, направленные на удаление радиоактивных изотопов из сточных вод соответствующих предприятий путем перевода их в экологически безопасное состояние.

Для удаления техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr используются различные методы, в том числе методы сорбционной очистки с использованием природных сорбентов. В последнее время появился ряд исследований, обосновывающих перспективность применения кремнистых сорбентов, в частности опалкристобалитовых пород, для очистки сточных вод, загрязненных изотопами ^{137}Cs и ^{90}Sr . Природные кремнистые сорбенты отличаются низкой стоимостью, доступностью, экологической безопасностью и хорошей сорбционной емкостью, кроме того, отработанные материалы могут быть остеклованы и направлены на хранение в специальных сооружениях как твердые радиоактивные отходы [3]. Высокую сорбционную активность по отношению к радионуклидам проявляют и глаукониты, представляющие собой природные алюмосиликаты слоистого строения [4,5]. Следует отметить, что глаукониты разных месторождений обладают различной удельной поверхностью, что непосредственно отражается на их сорбционных свойствах [6]. Кроме выраженных сорбционных свойств, для глауконитов характерна низкая стоимость, доступность и благоприятные экологические характеристики [7]. В связи с этим, разработка сорбентов на основе природного и модифицированного глауконита является актуальной и практически значимой задачей.

Цель исследования заключалась в сравнительной оценке сорбционных свойств природного и модифицированного глауконита по отношению к стронцию в статических условиях.

Для выполнения исследований использовался глауконит (Гл), выделенный методом магнитной сепарации из кварцево-глауконитовых песков Белоозёрского месторождения Саратовской области. Содержание глауконита в

полученном концентрате составляло $95\pm 2\%$. Очищенный от примесей минерал представлял собой тонкий негигроскопичный порошок серо-зеленого цвета с размером частиц менее 0,05 мм.

В качестве модифицированных форм глауконита использовались:

– гранулированный глауконит (ГрГл);

– гранулированный глауконит, прокаленный в течение 1 часа при $650\text{ }^{\circ}\text{C}$ (ПрГл);

– гранулированный глауконит, обработанный торфогелем методом окатывания (ГлГ). Торфогель представляет собой продукт кавитационной обработки торфа, содержащий до 50 г/дм^3 гуминовых кислот.

Для гранулирования глауконита методом окатывания с жидким связующим в периодическом режиме в качестве связующих использовалась композиция препаратов Лейксил и Алюмозоль (НТЦ «Компас», Казань). Дозировка каждого препарата составляла 10 % от массы глауконита.

Образцы модифицированных глауконитовых сорбентов были представлены для выполнения исследований компанией ООО «Техносорб» (Кировская обл.).

Для приготовления растворов реагентов применялись реактивы квалификации ХЧ. Сорбция катионов Sr^{2+} различными сорбентами проводилась из водных растворов хлорида стронция SrCl_2 разной концентрации при комнатной температуре. В 100 см^3 раствора SrCl_2 вносился сорбент массой 2 г. Система «раствор+сорбент» перемешивалась в течение 1 часа, затем отстаивалась и фильтровалась через фильтр «белая лента». Концентрацию катионов Sr^{2+} определяли комплексонометрическим методом прямым титрованием раствором Трилона Б в присутствии индикатора эриохрома черного Т. По данным об исходной и конечной концентрации раствора рассчитывался коэффициент извлечения ионов Sr^{2+} глауконитовыми сорбентами. Коэффициент извлечения представляет собой отношение разности исходной и достигнутой концентрации катиона стронция к его исходной концентрации. Эксперименты выполнялись в 3-х повторностях. Полученные результаты статистически обрабатывались в программе «Microsoft Excel» по общепринятым методикам.

Коэффициенты извлечения Sr^{2+} разными сорбентами из растворов разной концентрации представлены на рисунке 1.

Изотермы адсорбции стронция Sr^{2+} разными сорбентами представлены на рисунке 2.

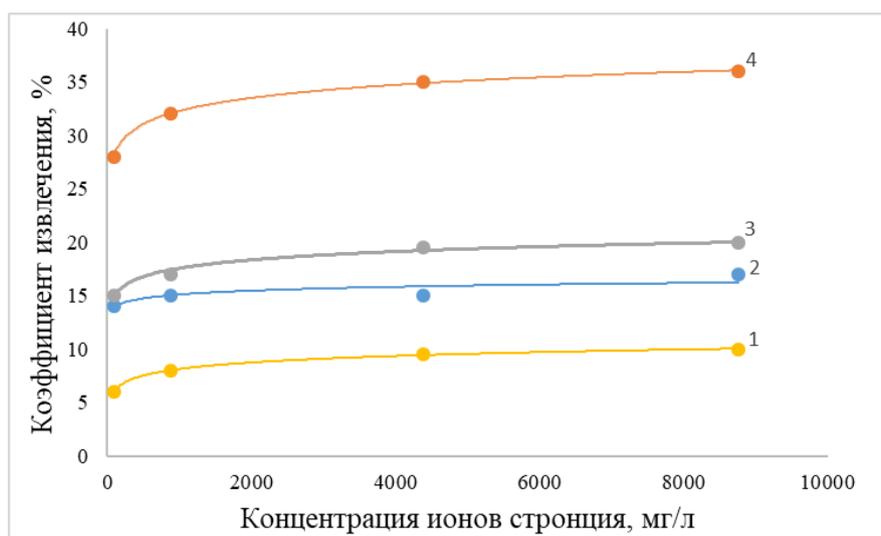


Рис. 1. Коэффициенты извлечения Sr^{2+} :
1 – ГлТ; 2 – ГрГл; 3 – Гл; 4 – ПрГл

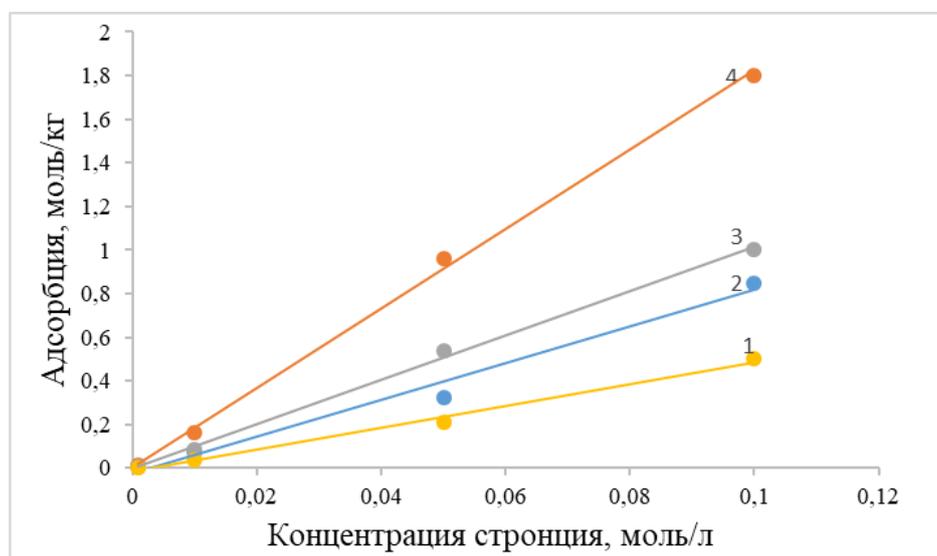


Рис. 2. Изотермы адсорбции Sr^{2+} в координатах Лэнгмюра:
1 – ГлТ; 2 – ГрГл; 3 – Гл; 4 – ПрГл

Согласно результатам эксперимента, максимальные коэффициенты извлечения катионов Sr^{2+} получены для прокаленного гранулированного глауконита, а минимальные для глауконита, обработанного торфогелем. Относительно низкие значения коэффициентов извлечения для сорбента «ГлТ» могут быть обусловлены блокированием адсорбционных центров на поверхности глауконита гидрофобными органическими компонентами торфа (воски, битумы). Гранулированный непрокаленный глауконит также проявляет более низкие сорбционные характеристики, чем натуральный глауконит. Данное явление может быть связано с использованием связующих компонентов, применяемых при гранулировании глауконита. Так, алюмогель после высыхания гранул образует твердую массу, которая при добавлении воды и механическом перемешивании переходит в коллоидное состояние и ограничивает доступ сорбата к поверхности активных центров сорбента в его

слоистой структуре. При высокотемпературной обработке (прокаливании) гранул глауконита связующие компоненты утрачивают способность перехода в коллоидное состояние. Кроме того, оксиды SiO_2 и Al_2O_3 , образующиеся в результате прокаливания связующих коллоидов, обладают развитой поверхностью, сетчатой структурой и обеспечивают дополнительный адсорбционный эффект. Кроме того, прокаливание при 650°C ведет к потере глауконитом капиллярной воды и увеличению внутреннего объема сорбента. В результате адсорбционная емкость гранулированного прокаленного глауконита оказывается в 1,8–1,9 раз больше, чем адсорбционная емкость натурального глауконита.

Выводы. Глауконит Белоозёрского месторождения Саратовской области может быть использован в качестве перспективного натурального сорбента для извлечения катионов стронция из водных растворов.

Сорбционные свойства глауконитовых сорбентов существенно зависят от способа их получения и подготовки.

Адсорбционная емкость глауконитовых сорбентов может быть повышена за счет гранулирования глауконита со связующим (Лейксил и Алюмо-золь) с последующим прокаливанием полученных гранул при температуре 650°C . Полученные таким образом сорбенты отличаются дешевизной, безопасностью, хорошей устойчивостью к действию различных электролитов, благоприятными экологическими характеристиками.

Литература

1. Старков В. Г., Мигунов В. И. Радиационная экология. Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003. 304 с.
2. Василенко И. Я., Василенко О. И. Стронций радиоактивный // Энергия: экономика, техника, экология. 2002. № 4. С. 26–32.
3. Баранова О. В. Защита водных объектов от техногенных радионуклидов сорбентами на основе опалкристиобалитовых пород: Дис. ... канд. техн. наук. Екатеринбург, 2006. 145 с.
4. Крупнова Т. Г., Зиганшина К. Р., Антонова Е. Л. Применение глауконита для очистки воды от радиоактивных загрязнений, ионов иттрия и редкоземельных элементов // Успехи современного естествознания. 2004. № 10. С. 78–79.
5. Кувыкина Е. А., Сухарев Ю. И. Глауконит как перспективный природный сорбент // Вестник ЧелГУ. 2005. № 1. С. 63–65.
6. Вигдорович В. И., Богданова Е. П., Цыганкова Л. Е., Николенко Д. В. Влияние pH на сорбцию глауконитом ГБРТО ионов железа (II), меди (II) и свинца (II) из разбавленных растворов // Сорбционные и хроматографические процессы. 2011. Т. 11. Вып. 6. С. 913–921.
7. Terentyev Yu. N., Syrchina N. V., Bogatyryova N. N., Ashikhmina T. Ya., Sazanov A. V., Sazanova M. L., Pugach V. N., Kozvonin V. A., Burkov A. A. The use of glauconite for stabilization and improvement of ammonium nitrate agrochemical properties // Теоретическая и прикладная экология. 2018. № 4. С. 61–67.

ТОКСИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ НА РАСТЕНИЯ ЯЧМЕНЯ

О. М. Абдухалилов¹, С. Г. Скугорева^{1,2}

¹ Вятский государственный университет, *alimbay.1998@mail.ru*

² Институт биологии Коми НЦ УрО РАН

В настоящее время стремительными темпами возрастает загрязнение компонентов окружающей среды (ОС) полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ). Они образуются при сжигании и переработке нефтепродуктов, угля, древесины, мусора и др. Чаще всего показателем присутствия ПАУ в ОС служит бенз[а]пирен (БП). Он является канцерогеном, мутагеном, токсикантом; относится к 1 классу опасности [1]. Согласно нормативам Российской Федерации, предельно допустимая концентрация (ПДК) БП в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования составляет $5 \cdot 10^{-6}$ мг/л [2].

Растительные организмы способны поглощать, аккумулировать, синтезировать и расщеплять ПАУ. При действии поллютантов у растений возникает неспецифическая ответная реакция – окислительный стресс. Перекисное окисление липидов (ПОЛ) – цепной процесс свободнорадикального окисления, в ходе которого изменяется структура биомолекул, происходит инактивация ферментов, образуются дефекты в липидном слое мембран. В результате ПОЛ образуется малоновый диальдегид (МДА).

После поглощения поллютанты органической природы могут поступать из корней в другие части растений, повреждая клетки и ткани. При этом возможно подавление процесса фотосинтеза и снижение активности фотосинтетических пигментов [3, 4].

В работах [5, 6] отмечается, что при действии ПАУ происходило снижение содержания фотосинтетических пигментов и изменение параметров флуоресценции хлорофилла. При действии БП в концентрации 1–5 нг/л окраска растений элодеи канадской изменялась от зеленой до желтой и темно-коричневой. Многие побеги обесцвечивались и становились почти прозрачными [7].

В связи с этим можно предположить, что токсический эффект ПАУ и, в частности, БП будет проявляться в увеличении накопления МДА и снижении содержания фотосинтетических пигментов в растениях.

Целью данной работы было выявить влияние полициклических ароматических углеводородов и бенз[а]пирена на накопление малонового диальдегида и содержание фотосинтетических пигментов в растениях ячменя.

Объектами исследования были растения ярового ячменя *Hordeum vulgare* L. Семена ячменя предварительно обрабатывали в течение 20 мин 1%-ным раствором перманганата калия, промывали в проточной воде, затем проращивали в чашках Петри в течение четырех суток в термостате при температуре 25 °С. На пятый день проростки ячменя переносили на гидропонику на

питательный раствор Кнопа. В каждый сосуд высаживали по 24 проростка. Сосуды с проростками помещали в контролируемые условия климатической камеры на 10 суток: фотопериод – 14 ч, освещенность – 1000 лк, температурный режим выращивания – +13 °С (ночь)/21 °С (день).

В раствор к 15-суточными растениями делали добавку ПАУ и БП так, чтобы их концентрация в питательном растворе составила 10 ПДК по БП [2]. Для опытов использовали ГСО БП и смеси ПАУ, состоящей из 17 индивидуальных соединений. Через четыре дня растения извлекали из растворов, корни отмывали дистиллированной водой. Содержание МДА определяли в средних частях третьего листа и корня, для анализа использовали 12 растений. Определение МДА основано на спектрофотометрическом определении ($\lambda = 532$ нм) окраски вытяжки из свежих растительных тканей после 30 мин кипячения на водяной бане с 0,5% раствором тиобарбитуровой кислоты в 20% трихлоруксусной кислоте [8].

Количественное определение пигментов проводили в средней части второго листа растений спектрофотометрическим методом. Оптическую плотность измеряли на спектрофотометре при длинах волн 662 (хлорофилл *a*), 644 (хлорофилл *b*) и 470 нм (каротиноиды) в кювете с толщиной слоя 1 см [9]. На рисунке и в таблице представлены средние арифметические значения и ошибки средних.

В ходе исследования получены данные по накоплению МДА в растительных тканях (рис.). Добавка в питательный раствор БП приводила к увеличению в 1,25 раза содержания МДА в корнях растений, не влияя на накопление продукта ПОЛ в листьях. Внесение в раствор ПАУ приводило к интенсификации ПОЛ как в корнях (в 1,67 раза), так и листьях растений (в 1,33 раза по сравнению с контролем).

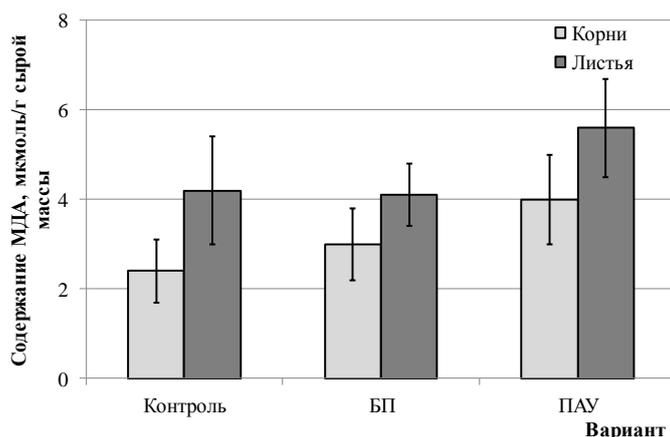


Рис. Содержание малонового диальдегида в тканях растений ячменя, мкмоль/г сырой массы

Под влиянием ПАУ и БП происходило некоторое снижение (на 3–21% по сравнению с контролем) накопления фотосинтетических пигментов в листьях ячменя (табл.). Для хлорофиллов *a* и *b* наиболее сильно фитотоксический эффект проявился в варианте с добавкой ПАУ: снижение концентрации

пигментов составило 8–10%. Содержание каротиноидов в листьях ячменя в большей степени снижалось в варианте с добавкой БП (на 20–21%).

Таблица

Содержание фотосинтетических пигментов в листьях ячменя, мг/г массы

Показатель	Контроль	БП	ПАУ
Расчет на сырую массу			
Хлорофилл <i>a</i>	0,617±0,020	0,560±0,023	0,570±0,016
Хлорофилл <i>b</i>	0,579±0,017	0,552±0,018	0,538±0,025
Каротиноиды	0,072±0,005	0,060±0,006	0,066±0,006
Расчет на сухую массу			
Хлорофилл <i>a</i>	7,52±0,24	6,97±0,43	6,87±0,25
Хлорофилл <i>b</i>	7,05±0,21	6,87±0,15	6,49±0,38
Каротиноиды	0,88±0,06	0,73±0,07	0,80±0,08

Таким образом, токсический эффект ПАУ и БП проявился в усилении процессов ПОЛ и снижении содержания накопления фотосинтетических пигментов растениями ячменя. Отмечали изменение биохимических показателей не только в корнях, но и в листьях. Наиболее чувствительным показателем к действию поллютантов оказалось содержание МДА по сравнению с накоплением пигментов. При внесении в питательный раствор ПАУ фитотоксический эффект был более ярко выражен, чем при добавке БП.

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

Литература

1. ГН 12.1.007-76. Вредные вещества. Классификация и общие требования безопасности. М.: Министерство химической промышленности, 2007. 7 с.
2. ГН 2.1.5.1315-03. Гигиенические нормативы. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003. 152 с.
3. Петухов А. С., Хритохин Н. А., Петухова Г. А. Оценка содержания пигментов фотосинтеза у растений разных видов в условиях антропогенного стресса // Международный студенческий научный вестник. 2017. № 6. С. 166.
4. Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносиков В. А. Влияние бенз[а]пиренового загрязнения на ростовые процессы и состав полиаренов растений // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 4. С. 45–51.
5. Михайлова Т. А., Тараненко Е. Н., Рудиковский А. В., Горшков А. Г. Влияние аэрозольных полициклических ароматических углеводородов на хвойные деревья в модельных опытах // Лесоведение. 2015. № 1. С. 36–43.
6. Miral Patel, Nirmal Kumar J. I., Tiwari K. K. Biochemical compounds and enzymatic activities in two microalgal species: *Chlorella vulgaris* Beijerinck and *desmodesmus subspicatus* chodat // International Journal of Environment. Dec-Feb 2013/14. V. 3. No. 1. P. 41–55.
7. Аниськина М. В., Яковлева Е. В. Особенности деструкции бенз[а]пирена элодеей канадской в водной среде // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 3. С. 82–88.
8. Лукаткин А. С., Голованова В. С. Интенсивность перекисного окисления липидов в охлажденных листьях теплолюбивых растений // Физиология растений. 1988. Т. 35. Вып. 4. С. 773–780.
9. Шлык А. А. Биохимические методы в физиологии растений. М., 1971. С. 154–171.

СЕКЦИЯ 5

ПРОБЛЕМЫ И МЕТОДЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ

ДЕГРЕССИЯ ЭКОСИСТЕМ ГОРНОГО КРЫМА ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ РАЗНОЙ ИНТЕНСИВНОСТИ

В. Г. Кобечинская, О. Б. Ярош

*ФГАОУ ВО «Крымский Федеральный университет им. В. И. Вернадского»,
valekohome@mail.ru, iarosh.olga@gmail.com*

Территория Ялтинского горно-лесного природного заповедника (ЯГЛПЗ), площадью 14523 га, приурочена к наиболее интенсивно нагруженному хозяйственной и рекреационной деятельностью участку южного макросклона Главной гряды Крымских гор. Еще в 80-е годы прошлого века в советский период на самые интересные обзорные объекты г. Ай-Петри к скальным зубцам и обзорной площадке, откуда открывается вид на красивейшие пейзажи Южного берега Крыма, была построена канатная дорога, чтобы приезжающие на отдых рекреанты могли любоваться ими на оборудованных для них площадках.

К сожалению, в период независимости украинского государства с нарушением законодательной базы об ООПТ, был создан целый городок рядом с подъемником на яйле из ресторанов, кафе и развлекательных объектов, которые вообще не учитывали специфику и высокую уязвимость нагорья. Здесь нет водных источников и инфраструктуры, но началась бесконтрольная эксплуатация этой заповедной территории без учета экологических последствий для нагорных луговых степей, которые формируют растительность этой территории.

В летний сезон на подъемнике подымается в среднем до 6–7 тыс. чел. в день плюс приезжающие на машинах и экскурсионных автобусах к обзорным площадкам. Работники лесоохраны ЯГЛПЗ летом оценивают ежедневную численность людей порядка 10–15 тыс. чел. К сожалению, реальные нагрузки в результате неконтролируемого «дикого» туризма в 8–10 раз выше предельно допустимых. Это проявляется в катании на лошадях и квадроциклах не по дорогам, интенсивному вытаптыванию и уплотнению почвы отдыхающими, сбор туристами растений и пр. Все вышеперечисленное привело к значительному нарушению этой природной экосистемы. Поэтому целью наших исследований было проследить в долговременной динамике направленность и особенности перестройки растительности нагорной луговой степи с учетом различной интенсивности нагрузки.

Собирались полевые материалы в течение 6 лет. Были заложены 3 пробные площади по 100 м² на Ай-Петринской яйле в районе канатной дороги.

1 участок – контроль – в 950 м к западу от видовой обзорной площадки на Ай-Петринских зубцах. Ненарушенная нагорная луговая степь. Здесь сформировалась ассоциация типчаково-осоково-шалфейно-подмаренниковая.

