



# ВЕСТНИК

Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН

№ 3  
(173)

## В номере

### СТАТЬИ

- Ашихмина Т.** Лаборатория биомониторинга Института биологии  
Коми НЦ УрО РАН на Вятской земле ..... 2
- Ашихмина Т., Дабах Е., Кантор Г., Лемешко А., Скугорова С., Адамович Т.**  
Состояние природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого  
химического комбината ..... 9
- Видякин А.** Основные итоги феногеографического исследования  
популяционно-хорологической структуры сосны обыкновенной  
на северо-востоке Русской равнины ..... 15
- Дабах Е., Кантор Г., Кислицына А.** Биологическая очистка поверхностных вод,  
загрязненных нитратом аммония ..... 19
- Домрачева Л.** Потенциал цианобактерий в биомониторинге состояния почвы  
и становление ее супрессивности ..... 22
- Огородникова С., Свинолупова Л.** Биохимические реакции растений  
на действие специфических поллютантов ..... 28
- Скугорова С., Адамович Т., Олькова А., Домрачева Л., Домнина Е.,  
Злобин С., Измestьева А., Ашихмина Т.** Использование методов биоиндикации  
и биотестирования в оценке состояния природного комплекса  
в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината ..... 30
- Широких И.** Почвенные актиномицеты в биодиагностике  
природно-техногенных экосистем ..... 37
- Широких И., Ашихмина Т., Соловьева Е.** Сравнительный анализ  
биоиндикационного значения различных параметров микробной системы  
в урбаноземах города Киров ..... 41

### КОНФЕРЕНЦИИ

- Пастухов А., Каверин Д.** Участие в рабочем совещании по международному  
проекту CRYO-N «Механизмы, лежащие в основе выбросов N<sub>2</sub>O с поверхности  
торфа в тундре, подверженной процессам криотурбации» ..... 44

### ПАМЯТИ А.И. ТАСКАЕВА

- Ашихмина Т.** Его мыслями и поддержкой создана и действует лаборатория на Вятке .... 44

С 2012 г. издается шесть раз в год.

Издается  
с 1996 г.

Главный редактор: д.б.н. С.В. Дегтева  
Зам. главного редактора: к.б.н. И.Ф. Чадин  
Ответственный секретарь: И.В. Рапота  
Редакционная коллегия: д.б.н. В.В. Володин, к.х.н. Б.М. Кондратенко,  
к.б.н. Е.Г. Кузнецова, к.б.н. Е.Н. Мелехина, д.б.н. А.А. Москалев,  
к.б.н. А.Н. Петров, к.с.-х.н. Н.В. Портнягина, д.б.н. Г.Н. Табаленкова,  
к.с.-х.н. А.Л. Федорков, к.б.н. Т.П. Шубина

ЛАБОРАТОРИЯ БИОМОНИТОРИНГА ИНСТИТУТА БИОЛОГИИ КОМИ НЦ Уро РАН  
НА ВЯТСКОЙ ЗЕМЛЕ

Основными направлениями деятельности лаборатории биомониторинга являются научно-исследовательская работа с целью создания систем биомониторинга, прикладные разработки по проблемам экологического мониторинга, выполнение конкурсных проектов, поддержанных грантами, и хозяйственных работ, участие в целевых программах разного уровня и образовательная деятельность.



Т. Ашихмина

Под руководством доктора биологических наук, профессора Л.И. Домрачевой определены параметры существования альго-микологического комплекса (видовой состав, численность, биомасса, длина мицелия и соотношение группировок, которые относительно стабильны по сезонам и годам) в незагрязненных почвах. В загрязненных почвах выявлены различные отклонения от нормального функционирования (снижение видового разнообразия водорослей, преобладание грибной биомассы над водорослевой, нарастание доли грибов с темно-окрашенным мицелием, появление фитопатогенных комплексов, вызывающих угнетение роста и развития высших растений).

С помощью разработанного профессором Л.И. Домрачевой метода [1, 2, 16, 29] тестирования состояния окружающей среды (почва, вода) по дегидрогеназной активности цианобактерий тетразолно-топографическим методом оценена степень загрязнения природных сред различными поллютантами (тяжелые металлы, мышьяк, минеральные и органические фосфаты). Применяемый в почвенной микробиологии метод стеклообрастания для первоначального определения качественного и количественного состава микробиоты предложено использовать для биотестирования структурных изменений микробоценозов при химическом загрязнении почвы [13, 14, 21, 22]. При изучении отклика педобионтов на техногенное загрязнение (тяжелые металлы, пестициды, минеральные и органические фосфорсодержащие соединения) из почв техногенных территорий Кировской области выделены штаммы цианобактерий, микромицетов, а также природные биопленки, обладающие высокой сорбционной активностью по отношению к тяжелым металлам и нефтепродуктам, которые могут служить основой для создания биосорбентов, используемых для биоремедиации и очистки водных и почвенных экосистем [3, 15, 17, 20, 29, 30].

Обоснованы принципы функционирования фототрофных микробных сообществ «цветения» почвы в почвах сельскохозяйственных, техногенных и городских экосистем. Показаны пути эволюции альгоценозов под воздействием поллютантов. Выявленные изменения можно использовать для индикации

состояния почв. Разрабатываются пути комплексного (полифункционального) использования отдельных штаммов цианобактерий как антагонистов фитопатогенов лесных, полевых и декоративных культур как стимуляторов роста растений и детоксикантов органических и минеральных поллютантов.

Изучению реакции почвенных мицелиальных микроорганизмов (актино- и микромицетов) на некоторые почвонарушающие факторы посвящены работы докторов биологических наук И.Г. и А.А. Широких. С использованием показателей таксономической и метаболической структуры комплексов мицелиальных прокариот исследованы изменения, происходящие в зональных и интразональных почвах подзоны южной тайги, подвергнутых агро- и техногенным воздействиям. В частности, охарактеризованы перестройки в структуре актиномицетных комплексов, происходящие при осушении, промышленной выработке, сельскохозяйственной рекультивации и лесовосстановлении торфяно-болотных почв низинного типа. Описаны структурные изменения в комплексах актиномицетов дерново-подзолистых и дерново-карбонатных почв, обусловленные распашкой [31, 32], залужением [33, 34], известкованием [35], внесением различных доз минеральных и органических удобрений, пестицидов [36]. Исследованы особенности комплексов актиномицетов в урбаногемах [37, 38]. Изучены экологические особенности культур актиномицетов, изолированных из подвергнутых техногенному загрязнению почв и из почв фоновых территорий.

На уровне мицелиальных прокариот продолжается изучение влияния на почвенную микробную систему последствий деятельности объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадьковский» (далее – объект «Марадьковский»). Установлена высокая диагностическая значимость таких перестроек структуры комплексов почвенных актиномицетов, как, например, изменение частоты встречаемости и относительного обилия представителей отдельных таксонов, смена доминантов и соотношения типичных и случайных видов, а также снижение антибиотического потенциала актиномицетного комплекса. На уровне эукариот выявлены изменения в структуре комплексов микроскопических грибов (микромицетов) подзолистой почвы в районе Кильмезского ядомогильника [18]. Специфические особенности структуры комплекса микромицетов можно использовать в целях биоиндикации нарушений микробной системы почвы при пестицидном загрязнении [19].

Продемонстрировано биоиндикационное значение структуры комплексов почвенных микромицетов в

Ашихмина Тамара Яковлевна – проф., д.т.н., зав. лабораторией. E-mail: ecolab@vshu.kirov.ru. Область научных интересов: науки о земле, геоэкология, мониторинг.

отношении таких факторов урбанизации, как подщелачивание среды и загрязнение почвы тяжелыми металлами. Показано, что в загрязненных тяжелыми металлами почвах по сравнению с фоновыми территориями изменяется спектр доминантных родов, возрастает доля видов, синтезирующих меланиновые пигменты, и увеличивается относительное обилие оппортунистических грибов, представляющих опасность для здоровья человека и животных [39]. Для выяснения возможности использования макромицетов в мониторинге окружающей среды проведено изучение аккумуляции плодовыми телами базидиальных макромицетов тяжелых металлов: уровень суммарного накопления меди, цинка и свинца в плодовых телах грибов *Ganoderma aplanatum*, *Chondrostereum purpureum* и *Phellinus igniarius* отражает степень загрязнения тяжелыми металлами конкретного биотопа [40, 41].

Наряду с исследованием почвенных микробных комплексов в условиях антропогенных нарушений среды проводится изучение ответных реакций растений на действие низких доз поллютантов и почвенной кислотности. Выявлено, что при выращивании в условиях кислой алюмосодержащей почвы у растений наблюдаются симптомы окислительного стресса, тестируемые по накоплению малонового диальдегида, утечке электролитов и снижению содержания хлорофиллов. На оптимальных и кислых провационных почвенных фонах подтверждена эффективность проведения клеточной селекции устойчивых к алюминию форм зерновых культур. Созданные линии регенератов отличаются от своих родительских форм по ряду морфометрических и биохимических [42], а также физиологических показателей [43, 44].

Под руководством доктора биологических наук А.И. Видякина проводится изучение популяционно-хорологической структуры древесных растений. На основе ранее разработанных и апробированных авторским коллективом методических подходов и методов фенетического и генетического анализа популяций древесных растений проведено междисциплинарное феногенеографическое изучение структуры изменчивости и хорологической дифференциации популяций сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) на территории северо-востока Русской равнины (республики: Коми, Татарстан, Чувашия и Марий Эл; области: Кировская, Нижегородская и Во-

логодская) в рамках проекта РФФИ (грант № 09-04-00177). Выполнен градиентный аллозимный географический анализ популяций сосны на субмеридиональных и широтных трансектах, пересекающих северо-восток Русской равнины. Выявлена структура изменчивости митохондриальной ДНК вида. Установлено, что генофонд вида *Pinus sylvestris* L. на северо-востоке Русской равнины слабо дифференцирован по генетическим дистанциям Ней, которые в большинстве случаев не достигают уровня минимально подразделенных локальных популяций (0.008). В популяциях сосны обыкновенной, произрастающей на территории европейской части России, ограниченной координатами 47 и 60°, выявлен только один гаплотип АА митохондриальной ДНК, а в выборках из Швеции, Беларуси и Воронежской области – гаплотипы АА и ВА. С помощью комплекса методов фенетики, аллозимного и ДНК-анализа установлены вероятные пути позднелайстоценовой миграции данного вида из ледниковых рефугиумов Южного и Среднего Урала. Предложена гипотетическая схема популяционно-географической структуры популяций сосны обыкновенной на северо-востоке Русской равнины.

Кроме работ в рамках указанного проекта, лаборатория проводит исследования с целью разработки системы методов выделения фенотипически жестко детерминированных признаков маркеров популяционно-хорологической структуры *Pinus sylvestris* L. [6-8]; разработки и апробации методов ранжирования фенотипов, индексов и счетных признаков указанного вида по уровням его структурной биохорологической организации вида; оценки различных систем и видов рубок главного пользования, выживаемости сосны обыкновенной в популяционно-экологических культурах (южная подзона тайги, Кировская область) и эффективности плюсовой селекции вида [9, 10].

Выявлением наиболее информативных биоиндикаторов, освоением новых для лаборатории методов биоиндикации и биотестирования занимаются профессор Т.Я. Ашихмина, Л.И. Домрачева, В.Ю. Охупкина, доценты С.Ю. Огородникова, Е.В. Дабах, Л.В. Кондакова, С.Г. Скугорева, Е.А. Домнина, с.н.с. Г.Я. Кантор, А.С. Олькова.

Для оценки состояния атмосферного воздуха используют биоиндикатор – сосну обыкновенную (*Pinus sylvestris* L.), реакции которой на наличие за-



Т.Я. Ашихмина за работой на приборе «Биотестер».



Отбор проб из стенки почвенного разреза.

грязняющих веществ в воздухе и почве неспецифичны и отражают общий уровень загрязнения среды химическими веществами различной природы. Для оценки химической нагрузки на фитоиндикатор применяют морфологический подход, определяют величину годового прироста основного побега, длину листовых пластинок, размеры генеративных органов. Индикаторами атмосферного загрязнения служат также морфологические и анатомические характеристики хвои сосны: изменение окраски (хлороз, пожелтение), преждевременное увядание хвои и дефолиация, время жизни, наличие некротических пятен [4, 5].

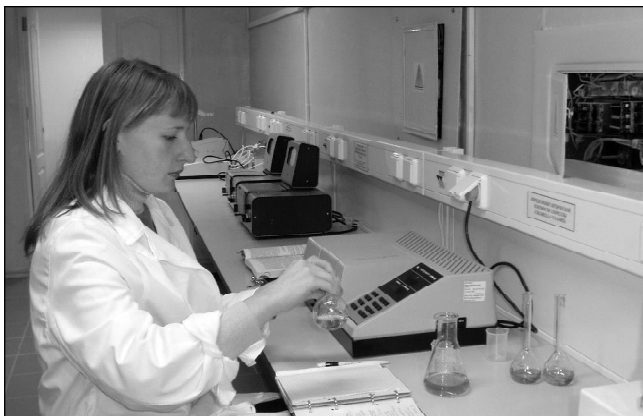
Для оценки чистоты атмосферного воздуха доцент Е.А. Домнина [12] модифицировала методику определения активности пероксидазы лишайников и установила, что ее величина значительно увеличивается при техногенном воздействии и при повышенной влажности воздуха. С помощью экспресс-метода определения состояния загрязнения атмосферного воздуха по пыльце некоторых древесных растений установлено, что очень чувствительными к загрязнению являются сосна обыкновенная, лиственница сибирская (*Larix sibirica* Ledeb.), береза бородавчатая (*Betula pendula* Roth) и яблоня домашняя (*Malus domestica* Borkh), в то время как тополь бальзамический (*Populus balsamifera* L.) является очень устойчивым к загрязнению. Индикация по пыльце древесных растений отражает экологическое благополучие исследуемой территории и позволяет выявить динамику его изменения.

В ходе изучения ферментативной активности почв установлено, что под влиянием метилфосфоновой кислоты резко меняется активность каталазы. Данный метод используют в мониторинге для оценки степени антропогенной деградации почв. При изучении реакции цианобактерий на действие специфических поллютантов (метилфосфоновая кислота и пиродифосфат натрия) выявлены наиболее чувствительные виды цианобактерий, которые могут быть индикаторами загрязнения почв фосфорсодержащими соединениями. Разрабатываются методики биотестирования на основе биохимических реакций цианобактерий (активность дегидрогеназы, каталазы, перекисное окисление липидов, накопление хлорофилла). Доказана тесная коррелятивная связь между интенсивностью перекисного окис-

ления липидов (ПОЛ) и количеством мертвых клеток, а также между активностью каталазы и количеством живых клеток в популяции *Nostoc paludosum*. Данные показатели (ПОЛ, каталазная активность и жизнеспособность клеток) можно использовать в качестве биомаркеров стресса у *Nostoc paludosum* под влиянием поллютантов минеральной и органической природы.

Анализ результатов семилетней оценки пигментного комплекса растений, произрастающих на территории санитарно-защитной зоны (ССЗ) объекта «Марадыковский», выявил изменения в состоянии пигментного комплекса растений. В ходе изучения влияния низких концентраций метилфосфоновой кислоты, пиродифосфата и фторида натрия показаны нарушение процессов жизнедеятельности растений и изменение биохимических показателей (активность пероксидазы, интенсивность процессов ПОЛ, накопление антоцианов и аскорбиновой кислоты) в динамике. Выделены летальные и сублетальные концентрации специфических поллютантов для высших растений. Ведется разработка методов биоиндикации на основе стрессовых реакций растений.

Наиболее простым, доступным и быстрым методом определения токсичности соединений с помощью различных штаммов цианобактерий является метод определения жизнеспособности их клеток с помощью 2,3,5-трифенилтетразолий хлорида. Для оценки состояния почв и снеговой воды нами апробированы тест-объекты – ячмень (*Hordeum vulgare* L.) и пшеница (*Triticum vulgare* L.). Считается, что подавление роста и развития растений на 30 % и более свидетельствует о фитотоксичности объекта. Несложность, быстрота, компактность метода позволяют рассматривать данные культуры как перспективные организмы для разработки методик ГОСТ для биотестирования. Еще более прост и доступен метод биотестов с использованием злаков при анализе воды, где можно применять рулонный метод. Отзывчивость такой культуры, как пшеница, подтверждена в опытах с тестированием снеговой воды. Микровегетационными экспериментами установлено, что обработка семян сельскохозяйственных растений препаратами цианобактерий (род *Nostoc*) повышает выживаемость растений в химически загрязненных почвах в два раза. Методами биотестирования почв техногенных территорий построе-



С.Ю. Огородникова проводит химический анализ воды.



Открытие работы конференции.

ны ряды информативности тест-объектов для специфических поллютантов (пирофосфаты, фосфаты, фториды, метилфосфоновая кислота, мышьяк) объекта «Марадьковский». Определение состава снегового покрова в рамках многолетнего мониторинга атмосферного воздуха позволило с учетом направления ветра выявлять зоны максимального распространения загрязняющих веществ, включая тяжелые металлы, фосфор-, сера-, хлор-, мышьяк- и фторорганические соединения. Построение моделей рассеивания загрязняющих веществ в снеговом покрове на основе комплекса показателей обеспечило возможность не только прогнозировать зоны загрязнения при штатной работе объекта, но и оценить вероятное его влияние на окружающую природную среду.

Гидробионты как индикаторы условий обитания представляют интерес для установления состояния водных экосистем и их изменений при антропогенном воздействии. Специалисты лаборатории с участием кандидата биологических наук Т.И. Кочуровой проводят инвентаризацию фауны макрозообентоса, составляют фаунистические списки водных беспозвоночных, оценивают фоновое состояние водных экосистем, определяют класс качества воды водоемов Кировской области. Накоплен опыт использования биоиндикационных методов (в том числе биотический индекс Вудивисса, олигохетный индекс) при оценке состояния водных экосистем с учетом региональных особенностей. На основании полученных данных для рек Кировской области определен перечень гидробиологических показателей, которые необходимо отслеживать в ходе дальнейшего мониторинга. Обоснован методологический подход к биотестированию водных объектов как двухкомпонентных систем (поверхностная вода – донные отложения). Предложены интегральный показатель токсичности ( $B_{max}$ ) проб поверхностных вод и донных отложений для класса экотоксикологического состояния водного объекта и ранжирования уровней антропогенных нагрузок на экосистему [25, 26] и балльная система определения экотоксикологического статуса водных объектов с учетом степени токсичности (поверхностная вода и донные отложения) для стандартизации процедуры выражения результатов биотестирования [27]. Выведены уравнения регрессии, описывающие зави-

симость «концентрация–эффект» при воздействии арсенита натрия на тест-объекты, что позволило их ранжировать по чувствительности к данному поллютанту.