2 участок – в 150 м от туристической тропы при подъеме к видовой обзорной площадке – умеренная рекреационная нагрузка, участок пересекают тропинки. Здесь выявлена ассоциация типчаково-чабрецово-дубровниково-железнецовая. В 2018 г. она сменилась на типчаково-дубровниково-ясколково-железнецовую.

3 участок – пример крайней дигрессии растительности под влиянием перевыпаса и рекреации, был заложен вдоль дороги к пещере «Трехглазка». Здесь сформирована ассоциация подорожниково-тысячелистниково-синеголовниково-бурачниковая, которая в 2015 г сменилась на подорожниково-синяково-тысячелистниково-горецовая, которая сохранила свои доминанты и в 2018 г.

Сравнительный анализ за 6 лет флористического состава растительности выявил стабильную численность видов на контроле и незначительное снижение общего проективного покрытия в связи с наиболее засушливым летним периодом 2018 г, чем в предшествующие годы.

Заметно снизилось общее проективное покрытие на уч. № 2, особенно в 2018 г (55%). Следует отметить, что при такой нагрузке на пробном участке №2, идет быстрое разрушение существующего фитоценоза, выпадают наиболее уязвимые виды, нарушается однородность и усиливается мозаичность растительного сообщества по причине прокладки экскурсантами новых пешеходных тропинок через участок, а также сбора ими растений. В результате, образуются свободные экологические ниши, в которые активно внедряются адвентивные растения. Отмеченная тенденция подтверждается динамикой численности видов, которая выросла с 37 видов в 2012 г. до 59 видов 2018 г.

На самом дигрессивном участке (уч. № 3) флористический состав вырос с 21 вида до 50 видов, также за счет внедряющихся рудерантов на фоне общего снижения проективного покрытия и распада сообщества. Сильное уплотнение почвы привело к полному разрушению фитоценозов, главенствуют сорные виды, устойчивые к пасквальной дегрессии. На этом участке уже произошли необратимые процессы распада коренной растительности, которая полностью утратила свою функциональную роль.

В связи с активным внедрением на уч. № 2 адвентивных видов, показатели видовой насыщенности стали существенно выше в 2018 г. по сравнению с 2012 г. На участке № 3 общее проективное покрытие растительности за годы наблюдений снизилось почти в 2 раза. Также идет резкое сокращение длины надземных побегов и междоузлий, значительно снизилась высота травостоя, преобладают стелющиеся и корневищные виды, устойчивые к вытаптыванию. Вследствие чего полностью утрачиваются нагорные луговые степи.

В результате отмеченных выше процессов, нарушается защита почвы от перегрева, идет разрушение её при ветровой эрозии, быстро обнажаются скальные породы, идет активный смыв почв.

Структура и запасы растительного вещества также отражают различия между экосистемами, являясь их важнейшими характеристиками. Большие запасы фитомассы указывают на высокую интенсивность продукционного процесса, накопление мортмассы – на низкую скорость деструкции.

Активная перестройка структуры под влиянием рекреации подтверждают и исследования по биологической продуктивности в период наибольшего развития травостоя. Были взяты укосы и многолетняя подстилка на пробных площадках 0,25 м² в 10-кратной повторности на каждом из участков. Все материалы были обработаны вариационно-статистическими методами с оценкой степени достоверности полученных результатов.

Следует отметить огромный дефицит весенне-летней влаги в 2012 и 2018 гг., что, безусловно, заметно снизило абсолютные показатели продуктивности как во всех хозяйственно-ботанических группах, так и по соотношению фитомассы, одно- и многолетней мортмассы, поэтому более информативны для анализа общей динамики было их процентное соотношение.

Нагорная луговая степь имеет на контроле достаточно высокие показатели биологической продуктивности, которые колеблются по годам (46,3–71,2 ц/га), снизившись до 26,9 ц/га в 2018 г. из-за острейшего дефицита влагообеспеченности в предшествующие годы и ослабления биомассы злаков в составе фитомассы. Также снижаются указанные параметры для участка с усиливающейся рекреацией (с 46,3 ц/га в 2012 г. до 20,7 ц/га в 2018 г). Катастрофически падают эти показатели для 3-го участка за годы наблюдений в 3,8 раза (с 24,4 ц/га в 2012 г. до 6,32 ц/га в 2018 году).

На контрольном участке многолетняя мортмасса почти в 3,5 раза больше ветоши, что, безусловно, способствует аккумуляции влаги и процессам почвообразования, обеспечивая устойчивость структуры контрольного участка. Они предохраняют почвы от промерзания и создают более благоприятные условия развития травостоя и аккумуляции влаги.

По мере усиления рекреационной нагрузки, увеличивается объем ветоши (на участке № 2 до 27,2%) и почти в полтора раза снижаются весовые показатели подстилки. Показатели фитомассы на 2 участке снизились с 56,5% до 27,2% с учетом увеличения антропогенной нагрузки по годам и уплотнения почвы. Идет выпадение поликарпических видов и замещение их на однолетние, поэтому за прошедшие 6 лет существенно упали объемы ветоши с 27,2% до 17,4 %. Хороший прогрев почв, открытое, продуваемое пространство нагорья усиливают минерализацию и в данных условиях не наблюдается мезофитизация растительного покрова. Однолетний опад не переходит в многолетнюю подстилку, а уносится ветровыми потоками. При продолжающемся усилении рекреационной нагрузки нарушается процесс круговорота веществ. Отмеченные изменения в динамике продукционного процесса подтверждают и величины мортмассы, выросшей за последние годы с 45,6% до 64,5%. Это

обусловлено тем, что основу флористического состава данных микрогруппировок составляют однолетние злаки и разнотравье, а максимальная фенофаза их развития приходится на апрель - май, поэтому в начале июня с усилением летней засухи начинается массовое их отмирание с образованием многолетней подстилки, но в 2018 г этот показатель снизился до 26,1%.

Общая растительная масса на 3 участке снизилась в 3 раза по сравнению с контрольным, что привело к нарушению процесса возврата элементов питания в почву, замедления почвообразования и активизации дигрессии почв. В результате элементы питания, которые должны поступать с отмершей массой в почву, формировать многолетнюю подстилку и гумусовый горизонт почв, способствовать процессам почвообразования, утрачиваются.

На участке №3, где разрушена коренная растительность и замещена производной сорной со случайным набором видов, общая продуктивность снизилась в 2018 г в 6,5 раза. На участке № 3 самые низкие показатели как фитомассы 6–11,4 ц/га, так и остальных биогрупп. Здесь выпала биогруппа бобовых, крайне низко участие осок, злаки представлены преимущественно однолетними видами, а разнотравье – в основном защищенными от поедания животными растениями (колочки, опушение, жесткие листья и пр.).

В связи с обилием однолетников, которые отмирают в начале лета, количество опада (однолетней отмершей массы, сохраняющейся на растениях) снизилось в процентном отношении 2,5 раза, а в абсолютных показателях по сравнению с 2012 г в 5,5 раза – 1,2 ц/га, в результате круговорот веществ на этой территории нарушен полностью. Также резко упали и показатели величины подстилки с 11,8 ц/га до 2,3 ц/га за изученные годы. Она уже не защищает почвы от перегрева, а корни растений от зимнего промерзания и не задерживает снег, который сдувается, обнажая подстилающие скальные породы.

К сожалению, территории Ай-Петринской яйлы, аналогично описанных выше, стремительно расширяются под влиянием комплекса выше перечисленных факторов, в результате дегрессионно-сукцессионные перестройки горных ландшафтов охватывают с каждым годом все большие площади. Если коренным образом не изменить ситуацию, то уникальная растительность яйлы будет полностью утрачена, заместившись обедненной производной.

С 2016 г. начата работа по ликвидации самостроев кафе и ресторанов в районе выхода с канатной дороги. Местное население, привыкшее к беспощадной эксплуатации этой территории, оказывает активное противодействие, но сотрудниками заповедника ведется планомерный снос незаконных строений и восстановление заповедного режима, который был утрачен в предшествующие годы.

Требуется срочно ввести временный запрет на пребывание туристов, (что проблематично, т. к. канатная дорога приватизирована и это высокодоходный объект) или его необходимо жестко регулировать, поскольку процессы разрушения экосистем яйлы в этом районе уже стали необратимыми. Как следствие, нарушается сложившаяся веками динамика связывания осадков на

яйле (1052 мм/год), которые многолетняя подстилка задерживала, смыв почв активизирует поверхностный карст, уже уменьшился дебит родников по склонам горы. В результате этих процессов значительно снижается почвозащитная, водорегулирующая, климаторегулирующая и эстетическая функции этих территорий.

ВОЗДЕЙСТВИЕ РАДИОНУКЛИДОВ НА БИОТУ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ

А. В. Щур¹, П. С. Орловский^{1,2}, В. И. Гуменюк²

¹ *Белорусско-Российский университет, shchur@yandex.by*

² *Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого*

Вторая половина двадцатого века отметилась серией аварий и катастроф на ядерных объектах и испытаниями атомных боезарядов в различных средах жизни. Последствиями указанных событий явилось комплексное радиоактивное загрязнение биосферы. На большинстве территорий и акваторий не происходило радиоактивного загрязнения с высокими уровнями содержания радионуклидов, в результате чего измеряемая мощность дозы и удельная (объемная) активность радионуклидов не вызывают детерминированных радиобиологических эффектов. В тоже время, из-за исторически ничтожного периода воздействия, недостаточно изучены эффекты малых доз на живые организмы природных и антропогенных экосистем.

Катастрофа на Чернобыльской АЭС сопровождалась выбросом 740–815 млрд. Бк радиоактивных веществ. В дальнейшем выбросы снизились, суммарно к 6 мая 1986 г. они составили 1,85 ТБк – примерно 3,5% от общего содержания радионуклидов в реакторе.

В официальных докладах сообщается, что на территории бывшего СССР осело порядка 42% радиоактивного цезия (в основном изотопы ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs), на территории Западной Европы – 37%. Для Беларуси данные нуклиды стали главными дозообразователями.

Загрязнение радиоцезием Беларуси составило около 30% территории. Максимальные уровни выпадения нуклида на момент аварии наблюдались на территории Гомельской и Могилевской области. На отмеченных территориях плотности загрязнения почв варьировали от 37 кБк/м² до более 4000 кБк/м².

В дальнейшем, территории с загрязнением почв 555 кБк/м² и выше были признаны радиационно опасными и с них выселены жители. На территориях с плотностью загрязнения почв 1480 кБк/м² и выше в Беларуси запрещено ведение сельского хозяйства [1].

Нами изучалось длительное воздействие радиационного загрязнения на растительные и животные объекты естественных и антропогенных экосистем при различных плотностях загрязнения почв до 1850 кБк/м².

Следует отметить, что изучаемые уровни радиоактивного загрязнения не приводят к детерминированным радиобиологическим эффектам у расте-

ний. Наблюдаются сортоспецифические и видоспецифические особенности аккумуляции радионуклидов в органах растений и индивидуальная динамика накопления [2–5].

При рассмотрении микроценозов на радиоактивно загрязненных территориях нами установлено отсутствие значимых различий в видовом составе сообществ при различных удельных активностях почв [6–9].

Исследование сообществ педосферных беспозвоночных в условиях радиоактивного загрязнения дало несколько иную картину.

Объектами исследований являлись сообщества почвенных беспозвоночных естественных лесных биогеоценозов Чериковского района Могилевской области, расположенных на загрязненных радионуклидами территориях. Эксперимент проводился в березняке брусничном на свежей дерново-подзолистой супесчаной автоморфной почве на водноледниковых рыхлых супесях, подстилаемых песками с глубины 0,3 м. Схема проведения экспериментов включала контрольный вариант – с плотностью загрязнения радионуклидами менее 37 кБк/м² и два участка с высокими плотностями радиоактивного загрязнения – 635 и 1057 кБк/м². Пробы лесной подстилки и гумусового горизонта отбирались монолитом трижды в год (в мае, июле, октябре) за вегетационный период в трехкратной повторности. Для учета фауны пробы лесной подстилки и гумусового горизонта разбирали вручную под биноклярной лупой. Для выделения скрытой мезо- и микрофауны их прогревали в течение суток по методу термоградиентной экстракции. Сравнение структуры сообществ беспозвоночных животных в контрольной и радиоактивно загрязненной почве проводилось по следующим индексам: доминирования – по Симпсону, разнообразия – по Шеннону-Уиверу, выровненности – по Пиелу. Рассчитывался коэффициент вариации численности и биомассы почвенных беспозвоночных, достоверность полученных данных оценивалась по критерию Стьюдента с использованием стандартного программного обеспечения [10].

Нами были выявлены и исследованы две размерно-функциональные группы беспозвоночных животных, населяющих естественные лесные подзолы региона: микро- и мезофауна. Микрофауна представлена микроартроподами – Collembola, клещами. В составе мезофауны выделено значительное количество таксонов беспозвоночных: малощетинковые черви, моллюски, паукообразные, многоножки, насекомые: равнокрылые, клопы, жесткокрылые, перепончатокрылые, двукрылые, чешуекрылые, трипсы. На экспериментальных площадках с высокими уровнями удельной активности почв нами не были выявлены представители диплопод и изопод, обычно типичных для лесных почв Беларуси. Это может быть связано с динамическими процессами в популяциях и миграцией. Установлено, что таксономический состав фауны беспозвоночных животных не постоянен. В разные сезоны и годы в почве отсутствовали представители тех или иных таксонов. В частности, разнообразие мезофауны возрастало с 7–8 групп в мае до 18–20 в августе и снижалось до 10–11 групп к концу октября. Увеличение разнообразия в более теплые меся-

цы вегетационного периода связано с появлением фитотрофов: листовлошек, клопов, тлей, трипсов, цикадок, перепончатокрылых, чешуекрылых. В более холодные месяцы они частично или полностью отсутствовали.

Оценка структуры доминирования сообщества проводилась с выбором в качестве доминантов таксонов с долей численности и биомассы особей, составляющей 10% и более от общей величины этих показателей, в качестве субдоминантов – таксоны с долей от 5 до 10%. Полученные результаты демонстрируют, что представители примерно половины выявленных таксонов мезофауны доминируют и субдоминируют по численности, причем доля каждого таксона не превышает 20%. Это позволяет рассматривать структуру доминирования по численности как полидоминантную, состоящую из 8 преобладающих групп, 6 малочисленных групп (от 1 до 5%) и 6 таксонов, представленных единичными экземплярами (менее 1%). Полидоминирование подтверждается низкой степенью доминирования по Симпсону ($C = 0,15-0,18$), и высокими значениями индексов разнообразия Шеннона-Уивера ($H' = 3,13-3,19$ бит/экз) и выровненности по Пиелу ($e = 0,71-0,83$). Стабильность доминантного комплекса в годичной динамике по количеству групп, их доле и таксономическому составу, а также величине индексов доминирования подтверждает наш вывод об устойчивости сообщества мезофауны в естественных лесных почвах и отсутствии значительных влияний биологически активных препаратов на численность животных и доминантную структуру в ценозе.

Таким образом, нами наблюдались наличие видоспецифических особенностей распространения почвенной мезофауны при различных плотностях радиоактивного загрязнения и их существенная динамика по сезонам.

Литература

1. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий. Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. 2016. 90 с.

2. Влияние эдафотопы на переход из почвы ^{137}Cs в растительность нижнего яруса лесных экосистем Чериковского района Могилевской области / А. В. Щур, О. В. Валько, В. П. Валько, Е. Н. Вульвач, И. А. Климович, М. А. Бедуленко // Современные экологические проблемы устойчивого развития Полесского региона и сопредельных территорий: наука, образование, культура: Материалы IV Междунар. науч.-практ. конф. Мозырь, 24–25 сент. 2009 г. / УО МГПУ имени И. П. Шамякина; редкол.: Н. А. Лебедев [и др.]; под общ. ред. В. В. Валетова. Мозырь, 2009. С. 86–88.

3. Изучение влияния биологически активных препаратов на доступность цезия-137 растениям лесных экосистем Чериковского района Могилевской области / А. В. Щур, О. В. Валько, Т. Н. Агеева, В. П. Валько // Экологический вестник. 2009. № 3/4 (9/10). С. 16–24.

4. Оценка перехода ^{137}Cs из почвы в лесную растительность Чериковского района Могилевской области / А. В. Щур, О. В. Валько, Е. Н. Вульвач, И. А. Климович // Чернобыльские чтения – 2009 (г. Гомель, 16–17 апреля 2009 г.): Материалы Междунар. науч.-практ. конф. / Под общ. ред. канд. мед. наук, доц. А. В. Рожко. Гомель, ГУ «Республиканский научно-практический центр радиационной медицины и экологии человека», Гомель: КИПУП «Сож», 2009. С. 244–245.

5. Щур, А. В. Экологические особенности микробиоты почв в условиях радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь при применении биологически активных препаратов / А. В. Щур, Д. В. Виноградов // АгроЭкоИнфо. 2016. № 1. Режим доступа: [http://agroecoinfo.narod.ru/journal/ STATYI/2016/1/st_51.doc](http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2016/1/st_51.doc). (Дата обращения 20.06.2016).

6. Influence of biologically active preparations on caesium-137 transition to plants from soil on the territories contaminated as the result of Chernobyl accident / Alexander Shchur, Viktor Valkho, Dmitry Vinogradov, Volha Valko // Springer International Publishing Switzerland. 2017. С. 51–70.

7. Динамические процессы в микробиоценозах лесной экосистемы при применении биологически активных препаратов в условиях радиоактивного загрязнения / А. В. Щур, В. П. Валько, О. В. Валько, И. И. Куницкий, А. А. Шумигай // Современные экологические проблемы устойчивого развития Полесского региона и сопредельных территорий: наука, образование, культура: Материалы V Междунар. науч.-практ. конф., Мозырь, 25–26 окт. 2012 г. / УО МГПУ им. И.П. Шамякина; редкол.: О.Г. Акушко [и др.]. Мозырь, 2012. С. 99–102.

8. Почвенные микоценозы лесной экосистемы при применении биологически активных препаратов в условиях радиоактивного загрязнения / А. В. Щур, В. П. Валько, О. В. Валько, И. И. Куницкий, И. А. Карпечина, В. О. Подорожко, А. А. Шумигай // Актуальные проблемы экологии: Материалы VIII междунар. науч.-практ. конф. (Гродно, 24–26 окт. 2012 г.). В 2 ч. / ГрГУ им. Я. Купалы ; редкол.: И. Б. Заводник (гл.ред) [и др.]. Гродно: ГрГУ, 2012. Ч. 1. С. 170–172.

9. Щур, А. В. Исследование микробиоты почв в условиях радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь при применении биологически активных препаратов / А. В. Щур // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2016. № 1. С. 120–125.

10. Щур, А. В. Экологическая структура сообщества почвенных беспозвоночных животных леса в условиях радиоактивного загрязнения территорий Республики Беларусь / А. В. Щур, В. П. Валько, Д. В. Виноградов // АгроЭкоИнфо. 2016. № 3. Режим доступа: http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2016/3/st_323.doc. (Дата обращения 15.02.2017).

ДИНАМИКА РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АГРОЭКОСИСТЕМ МОГИЛЕВСКОЙ ОБЛАСТИ

Т. Н. Агеева, А. В. Щур

Белорусско-Российский университет, ageeva.tam@yandex.by

До аварии на Чернобыльской АЭС загрязнение техногенными радионуклидами территории Республики Беларусь было обусловлено в основном глобальными их выпадениями из атмосферы в результате испытаний ядерного оружия. Имеются данные, что загрязнение долгоживущими радионуклидами, такими как ^{137}Cs составляло около $1,5\text{--}3,7$ кБк/м², ^{90}Sr – $0,74\text{--}1,5$ кБк/м², $^{239+240}\text{Pu}$ не превышало $0,059$ кБк/м² [1].

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. стала самой крупной техногенной катастрофой XX века, привела к масштабному загрязнению территорий коротко- и долгоживущими радионуклидами. Характер загрязнения территории Республики Беларусь оказался неравномерным и мозаичным.

Наиболее загрязнёнными стали земли Гомельской и Могилевской областей [2].

В формировании долговременного загрязнения территории Могилевской области наибольшую значимость имеет ^{137}Cs с периодом полураспада 30,0 лет. Около 35% территории области (примерно 10,4 тыс. км²) было загрязнено данным радионуклидом с уровнем от 37,0 кБк/м² (1,0 Ки/км²) и более. Загрязнение земель ^{90}Sr с плотностью от 5,5 кБк/м² (0,15 Ки/км²) и выше носило локальный характер (около 2%).

Примерно половина территории Могилевской области была представлена сельскохозяйственными землями или агроэкосистемами, интенсивно используемыми человеком. Почва является главным ресурсом агроэкосистемы. Радионуклиды, попавшие в почву, включаются в биологические циклы миграции и на долгие годы становятся неотъемлемым звеном пищевых цепей, формируя дозы облучения населения.

По состоянию на начало 1988 г. площадь загрязнённых ^{137}Cs сельскохозяйственных земель с плотностью от 37 кБк/м² и выше составила 501,6 тыс. га или 34,3% от их общей площади по области. В разрезе плотностей загрязнения почв наблюдалась следующая картина: на площади около 278 тыс. га плотность загрязнения не превышала 185 кБк/м², на площади 131,5 тыс. га была в пределах от 185 до 555 кБк/м² и на 92 тыс. га – колебалась от 555 кБк/м² до 1480 кБк/м² и выше. Небольшая часть сельскохозяйственных земель была загрязнена одновременно и ^{90}Sr . На начало 1996 г. их площади составляли 33,4 тыс. га. Основная масса загрязнённых ^{90}Sr земель (74,6%) имела плотность в пределах 5,5–11,1 кБк/м² и лишь на небольшой части (25,4%) она была выше 11,1 кБк/м².

В связи с высокими уровнями радиоактивного загрязнения почв и невозможностью получения нормативно чистой продукции за период с 1986 по 1992 гг. было изъято из землепользования 46,9 тыс. га сельскохозяйственных земель, большая часть которых в последующем передана в гослесфонд [2, 3].