Чрезвычайно мощным инструментом поддержки любого вида мониторинга является технология геоинформационных систем (ГИС), включающая использование цифровых карт, данных дистанционного зондирования Земли и применение спутниковых радионавигационных систем. В коллективе лаборатории за последние годы данное направление активно развивается под руководством кандидата технических наук Г.Я. Кантора с участием аспирантов А.С. Ольковой, А.П. Лемешко, Т.А. Адамович, Е.А. Новиковой. Создана цифровая карта прилегающей к Кирово-Чепецкому химическому комбинату (КЧХК) территории, включая цифровую модель рельефа, на основании которой построены карты загрязнения грунтовых вод для оценки и прогноза их состояния на последующий период.

Проведено картирование устойчивости лесного покрова к атмосферному загрязнению в СЗЗ объекта «Марадьковский» при помощи программных средств ГИС MapInfo 7.5, а также с использованием данных полевых исследований, картографических материалов и космического фотоснимка изучаемой территории со спутника QuickBird, имеющего пространственное разрешение 0.63 м, составлена карта-схема устойчивости лесов. Дешифрирование снимков позволило установить, что в СЗЗ доля мало- и неустойчивых к регулярному атмосферному загрязнению почв и лесов составляет 60 и более 20 % соответственно. Анализ данных о состоянии эпифитных лишайников и хвои сосны обыкновенной, содержании хлорофилла и уровне влагообеспеченности зеленых фракций древесной растительности позволяет заключить, что на данном этапе влияние объекта на лесной покров в СЗЗ еще не проявилось в усыхании хвойных деревьев, однако уже отмечено снижение уровня хлорофилла в отдельных лесных массивах.

Специалисты Института биологии Коми НЦ УрО РАН с 2001 г. участвуют в проводимых лабораторией биомониторинга экспедиционных работах в рамках проектов по федеральным целевым программам «Уничтожение запасов химического оружия в РФ» и «Обеспечение ядерной и радиационной без-



Редакционная коллегия журнала «Теоретическая и прикладная экология».



Выпуски журнала «Теоретическая и прикладная экология».

опасности на 2008 г. и на период до 2015 г.». В районе объекта «Марадыховский» наряду с мониторингом растительного и животного мира в 2009-2011 гг. были выполнены исследования в рамках проектов «Оценка современного состояния природной среды в районе влияния объектов КЧХК», «Изучение химического и радиохимического состава поверхностных вод в районе хранилищ радиоактивных отходов КЧХК», «Моделирование возможных вариантов затопления поймы р. Вятка в зоне размещения хранилищ радиоактивных отходов для обоснования необходимости проектирования защитных барьеров». Проведена радиометрическая съемка и выявлены участки, где требуются реабилитационные мероприятия в окрестностях КЧХК (отв. исполнитель с.н.с. Г.Я. Кантор).

Под руководством с.н.с., доцента Е.В. Дабах при исследовании почвенного покрова техногенных территорий установлено, что максимальные удельные активности радионуклидов приурочены к гумусовым горизонтам почв. Отмечена пространственная неоднородность почвенного покрова, составлены детальные почвенные карты-схемы опытных участков в районе загрязненных нитратом аммония Бобровых озер. Предложены мероприятия для биологической очистки вод этих озер [11]. Изучение миграции загрязняющих веществ в водных объектах на территории поймы р. Вятка в районе КЧХК показало, что сложное геологическое строение поймы, близкое залегание загрязненных грунтовых вод и паводковый режим обуславливают разнообразие характера и степени загрязнения пойменных озер. Например, в воде Бобровых озер распределение по глубинам общей минерализации в двух соседних озерах имеет принципиально различный характер. Проведена эхолотная батиметрическая съемка этих озер. Выполнены детальные промеры распределения минерализации по глубине кондуктометрическим методом и рассчитаны запасы нитрата аммония в озерах.

Кроме исследовательской работы, вторым важным направлением лаборатории является образовательная деятельность, включая изучение лучшего опыта педагогов в области экологического образования. На базе ВятГГУ по инициативе и непосредственном участии сотрудников лаборатории было организовано обучение учителей естественного цикла по специальности «экология» с выдачей дипло-

ма о второго высшем образовании с квалификацией «учитель экологии» и «эколог», которые получили 328 выпускников ВятГГУ. В каждом районе Кировской области на базе лучшего учреждения образования созданы опорные экологические школы как центры учебно-методической работы по экологии. В лаборатории проводится корректировка методик исследования природных сред и объектов, пригодных для использования в школьных условиях, разработана программа школьного экологического мониторинга [28, 45, 46]. Итоги ее реализации во всех учреждениях образования Кировской области ежегодно подводятся на областной конференции школьников «Человек. Природа». В 2003 г. лаборатория на базе областного эколого-биологического центра школьников открыла Малую областную экологическую академию школьника, членами которой стали сотни лучших молодых исследователей природы Вятского края. Коллективом лаборатории в помощь школе подготовлено и издано шесть учебно-методических пособий для учителей и учащихся:

- Школьный экологический мониторинг / Под ред. Т.Я. Ашихминой. М., 2000. 387 с.
- Фенология и региональный экологический мониторинг / Под ред. Н.М. Алалыкиной, Т.Я. Ашихминой. Сыктывкар, 2004. 104 с.
- Экология родного края / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Киров, 1996. 720 с.
- По страницам Красной книги Кировской области / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алалыкиной, Т.С. Носковой, Е.М. Тарасовой. Киров, 2004. 144 с.
- Экологический мониторинг / Под ред. Т.Я. Ашихминой. М., 2005, переиздано 2006, 416 с.
- Мониторинг природных сред и объектов / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Киров, 2006. 252 с.

В 2004 г. коллектив лаборатории стал лауреатом национальной экологической премии «Экомир» за организацию системы школьного экологического образования. Цикл работ «Научные исследования по экологической безопасности и организации экологического образования в Кировской области» и монография «Леса Кировской области» отмечены премией Кировской области в области экологии и охраны природы по итогам 2004 и 2009 гг.

В заключение следует отметить, что интеграция науки и высшей школы на примере созданной на



Коллектив лаборатории биомониторинга.



Научные труды сотрудников лаборатории биомониторинга.

базе Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ лаборатории биомониторинга позволяет выполнять исследования как фундаментального, так и прикладного характера, обеспечивать научное руководство и консультации по подготовке кандидатских и докторских диссертаций, издавать российский общественно-научный журнал «Теоретическая и прикладная экология», включенный в перечень рецензируемых журналов ВАК, успешно участвовать в различных конкурсах, научных проектах и образовательной деятельности учреждений образования Кировской области.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ашихмина Т.Я., Домрачева Л.И., Огородникова С.Ю. Биоиндикация и биотестирование природных сред как основа экологического контроля на территории зоны защитных мероприятий по уничтожению химического оружия // Рос. хим. журн., 2007. Т. LI, № 2. С. 59-63.
2. (Ашихмина Т.Я.) Изучение воздействия фосфорсодержащих поллютантов на почвенные микроорганизмы / Т.Я. Ашихмина, Л.И. Домрачева, С.Ю. Огородникова, ..., Г.Я. Кантор и др. // Рос. хим. журн., 2010. Т. LIV, № 4. С. 183-186.
3. (Ашихмин С.П.) Экологические аспекты применения азида натрия в качестве консерванта и дезинфектанта почв урбанизированных территорий / С.П. Ашихмин, Л.И. Домрачева, О.Б. Жданова и др. // Рос. паразитол. журн., 2010. № 2. С. 24-29. – (Международ. журн. по фундаментальным и прикладным вопросам паразитологии).
4. Биоиндикаторы и биотест-системы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алалыкиной. Киров, 2008. 336 с.
5. Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под ред. Т.Я. Ашихминой, Н.М. Алалыкиной. Сыктывкар, 2011. 388 с.
6. Видякин А.И. Изменчивость формы семян в популяциях сосны обыкновенной на востоке Русской равнины // Вестн. Саратовского госагроун-та, 2009. № 11. С. 9-12.
7. Видякин А.И. Изменчивость количества семядолей у семян сосны обыкновенной производственной и опытной заготовки на северо-востоке Русской равнины // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 3. С. 90-95.
8. Видякин А.И., Санников С.Н., Петрова И.В. Изменчивость индексов шишек сосны обыкновенной в популяциях Сысоло-Вычегодской равнины // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 4. С. 83-87.
9. Видякин А.И. Эволюционно-генетические и лесоводственные основы рациональной эксплуатации и восстановления лесов европейской части России // Изв. Самарского НЦ РАН, 2011. Т. 13, № 1 (Ч. 4). С. 982-985.
10. Видякин А.И. Изменчивость частот фенотипов окраски микростробиллов в популяциях сосны обыкновенной Кировской области // Аграрный вестн. Урала, 2011. № 8. С. 13-14.
11. Дабах Е.В., Кислицына А.П., Савиных О.Д. Изучение почв и растений при поливе их водой, загрязненной нитратным и аммонийным азотом // Инновационные технологии – в практику сельского хозяйства: Матер. всерос. науч.-практ. конф., посвящ. 65-летию агрономического ф-та. Киров, 2009. С. 130-133.
12. Домнина Е.А. Физиолого-биохимические изменения у лишайников под влиянием атмосферного загрязнения в районе Кирово-Чепецкого химического комбината: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 2005. 16 с.
13. (Домрачева Л.И.) Algal-mycological complexes in soil upon their chemical pollution / L.I. Domracheva, E.V. Dabakh, L.V. Kondakova, A.I. Varaksina // Eurasian. Soil Sci., 2006. Vol. 39. Suppl. 1. P. 91-97.
14. Домрачева Л.И. Использование организмов и биосистем в ремедиации территорий // Теоретическая и прикладная экология, 2009. № 4. С. 4-16.
15. Домрачева Л.И., Широких И.Г., Фокина А.И. Антифузариозное действие цианобактерий и актиномицетов в почве и ризосфере // Микол. Фитопатол., 2009. Т. 43, вып. 2. С. 157-165.
16. (Домрачева Л.И.) Применение тетраэдрического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах / Л.И. Домрачева, ..., Т.Я. Ашихмина, С.Ю. Огородникова и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2008. № 2. С. 23-28.
17. (Домрачева Л.И., Широких И.Г., Фокина А.И.) Domracheva L.I., Shirokikh I.G., Fokina A.I. Antifusarium activity of cyanobacteria and actinomyces in soil and rhizosphere // Microbiol., 2010. Vol. 79, № 6. P. 871-876.
18. Колупаев А.В., Ашихмина Т.Я., Широких И.Г. Реакция почвенных микромицетов на пестицидное загрязнение // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол., 2009. № 2. С. 50-51.
19. Колупаев А.В., Широких А.А., Широких И.Г. Реакция гриба *Trichoderma viride* на пестицидное загрязнение // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол., 2010. № 1. С. 64-71.
20. (Кондакова Л.В.) Soil disbalance factors and *Nostoc commune* II / L.V. Kondakova, L.I. Domracheva, O.A. Pegushina et al. // Soil contamination: new research. N.-Y.: Nova Sci. Publ., 2008. P. 189-199.
21. (Кондакова Л.В.) Влияние метилфосфоновой кислоты на развитие водорослей в почве / Л.В. Кондакова, С.Ю. Огородникова, Л.И. Домрачева, Т.Я. Ашихмина // Бот. журн., 2009. Т. 94, № 1. С. 42-48.
22. (Кондакова Л.В.) Изменение структурной организации альго-микологических почвенных комплексов при загрязнении пирофосфатом натрия / Л.В. Кондакова, Л.И. Домрачева, ..., Т.Я. Ашихмина, Е.В. Дабах // Проблемы региональной экологии, 2010. № 1. С. 50-54.
23. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Водоросли (видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров, 2007. 192 с. – (Флора Вятского края; Ч. 2).
24. Леса Кировской области / Под ред. А.И. Видякина, Т.Я. Ашихминой, С.Д. Новоселова. Киров, 2008. 400 с.
25. (Мальцева С.А.) Обоснование интегрального подхода к оценке экотоксикологического состояния водных объектов / С.А. Мальцева, В.Ю. Охалкина, Л.В. Кондакова, Т.Я. Ашихмина // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Матер. всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. В 2-х частях. Киров, 2011. Ч. 2. С. 20-23.
26. (Мальцева С.А.) Оценка экотоксикологического состояния р. Погиблицы с помощью разработанного интегрального подхода / С.А. Мальцева, В.Ю. Охалкина, Л.В. Кондакова, Т.Я. Ашихмина // Биологический мониторинг природно-техногенных систем: Матер. всерос. науч.-практ. конф. с между-