Изъятие земель и естественный распад радионуклидов постоянно меняли картину радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель. Проводимые радиологические и агрохимические обследования показали, что к 1996 г. площади земель, загрязнённых ^{137}Cs , уменьшились до 360,6 тыс. га, к 2006 – до 284,06 тыс. га, к 2015 – до 258,9 тыс. га и на начало 2017 г. составили 257,9 тыс. га. За прошедший после аварии период площади загрязнённых сельскохозяйственных земель сократились в 1,9 раза, их доля сейчас не превышает 23%. Прослеживается также перераспределение площадей загрязнённых земель в разрезе уровней активности в связи со снижением концентрации ^{137}Cs в почве. Изменение процентного соотношения земель в разрезе уровней радиоактивного загрязнения представлено на рисунке.

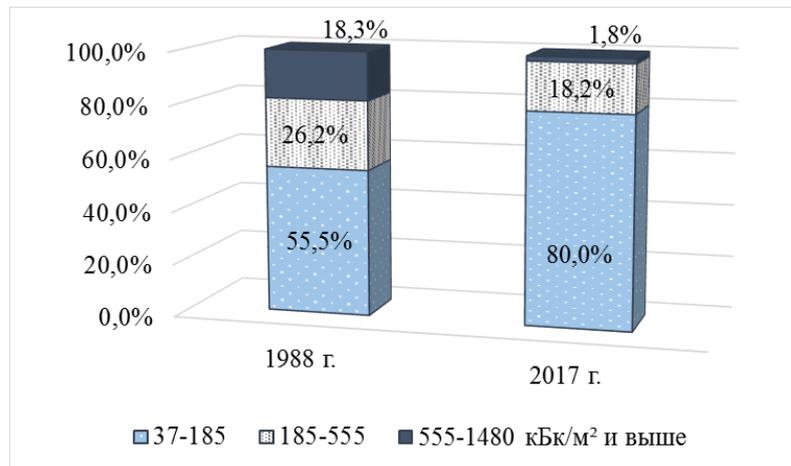


Рис. Изменение структуры загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных земель Могилевской области

К 2017 г. около 80% загрязненных сельскохозяйственных земель уже имели плотность загрязнения от 37 до 185 kBк/м². До 18,2% (или в 1,4 раза) снизилась доля земель с уровнем загрязнения в пределах 185–555 kBк/м². В сельскохозяйственном использовании осталось лишь 4,5 тыс. га, где плотность загрязнения колеблется от 555 до 1480 kBк/м². По сравнению с 1988 г. их доля снизилась почти в 10 раз и составила 1,8%. Такое значительное снижение площадей с высоким уровнем загрязнения было обусловлено как естественным распадом радионуклидов, так и исключением радиационно-опасных земель из сельскохозяйственного оборота.

Среди загрязненных ^{137}Cs сельскохозяйственных земель Могилевской области на долю пашни приходится 65%, на луговые земли – 35%. В то же время большая часть наиболее загрязненных земель представлена луговыми землями, где сохраняется проблема получения нормативно чистых кормов.

За прошедший период наблюдается также снижение площадей сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{90}Sr . К 2017 г. их площади сократились в 2,7 раза и составляли 1,1%. Почти все оставшиеся загрязненные ^{90}Sr земли имеют плотность до 11,1 kBк/м².

Выпавшие радионуклиды первоначально концентрируются в верхнем слое почвы (0–2 см), а затем начинают мигрировать по ее профилю. В настоящее время на необрабатываемых суглинистых почвах основная масса радионуклидов сосредоточена в верхнем 0–5 см слое, на супесчаных – в 0–10 см слое, на торфяно-болотных почвах распределяется на глубину до 20–30 см [3–5]. На пахотных землях, которые большей частью на территории области представлены супесчаными почвами, радионуклиды равномерно перемешены в пахотном слое на глубине от 0 до 25 см и лишь небольшая их часть попадает в подпахотный горизонт (1–5%). Находясь в почве, радионуклиды постепенно фиксируются компонентами почвенно-поглощающего комплекса. Прочность их закрепления и подвижность в почвенном профиле во многом зависит от гранулометрического состава почвы [5, 6]. На тяжелых суглинистых почвах поглощенные радионуклиды закрепляются в 2–5 раз сильнее, чем на легких, при этом ^{137}Cs сорбируется в 10–20 раз сильнее, чем ^{90}Sr .

Сорбционные процессы снижают количество водорастворимых и обменных форм радионуклидов, являющихся более доступными для поглощения корневой системой растений. В настоящее время доля фиксированного ^{137}Cs составляет 83–98% от его общего содержания в почве, тогда как 57–80% ^{90}Sr находится в легкодоступных для растений формах. Фиксация ^{137}Cs почвенным поглощающим комплексом позволила на порядок снизить его переход в сельскохозяйственные культуры, в то время как биологическая доступность ^{90}Sr изменилась незначительно [3, 5].

Кроме уровня загрязнения почв, их типа и гранулометрического состава на параметры миграции радионуклидов в системе почва–растение большое влияние оказывают степень увлажнения почв, их агрохимические свойства и биологические особенности растений. С увеличением влажности почвы возрастает доля обменного ^{137}Cs и доля водорастворимого и обменного ^{90}Sr , которые легко всасываются корневой системой растений и накапливаются в них. Особенно заметно, что в условиях повышенной влажности, возрастает удельная активность зеленой массы многолетних трав, произрастающих на песчаных и торфяных почвах. Повышение кислотности почв также снижает прочность закрепления радионуклидов почвенно-поглощающим комплексом и увеличивает их доступность растениям. Наличие в достаточном количестве элементов питания в почве, таких как обменный калий, магний и кальций, органическое вещество, снижает накопление радионуклидов растениями. На торфяно-болотных почвах, бедных элементами минерального питания, переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в 5–20 раз выше, чем на дерново-подзолистых почвах [4]. Поэтому обеспечение почв элементами питания, известкование кислых почв относится к основным защитным мерам, применяемым в сельском хозяйстве на территории радиоактивного загрязнения [5, 7].

Первые годы после аварии на загрязненной территории области наблюдалось значительное производство продукции растениеводства, не соответствующей допустимым уровням, а, как следствие, и продукции животноводства. Со временем ситуация стабилизировалась. Защитные меры в сельском хозяйстве, естественный распад радионуклидов и фиксация их почвенно-поглощающим комплексом позволили свести к минимуму производство продукции с повышенным содержанием ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Проблемными на территории области остаются луговые земли на автоморфных почвах с высоким уровнем загрязнения ^{137}Cs (более 555 кБк/м²), а также участки пойменных лугов в долине рек Днепр и Сож, представленные песчаными и торфяными почвами, на которых даже при невысокой плотности загрязнения отмечается производство кормов с повышенным содержанием радионуклидов [8].

Таким образом, основным радионуклидом, определяющим радиоактивное загрязнение агроэкосистем Могилевской области является ^{137}Cs . В связи с длительным периодом распада еще многие десятилетия на территории области будут сохраняться обширные площади сельскохозяйственных земель, загрязненные им. И несмотря на значительное улучшение радиоэкологической

обстановки, ^{137}Cs еще долго будет мигрировать в пищевых цепях и вносить значимый вклад в дозы облучения населения.

Литература

1. Марей А. Н. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / Под ред. А. Марей. М.: Атомиздат, 1980. 387 с.
2. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий. Национальный доклад Республики Беларусь. Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь. 2016. 90 с.
3. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате крупных радиационных аварий / Н. Н. Цыбулько [и др.]; под общ. ред. Н. Н. Цыбулько. Минск: Институт радиологии, 2011. 438 с.
4. Подоляк А. Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья // *Агрохимия*. 2007. № 2. С. 72–82.
5. Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь / Под ред. проф. И. М. Богдевича [и др.]. Минск, 2008. 72 с.
6. Лозовая З. В., Агеец В. Ю. Агрохимические свойства и гранулометрический состав почв как факторы, влияющие на поступление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растения на минеральных почвах // *Земляробства і ахова раслін*. 2009. № 6. С. 45–47.
7. Путятин Ю. В. Минимизация поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениеводческую продукцию. Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2008. 268 с.
8. Агеева Т. Н., Шапшеева Т. П., Щур А. В. Оценка радиэкологической ситуации на пойменных лугах рек Днепр и Сож на территории Могилевской области // *Вестник БГСХА*. 2016. № 4. С. 96–99.

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА В УРБОЭКОСИСТЕМЕ (НА ПРИМЕРЕ г. КАЗАНИ)

Ю. А. Тунакова¹, С. В. Новикова¹, А. Р. Шагидуллин², В. С. Валиев²
¹ *«Казанский национальный исследовательский технический университет
им. А.Н.Туполева-КАИ» juliaprof@mail.ru*
² *Институт проблем экологии и недропользования Академии наук
Республики Татарстан, artur.shagidullin@tatar.ru*

В работах основоположников учения об урбоэкосистемах Ю. А. Израэль, П. В. Елпатьевский, Ю. Е. Саэт, Е. Л. Воробейчик и др., урбоэкосистему предложено рассматривать как системный набор компонентов, в процессе функционирования взаимосвязанных между собой потоками вещества: 1) приземный слой атмосферы; 2) биологические объекты; 3) депонирующие среды. Однако в настоящее время не существует единой методологии оценки уровня экологического риска в урбоэкосистеме, до сих пор идет обсуждение концептуальных основ и методической базы [1]. Являясь категорией относительной, риск предполагает пространственную или временную неоднородность, что позволяет использовать его в экосистемном зонировании, оценивая

территориальный экологический риск. Понятие экологического риска всегда включает два элемента: частоту, с которой происходит опасное событие, и последствия опасного события. Применение понятия риска, таким образом, позволяет переводить опасность в разряд измеряемых категорий, которые когерентны с системными понятиями «воздействие» и «отклик». Поэтому, в рамках оценки экологического риска в урбоэкосистеме необходимо оценивать пространственную неравномерность показателей, характеризующих как воздействие, так и отклик системы [1, 2].

В урбоэкосистеме главным биообъектом, отклик которого служит критерием при оценке качества компонентов урбоэкосистемы и основным защищаемым объектом, является человек. При периодически и перманентно действующих загрязняющих факторах даже небольшой интенсивности отклик организма человека наступает постепенно, проявляясь по мере срыва адаптации, в первую очередь, на уровне самых уязвимых организмов (дети, беременные женщины). Для количественных оценок адаптационных резервов используется факторная модель «действующая нагрузка – критическая нагрузка», оценивающая, по сути, воздействие и отклик системы. При этом, в качестве показателей, формирующих отклик системы, используют биохимические характеристики биосубстратов организма человека, животных или растений. Содержание металлов в биосубстратах, особенно в волосах, является показателем хронического, кумулятивного воздействия неблагоприятных условий среды обитания [3]. Локализованное местонахождение детей и большая чувствительность, при анализе состава их биосубстратов, позволяет учитывать воздействие факторов окружающей среды с территориальной дифференциацией.

Так как оценку риска в пространстве и заданном временном интервале очень сложно дифференцировать по произвольным участкам, часто, особенно при зонировании территории, оперируют только вероятностью события. Проанализировав разные подходы, мы пришли к выводу, что вероятность события на заданном временном срезе, при ее распределении в пространстве или среди других событий, удобнее всего рассчитывать не в абсолютном выражении частоты случаев за временной интервал, а в соотношении апостериорной и априорной вероятностей, учитывающем вероятность рискованного события в конкретной области пространства, относительно информации о том, насколько часто это событие происходило во всех областях пространства. Необходимо определить, достигает ли некоторая математически ожидаемая величина, отражающая всю совокупность данных, определенного порога и, если достигает, насколько это достижение детерминировано сложившейся ситуацией, а насколько оно обусловлено случайными флуктуациями определяемых параметров. При этом оправдано использование моделей оценки вероятностей, в которых массив экспериментальных данных представлен как D , а событие достижения порога интересующими нас параметрами как S . В этом случае условную вероятность получения определенного значения параметра при заданном наборе данных можно обозначить как $p(S/D)$.

Полная вероятность события S равна сумме всех вероятностей, учитываемая как вероятность $p(D)$, так и условную вероятность $p(S|D)$:

$$P(S) = \sum_{i=1}^n p(D_i) p(S | D_i)$$

Если события D_i ($i=1, 2, 3...n$) образуют полную группу событий

$$\sum_{i=1}^n p(D_i) = 1$$

при этом событие S происходит обязательно и происходит в одном из D_i , то в этом случае вероятность определяется формулой:

$$p(D_i | S) = \frac{p(D_i) p(S | D_i)}{P(S)}$$

Вероятность $p(S/D)$ называют апостериорной вероятностью, а $p(D_i)$ – априорной вероятностью. Следует отметить, что знаменатель дроби является интегралом (или, в случае дискретных случайных величин, суммой) числителя по всем возможным значениям параметра, нормализующим апостериорную вероятность.

Для практического применения вероятностной модели, сформулируем соответствующие событиям S , которые фиксируют факт превышения содержания некоторого показателя его порогового значения (например, значения, соответствующие 0,5-квантили или предварительно установленные региональные нормативы), а также события D_i – которые отмечают, что превышение произошло в i -той зоне, предварительно сформированной с помощью нейросетевой классификации факторов воздействия, которую мы рассмотрим ниже. Тогда $p(D_i) = n_i/N$, где N – сумма всех n ($N = n_1 + n_2 + \dots + n_i$).

При этом, вероятность отдельного события в конкретной зоне будет равна отношению произведения доли всех событий в этой зоне с долей относительного числа наблюдений зоны к сумме всех подобных произведений по всем участкам.

Таким образом, мы можем рассчитать вероятности превышения параметрами их пороговых значений в пределах разных зон, а в качестве обобщающего показателя мы предлагаем использовать вероятность превышения порога хотя бы по одному из оцениваемых параметров.

Так как мы рассматриваем независимые в совокупности события S_1, S_2, S_3 , то вероятности событий, противоположных событиям S_1, S_2, S_3 , соответственно равны $q_{S_1} = 1 - p(S_1)$, $q_{S_2} = 1 - p(S_2)$, $q_{S_3} = 1 - p(S_3)$, так как общая вероятность того, что событие S_i произойдет или не произойдет, равна 1, то есть $p_i + q_i = 1$.

Согласно теореме умножения вероятностей для независимых событий и теореме сложения вероятностей для совместных событий, искомая вероятность $P(S) = 1 - q_1 \times q_2 \times q_3$.

Иными словами, сначала мы вычисляем общую вероятность того, что никакого превышения не произойдет $Q = (1-p_1) \times (1-p_2) \times (1-p_3)$, а потом вычисли-

тываем вероятность того, что этого не случится, то есть будет отмечено хотя бы одно превышение: $(1 - q_1 \times q_2 \times q_3)$.

Для оценки адаптивных возможностей организма нами были определены данные о содержании Zn, Pb, Cd, Cr, Mn, Ni, Cu в волосах и Zn, Cr, Fe, Sr, Cu, Pb в крови детей-подростков [4]. Таким образом, по вероятностям превышения концентраций металлов в биосубстратах их референсных значений (определены нами статистически как медиана ранжированного ряда экспериментальных измерений на основании многолетних исследований содержания металлов в биосубстратах детского населения по ряду городов Республики Татарстан) мы вычисляем территориальный относительный риск дезадаптации, или, иными словами, интенсивность отклика, а по вероятностям превышения пороговых содержаний загрязняющих веществ в воздухе – интенсивность воздействия.

При дальнейшем анализе часто возникает ситуация, когда данные в одних группах обладают достаточной степенью однородности, тогда как в других кластеризация не позволяет отделить разнородные данные друг от друга. Такая ситуация возникает, когда часть наборов данных резко различается между собой, а другая часть имеет гораздо более тонкие различия, то есть детализация групп была различной. Для решения данной проблемы предлагается использовать разработанную авторами методику поэтапной (каскадной) кластеризации, названную методикой каскадной фильтрации [5]. В результате проведенных расчетов получены вероятности проявления неблагоприятного события, по крайней мере, у одного из оцениваемых параметров P_1 и вероятности неблагоприятного события у половины оцениваемых параметров P_{50} , рассчитанные в пределах выделенных кластеров. Если сопоставить вероятности превышения пороговых содержаний металлов, для биосубстратов с вероятностями загрязнения снежного и почвенного покровов, то можно заметить, что эти вероятности четко коррелируют друг с другом. Результаты представлены в таблице с распределениями по кластерам.

Таблица

Вероятности (P) неблагоприятных событий, рассчитанные для содержания металлов в почвенном и снежном покрывах и биосубстратах в пределах выделенных кластеров

Кластер	Снег	Биосубстраты	Почва
0	0,27	0,29	0,15
1	0,34	0,31	0,33
2	0,39	0,36	0,56

В целом, по степени риска накопления металлов в биосубстратах детей, наблюдения, относящиеся к кластерам 0, 1 и 2, выстраиваются в четкий восходящий ряд. То есть, отклик урбоэкосистемы наиболее сильный в кластере 2, а наименьший в кластере 0, соответственно выглядит и отражает срыв адаптивных процессов, на фоне накопления загрязняющих веществ.

Идея представленного подхода заключается в том, что мы объединяем некие статичные образы (кластеры) динамической системы с вероятностью данного конкретного состояния системы. Кластерное пространство есть не что иное, как разные по соотношению «воздействие – отклик» состояния урбоэкосистемы, локализованные в силу ее территориальной распределенности.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ и Правительства Республики Татарстан в рамках научного проекта № 18-41-160020.

Литература

1. Музалевский А. А., Карлин Л. Н. Экологические риски – теория и практика. СПб.: РГГМУ, 2011. 448 с.
2. Сугак Е. В. Современные методы оценки экологических рисков. // European Social Science Journal (Европейский журнал социальных наук). 2014. № 5 (44). Т. 2. С. 427–433.
3. WHO/IPCS. Environmental Health Criteria 155: Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1993.
4. Тунакова Ю. А., Шагидуллина Р. А., Григорьева И. Г., Валиев В. С. Оценка уровня полиметаллического загрязнения в урбоэкосистеме с помощью индикаторных биосубстратов организма человека // Известия Самарского научного центра РАН. Т. 19. № 4. 2017. С. 170–173.
5. Новикова С. В., Тунакова Ю. А., Шагидуллин А. Р., Валиев В. С., Габдрахманова Г. Н. Синергетическая нейро-экспертная модель на основе SOM-КАРТ для интегрального анализа экологических объектов // Химия и инженерная экология – XVIII: Сб. трудов Междунар. науч. конф. (школа молодых ученых). 2018. С. 318–322.

МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

*М. А. Сазыкина, Ш. К. Карчава, М. В. Журавлева, Е. М. Кудеевская,
М. И. Хаммами, И. С. Сазыкин
Южный федеральный университет, samara@sfedu.ru*

Традиционным подходом при проведении экологического мониторинга окружающей среды является использование методов химического анализа для оценки количественного содержания токсических веществ. Тем не менее, физико-химический анализ не учитывает их совокупного токсикологического эффекта на биологические объекты. Одним из перспективных направлений решения данной проблемы является применение биологических методов анализа. Только биота может дать оценку суммарного токсического действия загрязняющих веществ, которое является одной из главных причин негативных последствий антропогенного загрязнения окружающей среды. Токсическое влияние загрязняющих веществ на биоту гораздо показательней сравнения измеренных концентраций элементов и соединений с их предельно допустимыми концентрациями (ПДК) [1].

Одним из наиболее перспективных методов, используемых при проведении мониторинга окружающей среды, является анализ с использованием

цельноклеточных бактериальных lux-биосенсоров, в которых в качестве репортеров используются гены бактериальных люцифераз [2, 3].

Целью работы было формирование батареи цельноклеточных бактериальных lux-биосенсоров, и их использование в экотоксикологическом контроле окружающей среды.

Для определения токсичности экосистем Ростовской области использовались цельноклеточные люминесцентные бактериальные сенсоры, полученные путём трансформации клеток *E. coli* гибридными плазмидами, несущими lux-оперон под контролем необходимых промоторов. Штаммы были любезно предоставлены И. В. Мануховым (ФГУП «ГосНИИГенетика») и Л. Р. Птицыным (ЗАО «АГРИ», г. Москва). Батарея биосенсоров позволяет определять интегральную токсичность; генотоксичность; прооксидантную активность, а также оценивать присутствие ртути и мышьяка; веществ, вызывающих повреждение белков и мембран; антибиотиков β -лактамного и тетрациклинового ряда.

Для проведения исследований интегральной токсичности также был использован природный штамм *Vibrio aquamarinus* ВКПМ В-11245. Материалом исследования служили образцы растений, почв, воздуха, бриофлоры, атмосферных осадков, отобранные на территории Ростовской области; донные отложения, гидробионты, вода родников г. Ростова-на-Дону, вода р. Дон; городские сточные воды, почвы полигонов твердых бытовых отходов, импактной зоны Новочеркасской ГРЭС.

Были получены следующие наиболее значимые результаты, позволяющие оценить токсикологическое состояние экосистем Ростовской области.

Исследование токсичности донных отложений Нижнего Дона (2000–2011 гг.) позволило выявить районы, наиболее подверженные антропогенному прессингу. В 36,7% исследованных районов Нижнего Дона обнаружены генотоксины промутагенной природы, в 28,9% – прямые мутагены [4, 5].

Свободных от генотоксинов родников, среди исследованных в г. Ростове-на-Дону в 2009–2017 гг., не выявлено. В ряду выявленных генотоксикантов преобладают вещества промутагенной природы (81,6% проб родниковой воды). Основным источником прооксидантных веществ являются гидропероксиды (72,9% проб воды). Ртуть и мышьяк выявлены в 54% и 49,4% проб воды, соответственно. Присутствие веществ, повреждающих белки и мембраны, зарегистрировано в 100% проб воды родников [6].

Результаты тестирования проб воздуха г. Ростова-на-Дону (2001-2010 гг.) с биосенсорными штаммами *E. coli* MG1655 (pRecA-lux) и *E. coli* MG1655 (pRecA-lux) позволили показать динамику увеличения содержания генотоксикантов в течение 2005–2009 гг. [7].

Биолюминесцентное тестирование атмосферных осадков г. Ростова-на-Дону (2010–2011 гг.) [8] и почв г. Ростова-на-Дону и городов Ростовской области (2010 г.) помогло выявить районы, наиболее загрязненные генотоксинами и веществами окислительной природы [9].

Исследование экстрактов печени скворцов обыкновенных (*Sturnus vulgaris*), отобранных в пос. Волочаевский Орловского района Ростовской области в апреле 2010 г. показало, что генотоксические эффекты обязаны своим происхождением исключительно веществам – прямым мутагенам.

При исследовании токсичности мхов, лишайников, трутовиков, отобранных в г. Ростове-на-Дону в 2009–2010 гг., были зарегистрированы высокие люминесцентные ответы бактериальных сенсоров, что хорошо согласуется с фактом использования их в качестве организмов-индикаторов загрязнения [10].

Изучение проб почв и донных отложений импактной зоны Новочеркасской ГРЭС (2013–2015 гг.) показало, что 66,7% исследованных образцов почв и 100% образцов донных отложений обладают интегральной токсичностью. Показано, что НчГРЭС является значимым источником загрязнения исследуемой территории, причем основным токсическим эффектом является повреждение белков клетки.

Сравнительный анализ загрязнения антропогенного характера в сточных водах г. Ростова-на-Дону и г. Мюнхена (2012–2013 гг.) позволил выявить временные динамики содержания всех исследованных веществ. Обнаружено, что интегральная токсичность сточных вод г. Мюнхена выше по сравнению с таковой г. Ростова-на-Дону. Аналогичная картина характерна для содержания генотоксинов промутагенной природы [11].

Результаты исследования 20 проб почв, отобранных в 2017 г. на территории полигонов твердых бытовых отходов, техногенно загрязненного участка и сельских населенных пунктов, показали, что наиболее токсичны техногенно загрязненные почвы. β -лактамные антибиотики выявлены в 15 пробах, а тетрациклины – в 11 пробах из 20 исследованных. В большинстве положительных проб присутствовали оба класса антибиотиков.

В целом результаты многолетнего исследования показали, что тесты на основе биолюминесцентных бактерий являются достаточно информативными. Их использование позволяет оптимизировать стратегию экологического мониторинга. В частности, оно дает возможность прицельно отбирать пробы для исследования аналитическими методами, что особенно ценно при работе в районах чрезвычайных экологических ситуаций [3]. Необходимо использовать не отдельные сенсоры, а батарею биолюминесцентных тестов, которая позволяет оценить спектр токсического действия всего комплекса присутствующих загрязняющих веществ. Применение батареи цельноклеточных lux-биосенсоров позволяет зарегистрировать наличие токсического вещества в среде, а также предположить механизм его действия. Необходимо подобрать оптимальную комбинацию биолюминесцентных тестов – с ее помощью можно получить наиболее полную информацию по каждому исследованному образцу.

Корреляционный анализ результатов, полученных с помощью люминесцентных сенсоров и показателей химического анализа, помог выявить участие отдельных веществ или классов поллютантов в развитии различных

токсических эффектов – генотоксичности, прооксидантного эффекта, повреждения белков и мембран и пр. Выявление ранговой корреляционной зависимости между содержанием приоритетных токсикантов и данными, полученными при помощи сенсорных штаммов, а также между результатами самих биолюминесцентных тестов, стало подтверждением правомерности их использования в экологическом контроле.

В результате проведенных исследований разработана концепция использования люминесцентных бактерий в экотоксикологическом мониторинге экосистем. Рассмотрены перспективы, включающие способы повышения эффективности и технологичности тестирования на основе lux-биосенсоров.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (грант № 6.2379.2017/ПЧ), РФФИ (проект № 17-04-00787).

Литература

1. Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке токсичности вод суши. М.: Наука, 2006. 257 с.
2. Elad T., Belkin S. Reporter Gene Assays in Ecotoxicology // Adv Biochem Eng Biotechnol. 2016. V. 157. P. 135–157.
3. Сазыкина М. А., Мирина Е. А., Сазыкин И. С. Использование биосенсоров для детекции антропогенного загрязнения природных вод // Вода: Химия и экология. 2015. № 10. С. 67–79.
4. Sazykina M. A., Chistyakov V. A., Sazykin I. S. Genotoxicity of Don River bottom sediments (2001–2007) // Water Resources. 2012. V. 39. № 1. P. 118–124. DOI: 10.1134/S0097807811060169.
5. Sazykin I. S., Sazykina M. A., Khammami M. I., Khmelevtsova L. E. Kostina N. V., Trubnik R. G. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of lower reaches of the Don River (Russia) and their ecotoxicologic assessment by bacterial lux-biosensors // Environmental Monitoring and Assessment. 2015. V. 187(5):4406. DOI:10.1007/s10661-015-4406-9.
6. Сазыкина М. А., Кхатаб З. С., Кудеевская Е. М., Сазыкин И. С. Оценка качества воды родников г. Ростова-на-Дону на основе микробиологических и токсикологических показателей // Вода: химия и экология. 2013. № 1. С. 102–107.
7. Сазыкина М. А., Кудеевская Е. М., Костина Н. В., Сазыкин И. С., Хмелевцова Л. Е., Хаммами И. Х. Исследование динамики загрязнения воздуха г. Ростова-на-Дону генотоксичными веществами с использованием биолюминесцентных сенсоров // Валеология. 2013. № 3. С. 21–25.
8. Кудеевская Е. М., Сазыкин И. С., Хаммами М. И., Селиверстова Е. Ю., Сазыкина М. А. Генотоксичность атмосферных осадков г. Ростова-на-Дону // Валеология. 2015. № 3. С. 52–58.
9. Сазыкина М. А., Новикова Е. М., Кхатаб З. С., Чистяков В. А., Сазыкин И. С. Токсичность почв городов Ростовской области // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 2. С. 76–81.
10. Сазыкина М. А., Сазыкин И. С., Бураева Е. А., Журавлева М. В., Карчава Ш. К., Хаммами М. И., Селиверстова Е. Ю. Исследование загрязнения приземного слоя атмосферного воздуха г. Ростова-на-Дону методом биотестирования лишено- и бриофлоры // Валеология. 2016. № 2. С. 81–86.
11. Sazykin I. S., Sazykina M. A., Khmelevtsova L. E., Mirina E. A., Kudееvskaya E. M., Rogulin E. A., Rakin A. V. Biosensor-based comparison of the ecotoxicological contamination of

ТРАНСФОРМАЦИЯ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОДЗОЛОВ И БУРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВ о. САХАЛИН ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Д. Н. Лунатов¹, Н. В. Матвеева²

¹ *Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, dlip@soil.msu.ru*

² *Почвенный институт имени В. В. Докучаева, Nataliy_Matveeva@list.ru*

Экосистемы нефтедобывающих территорий подвержены значительной техногенной трансформации. Нефтяное загрязнение приводит к значительным изменениям биологических, физических и химических свойств почв. Характерной особенностью нефтяного загрязнения является его выраженное воздействие на морфологические признаки почв [1, 2]. При этом наиболее отчетливо изменяются цветовые характеристики почвенных горизонтов. Вместе с тем, уровни нефтяного загрязнения, при которых происходят изменения морфологических показателей, для различных типов почв не определены. Исследование свойств нефтезагрязненных техногенно нарушенных и химически преобразованных почв необходимо для их диагностики и последующего проведения рекультивационных мероприятий. Почвенно-экологический мониторинг экосистем о. Сахалин чрезвычайно важен для контроля их состояния и защиты от загрязнения в связи с нарастающим техногенным воздействием, обусловленным ростом объемов добычи и транспортировки нефти и газа в этом регионе.

Исследования проводились в 2010–2011 гг. в северо-восточной части о. Сахалин вблизи месторождения Катангли. В качестве объектов исследования выступили почвенные разрезы, заложенные на участках разливов нефти рядом с внутрипромысловым и межпромысловым трубопроводами. Профиль нефтезагрязненного подзола выявлен в фитоценозе, представленном кедровым стлаником с кустарничково-осоковым покровом; в 3 км от него в схожей экосистеме исследована фоновая почва того же типа. Профиль нефтезагрязненной бурой лесной почвы выявлен в березово-лиственничном злаково-кустарничковом редколесье; в 5 км от него в схожей экосистеме исследована фоновая почва того же типа. В исследованных разрезах проведено морфологическое описание профилей почв и послойный почвенный пробоотбор. Определение морфологических показателей почв проводили в ходе полевых и лабораторных исследований: фиксировали наличие уплотненных битуминизированных корок на поверхности почвы, маслянистость почвенной массы, техногенные агрегаты, определяли цветовые характеристики с помощью шкалы Манселла. В отобранных почвенных пробах анализировали содержа-

ние суммы углеводов нефти (УВН) методом инфракрасной спектроскопии [3].

Сохранившиеся на исследованной нефтедобывающей территории экосистемы березово-лиственничных и кедрово-стланиковых редколесий испытывают мощный техногенный прессинг, который приводит к значительной техногенной трансформации строения почв. Механических нарушений почвенных горизонтов в исследованных профилях не отмечено, вместе с тем, даже на фоновых участках вблизи месторождения под влиянием техногенных факторов сформировались такие признаки, как фрагментарный и деструктивный характер лесной подстилки, слабо выраженная структура агрегатов и пылеватость горизонта А1.

Профиль бурой лесной глееватой почвы на фоновом участке имел следующее морфологическое строение: О(0–5 см)–А1(5–20)–В1m(20–35)–В2f(35–55)–ВСf,g(55–90)–Сg(90–120). Профиль нефтезагрязненной химически преобразованной бурой лесной почвы характеризовался существенной трансформацией морфологического строения: Ох,kr(0–2)–А1х(2–13)–В1m,x(13–23)–В2f,x(23–35)–В3f,x(35–53)–ВСf,g,x(53–71)–Сg(71–100). В соответствии с [4] проводилась диагностика и описание техногенных признаков: изменение цвета при химическом загрязнении – индекс «х», битуминированная корка (нефтяной кир) – индекс «kr». Вследствие нефтяного загрязнения произошли кардинальные изменения морфологических показателей бурой лесной почвы. Наиболее характерными являются изменения цвета горизонтов, а также появление признака маслянистости в нефтезагрязненной почвенной массе. Хемогенная трансформация наиболее отчетливо прослеживалась в верхних горизонтах, где уровень загрязнения УВН составлял более 50000 мг/кг. Вместо серого цвета, характерного для фоновых природных почв, горизонт А1х в химически преобразованной бурой лесной почве стал темно-бурым, почти черным, с маслянистым блеском почвенной массы.

В средней части профиля горизонт В1m в бурой лесной почве на фоновом участке характеризовался ржаво-охристо-бурым цветом. В нефтезагрязненном горизонте В1m,x эти ржавые и охристые тона почти не проявлялись. Вместо этого в нефтезагрязненной химически преобразованной бурой лесной почве горизонт В1m,x характеризовался черно-бурым цветом, что связано с прокрашиванием почвенной массы темными компонентами нефти. Темный цвет нефтезагрязненных горизонтов формируют преимущественно смолисто-асфальтеновые вещества. Нижележащий горизонт В2f в бурой лесной почве на фоновом участке имел желто-бурый цвет, тогда как в нефтезагрязненном профиле горизонт В2f,x стал коричнево-бурым вследствие прокраски компонентами нефти. Горизонт В3f,x, в котором содержание УВН также составляло около 50000 мг/кг, характеризовался светло-коричнево-бурым цветом. В горизонте ВСf,g,x на желто-буrom фоне отмечены отдельные коричневатые пятна, сформированные вследствие просачивания нефтеуглеводородов вглубь почвенной толщи. В нижнем горизонте Сg (71–100 см) нефтезагрязненной бурой лесной почвы содержание УВН составило меньше 20000 мг/кг, при этом от-

четливых изменений морфологических признаков не прослеживалось. Таким образом, для сильно загрязненной бурой лесной почвы отмечается ослабление темно-бурых тонов вниз по почвенному профилю, что связано с уменьшением содержания суммы УВН вследствие сорбции наиболее темноокрашенных смолисто-асфальтовых веществ и высокомолекулярных компонентов нефти в верхних горизонтах.

При увеличении содержания УВН в гумусовом горизонте бурых лесных почв зафиксировано изменение цветовых тонов по шкале Манселла: от 2,5Y и 10YR к 7,5YR и 5YR. В нефтезагрязненных горизонтах происходит снижение параметров светлоты и насыщенности цвета по шкале Манселла. К замутнению окраски почвы при увеличении содержания УВН могут приводить нефтяные пленки на поверхности почвенных агрегатов.

Профиль подзола на фоновом участке имел следующее морфологическое строение: O(0–12 см)–AE(12–15)–E(15–31)–B1f(31–50)–B2f,g(50–70). В профиле нефтезагрязненного химически преобразованного подзола зафиксированы изменения его морфологического строения: Oх(0–5)–AEх(5–8)–Eх(8–17)–B1f,x(17–27)–B2f,g,x(27–40)–BCf,g,x(40–62). К особенностям трансформации морфологических признаков нефтезагрязненных подзолов следует отнести серовато-темно-коричневый оттенок горизонта AE и серовато-белесый цвет горизонта E, а также нечеткость и языковатость границ между горизонтами. При просачивании нефти переходы между горизонтами становятся размытыми, возникает новая конфигурация границ. В профиле подзола даже при низких уровнях загрязнения УВН, составивших 5000–10000 мг/кг, отмечалось резкое потемнение окраски, что, по-видимому, связано с исходными более светлыми тонами горизонтов AE и E по сравнению с бурыми лесными почвами. Оценки по шкале Манселла для горизонтов нефтезагрязненного подзола варьировали от 2,5Y до 10 YR, при этом светлота увеличивалась с глубиной и изменялась в более широком диапазоне, чем в профиле подзола на фоновом участке. Значения светлоты в нефтезагрязненном подзоле уменьшались при увеличении содержания УВН. Такое уменьшение светлоты в наиболее загрязненных горизонтах указывает на их более темный цвет, обусловленный прокрашиванием компонентами нефти.

Техногенные признаки, отмеченные в профилях нефтезагрязненных почв, но не характерные для их природных аналогов, требуют отдельного рассмотрения. Маслянистость почвенной массы, битуминизированная корка на поверхности почвы под фрагментарной подстилкой, органо-минеральные натёки техногенного происхождения – эти признаки отмечены в профиле бурой лесной почвы при уровне загрязнения УВН более 50000 мг/кг. Маслянистость почвенной массы в горизонте A1х проявлялась для визуального определения при уровне загрязнения УВН выше 35000 мг/кг, при меньшем загрязнении этот признак не отчетлив. В некоторых сильно загрязненных почвенных пробах можно отметить маслянистый блеск, в других – маслянистость почвенной массы не сопровождалась блеском. Степень выраженности масля-

нистости зависит не только от уровня загрязнения и состава нефти, но и от влажности и других свойств почв.

Ухудшение структуры почвенной массы в верхних горизонтах, ее глыбистость в нижних горизонтах также могут в значительной степени формироваться вследствие загрязнения и последующей хемотрансформации почв. В ходе изучения нефтезагрязненных почвенных горизонтов в них зафиксированы техногенные агрегаты – уплотненные, темно-бурого цвета, округло-кубовидной и мелкоглыбистой формы. Маслянистость, «обмыленность» граней этих макроагрегатов являются хемотрансформационными признаками, отражающими увеличение гидрофобности нефтезагрязненных почвенных частиц. Их формирование, по-видимому, связано не только с воздействием нефти, но и с другими факторами техногенеза. На промышленных площадках в условиях нефтяного загрязнения такие техногенные агрегаты могут составлять до 40% объема почвенных горизонтов. Для верхних горизонтов подзолов содержание УВН в техногенных агрегатах по сравнению с вмещающей их почвенной массой увеличивается в 1,5–4,5 раза.

В почвах с промывным водным режимом, к которым следует отнести подзолы и бурые лесные почвы, происходит равномерная миграция УВН вниз по почвенному профилю с возможным накоплением на сорбционных барьерах [5]. При этом для верхних горизонтов сильнозагрязненных почв характерно фронтальное просачивание нефти, которая полностью насыщает почвенную массу. Проникновение УВН в более глубокие слои почвы происходит преимущественно по трещинам и другим каналам миграции. В ходе вертикального передвижения нефти по почвенному профилю может наблюдаться ее фракционирование: в верхнем гумусовом горизонте сорбируются высокомолекулярные соединения, смолисто-асфальтеновые вещества, ароматические углеводороды; тогда как в нижние горизонты активнее проникают низкомолекулярные компоненты, имеющие более высокую растворимость в воде и диффузионную способность [5]. Такое фракционирование в ходе вертикальной миграции УВН оказывает влияние на характер трансформации морфологических признаков в исследованных почвенных профилях.

Исследования, проведенные на нефтяном месторождении северо-восточного Сахалина, показывают, что определение морфологических признаков техногенно трансформированных почв является достаточно информативным полевым методом и может использоваться в качестве рекогносцировочного при проведении экологического контроля и реабилитационных работ на загрязненных промышленных территориях.

Литература

1. Солнцева Н. П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 376 с.
2. Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация). М.: Изд-во МГУ, 2003. 267 с.

3. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органо-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. М., 1998. 18 с.

4. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.

5. Пиковский Ю. И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 208 с.

МЕТОД ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

П. В. Писаренко, М. С. Самойлик, И. Л. Плаксиенко, Л. А. Колесникова
Полтавская государственная аграрная академия, nil@pdaa.com.ua

Одной из самых глобальных проблем загрязнения окружающей среды в настоящее время является негативное воздействие на окружающую среду свалок твердых бытовых отходов (ТБО). Все знают о таких причинах загрязнения литосферы, как попадание в нее сточных вод, нефтепродуктов, аэрозолей, пыли, пестицидов, превышающих норму, допустимую в биологическом круговороте грунтовых экосистем. При этом главным видом загрязнения почвы признаны твердые бытовые и промышленные отходы.

Сложившаяся в настоящее время ситуация в области образования, использования, обезвреживания, хранения и захоронения отходов ведет к опасному загрязнению окружающей среды, нерациональному использованию природных ресурсов, значительному экономическому ущербу и представляет реальную угрозу здоровью нынешнего и будущих поколений. Следует иметь в виду, что свалки – это наименее цивилизованный способ изоляции твердых бытовых отходов. В процессе гниения отходов образуются токсичные и горючие газы (например, NH_3 , H_2S , CH_4 и т.д.), а также фильтрат, который считается наиболее опасным фактором воздействия объектов размещения отходов на окружающую среду. Фильтрат формируется в теле свалки при взаимодействии отходов с инфильтрующимися атмосферными осадками и содержит многочисленные компоненты неполного распада органических и неорганических веществ, токсичные соединения, различные группы микроорганизмов, в том числе патогенные [1].

Возможным направлением модернизации обезвреживания ТБО могут быть биохимические методы, используемые для очистки хозяйственно-бытовых и промышленных сточных вод от органических и некоторых неорганических веществ (сероводород, сульфиды, аммиак, нитриты).

Существующая система управления отходами, ориентированная преимущественно на их захоронение, является несовершенной, ведет к загрязнению окружающего воздуха, грунтовых вод и, как следствие, к снижению качества жизни, она не согласуется с принципами устойчивого развития экономики и требует коренной модернизации [2]. Губительно то, что под свалки отходов отчуждаются ценные в сельскохозяйственном отношении земельные ресурсы. Несомненно, вопрос о сокращении площади загрязненных земель,

образование которых обусловлено местами изоляции отходов, а также их восстановлении и возвращении в хозяйственный оборот недостаточно обработаны и остаются актуальными для научного поиска.

Цель нашего исследования состояла в изучении токсического воздействия фильтрата с мест захоронения отходов на *Triticum aestivum* и усовершенствовании метода снижения его фитотоксичности.

Исследовался фильтрат свалки ТБО, расположенной в 750 м на юго-восток от с. Макуховки (Полтавский район, Полтавская область, Украина). Площадь свалки составляет 17,4 га, заполнение – 105%. Место захоронения отходов неупорядоченное, полностью использованы его возможности по приему и обезвреживанию отходов. Фильтрат накапливается с северной стороны свалки ТБО. Потенциальный объем фильтрата составляет 51975 м³/год.

Чтобы проследить процесс фитотоксического эффекта фильтрата свалки были проведены лабораторные исследования по общеизвестным методикам [3, 4] с закладкой четырех опытных участков с четырехкратным повторением, закладка осуществлялась одновременно:

- контроль: чистая почва (эталон), полив чистой водой (участок 1а);
- чистая почва и полив водой с пробиотиком «Sviteco-PBG» (10%) (участок 1б);
- загрязненная почва вблизи свалки ТБО, полив чистой водой (участок 1в);
- загрязненная почва вблизи свалки ТБО, полив водой с пробиотиком «Sviteco-PBG» (10%) (участок 1г).

На протяжении 14 суток проводили биотестирование по показателям всхожести, роста и развития *Triticum aestivum* в течении вегетации.

Всходы на седьмой день вегетации составили: участок 1а – 95%, 1б – 97%, 1в – 69%, 1г – 85%. Результаты исследований (рис. 1–5) свидетельствуют о том, что в почве, отобранной в районе свалки ТБО, всходы проросших растений на 16% меньше по сравнению с контрольным образцом почвы; длина наземной части растений меньше на 22%; средняя длина корней меньше на 44%. Масса надземной части и масса корневой системы растений в почве вблизи свалки меньше на 52 и 43% соответственно.

Дальнейшие исследования с добавлением пробиотика показали:

- в контрольном образце почвы при добавлении пробиотика всходы проросших растений на 1,5%, в почве вблизи свалки на 5,2% больше по сравнению с поливом чистой водой соответственно;
- длина надземной части в контрольном образце почвы при добавлении пробиотика на 9,4% больше, в почве со свалки на 11,6% больше соответственно;
- средняя длина корней в контрольном образце почвы при добавлении пробиотика на 11,7% больше, в почве вблизи свалки на 40,2% соответственно;
- масса надземной части и корневой системы растений в контрольном образце почвы при добавлении пробиотика больше на 5,6 и 11,5%, в почве вблизи свалки на 14 и 16,5% соответственно.