нар. участием. В 2-х частях. Киров, 2011. Ч. 2. С. 23-27.

27. *Мальцева С.А., Охалкина В.Ю.* Экспериментальное обоснование условий биотестирования многокомпонентных природных сред // Экология родного края: проблемы и пути решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 90-92.

28. Мониторинг природных сред и объектов / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Киров, 2006. 252 с.

29. (*Огородникова С.Ю.*) Защитная роль *Nostoc commune* для семян сельскохозяйственных культур при действии токсикантов (модельные опыты) / *С.Ю. Огородникова, ..., Л.И. Домрачева, ..., Т.Я. Ашихмина* и др. // Проблемы региональной экологии, 2008. № 2. С. 96-100.

30. (*Огородникова С.Ю.*) Комплексная оценка состояния цианобактерий *Nostoc paludosum* Kiitz. при воздействии различных поллютантов / *С.Ю. Огородникова, Ю.Н. Зыкова, ..., Л.И. Домрачева* и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 3. С. 47-51.

31. *Широких И.Г., Мерзаева О.В.* Комплекс актиномицетов в ризосфере озимой ржи на дерново-подзолистой почве // Микробиол., 2005. Т. 74, № 2. С. 271-277.

32. (*Широких И.Г.*) Актиномицеты в прокариотном комплексе ризосферы овса на дерново-подзолистой почве / *И.Г. Широких, Г.М. Зенова, О.В. Мерзаева* и др. // Почвоведение, 2007. № 2. С. 179-183.

33. (*Широких И.Г.*) Численность и структура актиномицетных комплексов ризосферы озимой ржи, овса и клевера лугового / *И.Г. Широких, Г.М. Зенова, О.В. Мерзаева* и др. // Изв. РАН. Сер. Биол., 2006. № 4. С. 496-501.

34. (*Широких И.Г.*) Влияние фузариозной инфекции на изменение почвенного микромицетного комплекса посева клевера красного (лугового) / *И.Г. Широких, А.А. Широких, Е.Г. Арзамасова* и др. // Агрохимия, 2010. № 3. С. 44-51.

35. (*Широких И.Г.*) Влияние кислотности почвы и токсичности алюминия на структуру микробной биомассы в ризосфере ячменя / *И.Г. Широких, А.А. Широких, Н.А. Родина* и др. // Почвоведение, 2004. № 8. С. 961-966.

36. *Широких И.Г., Шешегова Т.К., Мерзаева О.В.* Влияние предпосевного протравливания семян на

структуру комплексов мицелиальных микроорганизмов в ризосфере озимой ржи // Агрохимия, 2005. № 9. С. 51-55.

37. *Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А.* Особенности актиномицетных комплексов в урбано-зомах г. Киров // Почвоведение, 2011. № 2. С. 199-205.

38. (*Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А.*) *Shirokikh I.G., Ashikhmina T.Ya., Shirokikh A.A.* Specificity of actinomycetal complexes in urbanozems of the city of Kirov // Eur. Soil Sci., 2011. Vol. 44, № 2. P. 180-185.

39. *Широких А.А., Широких И.Г.* Почвенные микромицеты в придорожных экотопах города Кирова // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол., 2009. № 2. С. 64-65.

40. *Широких А.А., Широких И.Г.* Накопление тяжелых металлов ксилотрофными базидиальными грибами в городских экосистемах // Микол. Фитопатол., 2010. Т. 44, вып. 4. С. 359-366.

41. *Широких А.А., Широких И.Г., Пушкарева Л.В.* Биоаккумуляция тяжелых металлов в городских экосистемах плодовыми телами базидиомицетов // Иммунопатол. Аллергол. Инфектол., 2010. № 1. С. 79.

42. *Широких И.Г., Огородникова С.Ю., Абубакирова Р.И.* Изучение регенерантов овса, полученных в селективных системах с алюминием и полиэтиленгликолем // Агрохимия, 2010. № 10. С. 38-43.

43. (*Широких И.Г.*) Физиолого-биохимические показатели и продуктивность растений ячменя, регенерированных из каллуса в селективных системах / *И.Г. Широких, С.Ю. Огородникова, И.В. Дальке* и др. // Докл. РАСХН, 2011. № 2. С. 6-9. – (Physiological and biochemical indices and productivity of barley plants regenerated from callus in selective systems / *I.G. Shirokikh, S.Yu. Ogorodnikova, I.V. Dalke et al.* // Rus. Agricult. Sci., 2011. Vol. 37, № 2. P. 98-102).

44. (*Широких И.Г.*) Biochemical and physiological estimation of barley regenerants obtained in selective systems / *I.G. Shirokikh, S.Yu. Ogorodnikova, I.V. Dalke et al.* // Biol. Bull., 2011. Vol. 38, № 6. P. 602-607.

45. Школьный экологический мониторинг / Под ред. Т.Я. Ашихминой. М., 2000. 387 с.

46. Экология родного края / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Киров, 1996. 720 с. ❖

## НАШИ ПОЗДРАВЛЕНИЯ

победителям конкурса инициативных научных проектов РФФИ в 2012 г.:



1. 2-04-00554-а «Физиологические и молекулярные механизмы устойчивости фотосинтетического аппарата психогидрических фотоавтотрофов к абиотическому стрессу» (руководитель проекта — д.б.н., проф. **Тамара Константиновна Головки**)

2. 12-04-00062-а «Генофено-географический анализ популяций сосны обыкновенной на Русской равнине» (руководитель проекта — д.б.н. **Анатолий Иванович Видакин**)



Желаем дальнейших творческих успехов и побед!



**СОСТОЯНИЕ ПРИРОДНОГО КОМПЛЕКСА  
В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА**



**Т. Ашихмина**



**Е. Дабах**



**Г. Кантор**



**А. Лемешко**



**С. Скугорова**



**Т. Адамович**

**К**ирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК), объединяющий предприятия ОАО «Завод минеральных удобрений КЧХК» (ЗМУ) и ООО «ГалоПолимер Кирово-Чепецк» (завод полимеров), расположен в долине р. Вятка в 20-25 км выше по течению от хозяйственно-питьевого водозабора г. Киров. На ЗМУ производят аммиак, а на его основе – азотную кислоту, аммиачную селитру и сложные удобрения, завод полимеров выпускает фторопласты, фторкаучуки, фторопластовые суспензии и смазки, компоненты для получения искусственной крови и другие продукты. Источниками химического загрязнения окружающей среды являются выбросы (более 140 загрязняющих веществ) предприятий, стоки, сбрасываемые в р. Елховка по пяти выпускам, твердые и жидкие отходы, сосредоточенные в шламонакопителях.