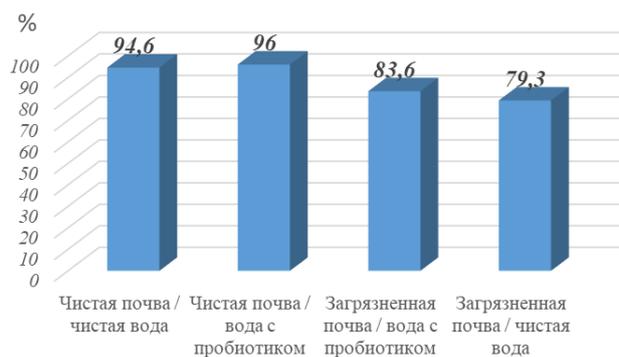


Рис. 1. Среднее количество проросших семян, %

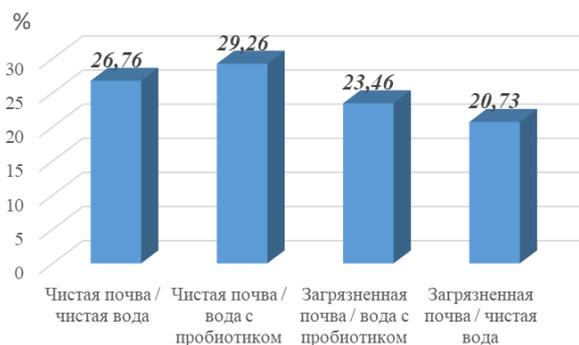


Рис. 2. Длина надземной части растений, см

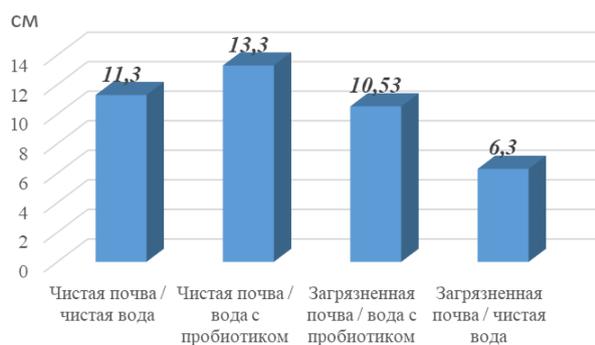


Рис. 3. Средняя длина корней, см



Рис. 4. Масса надземной части растения, г



Рис. 5. Масса корневой системы растения, г.

Данные наших исследований позволили рассчитать фитотоксичность почвы относительно длины и массы надземной и корневой части *Tritikum aestivum* (табл.) [5].

**Фитотоксический эффект почвы свалки ТБО на основе
выращивания растений *Triticum aestivum***

Образцы	Фитотоксический эффект, %			
	по длине надземной части растения	по средней длине корней	по массе надземной части растения	по массе корневой системы растения
Участок 1в	22,53 средняя токсичность	44,3 выше средней токсичности	52,6 выше средней токсичности	43,16 выше средней токсичности
Участок 1г	12,3 отсутствует (слабая токсичность)	6,8 отсутствует (слабая токсичность)	44,9 выше средней токсичности	32,1 средняя токсичность

Выводы. На основании результатов наших исследований можно сделать вывод об эффективности использования пробиотика «Sviteco-PBG» для обеззараживания почвы, загрязненной фильтратом со свалки ТБО. Следует отметить, что по показателям уровня подавленности ростовых процессов фитотоксический эффект загрязненной почвы оценивался как «выше среднего», а после использования пробиотика «Sviteco-PBG» как «отсутствующий» (слабая токсичность).

Литература

1. Степаненко Е. Е., Поспелова О. А., Зеленская Т. Г. Исследование химического состава фильтрационных вод полигона твердых бытовых отходов // Известия Самарского научного центра РАН. 2009. Т. 11. № 1 (3). С. 525–527.
2. Писаренко П. В., Самойлік М. С., Диченко О. Ю. Використання різних технологічних рішень у сфері поводження з твердими відходами при оцінці ризиків щодо здоров'я населення // Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2018. № 4 С. 23–25.
3. ГОСТ 17.4.3.01–83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб.
4. Грицаенко Г. М. Методи біологічних та агрохімічних досліджень рослин і ґрунтів. Київ, 2003. 320 с.
5. Максимова Н. Б., Морковкин Г. Г. Оценка токсичности и загрязнённости почв методом фитоиндикации // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. 2003. № 2 (10). С. 106–112.

ОСОБЕННОСТИ УРБАНОЗЕМОВ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ БАЙКАЛЬСКОГО ЦЕЛЛЮЗНО-БУМАЖНОГО КОМБИНАТА

Е. В. Напрасникова

Институт географии им В. Б. Сочавы СО РАН, napev@irigs.irk.ru

В условиях техногенного воздействия на окружающую среду, почвы представляют собой первоочередные объекты исследования, как неотъемлемый и незаменимый компонент биосферы. Хорошо известно, что городские почвы значительно отличаются от природных. Проблема техногенного за-

грязнения почв и экосистем в целом уже давно привлекает внимание широкого круга исследователей [1–3].

Город Байкальск – это не большой и сравнительно молодой город, который находится в южной части Иркутской области, на берегу уникального озера Байкал (на высоте 460 м над у. м.) и входит в состав Слюдянского района по Транссибирской магистрали.

Статус города Байкальск получил в 1966 году, и сегодня имеет современный облик и достаточно развитую инфраструктуру. Среди научного сообщества и общественности строительство Байкальского целлюлозно-бумажного комбината (БЦБК) и его работа вызывали дискуссии. БЦБК был построен для производства целлюлозы класса «супер-супер», которая предназначалась для армирования шин советских высокоскоростных, в том числе военных самолетов, сверхпрочным вискозным кордом. Проработал комбинат 47 лет и в 2013 г. окончательно прекратил свою деятельность. Основная причина – расположение на побережье уникального озера в Центральной экологической зоне Байкальской природной территории.

Данная экспериментальная работа была выполнена до закрытия БЦБК, а ее результаты представляют экологически важные знания в системе: прошлое – настоящее – будущее.

Основная цель исследования – оценка интегрального эколого-биохимического потенциала почв под воздействием техногенеза и урбанизации г. Байкальск. Основные задачи: отбор почвенных образцов в узловых районах города, определение их щелочно-кислотных условий и биологического потенциала.

Объектом детального исследования явился почвенный покров г. Байкальск, расположенного по обе стороны железнодорожной и автомобильной магистралей. Его площадь не велика и занимает – 5,2 тыс. га. Застроен он преимущественно панельными и кирпичными жилыми, а также общественными зданиями. Имеются застройки деревянными домами и коттеджами. Промышленная зона отделена от жилой лесным массивом. С южной стороны к городу подступают отроги горного массива Хамар-Дабан.

На территории города преобладают подзолисто-глеевые почвы [4]. Они претерпели изменения как все почвы, которые находятся под воздействием техногенеза и урбанизации. Современный растительный покров относится к Восточно-Сибирской подобласти светлохвойных лесов и ее южно-таежной зоне.

Почвы населенных пунктов загрязнены в силу близости с источниками загрязнения (относительно ПДК в 3–27 раз). В случае г. Байкальска это лесная промышленность, деревообрабатывающая и до 2013 г. – целлюлозно-бумажная. Основные элементы, превышающие ПДК в верхних горизонтах почв: Pb, Ni, Mn, Zn, Cu, Hg, Fe. Вниз по профилю их содержание резко уменьшается [5]. Почвы г. Байкальска содержат большое количество серы. Данное явление связано с особенностями производства и является одним из приоритетных загрязняющих элементов для БЦБК [6].

Основные ингредиенты выбросов в атмосферу – пыль (в том числе сульфат натрия и щелочь), диоксид серы, соединения восстановленной серы и метилмеркаптанового ряда, терпеновые углеводороды, окислы азота, углерода и хлора, фенолы, метанол. Суммарные выбросы в некоторые годы по материалам Государственного доклада достигали до 70 т/год [7].

Детальное исследование щелочно-кислотных свойств почвенного покрова г. Байкальск показало, что данные колеблются в сравнительно широких пределах (от 6,7 до 8,5 ед. рН). Анализы биологической активности почв (БАП) выполнены экспресс-методом по Т. В. Аристовской, М. В. Чугуновой [8], суть которого состоит в определении скорости выделяемого аммиака при разложении модельного вещества – карбамида. Экспериментальное исследование скорости деструкции азотсодержащего соединения в почвах показывает функциональные особенности почв, как экологически значимых. Несмотря на чрезвычайно разнородное пространственное распределение полученных данных, можно выделить две основные группы почв по степени зарегистрированной БАП, которая колеблется от 1,1 до 4,4 часа (далее ед.). Вторая – со средней активностью (от 3,2 до 4,4 ед.).

На основании полученных экспериментальных данных (определение рН и БАП) были представлены изолинейные карты распределения неоднородных значений рН и БАП города.

Максимальную площадь изучаемой территории (183,3 га) занимают почвы с нейтральными значениями рН. В относительном значении это составляет 58,6%. Площадь слабощелочных и щелочных почв занимает 76,4 и 36,7 га соответственно, что составляет 24,4 и 11,7% от общей площади территории города. На общем фоне щелочно-кислотных свойств почвенного покрова города, низкие и высокие значения рН среды фиксируются локально. Небольшая территория приходится как на слабокислые, так и на сильнощелочные почвы (8,8 и 7,8 га), в процентном соотношении это 2,8 и 2,5 соответственно.

Результаты БАП показали, что первая группа почв с очень высокой активностью составляет 82,8% от общей площади территории города. Вторая – со средней активностью (от 3,2 до 4,4 ед.) в процентном отношении невелика и составляет 17,2%. Площадь первой группы в абсолютном значении равна 276,3 га, а на вторую группу соответственно приходится 19,5 га. В пределах города почв с низкой биологической активностью не обнаружено. Сравнение значений БАП с контрольным вариантом показывает существенную разницу. Так, например БАП естественных почв сопредельных территорий колеблется от 6,5 до 12 единиц, что не противоречит экологической сущности изучаемого процесса.

В заключение следует отметить, что на основе данных по биологической активности почв и рН для всей исследуемой территории, проведен корреляционный анализ и найден коэффициент корреляции Пирсона между этими значениями. Наблюдается слабая ($R = 0,18$), но положительная связь этих параметров. Получены новые знания, показывающие направленность почвен-

ных процессов, под влиянием приоритетных загрязнителей от деятельности БЦБК. Они представляют базу данных для дальнейшего прогнозирования состояния почв в новых условиях, после остановки работы мощного целлюлозно-бумажного комбината. Иными словами, это основа для интерпретации изменений экологических функций почвенного покрова в посттехногенный период.

Литература

1. Герасимова М. И., Строганова М. Н., Можарова Н. В., Прокофьева Т. В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
2. Напрасникова Е. В. Уреазная активность и pH как показатели экологического состояния почв городов Восточной Сибири // Почвоведение. 2005. № 11. С. 1345–1352.
3. Lehmann A., Stahr K. Nature and Significance of Anthropogenic Urban Soils // J. of Soils & Sediments. 2007. V. 7 (4). P. 247–260.
4. Напрасников А. Т., Белозерцева И. А., Напрасникова Е. В. География и экология почв: учеб. пособие. Иркутск: Изд-во ИГУ, 2016. 189 с.
5. Баенгуев Б. А., Мокрый А. В., Каницкая Л. В., Белых О. А. Экологическое состояние территории Южного Прибайкалья: содержание серы в почвах // Успехи современного естествознания. 2016. № 8. С. 156–160.
6. Гребенщикова В. И., Лустенберг Э. Е., Китаев Н. А., Ломоносов И. С. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский экологический полигон). Новосибирск: Академическое изд-во «Гео», 2008. 234 с.
7. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2012 году. Иркутск: Изд-во Института географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, 2013. 337 с.
8. Аристовская Т. В., Чугунова М. В. Экспресс-метод определения биологической активности почв // Почвоведение. 1989. № 11. С. 142–147.

ОЦЕНКА РЕКРЕАЦИОННОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ЛАНДШАФТОВ ОСОБО ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ТАТИЩЕВСКОГО РАЙОНА САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

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

*ФГБОУ ВО «Саратовский государственный аграрный университет
имени Н. И. Вавилова», zaу-84-84@mail.ru*

Наблюдения последних лет показали, что рекреация и туризм являются довольно значительным фактором трансформации ландшафтов. Отдыхающие и занимающиеся туризмом люди оказывают воздействие практически на все компоненты ландшафта. В этой связи возникает проблема оптимизации рекреационных нагрузок на природные комплексы в целях предотвращения их деградации и сохранения комфортных условий рекреационной деятельности [1, 2]. Сущность этой проблемы сводится к обоснованию экологической нагрузки на природные комплексы (не превышающей пределов их естественных восстановительных способностей) путем установления нормативов рекреационного воздействия на них.

Природные комплексы и составляющие их элементы существенно различаются по своей потенциальной устойчивости к рекреационным нагрузкам. Разработка норм рекреационных нагрузок направлена на установление максимально допустимых объемов и режима использования той или иной территории при условии устойчивого функционирования ландшафтных комплексов.

Целью работы стало проведение оценки рекреационной устойчивости ландшафтов особо охраняемых природных территорий Татищевского района Саратовской области.

Наши исследования по оценке рекреационной устойчивости ландшафтов особо охраняемых природных территорий в Татищевском районе Саратовской области осуществлялись на базе памятников природы регионального значения ботанического профиля: Вязовская вековая дубрава, Вязовский черноольшатник, Дендрарий вязовского учебно-опытного лесхоза Саратовского государственного аграрного университета имени Н. И. Вавилова.

При проведении оценки рекреационной устойчивости ландшафтов особо охраняемых природных территорий в нашей работе были использованы следующие методики: методика определения интенсивности и активности посещения рекреационной территории по А. И. Тарасову [3], методика определения мощности, давления и агрессивности по А. И. Тарасову [3], методика расчета рекреационной емкости территории по С. Л. Рысину [4].

При анализе устойчивости ландшафтов особое внимание следует уделять способностям их реагировать на силу воздействия. В пределах каждого отдельного ландшафта может находиться строго определенное число отдыхающих. Превышение их количества будет сопровождаться разрушением природных комплексов.

Расчет показателей интенсивности и активности посещения рекреантами памятников природы показал, что

- показатель суммарного времени посещения Вязовской вековой дубравы средний и находится на уровне нормы, что обусловлено средним временем пребывания рекреантов на его территории. Следовательно, социально-экологическая связь между интенсивностью и активностью посещений находится на среднем уровне (рис. 1, 2);

- показатель суммарного времени посещения памятника природы Вязовского черноольшатника низкий, следовательно, показатели интенсивности и активности посещения территории рекреантами снижаются;

- показатель суммарного времени посещения Дендрария вязовского лесхоза – средний (рис. 1, 2).

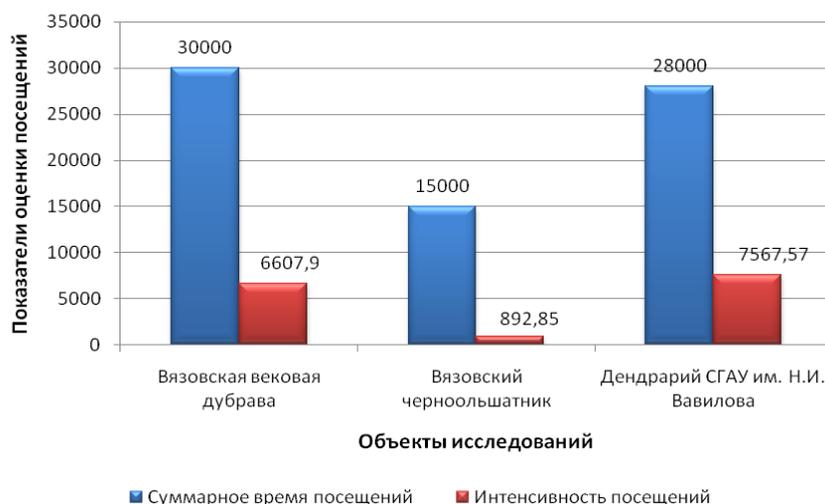


Рис. 1. Показатели суммарного времени посещения и интенсивности посещения рекреантами объектов исследований



Рис. 2. Активности посещения рекреантов на объектах исследований

По степени отрицательного воздействия на лес рекреацию целесообразно классифицировать по шести основным формам (табл.) [3].

Определяя коэффициент экологического воздействия на объекты исследования, выявили, что для всех памятников природы данный показатель составляет 3, который соответствует бивачной форме рекреации.

В ходе наших исследований было установлено, что мощность воздействия на памятник природы Вязовская вековая дубрава высокая, это определяется длительным пребыванием рекреантов на территории памятника природы ввиду наличия развитой инфраструктуры. Показатели рекреационного давления и агрессивности рекреантов на исследуемой территории высокие. Вязовский черноольшатник подвергается низкой мощности воздействия рекреации, рекреационному давлению и агрессивности рекреантов ввиду отсутствия инфраструктуры и наличия болотистой местности. Мощность воздействия на памятник природы Дендрарий вязовского лесхоза высокая, что связано с периодическим пребыванием рекреантов на территории памятника природы

ввиду использования его в научных целях. Показатели рекреационного давления и агрессивности рекреантов на исследуемой территории высокие.

Таблица

Воздействие различных форм рекреации на лесную экосистему

Формы рекреации	Главные виды действия						Коэффициент экологического воздействия
	Изъятие леса под рекреационную инфраструктуру	Вытаптывание покрова, подстилки, почвы, подлеска	Селективное уничтожение элементов биоты	Разжигание костров, установка палаток, сбор дров	Съезд с дороги в лес, глубокая эрозия почвы	Рубка дров и строительные материалы, выпас скота	
Дорожная	+	-	-	-	-	-	0,01
Бездорожная	+	+	-	-	-	-	1
Добывательская	+	+	+	-	-	-	2
Бивачная	+	+	+	+	-	-	3
Транспортная	+	+	+	+	+	-	13
Кошевая	+	+	+	+	+	+	15

Систематизированная и объективная методика оценки рекреационной нагрузки в лесах, обобщающая наиболее важные показатели устойчивости ландшафтов и находящихся на них насаждений в условиях рекреационной нагрузки, была разработана С. Л. Рысиным [4].

Оценка рекреационной емкости памятника природы Вязовской вековой дубравы показала, что данная территория может вместить 66 рекреантов одновременно, это не вызовет деградации биогеоценозов и рекреанты не будут испытывать психологический дискомфорт. Пребывание рекреантов на территории памятника природы составляет 14 чел./га, что не превышает допустимую рекреационную нагрузку на данную территорию и, как следствие, не приводит к деградации лесных экосистем (рис. 3).

Рекреационная емкость памятника природы Вязовский черноольшатник составляет 217 человек, что обусловлено обширной площадью объекта рекреации. На 1 га рекреационной территории памятника природы одновременно, не нарушая лесные экосистемы, могут находиться 13 человек.

Оценка рекреационной емкости памятника природы Дендрария вязовского лесхоза показывает, что данный объект рекреации может вместить 40 рекреантов одновременно. Пребывание рекреантов на территории памятника природы составляет 11 чел./га, это не превышает допустимую рекреационную нагрузку на данную территорию и не вызывает деградацию лесных экосистем.



Рис. 3. Рекреационная емкость объектов исследований

В ходе исследований по оценке рекреационной устойчивости ландшафтов особо охраняемых природных территорий Татищевского района Саратовской области установлено, что памятники природы Вязовская вековая дубрава и Дендрарий вязовского лесхоза являются самими посещаемыми рекреационными территориями из всех исследуемых объектов, так как имеют развитую инфраструктуру рекреационного характера.

Мощность воздействия на памятники природы Вязовская вековая дубрава и Дендрарий вязовского лесхоза – высокая. Это определяется длительным пребыванием рекреантов на их территории ввиду наличия развитой инфраструктуры или использования в научных целях. Памятник природы Вязовский черноольшатник подвергается самой низкой мощности воздействия рекреации, рекреационному давлению и агрессивности рекреантов из исследуемых территорий рекреации.

Литература

1. Сергеева И. В., Андриянова Ю. М., Мохонько Ю. М. Разработка новых эколого-безопасных методов снижения антропогенных воздействий на агроэкосистемы // Проблемы устойчивого развития региона: Материалы докл. VIII школа-семинар молодых ученых России. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2016. С. 128–131.
2. Сергеева И. В., Андриянова Ю. М., Мохонько Ю. М., Гришина А. А., Носкова Ю. С. Биологический контроль качества окружающей среды Саратовской области // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: Материалы конф. XVI Всерос. науч.-практ. конф. Киров: ВятГУ, 2018. С. 109–113.
3. Тарасов А. И. Рекреационное лесопользование. М.: Агропромиздат, 1986. 176 с.
4. Рысин С. Л. Рекреационный потенциал лесопарковых ландшафтов и методика его изучения. М.: ВНИИЛМ, 2003. 27 с.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ И МЕТАЛЛОИДЫ В ПОЧВАХ г. УХТА (РЕСПУБЛИКА КОМИ)

Е. Ю. Кряжева¹, Е. М. Лаптева²

¹ *Ухтинский государственный технический университет,
eremina_83@mail.ru*

² *Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, lapteva@ib.komisc*

В настоящее время химическое загрязнение окружающей среды является причиной большинства экологических проблем на разных пространственных уровнях: от локального и регионального до глобального – планетарного. Из множества существующих на данный момент загрязнителей традиционно выделяют группу неорганических поллютантов – тяжелые металлы (ТМ) и металлоиды. В эту группу входят химические элементы с большой атомной массой (более 50 а. е.), к числу которых относят, по разным оценкам, от 19 до 57 элементов. Их опасность обусловлена токсическим воздействием, которое они способны оказывать на живые системы при высоких концентрациях. Известно, что особенно велика степень химической нагрузки на среду в урбо-системах, где происходит концентрация всего комплекса загрязнителей, в том числе и ТМ. Состояние среды в промышленных городах вызывает особую тревогу, так как воздействие на нее увеличивается в разы по сравнению с непромышленными ландшафтами. Городская почва является своеобразным буфером химических веществ, поступающих в нее из сопредельных сред, при определенных условиях она способна стать мощным источником вторичного загрязнения окружающей среды.

Цель данной работы заключалась в оценке загрязнения тяжелыми металлами и мышьяком почв города Ухта.