В течение длительного времени КЧХК являлся одним из ведущих предприятий ядерного комплекса в нашей стране, на котором производили гекса- и тетрафторид урана. В начале 90-х годов производство было остановлено, но на территории комбината и за ее пределами остались хранилища радиоактивных отходов (РАО) низкой и средней активности. Объекты хранения отходов находятся в пойме и на первой надпойменной террасе р. Вятка в 1.5-3.0 км от ее русла, что предопределяет повышенное внимание к вопросам охраны окружающей среды. В последнее десятилетие изучение и оценку состояния окружающей среды

в зоне влияния объектов КЧХК [3, 5, 6, 9-11, 20] проводили специалисты из Москвы (Государственный специализированный проектный институт Минатома РФ – ОАО «ГСПИ», ФГУ РНЦ «Курчатовский институт» и ФГУГП «Гидроспецгеология»), Кирова (ООО «Геосервис» и Вятский государственный гуманитарный университет – ВятГГУ) и Сыктывкара (Институт биологии Коми НЦ УрО РАН).

Лаборатория биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ проводит исследования природного комплекса на территории Кирово-Чепецкого района с 2001 г. [3, 5, 7, 8, 12-16, 19, 21, 23, 26-28]. В окрестностях предприятий КЧХК обследуются почвы, природные воды, донные отложения, растительность, изучается состояние животного мира, исследуется снежный покров как индикатор загрязнения атмосферного воздуха. В районе размещения радиоактивных отходов в течение нескольких лет проводят замеры мощности эквивалентной дозы гамма-излучения, определяют удельную активность радионуклидов в пробах воды, почв и донных отложений. В оценке антропогенно нарушенных территорий анализируют данные дистанционного зондирования Земли из космоса. В 2009-2011 гг. коллектив лаборатории биомониторинга проводил работы, связанные с оценкой современного уровня загрязнения атмосферного воздуха, поверхностных водных объектов, донных отложений и почв в районе КЧХК [2, 7, 8, 12, 14-16, 21, 23, 25, 27].

О состоянии атмосферного воздуха можно судить по результатам анализа снеговой воды. С выбросами предприятий КЧХК в атмосферу поступает значительное количество нитрата аммония, фторидов, хлорида натрия [2, 17, 25, 26]. Наиболее загрязненными соединениями азота являются участки, расположенные на расстоянии до 500 м от ЗМУ в северном и северо-восточном направлениях, что соответствует преобладающим направлениям ветров в зимний период. По результатам изучения ионного состава снега в 2011 г. отмечена тенденция к снижению концентрации катионов аммония по сравнению с 2009-2010 гг. Очень высокое содержание хлорид-ионов и ионов натрия в течение всего периода наблюдений сохраняется в районе завода полимеров рядом с узлом приготовления солевых растворов и открытой площадкой хранения хлорида натрия. Результаты биотестирования проб снега с использованием трех биотестов (*Paramecium caudatum*, *Daphnia magna*, «Эколюм») показали, что большинство исследованных проб не обладает острым токсическим действием.

На состояние поверхностных водных объектов в районе КЧХК оказывают влияние стоки комбината, хранилища отходов и загрязненные грунтовые воды. Отбор проб воды, донных отложений проводился вдоль русла Елховки, на заболоченных участках около хвостохранилищ и шламонакопителей, в местах сброса стоков (рис. 1). Кроме того, обследовалось состояние

**Дабах Елена Валентиновна** – к.б.н., с.н.с. лаб. биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и Вятского государственного гуманитарного университета. E-mail: [ecolab2@gmail.com](mailto:ecolab2@gmail.com). Область научных интересов: *химия, экология и минералогия почв*.

**Кантор Григорий Яковлевич** – к.т.н., н.с. этой же лаборатории. Область научных интересов: *геоинформационные системы, экология*.

**Лемешко Александр Петрович** – директор ООО «Геосервис» (г. Киров). E-mail: [ecolab2@gmail.com](mailto:ecolab2@gmail.com). Область научных интересов: *гидрогеология*.

**Скугорова Светлана Геннадьевна** – к.б.н., н.с. лаб. биомониторинга. Область научных интересов: *хроматография, химия окружающей среды*.

**Адамович Татьяна Анатольевна** – аспирант этой же лаборатории. Область научных интересов: *дистанционное зондирование Земли, химия окружающей среды*.

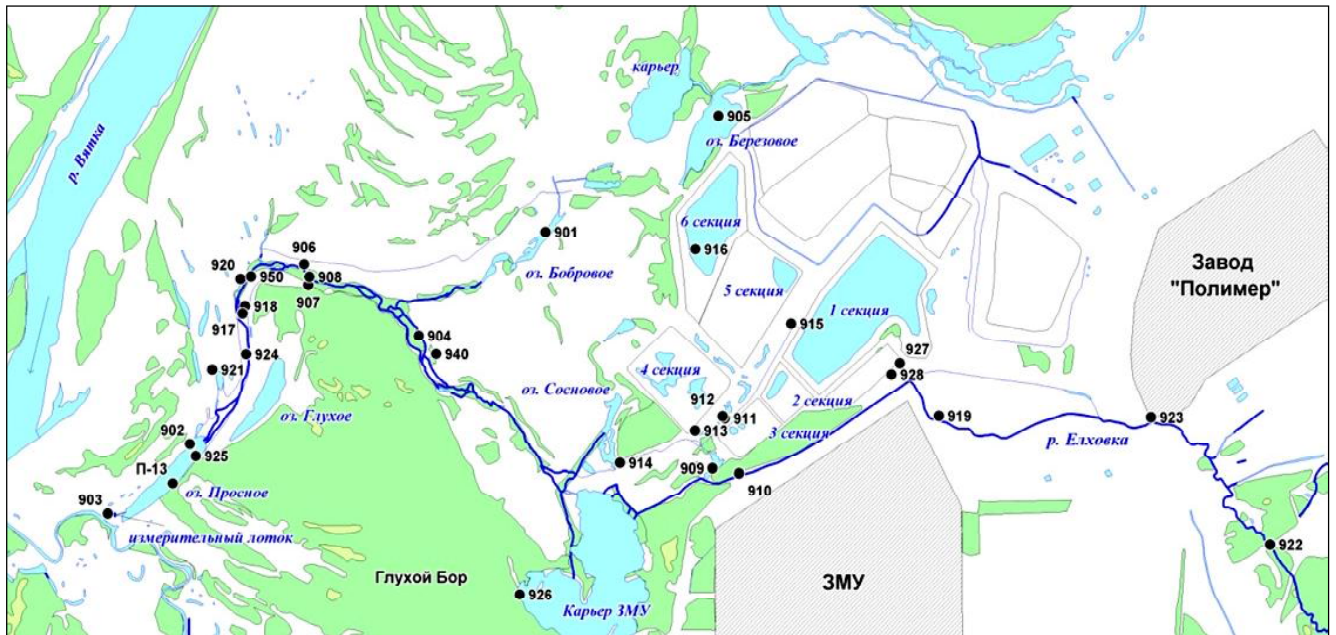


Рис. 1. Район проведения работ и точки отбора проб.

Просного, Березового и Бобровых<sup>1</sup> озер и заполненных водой карьеров [2, 3, 14, 21]. В качестве фоновой была выбрана точка 922 вблизи железнодорожной станции Чепецкая, находящаяся по течению Елховки выше выпусков стоков завода полимеров. Состав поверхностных вод в пределах изучаемой территории различается. В водоемах, связанных со стоками завода полимеров и хранилищами отходов его производства, отмечается высокая концентрация хлорида натрия, фторид-иона; в водных объектах, связанных с заводом минеральных удобрений, – нитрата аммония, стронция. Особенно загрязнены соединениями азота Березовое и Бобровые озера. В них ПДК нитратов и аммония превышены в сотни раз, причем с глубиной концентрация их возрастает на порядок. Содержание фтора во всех пробах, отобранных в зоне влияния КЧХК, выше, чем в фоновой точке. Максимальные концентрации (до 7 мг/дм<sup>3</sup>) обнаружены в выпуске стоков из I секции шламонакопителя (точка 915), а также в придонных слоях воды оз. Березовое (до 9 мг/дм<sup>3</sup>). В пробах воды, отобранной из р. Елховка ниже завода полимеров, отмечено высокое содержание ртути – 1.7 мкг/дм<sup>3</sup>.

В целом, деятельность химического комбината сопровождается появлением в поверхностных водах в превышающих ПДК количествах 17 химических элементов, причем таких специфических, как бром, стронций, барий,

ртуть, свинец, бериллий и сурьма. Наиболее разнообразное по качественному составу и максимальное по концентрации загрязнение характерно для дренажной канавы в районе хранилища РАО (точка 928), глубоких слоев воды Бобровых озер, заболоченных понижений в районе завода полимеров. По данным радиохимического анализа ни в одной из проб воды не превышен уровень вмешательства (УВ<sup>вода</sup>) [2], однако в районе хранилищ РАО, в местах разгрузки загрязненных грунтовых вод удельные активности плутония-239, 240, стронция-90, цезия-137, урана-238 значительно выше, чем в фоновом створе.

Результаты биотестирования поверхностной воды с использованием трех биотестов (*Paramecium caudatum*, *Daphnia magna*, «Эколюм») показали, что большинство исследованных проб обладает острым токсическим действием. Особенно высокой степенью токсичности характеризуются пробы воды из оз. Березовое, Бобровых озер и карьера ЗМУ. Среднетоксичными являются пробы воды из р. Елховка. Экотоксикологический анализ данных проб с использованием тест-объекта *Chlorella vulgaris* выявил, что лишь две из 27 проб (из оз. Ивановское и с измерительного лотка) не являются токсичными, остальные оценены как гипер-, средне- и слаботоксичные.

Все пробы донных отложений из водных объектов в районе КЧХК характеризуются щелочной реакцией, бли-

же к нейтральным значениям показателя рН в Бобровых и Березовом озерах. В донных отложениях присутствуют нефтепродукты, особенно загрязнены ими пробы, отобранные у нефтебазы (точка 919) и в канале к югу от III секции шламонакопителя (точка 910). В донных отложениях оз. Просное и на заболоченном участке р. Елховка в нижнем ее течении отмечено сравнительно высокое содержание фторидов, превышающее фоновые значения в 4-5 раз.

Как и в предыдущие годы, сохраняется загрязнение донных отложений ртутью [3, 23]. Содержание ртути варьирует от 0.3 до 54.0 мг/кг, максимальные значения отмечены у III секции шламонакопителя, моста через р. Елховка (точка 919) и около хранилища РАО (точка 928), с глубиной содержание ртути возрастает. Оценку состояния донных отложений по содержанию тяжелых металлов (меди, цинка, свинца, кадмия, никеля) и мышьяка проводили по аналогии с почвами с учетом суммарного коэффициента техногенного загрязнения [4]:

$$Z_c = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{C_{i\text{фон}}} - (N - 1),$$

где  $N = 6$  (количество учитываемых элементов),  $C_i$  – содержание  $i$ -го элемента в загрязненной пробе,  $C_{i\text{фон}}$  – содержание  $i$ -го элемента в фоновой пробе.

К категории с опасной степенью химического загрязнения отнесены дон-

<sup>1</sup> Бобровые озера – цепь из трех линейно вытянутых с северо-востока на юго-запад пойменных водоемов в долине р. Вятка, соединенных протоками. Озера Бобровое-1 и Бобровое-2 более глубокие (до 8 м), оз. Бобровое-3 – мелководное (средняя глубина около 1 м).

ные отложения р. Елховка у нефтебазы (точка 919), ниже по течению – в зарегулированном русле реки (точка 910), районе III секции шламонакопителя (точка 909), среднем и нижнем течении р. Елховка, на заиленной и открытой части оз. Просное.

Наибольший вклад в загрязнение донных отложений радионуклидами вносят Sr-90 и Cs-137. Максимальные значения их удельной активности отмечены в заболоченных водоемах вблизи III секции шламонакопителя, в которую ранее по трубопроводам транспортировали жидкие РАО. Уран-238 накапливается в донных отложениях дренажной канавы (точка 928) в районе хранилища РАО. Резко выраженный максимум радиоактивности наблюдается в донных отложениях р. Елховка выше по течению устья протоки из Бобровых озер (рис. 1, точка 904). Так как этот участок реки находится довольно далеко от источников радиационного загрязнения, можно предположить, что техногенные радионуклиды поступают в р. Елховка с грунтовыми водами. Гипотеза подтверждается наложением контура, соответствующего наибольшему загрязнению грунтовых вод техногенными радионуклидами, на русло реки именно на этом участке (рис. 2). В устье реки при впадении ее в оз. Просное происходило активное отложение взвешенных и растворенных веществ, в результате накопилась мощная (до 6 м) толща техногенных илов, вязкая масса которых переслаивается плотными гипсовыми корками. Если максимальная концентрация урана и удельная активность изотопа U-238 в основном приурочены к наиболее глубоким слоям техногенных отложений, то отчетливых закономерностей в распределении по глубине радионуклидов Cs-137, Sr-90, Pu-239 не обнаружено.

Экотоксикологический анализ показал, что пробы донных отложений, отобранные в карьере ЗМУ, обладают высокой степенью токсичности. Высокие абсолютные значения индекса токсичности по *Paramecium caudatum* (0.54-0.58) установлены в пробах донных отложений из озер Просное и Березовое (точки 902 и 905). Боль-

шинство проанализированных проб обладают допустимой степенью токсичности, т.е. не оказывают острого токсического действия на *Paramecium caudatum*, но для подтверждения их безопасности требуются дополнительные исследования, в том числе тест на хроническую токсичность.

Территория, прилегающая к предприятию, характеризуется высокими уровнями залегания грунтовых вод, они варьируют от 0.5 до 3.0 м от поверхности земли. Грунтовые воды питаются за счет атмосферных осадков, вод р. Вятка в паводок, в межпаводковый период дренируются как р. Вятка,

так и мелкими водотоками. Поскольку водоотведение с предприятий осуществляется круглогодично, это также способствует высокому стоянию уровней. Грунтовые воды пополняются фильтрующимися из шламонакопительными растворами, в результате за длительный период существования предприятия сформировалась область химического и радиационного загрязнения подземных вод. Обобщенным показателем химического загрязнения можно считать повышенную минерализацию грунтовых вод. Среди анионов преобладают сульфаты, хлориды, нитраты и нитриты, среди катионов –

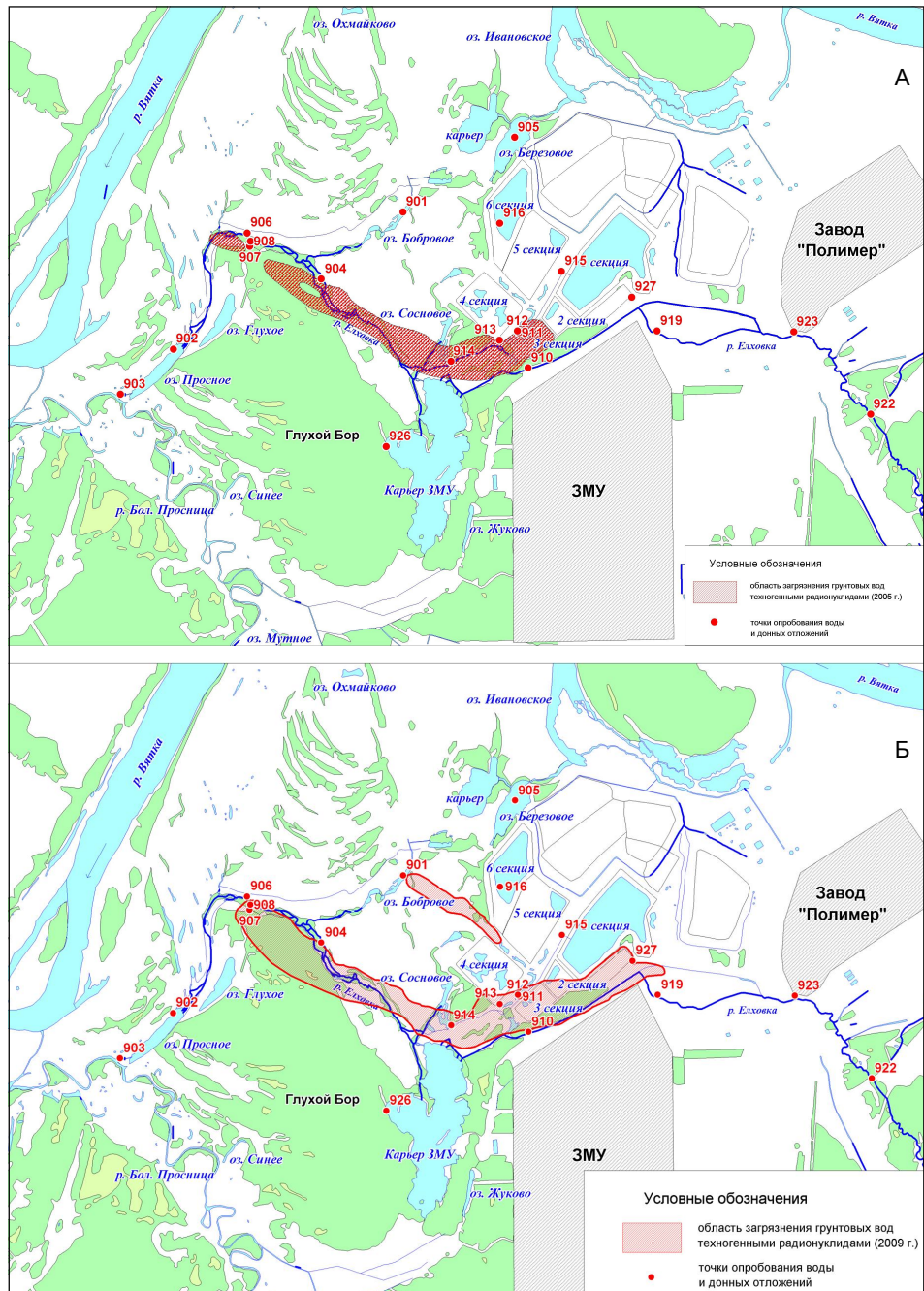


Рис. 2. Область загрязнения грунтовых вод техногенными радионуклидами в 2005 (А) и 2009 (Б) гг.

аммоний и стронций, в отдельных скважинах присутствуют литий, сурьма, кадмий и уран. Выделено несколько ореолов повышенной минерализации (содержание сухого остатка свыше 1000 мг/дм<sup>3</sup>) грунтовых вод [10].

Первая, наиболее обширная область включает в себя территории, прилегающие к хвостохранилищу мела, трехсекционному шламонакопителю, а также значительные площади к западу от них, она протянулась вдоль поймы р. Елховка. Этот ореол в соответствии с потоком грунтовых вод постепенно расширяется в западном направлении в сторону р. Вятка. Максимальные уровни загрязнения грунтовых вод зафиксированы в районе оз. Бобровое-1 и к северу от него. Загрязненные воды разгружаются в р. Елховка на протяжении 5 км, в пойменные озера (Бобровые, Березовое и Сосновое), карьер у оз. Березовое и северную часть карьера ЗМУ. Наиболее высокие уровни минерализации приурочены к более глубоким горизонтам грунтовых вод, в верхней части минерализация снижается за счет поступления пресных вод в период снеготаяния и паводка на р. Вятка, а также атмосферных осадков в летний пери-

од. Источником загрязнения является хвостохранилище мела, о чем свидетельствует близкий химический состав жидкой фазы хвостохранилищ и грунтовых вод в области максимального загрязнения. Значительная часть загрязнения сформировалась за счет фильтрации высокоминерализованных вод из III секции трехсекционного шламонакопителя, введенного в строй еще в 1968 г.