Ухта – город в центральной части Республики Коми, расположен на границе подзон средней и северной тайги в пониженной части Тиманского кряжа. Городская территория приурочена к водоразделу и долинам р. Ухта и ее притока р. Чибью. Ухта – молодой город, создан в 1929 г. как поселок нефтяников, статус города получил в 1943 г. По численности населения он относится к категории средних городов России. Основу экономики Ухты составляют предприятия промышленности – нефтяной, газовой, машиностроительной и строительных материалов. Градообразующими являются Ухтинский нефтеперерабатывающий завод, а также предприятия по транспорту нефти и газа.

Для определения содержания ТМ и мышьяка в почвах г. Ухта образцы почв отбирали в августе 2017 г. в точках, соответствующих разным функциональным зонам города – транспортной, промышленной и рекреационной. Отбор проб почв осуществляли в соответствии с ГОСТ и методическими рекомендациями по работе с городскими почвами [1–4]. Образцы отбирали методом конверта из пяти почвенных прикопок с глубины 0–10 и 10–20 см. Анализировали смешанные образцы, пробоподготовку которых проводили в со-

ответствии с общепринятыми методами [1–4]. Обменную кислотность (рН солевой вытяжки) и содержание органического углерода определяли согласно [5, 6], содержание валовых и подвижных форм ТМ и мышьяка – в соответствии с [7–9] в экоаналитической лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН. Статистический анализ полученных данных выполняли в программном пакете Microsoft Excel.

Почвы в пределах городской черты сформированы на насыпных грунтах преимущественно из песка и торфа, подстилаемых щебнисто-гравийным материалом. Профиль почв маломощный (до 10–20 см), в них отсутствует четкая дифференциация на генетические горизонты. Антропогенно нарушенные аналоги природных почв сохранились лишь на отдельных участках в границах парков и других зеленых зон города. Они представлены, главным образом, подзолами и пойменными почвами.

Почвы г. Ухта характеризуются нейтральной или слабощелочной реакцией среды, в парковых зонах имеют слабокислую или близкую к нейтральной реакцию. Содержание углерода органических соединений варьирует в почвах от очень низких показателей (минеральные горизонты парковых зон и отдельные точки в пределах транспортной и промышленной) до очень высоких (органогенные горизонты парковых зон и реплантоземы с большим количеством торфа).

Почвенные образцы исследовали на содержание 11 ТМ (Zn, Cd, Cu, Co, Ni, Fe, Mn, Cr, Mo, V, Sr), трех сверхтяжелых (Pb, Hg, Ba) и одного тяжелого металлоида (As). Определяли массовую долю валовых и подвижных форм элементов. Полученные данные сравнивали с существующими гигиеническими нормативами [10, 11], кларками верхней части земной коры [12], кларками городских почв [13] и фоновыми показателями, установленными для Ухтинского района Республики Коми [14]. Согласно ГОСТ 17.4.102-83 к самым токсичным (1 класс опасности) из числа исследованных элементов относятся Zn, Cd, As, Pb, Hg; менее токсичным (2 класс опасности) – Cu, Co, Ni, Cr, Mo; слабо токсичным (3 класс опасности) – Mn, Sr, Ba, V; без класса опасности – Fe.

Полученные нами данные (табл.) свидетельствуют о том, что среднее содержание (как в целом по городу, так и отдельно по функциональным зонам) валовых форм большинства ТМ в почвах города Ухта не превышает существующие гигиенические нормативы. Исключением являются два элемента. Содержание As превышает установленный норматив ПДК (во всех зонах), но не превышает ОДК для почв с нейтральной реакцией среды. Валовое содержание Pb выше ПДК только в одной точке (промышленная зона), но оно ниже норматива ОДК для почв с нейтральной реакцией среды. Близкое к ОДК, но не превышающее его значение, содержание отмечено в одной из точек наблюдения в промышленной зоне города для цинка.

Содержание подвижных форм Pb (промышленная зона) и Mn (зона рекреации) незначительно превышает ПДК: на уровне ПДК в почвах промышленной зоны находится среднее содержание подвижных форм Zn. В отдель-

ных точках разных зон также установлено превышение норматива по данным элементам: максимально для Pb (в 4 раза) и Zn (в 2,5 раза) в почвах промышленной зоны.

Таблица

**Содержание ($\bar{X} \pm S$)* тяжелых металлов и металлоидов
в верхнем (0–10 см) слое почв г. Ухта, мг/кг**

Me	Функциональные зоны города					
	промышленная		транспортная		рекреационная	
	I**	II**	I	II	I	II
Fe	10829±5789	167± 152,08	8993±1525	28,43± 12,61	10458±8103	30,44± 23,27
Mn	225,71±73,68	96,86± 38,41	229,33±61,83	88,73± 18,73	338,75± 180,65	103,75± 31,9
Ba	86,57±54,46	23,57± 9,19	48,31±9,65	15,75±2,5	60,3±37,68	21,84± 15,62
Zn	83,39±66,65	22,86± 24,3	47,67±16,18	11,51± 4,45	62,9±38,03	13,76±10, 87
Sr	49,57±24,9	– ***	43,6±5,95	–	32,34±34,21	–
Pb	20,31±17,64	7,83±8,28	7,92±1,90	1,38±0,55	14,63±6,13	3,13±2,59
V	18,43±5,94	–	15,08±2,51	–	19,9±11,42	–
Ni	14,2±5,92	1,03±0,62	14,71±6,32	0,68±0,57	17,06±7,69	0,53±0,26
Cu	15,79±8,79	1,14±0,92	12,48±3,68	0,49±0,34	14,06±12,67	0,62±0,46
Cr	12,26±3,86	0,44±0,23	11,12±3,43	0,22±0,10	11,81±7,58	0,25±0,10
Co	3,17±0,85	0,61±0,19	3,07±0,58	0,46±0,22	3,45±2,29	0,47±0,24
As	3,13±0,78	–	3,47±0,93	–	2,86±1,59	–
Cd	0,31±0,12	–	0,25±0,05	–	0,33±0,18	–
Hg	0,04±0,03	н/о ****	0,02±0,01	н/о	0,05±0,05	н/о
Mo	–	–	–	–	–	–

Примечание: * среднее значение и стандартное отклонение; ** I – валовое содержание элемента; II – содержание подвижных форм элемента, извлекаемых ацетатно-аммонийным буферным раствором; *** знаком «–» отмечено значение определяемого элемента ниже предела обнаружения; **** н/о – содержание элемента не определяли.

Кларки верхней части земной коры превышены для Cd (во всех зонах – максимально в зоне рекреации в 3,6 раза) и незначительно для Zn и Pb в почвах промышленной зоны. Установлено также превышение кларка для этих и других элементов (Hg, Cu, As) в отдельных точках разных зон – максимально для Hg в зоне рекреации (в 1,97 раза).

Кларки, установленные для городских почв, превышены в отдельных точках промышленной зоны только для трех изученных элементов: в одной точке наблюдения – для Zn (в 1,26 раза), в одной точке – для Pb (в 1,01 раза) и в одной точке – для Fe (в 1,03 раза).

Анализ содержания изученных элементов в верхнем горизонте почв разных функциональных зон города Ухта показал, что самые высокие концентрации большинства ТМ приурочены к почвам промышленной зоны. Для

них характерно высокое содержание следующих элементов: Zn, Pb, Cu, Cr, Ba, Fe, а также Cd, Sr (валовое содержание), Hg (валовое содержание), Co (подвижная форма), Ni (подвижная форма). В рекреационной зоне отмечено повышенное валовое содержание Mn, V, Hg, Ni, Co, Cd в верхних горизонтах почв; в транспортной зоне (верхний горизонт) – только As.

Анализ содержания ТМ и мышьяка в нижних горизонтах почв транспортной и рекреационной зон города Ухта показал, что почвы транспортной зоны отличаются более высокими концентрациями почти половины изученных элементов: Zn, Pb, Sr (валовое содержание), As (валовое содержание), Ni (валовое содержание), Ba (валовое содержание), Co (подвижная форма), Mn (подвижная форма), Fe (подвижная форма).

Анализ степени подвижности металлов (доля подвижных форм от валового содержания) в почвах города Ухта, показал, что минимальной подвижностью характеризуются Fe и Cr, максимальной – Zn, Pb, Ba, Mn, а также Ni (в нижнем горизонте почв рекреационной зоны).

Оценка корреляционных связей между изученными показателями выявила в нижнем горизонте почв более тесную зависимость между элементами, по сравнению с верхним горизонтом. Доля значений коэффициента корреляции, соответствующих сильной и очень сильной степени взаимосвязи, для верхнего горизонта составляет 20%, а для нижнего – 48,3%.

Фоновые значения содержания ТМ для Ухтинского района Республики Коми установлены только для 6 изучаемых показателей (Zn, Cd, Cu, Ni, Mn, Pb) [14]. Для данных элементов рассчитаны коэффициенты концентрации (K_k), определяемые как отношение фактического и фонового содержания элемента в почве [15]. Коэффициенты концентрации превышают единицу во всех зонах – максимально для Cu (в среднем по городу – 3,49), минимально для Cd (1,43). K_k элементов в верхнем горизонте почв выше, чем в нижнем (за исключением Mn в транспортной зоне).

Среднее значение суммарного показателя загрязнения (Z_c) верхнего слоя почв [15] для города в целом и для отдельных функциональных зон соответствует категории не опасного загрязнения, при этом в промышленной и рекреационной зонах им соответствуют близкие значения, превышающие показатель Z_c для транспортной зоны в 1,6 раза.

Таким образом, несмотря на промышленную специфику Ухты, почвы города по содержанию ТМ и мышьяка характеризуются как слабо загрязненные, что выгодно отличает их от почв других промышленных городов, где степень загрязнения почвенного покрова городской среды существенно выше [16, 17]. Основная часть рассматриваемых металлов аккумулируется в верхнем слое (0–10 см) почв, в транспортной зоне более высокие концентрации металлов и As соответствуют нижнему горизонту.

Литература

1. ГОСТ 17.4.4.02-84 Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа.

2. Федорец Н. Г., Медведева М. В. Методика исследования почв урбанизированных территорий. Петрозаводск, 2009. 84 с.
3. Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации. М., 2003. 48 с.
4. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л. А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с.
5. ГОСТ 26484-85 Почвы. Метод определения обменной кислотности.
6. ГОСТ 26213-91 Почвы. Методы определения органического вещества (по методу Тюрина в модификации ЦИНАО с фотометрическим окончанием).
7. ПНД Ф 16.1:2.3:3.50-08 (ФР.1.31.2008.05186). Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений массовых долей подвижных форм металлов (цинка, меди, никеля, марганца, свинца, кадмия, хрома, железа, алюминия, титана, кобальта, мышьяка, ванадия) в почвах, отходах, компостах, кеках, осадках сточных вод атомно-эмиссионным методом с атомизацией в индуктивно-связанной аргоновой плазме.
8. ПНД Ф 16.1:2.3:3.11-98 (ФР.1.31.2006.02149). Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.
9. ПНД Ф 16.1:2.23-2000 (ФР.1.31.2005.01686). Определение содержания ртути в почве, донных отложениях и горных породах.
10. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.
11. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.
12. Касимов Н. С., Власов Д. В. Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии // Вестник Московского университета. 2015. № 2. С. 7–17.
13. Алексеенко В. А., Алексеенко А. В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д: Изд-во ЮФУ, 2013. 380 с.
14. Об установлении нормативов фоновое содержание химических элементов и углеродородов в почвах республики Коми. Приказ Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми № 529 от 25.11.2009 г.
15. Водяницкий Ю. Н. Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // Почвоведение. 2010. № 10. С. 1276–1280.
16. Дымов А. А., Каверин Д. А., Габов Д. Н. Свойства почв и почвоподобных тел г. Воркута // Почвоведение. 2013. № 2. С. 240–248.
17. Сивцева Н. Е., Легостаева Я. Б., Маркаров В. С., Васильев Н. Ф. Экологическая оценка состояния территории г. Якутска по суммарному показателю загрязнения почвенного покрова // Вестник СВФУ. 2011. Т. 8. № 2. С. 30–35.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В УРБОСРЕДЕ САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. В. Прохорова, Ю. В. Макарова, С. В. Бугров
*Самарский национальный исследовательский университет
имени академика С. П. Королёва, natali.prokhorova.55@mail.ru*

Самарская область характеризуется высоким уровнем урбанизации, широким спектром промышленного и сельскохозяйственного производства, развитой транспортной инфраструктурой. Большую известность получили города Самарского промышленного узла: Самара, Тольятти, Сызрань, Новокуйбышевск, Чапаевск, Отрадный. Среди них выделяются старинные города

Самара и Сызрань, имеющие наиболее долгую историю становления и функционального зонирования.

Город Самара основан в 1586 г. Он расположена напротив Самарской Луки на левом берегу р. Волги (Саратовского водохранилища) между устьями крупных волжских притоков р. Самары и Сока. Длительность техногенза на его территории оценивается в 430 лет в старой части, в 50-80 лет – в его новых районах. Город Самара является центром Самарской области и Поволжского экономического района. В настоящее время на территории г. Самары проживает 1171000 человек, работают более 150 крупных и средних предприятий, наиболее значимые среди них следующие: «Авиаагрегат», авиационный завод, «Волгакабель», «Старт», 9 ГПЗ, завод имени Тарасова, Самарский металлургический завод, компания «Кузнецов», ракетно-космический центр «Прогресс», АО Куйбышевский нефтеперерабатывающий завод. Город Самара – крупный транспортный узел с развитыми авиационным, железнодорожным, автомобильным и речным сообщениями [1].

Город Сызрань основан в 1683 г. как крепость, а статус города получил в 1796 г. Он расположен в 200 км западнее г. Самары, на правом берегу р. Волги в месте впадения в нее р. Сызранки. В настоящее время г. Сызрань является крупным региональным промышленным центром. На его территории проживает 174023 человека, работает более 30 крупных и средних предприятий. В общей структуре производства ведущими являются предприятия машиностроения, топливной промышленности, химии и нефтехимии, автомобилестроения, легкой и пищевой промышленности. Хорошо развита транспортная составляющая [1]. Длительность техногенеза здесь насчитывает от 80 до 200 лет в зависимости от возраста городских районов.

Промышленные предприятия и транспорт этих городов являются активными техногенными источниками поступления тяжелых металлов (ТМ) в окружающую среду. Периодический мониторинг накопления ТМ в почвах промышленных городов Самарской области осуществляет Приволжское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Результаты этого мониторинга в достаточно формализованном виде публикуются в ежегодных «Государственных докладах о состоянии окружающей среды...» [2], а также доступны в сети Интернет [3]. Сравнительный анализ эколого-геохимических особенностей почв разных функциональных зон городов Самарского промышленного узла вызывает оправданный интерес экологов и соответствующих служб администрации этих городов, но ранее он практически не осуществлялся, что и послужило основанием для проведения настоящего исследования.

В вегетационный период 2018 г. были отобраны образцы почв (слой 0–10 см) в различных функциональных зонах г. Самары и Сызрани. Для сравнительного анализа были выбраны почвы крупных парков, жилых и промышленных зон, территорий отвода городских автомагистралей и железных дорог. Отбор почвенных образцов, их подготовку к полиэлементному анализу осуществляли по общепринятым в почвоведении и геохимии методикам [4]. Ко-

личественный анализ валового содержания ТМ (Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd) проводили методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой [5] в лаборатории Самарского университета. В сравнительном анализе использовали показатели ПДК, ОДК [6, 7] и регионального фона [8] ТМ. Краткий анализ полученных результатов представлен ниже.

Марганец (Mn). Содержание Mn в почвах разных функциональных зон г. Самары варьирует в пределах от 348,6 до 755,5 мг/кг; в г. Сызрани – от 193,8 до 456,1 мг/кг. Уровень содержания этого элемента в почвах всех изученных функциональных зон в 2 раза выше в г. Самары. Исключение составляют почвы промзон, в которых Mn накапливается в близких концентрациях. Самые высокие концентрации Mn выявлены в почвах зоны отвода железной дороги в обоих городах. Уровень ПДК не достигнут, фоновая концентрация превышена только в почвах зоны влияния железной дороги в г. Самаре.

Хром (Cr). Содержание Cr в почвах изучаемых территорий г. Самары варьирует относительно слабо и находится в пределах 24,8–31,6 мг/кг. В почвах г. Сызрани его пространственная динамика выражена гораздо заметнее, а среднее содержание изменяется в интервале от 12,4 до 98,5 мг/кг. В большинстве изучаемых функциональных зон содержание Cr выше в почвах г. Самары. Исключение составляет зона отвода железной дороги в г. Сызрани, в почвах которой Cr в 2,5 раза больше, чем в аналогичной зоне г. Самары. Превышения регионального фона не выявлено.

Никель (Ni). В почвах изучаемых территорий г. Самары среднее содержание Ni варьирует от 24,8 до 41,2 мг/кг, в почвах г. Сызрани – от 11,4 до 154,0 мг/кг. В почвах всех изучаемых функциональных зон, кроме зоны отвода железной дороги, более высокие концентрации (в 2–3 раза) характерны для г. Самары. В почвах зоны влияния железной дороги в г. Сызрани содержание Ni в 5 раз превосходит фоновый показатель для почв Самарской области и почти в 2 раза – уровень ОДК.

Медь (Cu). Среднее содержание Cu в почвах г. Самары варьирует от 28,4 до 77,7 мг/кг, в г. Сызрани – от 11,8 до 88,5 мг/кг. Пространственная динамика среднего содержания Cu не нарушает уже выявленной закономерности: в почвах всех изученных зон, за исключением отвода железной дороги, более высокие концентрации (в 1,5–3 раза) выявлены в г. Самаре, а в почвах зоны влияния железной дороги более высокая концентрация Cu характерна для г. Сызрани. В обоих городах региональный фоновый уровень содержания Cu в почвах этой функциональной зоны превышен в 3 раза, но уровень ОДК не достигнут.

Цинк (Zn). Среднее содержание Zn в почвах изучаемых функциональных зон г. Самары меняется от 59,7 до 1809,1 мг/кг, в г. Сызрани – от 41,3 до 136,4 мг/кг. Пространственная динамика накопления этого элемента характеризуется своеобразием: в почвах парков, жилых зон и отвода железной дороги более высокие концентрации выявлены в г. Самаре, в почвах придорожных зон автотранспортных магистралей – в г. Сызрани. В почвах промышленных зон содержание Zn сходно в обоих городах. Концентрация Zn в почвах зоны

влияния железной дороги в г. Самаре в 9 раз превышает ОДК и в 25 раз – региональный фоновый показатель.

Свинец (Pb). Среднее содержание Pb в г. Самаре варьирует от 14,7 до 60,7 мг/кг, в г. Сызрани – от 12,8 до 36,3 мг/кг. Характер распределения Pb в изучаемых почвах повторяет таковой для Zn. Самара отличается более высокими концентрациями Pb в почвах парков, жилой зоны и зоны отвода железной дороги. В почвах промышленных зон концентрации близки, но показатель для Самары несколько выше. В почвах придорожных зон автодорог более высокие концентрации Pb выявлены в г. Сызрани. ПДК превышена в 1,6–2 раза в почвах парков, жилых зон и зоны отвода железной дороги в г. Самаре. В г. Сызрани уровень ПДК Pb достигнут только в почвах придорожных зон.

Кадмий (Cd). Средняя концентрация Cd в почвах изучаемых зон г. Самары варьирует от 0,3 до 0,55 мг/кг, в почвах г. Сызрани – от 0,2 до 0,44 мг/кг. Более высокие концентрации Cd (в 1,5–3 раза) выявлены в почвах парков, жилых, промышленных зон и зон отвода железной дороги в г. Самаре. Равное содержание Cd установлено в придорожных зонах г. Самары и Сызрани. Превышения ПДК и регионального фонового показателя для Cd не выявлены.

Сравнительный анализ показал, что по всем анализируемым элементам более высокий уровень накопления характерен для почв парковых и жилых зон г. Самары. Для остальных функциональных зон более высокие концентрации по большинству элементов также характерны для г. Самары. Исключение составляют Zn и Pb в почвах придорожных зон автотранспортных магистралей, Cr, Ni, Cu – в почвах зоны отвода железной дороги в г. Сызрани. В почвах промышленных зон г. Самары и Сызрани содержание Mn, Cr и Zn сходно, а Ni, Cu, Pb, Cd более активно накапливаются в промзонах г. Самары.

Среди функциональных зон изученных урбоэкосистем особенно высоким уровнем содержания ТМ выделяются зоны отвода железных дорог. Это относится ко всем анализируемым металлам в г. Самаре и к большей их части (Mn, Cr, Ni, Cu, Cd) в г. Сызрани.

Литература

1. Города Самарской области. Режим доступа: <https://ru.wikipedia.org/wiki/>. Дата обращения: 6.03.2019.
2. Государственный доклад о состоянии окружающей среды и природных ресурсов Самарской области за 2016 год. Самара, 2017. 198 с.
3. Загрязнение почв городов Самарской области. Режим доступа: <http://pogoda-sv.ru/publications/488/>. Дата обращения: 2.03.2019.
4. Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. М.: Изд-во МГУ, 2001. 689 с.
5. Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. М. Госкомитет Российской Федерации по охране окружающей среды, 1998 (издание 2005 г.). 31 с.
6. Методические указания МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. М.: Санэпидиздат, 1999. 26 с.

7. Способы контроля и нормирования загрязненных почв: Учебно-методическое пособие. Воронеж: Издательско-полиграфический центр Воронежского гос. университета, 2009. 22 с.

8. Прохорова Н. В. К оценке фоновой геохимической структуры ландшафтов лесостепного и степного Поволжья // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2005. Т. 7. № 1. С. 169–178.

ВЛИЯНИЕ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ РЕК СОВЕТСКОГО РАЙОНА КИРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Т. И. Кутявина¹, А. В. Бадьина¹, Т. Я. Ашихмина^{1,2}

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

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

В последние десятилетия стало достаточно сложно выделить водотоки, которые не испытывают внешнее воздействие (прямое или косвенное). Антропогенное воздействие на водотоки и водоемы приводит к изменению качества водной среды и нарушению их функционирования, влияет на экологическое состояние водных объектов [1].

Цель работы – оценка качества воды в реках, протекающих по территории Советского района Кировской области, по результатам физико-химического анализа проб воды.