Вторая область повышенной минерализации грунтовых вод зафиксирована вблизи западной границы территории завода полимеров. Здесь в пробах грунтовых вод минерализация достигает 100 000 мг/дм<sup>3</sup>. Эта область загрязнения грунтовых вод имеет локальный характер. По химическому составу воды сульфатно-хлоридно-натриевые, в составе катионов присутствует значительное количество ионов аммония (до 1660 мг/дм<sup>3</sup>), при этом нитраты практически отсутствуют. Источником загрязнения являлся двухсекционный шламонакопитель, функционировавший с начала 50-х годов до 1968 г.

По сравнению с полученными в 2005 г. ООО «Геосервис» результатами, в 2009 г. (рис. 3) выявлено расши-

рение области повышенной минерализации грунтовых вод на север и на запад по направлению потока подземных вод, но при этом концентрация загрязняющих веществ в эпицентре практически не изменяется. Изучение радиационного загрязнения грунтовых вод в районе размещения хранилищ РАО и объектов бывшего производства фторирования урана проводят с 1995 г. [5, 6, 10, 15, 16]. Результаты выполненных в 2001 и 2002 г. ГСПИ работ показали, что в нескольких скважинах суммарная удельная активность радионуклидов значительно превышала 10 УВ<sup>вода</sup> [18]. Радиационное загрязнение грунтовых вод обнаружено в скважинах, расположенных в пойме Елховки, у III секции шламонакопителя и хранилища радиоактивных отходов (РАО) № 205, а также в пределах промплощадки завода полимеров. Область радиоактивного загрязнения грунтовых вод в пойме Елховки сформировалась за счет фильтрации загрязненных вод из III секции, а также за счет сброса сточных вод с остаточными количествами радионуклидов в р. Елховка. Основным загрязняющим компонентом в грунтовых водах в пойме Елховки является Sr-90,

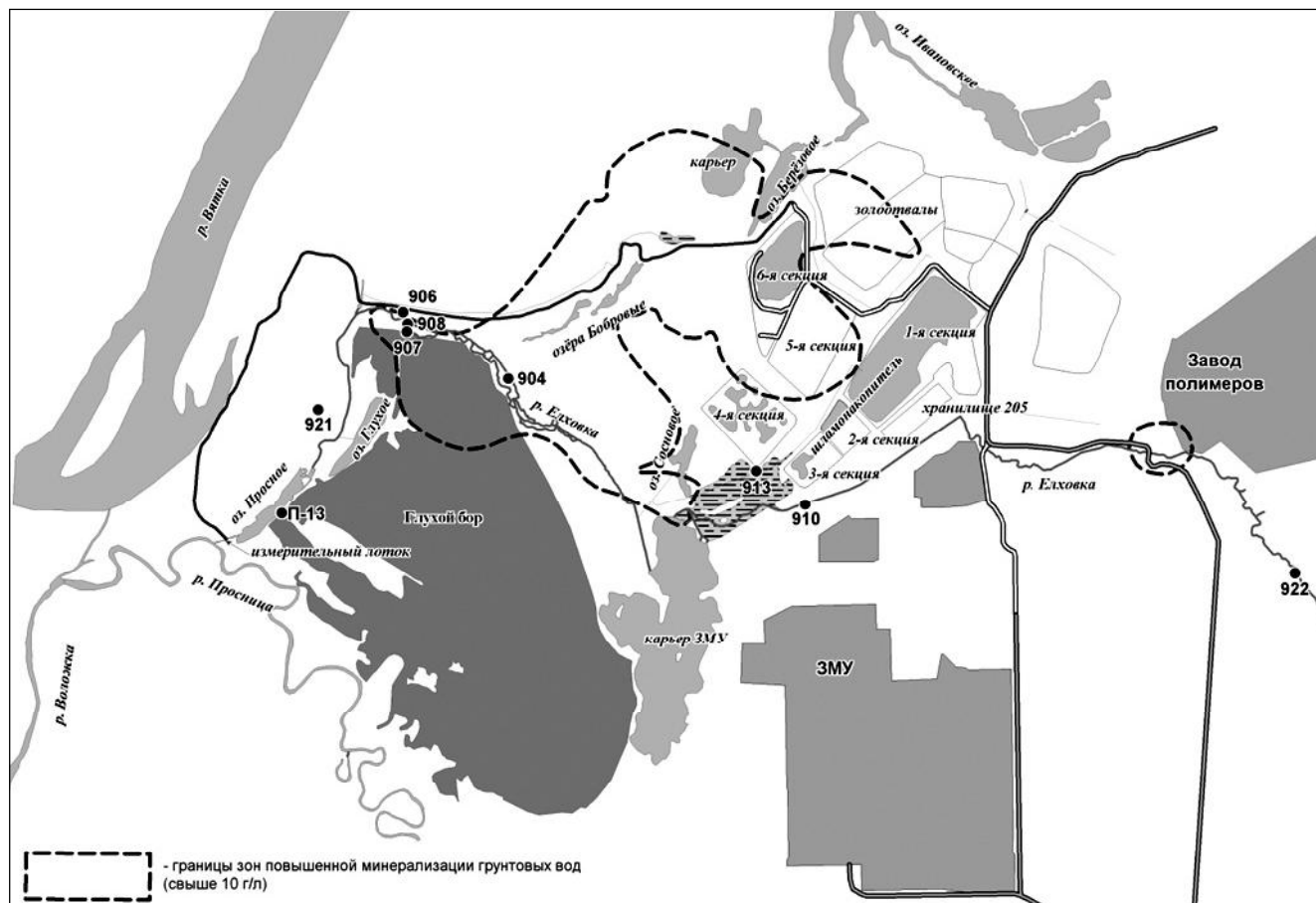


Рис. 3. Область повышенной минерализации грунтовых вод (свыше 10 г/дм<sup>3</sup>). Пунктирной линией обозначены ее границы.

в небольших количествах присутствуют изотопы урана и Cs-137. Ориентировочная площадь загрязнения грунтовых вод в пойме Елховки составляет 585 тыс. м<sup>2</sup>.

В районе хранилища РАО № 205 радиационное загрязнение грунтовых вод было зафиксировано в единственной скважине. В составе грунтовых вод здесь преобладали альфа-активные радионуклиды (U-238, U-234). Начиная с 2003 г., уровень загрязнения постепенно возрастал. Загрязнению подверглась верхняя часть водоносного горизонта, ориентировочно до глубины 4-5 м, оно имело локальный характер. По данным 2005 г. [10], разгрузка загрязненных грунтовых вод происходит в дренажную канаву, расположенную к востоку от хранилища РАО № 205, отводящую поверхностные воды от I секции шламонакопителя в р. Елховка. Удельная активность урана здесь составляла 0.7 УВ<sup>вода</sup>.

По результатам проведенного в 2009 г. мониторинга геологической среды на территории, прилегающей к объектам КЧХК, были подтверждены основные источники радиоактивного загрязнения подземных вод: хранилище РАО № 205, III секция шламонакопителя, а также хранилища РАО, расположенные на территории завода полимеров. По сравнению с 2005 г. граница основного ореола радиоактивного загрязнения расширилась от III секции в сторону хранилища № 205. Аналогичная ситуация сложилась и на прилегающей к заводу полимеров территории – во всех опробованных скважинах зафиксировано превышение УВ<sup>вода</sup>. Выявлена и новая область радиационного загрязнения с незначительными превышениями УВ<sup>вода</sup>, протянувшаяся от V секции хвостохранилища мела в северо-западном направлении до Бобровых озер (рис. 2А).

Таким образом, загрязнение грунтовых вод продолжается за счет инфильтрации из хранилища РАО № 205, III секции шламонакопителя и с территории завода полимеров. Вследствие разгрузки грунтовых вод в р. Елховка не исключено поступление радионуклидов в поверхностные воды.

Почвенный покров поймы в зоне влияния предприятий КЧХК отличается разнообразием и высокой степенью нарушенности. По уровню кислотности почвы относят к нейтральным и слабокислым. Почти все исследованные почвы загрязнены тяжелыми металлами (ТМ). В них отмечены повышенные концентрации свинца, цинка, кадмия, никеля [7, 10, 23]. Для техногенно на-

груженной территории превышения ПДК (ОДК) сравнительно небольшие (в 1.5-3.0 раза). На площадках, где образцы взяты по горизонтам, максимальные концентрации ТМ приурочены к гумусовым горизонтам. Загрязнение ртутью отмечено в почвах на пойменных гривах в нижнем течении р. Елховка – 18 мг/кг (ПДК 2.1 мг/кг), причем в образцах, отобранных по горизонтам, самая высокая концентрация ртути зафиксирована в гумусовом горизонте (3-15 см) – ниже современного органогенного слоя, хотя и верхний слой загрязнен. В нижележащих минеральных горизонтах концентрация элемента резко падает [7, 23]. Суммарный коэффициент техногенного загрязнения [4], рассчитанный по семи нормируемым в почвах элементам (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, As, Hg), позволяет отнести почвы к категории с допустимой степенью загрязнения.