Изучали качество воды четырех рек: Курба, Коньга, Пижма и Вятка. Все реки входят в Камский бассейновый округ. Для отбора проб были выбраны речные участки, расположенные вблизи автомобильных дорог. В то же время берега этих участков часто используются местными жителями в рекреационных целях, так как находятся на большом расстоянии от промышленных объектов и населенных пунктов. На каждом участке выбрали по одному пункту отбора воды. Пункт отбора воды из реки Курба (№ 1) расположен рядом с базой отдыха, на расстоянии 7 км от автомобильной дороги; пункты отбора воды из рек Коньга (№ 2), Пижма (№ 3) и Вятка (№ 4) – под мостами, по которым проходят автомобильные дороги. В 1 км от пункта № 2 находится котельная, в 2 км – сельскохозяйственное предприятие. Рядом с пунктом № 4 расположен пирс, в 2–3 км от него – котельная. Отбор проб воды из рек проводили дважды: в октябре 2017 и октябре 2018 гг.

Физико-химический анализ проб воды проводили по аттестованным методикам измерений в аккредитованной научно-исследовательской экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета. В ходе анализа были определены следующие показатели: водородный показатель (рН) – потенциометрическим методом; ионы аммония, нитрат- и фосфат-ионы, химическое потребление кислорода (ХПК) – фотометрическим; перманганатная окисляемость – титриметрическим; электропроводность – кондуктометрическим методом.

Результаты гидрохимического анализа проб воды из рек Курба, Коньга, Пижма и Вятка за 2017 г. представлены в таблице 1, за 2018 г. – в таблице 2.

Таблица 1

**Результаты физико-химического анализа проб речной воды
(октябрь 2017 г.)**

Показатель, единицы измерения	Название реки			
	Курба	Коньга	Пижда	Вятка
Водородный показатель, ед. рН	7,7±0,2	6,8±0,2	7,9±0,2	7,9±0,2
Ионы аммония, мг/дм ³	1,24±0,26	0,78±0,27	0,69±0,24	0,12±0,04
Нитрат- ионы, мг/дм ³	4,5±0,5	1,02±0,18	1,95±0,35	1,97±0,35
Фосфат-ионы, мг/дм ³	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Перманганатная окисляемость, мгО/дм ³	1,4±1,4	16,0±0,6	13,1±1,3	5,8±0,6
ХПК, мгО/дм ³	18±5	27±14	47±11	59±12
Удельная электропроводность, мкСм/см	317±16	206±10	461±23	449±22

По реакции среды в 2017 г. вода в изученных реках характеризовалась как слабощелочная, в р. Коньга – как нейтральная (табл. 1). Максимальное содержание аммонийного азота отмечено в р. Курба, минимальное – в р. Вятка, в реках Коньга и Пижма содержание ионов аммония было практически одинаковое. Нитрат-ионы в наибольшем количестве обнаружены в р. Курба, минимальное их количество – в р. Коньга. Концентрация фосфат-ионов во всех пробах была ниже предела обнаружения методики измерений. По результатам определения перманганатной окисляемости и ХПК можно сделать вывод, что в реках Коньга и Пижма больше легкоокисляемых органических веществ (ОВ), чем в реках Курба и Вятка, в реках Пижма и Вятка больше трудноокисляемых ОВ, чем в реках Курба и Коньга. Общая минерализация воды всех изученных рек в 2017 г. была невысокая, о чем свидетельствуют результаты определения электропроводности.

Таблица 2

**Результаты физико-химического анализа проб речной воды
(октябрь 2018 г.)**

Показатель, единицы измерения	Название реки			
	Курба	Коньга	Пижда	Вятка
Водородный показатель, ед. рН	8,0±0,2	7,2±0,2	8,0±0,2	8,1±0,2
Ионы аммония, мг/дм ³	0,85±0,30	0,85±0,30	0,44±0,15	1,63±0,34
Нитрат- ионы, мг/дм ³	0,29±0,05	0,47±0,09	1,68±0,30	0,47±0,09
Фосфат-ионы, мг/дм ³	<0,1	0,32±0,08	<0,1	<0,1
Перманганатная окисляемость, мгО/дм ³	3,88±0,39	7,5±0,8	6,4±0,6	17,8±1,8
ХПК, мгО/дм ³	9,0±2,7	26±8	9,7±2,9	29±9
Удельная электропроводность, мкСм/см	445±22	456±23	622±31	367±18

В 2018 г. (табл. 2), по сравнению с 2017 г., отмечено несколько изменений. Содержание аммонийного азота в р. Курба стало ниже, а в р. Вятка, наоборот, возросло. Содержание нитрат-ионов во всех пробах воды снизилось.

В р. Коньга отмечено увеличение содержания фосфат-ионов, в р. Курба, Пижма и Вятка, как и в 2017 г., концентрация фосфатов была ниже предела обнаружения методики измерений. В 2018 г. увеличилось содержание легкоокисляемых ОВ в реках Курба и Вятка, во всех объектах исследования, кроме р. Коньга, уменьшилось содержание трудноокисляемых ОВ.

Полученные результаты гидрохимического анализа (табл. 1, 2) сравнивали с установленными нормативами для водоемов и водотоков культурно-бытового [2] и рыбохозяйственного назначения [3]. Превышение предельно-допустимых концентраций (ПДК) для водных объектов культурно-бытового назначения по показателю ХПК отмечены в реках Пижма и Вятка (2017 г.), по ионам аммония – в р. Вятка (2018 г.), по фосфат-ионам – в р. Коньга (2018 г.). Превышение ПДК для водных объектов рыбохозяйственного назначения по ионам аммония отмечены в реках Курба (2017, 2018 гг.), Коньга (2017, 2018 гг.), Пижма (2017 г.), Вятка (2018 г.); по фосфат-ионам отмечены превышения в р. Коньга (2018 г.).

Известно, что присутствие в незагрязненных поверхностных водах ионов аммония связано, главным образом, с процессами аммонификации азотсодержащих ОВ, находящихся в воде в результате прижизненных выделений и посмертных остатков водных организмов. Основными источниками дополнительного попадания ионов аммония в водоемы являются животноводческие фермы, хозяйственно-бытовые сточные воды, поверхностный сток с сельскохозяйственных угодий в случае использования аммонийных удобрений, а также сточные воды предприятий пищевой, коксохимической, лесохимической и химической промышленности [4]. В исследованных пробах высокое содержание аммонийного азота в воде, вероятно, связано с попаданием ливневых сточных вод в реки с водосбора. Согласно классификации качества воды по содержанию аммонийного азота в водном объекте [4], по результатам 2017–2018 гг., вода во всех изученных реках является загрязненной.

Таким образом, проведен физико-химический анализ проб воды из рек Курба, Коньга, Пижма и Вятка, протекающих по территории Советского района Кировской области. По содержанию аммонийного азота и органических веществ воду всех изученных рек можно оценить как загрязненную. Для уменьшения поступления в воду загрязняющих веществ рекомендуется ограничить поступление в реки ливневых сточных вод, а также провести укрепление берегов и посадку на них растений.

Работа выполнена при поддержке гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых учёных – кандидатов наук (МК-86.2019.5).

Литература

1. Никаноров А. М., Минина Л. И., Брызгалов В. А., Косменко Л. С., Кондакова М. Ю., Решетняк О. С., Даниленко А. О. Многолетняя изменчивость загрязнённости воды и состояния речных экосистем различных широтных зон Европейской части России // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 515–527.

2. ГН 2.1.5.1315-03 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.

3. Приказ № 552 от 13.12.16 Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения (с изменениями на 12 октября 2018 года).

4. Петин А. Н., Лебедева М. Г., Крымская О. В. Анализ и оценка качества поверхностных вод. Учебное пособие. Белгород: Изд-во БелГУ, 2006. 252 с.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ СОЕДИНЕНИЙ, СОДЕРЖАЩИХ ФТОР, И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ПРИРОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. В. Васильев, Д. Б. Петренко, Н. Д. Свердлова, О. Г. Радугина
Московский государственный областной университет, kaf-obhim@tngou.ru

Анализ публикаций последних 10–15 лет свидетельствует о серьезности проблемы нарастающего техногенного накопления фтора в окружающей среде, которое из-за антропогенного воздействия будет в ближайшее время увеличиваться. Спектр техногенных источников поступления фтора и его соединений в окружающую среду весьма широк. Среди лидирующих следует выделить производство и использование минеральных удобрений, фреонов, элегаза и сжигание различных топлив. При этом в литературе практически отсутствуют данные о концентрациях фтора и его влиянии на флору и фауну Московской области, являющейся одним из наиболее сложных в экологическом отношении регионов с быстро растущей экономикой и транспортной инфраструктурой.

Цель работы провести комплексную эколого-химическую оценку содержания фтора в объектах окружающей среды Московской области по результатам химического анализа проб воды, почвы, атмосферного воздуха за 2012–2018 гг.

Оценка концентраций фтора в почвах придорожных территорий Московской области по сети наблюдений, включающей 12 участков, прилегающих к автомобильным дорогам, показала, что его концентрации на всех исследованных участках превышают фоновое значение, что позволяет говорить об их высокой загрязненности. В среднем превышение составляет 3,4 раза, максимальное превышение достигает 6,3 раза [1]. Максимальные концентрации фтора обнаружены в верхнем слое почв на глубинах до 10–15 см, далее они существенно снижаются, достигая фоновых на глубинах 25–30 см, что не характерно для естественного распространения фтора в почвах различных типов (рис.).

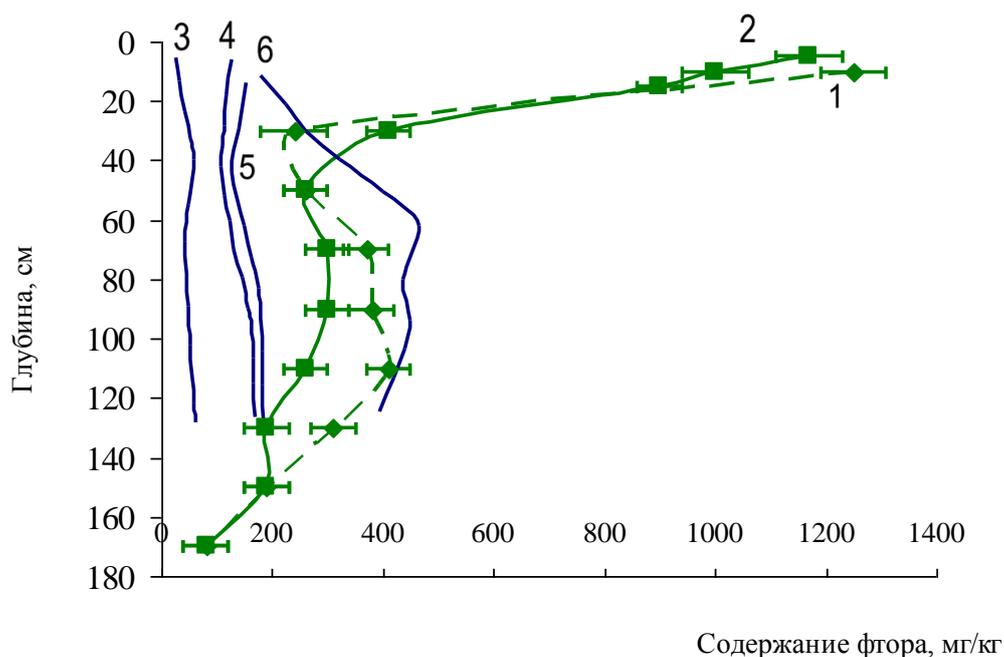


Рис. Распределение фтора в профиле почв ($n = 3$; $P = 0,95$): 1 – участок вблизи Ярославского шоссе, 2 – участок вблизи трассы М4-Дон (данные авторов); 3 – песчаная бурая почва, 4 – суглинистый подзол, 5 – суглинистая пылеватая почва, 6 – чернозем (по [2])

На примере участка, прилегающего к Фряновскому шоссе, выявлено монотонное снижение концентраций фтора в почвах при удалении от автомагистрали, что подтверждает причинно-следственную связь выбросов автотранспорта с загрязнением фтором придорожных территорий Московской области.

Соединения фтора поступают в окружающую среду в виде фтороводорода, который является конечным продуктом, выделяющимся в процессах сжигания различных видов топлива автомобильного транспорта и тепловых электростанций. Кроме того, в атмосферных аэрозолях присутствуют малорастворимые неорганические фториды, формирующиеся в результате процессов пылеобразования. Оценка содержания соединений фтора в атмосферном воздухе в 2013–2016 гг., показала, что показатели загрязненности воздуха изменяются в зависимости от сезона. Наиболее высокие концентрации фтороводорода в атмосферном воздухе превышали ПДК_{с.с} в 4,6–8,8 раз. Повышенные содержания малорастворимых неорганических соединений фтора в атмосферном воздухе Московской области, как правило, обнаруживаются в условиях высокой скорости ветра.

Наиболее высокие содержания малорастворимых неорганических фторидов обнаружены вблизи крупных автомагистралей и в зоне действия электростанций. Это согласуется с литературными данными о том, что тепловые электростанции вносят значительный вклад в поступление фтора в окружающую среду. Наличие аэрозольных форм содержания фтора может быть связа-

но с вторичным переносом частиц с придорожных территорий, находящихся рядом с трассами (Ярославское, Осташковское, Волковское шоссе.).

Полученные данные о загрязненности воздуха на территории г. Мытищи согласуются с данными оценки содержания фторидов в снеговом покрове, являющемся активной депонирующей средой для различных загрязнений. Установлено, что содержания фторидов в снеговом покрове составляют 0,05–0,58 мг/дм³, что существенно выше, чем фоновое содержание фтора в атмосферных осадках в среднем по Евразийскому континенту, которое составляет 0,01–0,03 мг/дм³ [4]. Полученные нами данные о накоплении фтора в снеге на территории г. Мытищи согласуются с данными работы [5], в которой на примере г. Томска показано, что в снеге на территории города под воздействием промышленных предприятий происходит увеличение концентраций фтора в среднем до 0,36 мг/дм³.

Оценка содержания фтора в поверхностных водах урбанизированных территорий Московского региона показала, что концентрации фторид-ионов в исследованных водоемах находятся в диапазоне 0,09–1,10 мг/дм³ и в большинстве случаев не превышают предельно допустимую концентрацию (0,75 мг/дм³) [3]. Обнаружен ряд гидрохимических аномалий с повышенными содержаниями фторид-ионов относительно фоновых значений. Рассмотрено влияние состава вод на накопление ими фторид-ионов. Установлено, что концентрация фторидов варьирует независимо от минерализации, рН, Eh, цветности, жесткости и содержания отдельных катионов и анионов.

Содержание фторидов в воде централизованного водоснабжения, определенное на примере г. Мытищи, составляет 0,15–1,00 мг/дм³. Учитывая тот факт, что фтор является микроэлементом и средние величины его поступления в организм человека должны составлять 0,5–1,5 мг/день, представляется, что ситуация с содержанием фтора в водопроводной воде является благополучной.

Таким образом, в результате проведения эколого-аналитического исследования установлено, что концентрации фтора в техногенно-загрязненных почвах придорожных территорий Московской области в 5 и более раз превышают фоновое значение, что позволяет говорить об их загрязненности. Аккумуляция фтора происходит в верхнем слое почв (до 15 см), что не характерно для естественных условий.

На основе данных анализа атмосферного воздуха и снегового покрова определена загрязненность фтором воздушной среды. Установлено, что в атмосферном воздухе присутствуют фтороводород и фторсодержащие аэрозоли. Анализ концентраций фтора в поверхностных водах Московской области не выявил превышения предельно допустимых значений. Поступающий из воздуха с осадками фтор в результате седиментационных и сорбционных процессов депонируется в верхних слоях почвы, не активно мигрируя в водоемы и водотоки.

Литература

1. Петренко Д. Б., Корсакова Н. В., Васильев Н. В. Накопление фторсодержащих соединений в почвах придорожных территорий Московской области // Теоретическая и прикладная экология. № 1. 2018. С. 39–46.
2. Kabata-Pendias A., Pendias H. Biogeochemistry of Trace Elements. Varsov: Polish Scientific Publishing Company, 1999. 400 p.
3. Петренко Д. Б., Гладнева О. А., Ворончихина К. А., Васильев Н. В. Содержание фторид-ионов в поверхностных водах урбанизированных территорий Московского региона // Теоретическая и прикладная экология. № 3. 2017. С. 65–72.
4. Mahadevan T. N., Meenakshy V., Mishra U. C. Fluoride cycling in nature through precipitation. // Atmospheric Environment. 1986. V. 20. P. 1745–1749.
5. Поликанова С. А., Самохина Н. П., Филимоненко Е. А. Оценка загрязнения фтором снегового покрова г. Томска и его окрестностей // Проблемы геологии и освоения недр: Сб. Томск. 2013. С. 601–603.

ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ПОЙМЕННО-РУСЛОВЫХ КОМПЛЕКСОВ р. КЕРЖЕНЕЦ

О. В. Кораблева

*ФГБУ «Государственный природный биосферный заповедник Керженский»,
o-korableva@mail.ru*

Трансформация природных и антропогенных процессов, происходящих в речной долине любой реки, зависит от нескольких факторов, формирующий эту же самую долину. Среди основных факторов можно выделить: геолого-геоморфологическое строение, от которого зависит создание и строение русла, поймы и в целом речной долины; климатические условия, влияющих на режим реки и ландшафтные характеристики; гидрологические особенности; почвенно-растительный покров; деятельность человека в прошлом и настоящем времени. Все факторы взаимосвязаны между собой, так или иначе, они оказывают прямое либо косвенное влияние друг на друга.

В речной долине самыми динамичными являются пойма и русло реки, представляющие собой единую неразделимую систему, называемую пойменно-русловым комплексом (ПРК) [1]. Наиболее подробно рассмотрены и исследованы факторы формирования ПРК одной из средних типичных равнинных рек центральной части Восточно-Европейской равнины, реки Керженец.

Река Керженец протекает по территории Нижегородского Заволжья, является левым притоком р. Волги, относится к бассейну Каспийского моря. Площадь водосбора Керженца – 6140 кв. км, общая протяженность русла около 300 км. В среднем течении на левобережье Керженца для сохранения природных комплексов был создан в 1993 г. государственный природный биосферный заповедник «Керженский». Одной из основных задач Российских заповедников является изучение естественных процессов в природных комплексах, что и способствовало проведению более детальных исследований и выявлению выше перечисленных факторов формирования ПРК р. Керженец.

Геолого-геоморфологические особенности. В геологическом отношении р. Керженец пересекает обширную аллювиальную равнину, сложенную, преимущественно аллювиальными и флювиогляциальными песчаными отложениями. Рыхлые песчаные отложения легко поддаются размыву водными потоками; исключения составляют некоторые прямые участки, где на дне русла и на берегах выходят коренные отложения: глины, мергели, известняки и доломиты татарского яруса верхней перми [2], которые препятствуют размывам берегов. Выходы коренных пород связаны, прежде всего, с локальными тектоническими поднятиями. Коренные твердые породы занимают очень ограниченные участки, поэтому большей частью русло р. Керженца извилистое.

В долине Керженца выделяются русло, пойма и две надпойменные террасы. С наибольшей подробностью был исследован участок в границах Керженского заповедника. Ширина русла составляет в среднем 50 м, изменяясь от 26 до 70 м. Русло преимущественно песчаное, пойма широкая, в целом двусторонняя.

Первая надпойменная терраса представлена узкими полосами вдоль поймы на обоих берегах русла; иногда она сохраняется в виде небольших останцов на пойме. Высота ее поверхности составляет 4,5–6 м над меженным урезом реки. На террасе прослеживаются древние русла реки в виде макроизлучин, средняя ширина которых составляет 500–550 м, длина по руслу одной древней такой ложбины – 23 км (современная длина – 0,5–0,8 км) [3]. Очевидно, что эти излучины образованы в прошлом потоками, водность которых в несколько раз превышала водность современной реки [4]. Вторая надпойменная терраса занимает большие пространства, на которой находятся обширные болота. Поверхность второй террасы возвышается над меженным уровнем Керженца на 8–12 м.

Климатические условия. Отчетливо выделяются сезоны года, наиболее характерные для умеренного климатического пояса. Зима в среднем (с 1994 по 2016 гг.) длится 129 дней (из сведений Летописи природы, составленной на основе многолетних исследований сотрудников Керженского заповедника и ФГБУ Верхне-Волжского управления по гидрометеорологии с метеостанции г. Семёнов, как наиболее близко расположенной к территории заповедника) [5]. Согласно этим сведениям, среднесуточная зимняя температура составляет от $-7,4$ °С. Ледостав на р. Керженце устанавливается 29 ноября (среднегодовое значение с 1996 по 2016 гг.). В зимний период выпадает наибольшее количество осадков (в среднем 212 мм), которые определяют особенности весеннего половодья. Весна длится в среднем 61 день, средняя суточная температура составляет $7,8$ °С. Количество осадков – 86 мм. Освобождение ото льда преимущественно происходит 16 апреля. Лето по длительности составляет 89 дней, со среднесуточной температурой $18,2$ °С. Количество осадков летом по средним показателям составляет 186 мм. Осенний период длится от 75 дней, с температурой $7,1$ °С, осадками в количестве 163 мм. Отмечены некоторые годы с дождливой осенью. С дождями связаны и небольшие паводки на реках.

Гидрологический режим. На р. Керженец половодье начинается с начала апреля, средний срок которого, по данным мониторинговых наблюдений в Керженском заповеднике (табл.), приходится за последние 22 года на 3 апреля. Длительность подъема – 19 дней, затем уровень воды медленно понижается, спад продолжается 27 дней – до конца мая. Далее наступает меженный летний и осенний период, иногда с кратковременными подъемами уровня воды за счет интенсивных дождей кратковременный. По мониторинговым наблюдениям были выделены годы с очень высоким половодьем (более 4 м относительно меженного уровня): 2001, 2005, 2012 гг.; с относительно высоким половодьем (от 3 до 4 м): 1998, 1999, 2002, 2011, 2013, 2016, 2018 гг.; с относительно невысоким половодьем (около 2 м и немного выше): 1997, 2000, 2003, 2004, 2006, 2007, 2008, 2009, 2015, 2017 гг.; с относительно низким половодьем (1,5 м и ниже): 2010, 2014 гг.

Колебания уровней воды отражаются в увеличении темпов размыва берегов: при больших подъемах и, соответственно, расходов и скорости воды, увеличивается эрозия берегов, выпадение древесной растительности на склонах пойм и террас, происходят переформирования русла и образование новых островов и песчаных грив на пойме. На намываемых берегах при большом половодье происходит интенсивная аккумуляция аллювия [6].

Таблица

**Динамика половодий и уровень полых вод р. Керженец
(Керженский заповедник)**

Год	Сроки половодья			Уровень вод, см (отн. выс.)			Продолжительность, дни		
	начало	пик	окончание	начало	пик	окончание	половодье	подъем	спад
1997	05.04	30.04	18.05	61	204	66	43	25	18
1998	25.04	06.05	30.05	93	345	58	35	11	24
1999	09.04	21.04	09.05	86	367	102	30	12	18
2000	06.04	22.04	09.05	93	214	60	33	16	17
2001	05.04	22.04	16.05	90	410	65	41	17	24
2002	06.04	19.04	16.05	67	305	29	40	13	27
2003	15.04	27.04	07.06	113	240	29	53	12	41
2004	27.03	27.04	13.05	85	197	65	47	31	16
2005	05.04	30.04	18.05	61	438	66	43	25	18
2006	06.04	27.04	11.05	67	212	67	35	21	14
2007	09.03	28.03	04.05	98	175	45	56	19	37
2008	20.03	18.04	14.05	75	230	23	55	29	26
2009	04.04	08.05	24.05	52	211	31	50	34	16
2010	02.04	09.04	18.05	49	151	15	46	7	39
2011	14.04	02.05	30.05	62	315	16	46	18	28
2012	11.04	24.04	26.05	62	443	22	45	13	32
2013	05.04	26.04	20.05	94	396	57	45	21	24
2014	15.03	02.04	18.05	39	130	14	64	18	46
2015	10.04	29.04	24.05	30	254	47	44	19	25
2016	30.03	22.04	20.05	83	380	25	51	23	28
2017	05.04	23.04	30.05	41	278	36	55	18	37
2018	05.04	11.04	25.05	41	300	44	50	6	44
Среднее	03.04	22.04	19.05	70	282	45	46	19	27

Особенности почвенного и растительного покрова. Река Керженец протекает в условиях бореального экотона – полосы контакта (перехода) между таежными и подтаежными лесами к широколиственным. В частности, в среднем течении Керженца, с ботанико-географических позиций [7], заповедную заволжскую территорию следует относить к полосе широколиственно-хвойных (подтаежных) лесов. Почвенный покров Заволжья сформировался под пологом сосновых, елово-сосновых, березово-липовых лесов. На водораздельных поверхностях преобладают дерново-подзолистые, болотно-подзолистые, болотные почвы. Пойменные почвы формируются постепенно, за счет аккумулятивной работы водного потока во время половодий и паводков. В непосредственной близости к руслу происходит активное отложение песчаного материала. Мощность и состав пойменного наилка напрямую связаны с высотой половодий и удаленностью участка от русла. По ежегодным мониторинговым исследованиям на пойме было определено, что наибольшее количество песчаного материала отлагается на самом близком к руслу пойменном участке. Так, определяя нанос на пяти пойменных площадях с 2008 г., в 2012 г. (половодье более 4 м) был зафиксирован самый мощный нанос мелкозернистого песка, который составлял 21 мм на первой площадке в 30 м от русла Керженца. Позднее была заложена еще одна площадка в 9 м от русла, самый мощный нанос среднезернистого песка зафиксирован в 2016 г. – 156 мм. В непосредственной близости к руслу на пологих берегах реки на формирование почв наибольшее воздействие оказывает водный поток, здесь происходит накопление аллювиальных песков, при удалении от русла лидирующее воздействие на формирование почв оказывает растительность. В прирусловых частях уже более высокой поймы почвы еще только формируются, здесь плохо выражена слоистость, поэтому здесь можно встретить еще неразвитые либо примитивные аллювиальные почвы. Далее, вглубь поймы (центральная часть), почвы дифференцируются на горизонты и формируются аллювиальные дерновые слоистые песчаные почвы. На самых высоких участках центральной поймы, уже редко заливаемых полыми водами, в почвенном разрезе появляются признаки оподзоливания и происходит формирование аллювиальных дерновых кислых оподзоленных почв. Аллювиальные лугово-болотные и аллювиальные болотные почвы встречаются в пристаричных понижениях, в староречьях, чаще в притеррасной пойме [8], они характеризуются длительным поверхностным и грунтовым увлажнением.

В растительности пойм отмечается динамическая смена – от пионерных видов растений до хвойно-широколиственных лесов. На прирусловых отметах первоначально растут травяные растения, среди которых доминирует белокопытник ненастоящий, а также кострец безостый, вейник наземный и др. Далее происходит смена ивовыми фитоценозами, которые представлены разными видами ив. Вглубь поймы ивняки сменяются сосновыми лесами, вначале молодыми, затем более зрелыми. В зрелом сосновом лесу встречается подрост липы, дуба, ели. Затем вглубь поймы происходит постепенное усложнение сообществ: появляются дубравные и липовые, еловые леса. Притеррасная

часть представлена старицами и староречьями с влаголюбивой растительностью. Притеррасье также может быть представлено еловыми, черноольховыми, осиновыми лесами, здесь в разной степени проявляется заболоченность [6].

Антропогенный фактор. Наиболее сильным воздействием с 1940 по 1980 гг. на русло и в целом на реку были массовая вырубка леса, его сплав и осушение болот, на которых велись активные торфоразработки. Особенно большие площади заброшенных в настоящее время торфополей отмечаются в правобережье р. Керженец. Предполагается, что в результате уменьшения болот и иссушения напочвенного слоя увеличились амплитуда величин уровней воды в половодье и в межень, аккумуляция песчаного материала в русле [1].

В настоящее время р. Керженец является рекреационной рекой, используемой для байдарочного туризма и для отдыха у водной поверхности. На берегах создаются многочисленные туристические стоянки, где отмечаются пойменные очаги интенсивной рекреационной нагрузки – это участки с переуплотненной почвой, лишенные растительности и со следами от постоянных кострищ, в местах спуска к воде отмечается развитие эрозионных процессов, смыв дождевой и талой водой песчаного материала вниз к руслу. Факторами воздействия на растительность является вытаптывание и выжигание, вырубка древостоя для топлива, отмечены обломанные деревья и без коры, находящиеся в очень угнетенном состоянии. В травостое наблюдается тенденция замещения малоустойчивых к рекреационной нагрузке видов более устойчивыми. Из травостоя выпадают многие лесные виды. Появляются растения, наиболее устойчивые к вытаптыванию, принадлежащие к группе злаков и сорно-луговых растений.

Изучение факторов формирования и природных процессов, происходящих в пойменно-русловых комплексах рек, позволяют определить устойчивость русла и поймы к естественным и антропогенным воздействиям, оценить современное экологическое состояние, составлять варианты прогнозов изменений ПРК, а также с учетом изученных динамических процессов проектировать ситуации, разрабатывать рекомендации различного характера.

Литература

1. Чернов А. В. География и геоэкологическое состояние русел и пойм рек Северной Евразии. М., 2009. 684 с.
2. Фридман Б. И., Кораблева О. В. Геология и рельеф Керженского заповедника // Труды Государственного природного заповедника «Керженский». Нижний Новгород, 2001. Т. 1. С. 45–61.
3. Кораблева О. В. Морфология долины и деформации русла р. Керженец (Нижегородское Заволжье) // Геоморфология. 2010. № 2. С. 69–78.
4. Сидорчук А. Ю., Панин А. В., Чернов А. В., Борисова О. К., Ковалюх Н. Н. Сток воды и морфология русел рек Русской равнины в поздневалдайское время и в голоцене // Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 2000. Вып. 12. С. 196–230.
5. Летописи природы Керженского заповедника за 2004–2011 гг. Н. Новгород: ГПБЗ «Керженский», 2005–2017 (Рукопись, Керженский заповедник).
6. Кораблева О. В., Чернов А. В. Динамика пойменно-русловых комплексов рек Нижегородского Заволжья (на примере реки Керженец) // Труды Государственного при-

родного биосферного заповедника «Керженский». Нижний Новгород: Изд-во: «Государственный природный биосферный заповедник «Керженский», 2012. Т. 5. 196 с.

7. Кадетов Н. Г. О роли липово-сосновых лесов в растительном покрове Заволжья и Приуралья // Антропогенная трансформация природной среды. 2017. Т. 3. С. 46–48.

8. Кораблева О. В. Организация мониторинга за динамикой пойменных природно-территориальных комплексов в Керженском заповеднике // Современные проблемы экологии и экологического образования: Сб. материалов междунар. науч.-практ. конф. Орехово-Зуево, 2009. С. 39–40.

MODELLING THE SOUTHWESTERN ALBERTA GRIZZLY BEAR POPULATION USING ORDINARY DIFFERENTIAL EQUATIONS

*I. Bica, M. Solomonovich, K. Burak,
K. Deutscher, A. Garrett, H. Peacock*

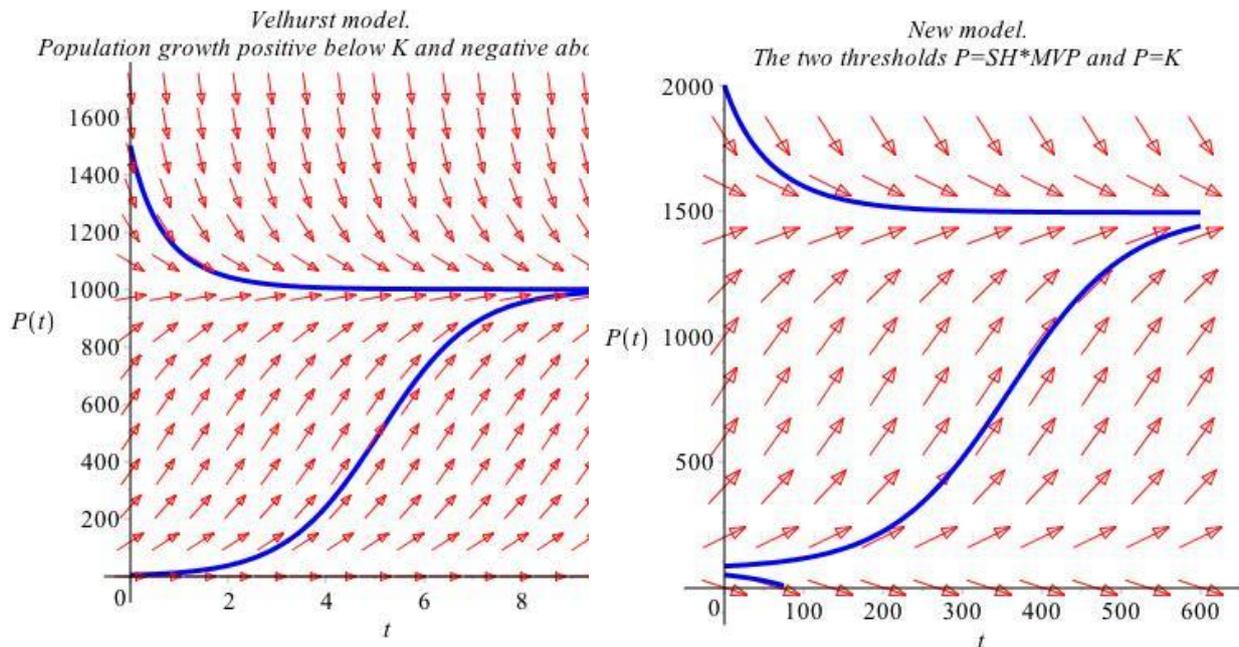
*MacEwan University, Edmonton, Alberta, Canada
solomonovichm@macewan.ca*

The Alberta grizzly bear population was listed as “threatened” by the Alberta Wildlife Association in 2010 [1]. This particular species is important, as it is an umbrella species for a variety of other animals. Our goal in this project was to create a model using ordinary differential equations, based on the logistic growth model, to determine whether the Southern Alberta grizzly bear population is recoverable. We aimed to calculate the rate at which the population was growing and its carrying capacity.

An adequate model for studying the grizzly bear population is the Verhulst's model, which is the classic Logistic Growth Model

$$\frac{dP}{dt} = rP \left(1 - \frac{P}{K} \right)$$

where r represents the intrinsic growth rate of the population, P is the population and K is the carrying capacity. The population reaches its threshold at $P = 0$ and $P = K$, where $P = 0$ is unstable equilibrium point and $P = K$ is stable equilibrium point of the dynamical system.

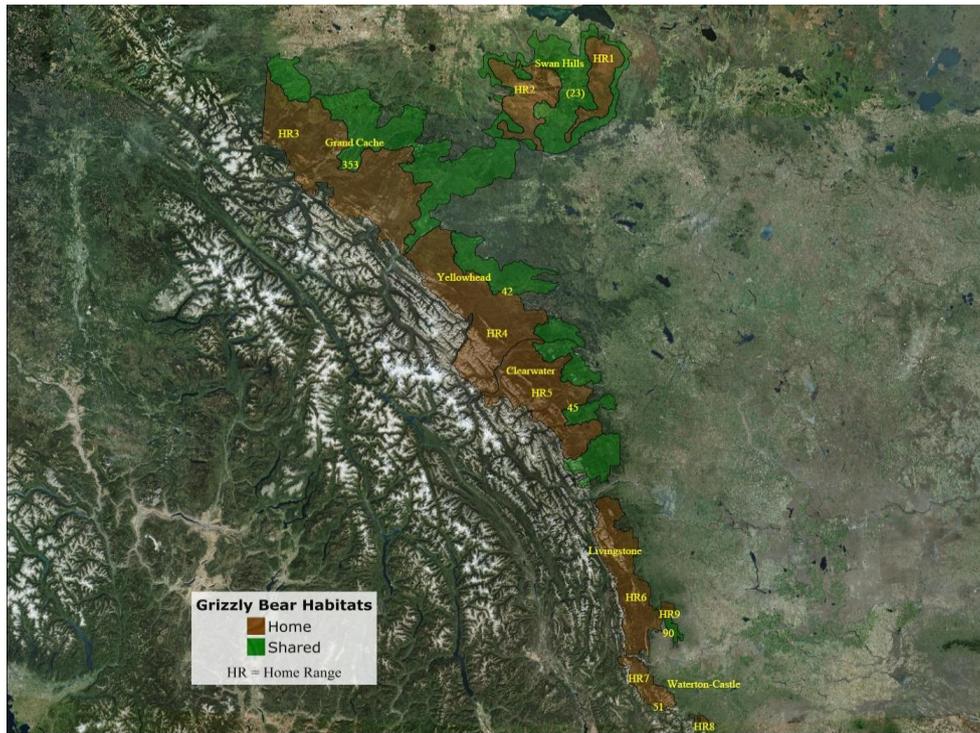


The traditional model still provides accurate values for r and K , but does not provide a realistic threshold value for survival. Based on the Verhulst model, we constructed a new model that more realistically depicts the threshold of the population:

$$\frac{dP}{dt} = r \left(\frac{P}{SH \cdot MVP} - 1 \right) \left(1 - \frac{P}{K} \right).$$

SH represents the Safe Harbour, a new measuring function introduced by the Alberta Grizzly Bear Recovery Plan 2008–2013 [2], which speaks of the creation of Grizzly Bear Priority Areas in high quality habitat where there is a low risk of mortality; the Safe Harbour (SH) is a combination of high quality habitat and reduced risk. The MVP is referred to the Minimum Viable Population, a measure that species the necessary amount of individuals in order for the species to survive. While the threshold $P = K$ is a stable equilibrium point of the dynamical system, the threshold $P = SH \cdot MVP$ is an unstable equilibrium point of the system. SH acts as a buffer zone for the MVP; it allows it to be depressed and then to rebound. Using SH as a buffer of the MVP we are able to predict, using an inverse problem, a realistic MVP based on an estimated fitness (EF, estimated value of the species' fitness) for a given population. The fitness of a species relates to «how good a particular genotype is at leaving offspring in the next generation relative to how good other genotypes are at it» [3]. We believe we bring something new in the field of Conservation Biology, as until now the MVP is estimated only by using computer simulations for Population Viability Analysis (PVA).

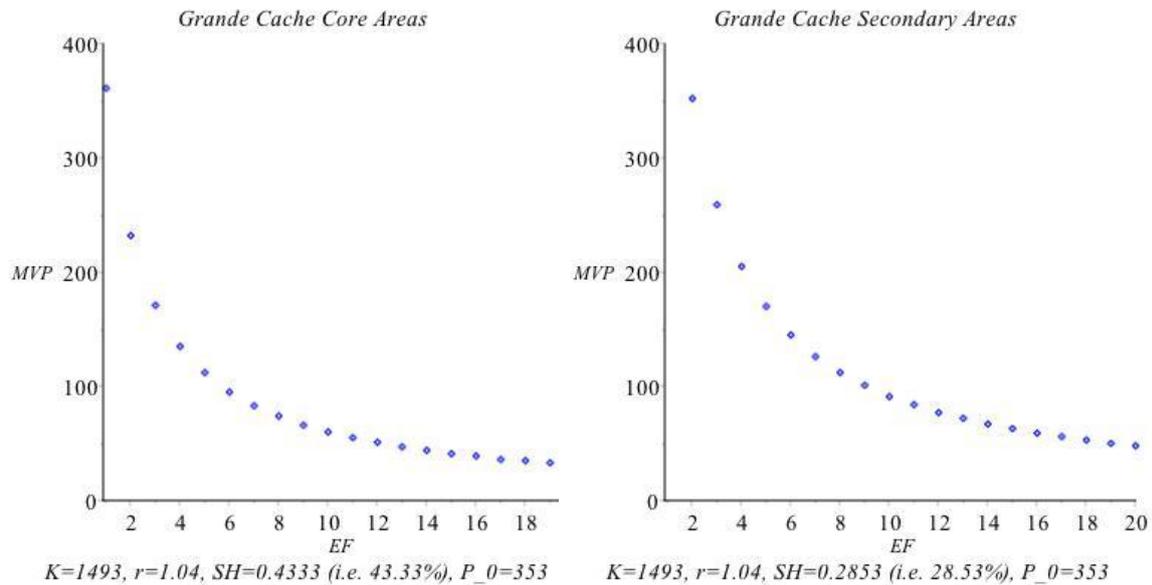
Our data was collected from areas of South Western Alberta. The populations we used can be seen in the following figure:



We calculated r using a combination of Leslie and Lefkovitch matrices. The result of our calculations was an r -value of 1.04798 which came in agreement with the given point estimate of 1.04 (0.99–1.09) by Garshelis et al ([8]). Using the Verhulst model with r representing the female rate of growth, we calculated the carrying capacity, K , and the female rate of growth, r , by using an exact method where populations from three consecutive years were plugged into the Verhulst model. Solving the resulting system of nonlinear equations we obtained relevant values for K and r .

We obtained a result of $K = 1493$. The r -value from these calculations was 0.23, which was in agreement with the estimations obtained in [1] (their estimation for the female rate of growth was close to the value of 0.24). This validated our calculation for K . In our research, due to limited available information for Safe Harbour, we focused on the Grande Cache Core and Secondary Areas (with respect to the Safe Harbor Index) when estimating the MVP.

For the Core Areas we acquired an MVP range of 361–31, which corresponds to an EF range of 1–20, and in the Secondary Areas we acquired an MVP range of 548–48, which corresponds to an EF range of 1–20. Based on our calculations, we could see the natural inverse relationship we were expecting between EF and MVP; as EF increases the required MVP decreases.



The initial female grizzly bear population in 2008 was 690. Due to our calculated range for the minimum viable population of 24–63, we can determine that the species is recoverable since 690 is significantly larger than 63. The initial population of 690 is well below the calculated carrying capacity of 1493. Thus, the population has not reached its maximum potential size and has the ability to continue growth.

Ultimately, based on our calculations, the threatened status given to Alberta grizzly bear population is not irreversible and the species has the ability to recover itself.

References

1. Alberta Sustainable Resource Development and Alberta Conservation Association. 2010. Status of the Grizzly Bear (*Ursus Arctos*) in Alberta: Update 2010. Alberta Sustainable Resource Development. Wildlife Status Report No. 37 (Update 2010). Edmonton, AB. 44 p.
2. Alberta Grizzly Bear Recovery Plan 2008–2013. 2008. Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 15. Edmonton, AB.
3. Understanding Evolution. 2017. University of California Museum of Paleontology. 22 February 2017. <http://evolution.berkeley.edu/>.
4. Appendix 6: Analysis of Forest Management Activities on Grizzly Bear Habitat in FMU E8. 2009. http://esrd.alberta.ca/lands-forests/forest-management/forest-management-plans/documents/ForestManagementUnitE8/Appen6_GB.pdf
5. COSEWIC. 2012. COSEWIC assessment and status report on the Grizzly Bear *Ursus arctos* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xiv + 84 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm).
6. Festa-Biancher M. Status of the grizzly bear (*Ursus arctos*) in Alberta: update 2010. Alberta Sustainable Resource Development, Wildlife Status Report. 2010. No. 37. Edmonton.
7. Gailus, J. A Grizzly Challenge: Ensuring a future for Alberta's threatened grizzlies. David Suzuki Foundation. 2010. 40 p. (http://www.davidsuzuki.org/publications/downloads/2010/Grizzly_challenge-web.pdf).
8. Garshelis D., Gibeau M., & Herrero, S. Grizzly Bear Demographics In And Around Banff National Park And Kananaskis Country, Alberta // Journal of Wildlife Management. 2005. V. 69(1). P. 277–297.

Научное издание

ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ
ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Материалы международной научной конференции
16–18 апреля 2019 г.

Компьютерная верстка: Е. М. Кардакова

Дизайн обложки: А. С. Тимонов

Подписано в печать 10.04.2019 г. Печать цифровая.

Бумага для офисной техники.

Усл. печ. л. 18,17. Тираж 50 экз. Заказ № 5719.

Отпечатано с готового оригинал-макета
в центре полиграфических услуг Вятского государственного
университета

610000, г. Киров, ул. Московская, 36.