Содержание нефтепродуктов в почвах невысокое. Максимальные концентрации (220-240 мг/кг) – на берегах Елховки (в нижнем ее течении) и оз. Просное. Высокое содержание подвижной формы фторид-иона (до 9.2 мг/кг при ПДК 2.8 мг/кг), возрастающее вниз по профилю, обнаружено только в одной прикопке в пойме в нижнем течении р. Елховка. Содержание нитратов в почвенных образцах варьирует в широких пределах. Очень высокие концентрации нитратов, превышающие ПДК (130 мг/кг), обнаружены в органогенных горизонтах почв на правом берегу Елховки в нижнем ее течении. По результатам маршрутного обследования территории повышенный уровень гамма-излучения отмечался у завода полимеров, в пойме р. Елховка и на берегах оз. Просное, в районе III секции шламонакопителя. Уровни МЭД (мощности эквивалентной дозы гамма-излучения) не превышали 0.5 мкЗв/ч. Обнаружена приуроченность повышенных значений МЭД к определенному гипсометрическому уровню (примерно на 1 м выше уровня воды в реке в межень) и верхним горизонтам почв [3, 7].

В результате загрязнения происходит изменение физико-химического и биологического состояния почв. Показателем биологического статуса почв является активность почвенных ферментов. Для общей характеристики ферментативной активности почв в 2008-2009 гг. определяли активность каталазы, инвертазы и уреазы, относящихся к различным классам ферментов. Показано, что на участках про-

бов сильно варьирует [12, 27]. Максимальные значения активности инвертазы и каталазы, высокие значения активности уреазы характерны для аллювиальных почв, подверженных затоплению водами Елховки, по правому берегу реки в нижнем ее течении. Избыточная влажность почвы может быть причиной изменения соотношения эколого-трофических групп микроорганизмов в почвенном микробиологическом комплексе и роста численности микроорганизмов, участвующих в гидролизе олигосахаридов и разложении пероксида водорода.

Микробиологический анализ почв [13] показал, что почвы в районе действия КЧХК существенно различаются по микробиологическим показателям. Это обусловлено тем, что они формируются в разных условиях, подвержены воздействию загрязненных паводковых и грунтовых вод. Численность фототрофных микроорганизмов во всех образцах почв довольно велика; среди цианобактерий преобладают безгетероцистные формы. Особенности исследуемых почв является слабый уровень развития азотфиксирующей гетеротрофной бактерии рода *Azotobacter* и грибов. На всех участках отмечена высокая доля грибов с окрашенным мицелием (>60 %), что может быть связано с загрязнением почв. По результатам экотоксикологического анализа [23] не выявлено проб почв, обладающих острым токсическим действием, но 63 % исследованных проб нельзя признать безвредными по одному показателю токсичности (для тест-объекта *Ceriodaphnia affinis*), так как требуются исследования на хроническую токсичность. Проба, отобранная в 100 м от ЗМУ, имеет умеренную степень токсичности.

По результатам обследования подготовлен конспект флоры Кирово-Чепецкого района Кировской области характерных для района исследований сосудистых растений [28]. Состояние растительного покрова оценивали на основании анализа имеющихся данных дистанционного зондирования Земли. Использовали мультиспектральные снимки Landsat-7 за 1999-2007 гг., по которым рассчитывали разностный вегетационный индекс NDVI при помощи программного пакета ENVI 4.5 [1]. Данные исследования показали, что состояние растительности за указанный период остается стабильным, явных признаков деградации растительного покрова в окрестностях КЧХК не наблюдается.

Исследования, проводимые ранее и продолжающиеся в настоящее время, позволяют оценить масштабы загрязнения в зоне влияния КЧХК. Главная цель всех исследований – разработка мероприятий по ликвидации источников загрязнения и реабилитации загрязненных территорий. По инициативе завода минеральных удобрений лаборатория биомониторинга в 2009 г. начала поиск биологических методов очистки вод пойменных озер в районе хвостохранилища мела КЧХК, загрязненных нитратом аммония [8, 14]. В рамках федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 г. и на период до 2015 г.» осуществляются мероприятия по подготовке к реабилитации территорий, подвергшихся радиационному загрязнению.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Адамович Т.А., Кантор Г.Я., Ашихмина Т.Я.* Использование методов дистанционного зондирования при оценке антропогенно нарушенных территорий в районе Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 154-155.

2. (*Ашихмина Т.Я.*) Изучение состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / *Т.Я. Ашихмина, Е.В. Дабах, Г.Я. Кантор, ..., С.Г. Скугорева, Т.А. Адамович* // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 3. С. 18-26.

3. (*Ашихмина Т.Я.*) Комплексное обследование территории в районе хранения радиоактивных отходов Кирово-Чепецкого отделения филиала «Приволжский территориальный округ» ФГУП «РосРАО» / *Т.Я. Ашихмина, ..., Г.Я. Кантор, Е.В. Дабах* // Современная радиозоологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач госкорпорации «Росатом» по реабилитации радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Матер. науч.-практ. конф. Киров, 2009. С. 63-76.

4. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

5. *Глаголев А.В., Вольницкая Е.П., Лемешко А.П.* Результаты полевого обследования состояния недр в районе территории объектов «РосРАО» – выводы и предложения // Современная радиозоологическая обстановка в Кировской области. Объектовый мониторинг состояния недр и его роль в решении практических задач Госкорпорации «Росатом» по реабилитации

радиационно-опасных объектов ФГУП «РосРАО»: Матер. науч.-практ. конф. Киров, 2009. С. 45-62.

6. Государственный мониторинг геологической среды // Информационный бюллетень о состоянии геологической среды на территории Кировской области за 2005 год. Киров, 2006. Вып. 11. 170 с.

7. *Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П.* Состояние почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. III междунар. конф. М., 2010. С. 80-84.

8. *Дабах Е.В., Кислицына А.П., Савиных О.А.* Изучение почв и растений при поливе их водой, загрязненной нитратным и аммонийным азотом // Инновационные технологии – в практику сельского хозяйства: Матер. всерос. науч.-практ. конф., посвящ. 65-летию агроном. ф-та. Киров, 2009. С. 130-133.

9. (*Дружинин Г.В.*) Загрязнение природных сред вблизи системы водотока Кирово-Чепецкого химического комбината / *Дружинин Г.В., Лемешко А.П., Синько В.В.* и др. // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. IX науч.-практ. конф. Киров–Кирово-Чепецк, 2006. С. 125-127.

10. (*Дружинин Г.В.*) Отчет по результатам комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков / *Г.В. Дружинин, А.П. Лемешко, В.А. Нечаев* и др. Киров, 2006. 146 с.

11. (*Дружинин Г.В.*) Техногенные отложения озера Просного в системе водоотведения Кирово-Чепецкого химического комбината / *Г.В. Дружинин, А.П. Лемешко, Т.А. Ворожцова* и др. // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. IX науч.-практ. конф. Киров–Кирово-Чепецк, 2006. С. 127-128.

12. *Запольских Т.С., Адамович Т.А.* Ферментативная активность почв техногенно нарушенных территорий (на примере территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината) // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 156-157.

13. (*Злобин С.С.*) Интенсивность развития микробных комплексов в почвах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / *С.С. Злобин, Ю.Н. Зыкова, Т.А. Адамович* и др. // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 55-58.

14. *Кислицына А.П., Савиных О.А.* Опыт использования воды, загрязненной нитратным и аммонийным азотом,

для питания растений // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Матер. VII всерос. науч.-практ. конф. В 2-х частях. Киров, 2009. Ч. 2. С. 76-78.

15. *Лемешко А.П., Ашихмина Т.Я.* Радиоактивное загрязнение грунтовых вод в районе размещения хранилищ РАО // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 160-161.

16. *Лемешко А.П., Кантор Г.Я., Ашихмина Т.Я.* Состояние грунтовых вод в районе хранения радиоактивных отходов // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 161-162.

17. (*Новошённова Я.В.*) Оценка содержания загрязняющих веществ в снеговом покрове территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината / *Я.В. Новошённова, Т.А. Адамович, С.Г. Скугорева, Г.Я. Кантор* // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2009. С. 46-48.

18. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009: Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. – (Собрание законодательства Российской Федерации, 1996. № 3, ст. 141; 2004. № 35, ст. 3607; 2008, № 30, ч. 2, ст. 3616).

19. Оценка и мониторинг антропогенного влияния на природный комплекс и здоровье населения в районе промышленной агломерации городов Киров–Кирово-Чепецк: Отчет о НИР. Киров, 2002. 348 с. – (Деп. ВНИИЦ; Гр № 01.20.021.2075).

20. Проведение радиационного обследования с целью определения уровней загрязнения строительных конструкций объектов и территории КЧХК. Анализ данных измерений. М., 2007. 160 с. – (Науч.-техн. отчет РНК «Курчатовский институт»; инв. № 241-11/161).

21. *Прошина А.Н., Журавлева Е.С., Скугорева С.Г.* Содержание нитрата аммония в водных объектах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 158-159.

22. (*Скугорева С.Г.*) Загрязнение ртутью почв и донных отложений в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / *С.Г. Скугорева, Е.В. Дабах, Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор, Т.Я. Ашихмина* // Ртуть в биосфере: эколого-геохимические аспекты: Матер. междунар. симпоз. М., 2010. С. 203-207.

23. (*Скугорева С.Г.*) Изучение состояния почв на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комби-

ната / С.Г. Скугорева, Е.В. Дабах, Т.А. Адамович и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2009. № 2. С. 37-46.

24. (Скугорева С.Г.) Оценка состава снегового покрова вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината / С.Г. Скугорева, ..., Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2011. С. 100-103.

25. (Скугорева С.Г.) Оценка степени загрязнения снегового покрова в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / С.Г. Скугорева, Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2011. № 1. С. 31-36.

26. (Скугорева С.Г.) Состояние снегового покрова в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / С.Г. Скугорева, ..., Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор // Экология родного края – проблемы и пути их решения: Матер.

всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 163-167.

27. Скугорева С.Г., Адамович Т.А. Изучение ферментативной активности почв на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // Мониторинг природных экосистем: Матер. всерос. науч.-практ. конф. Пенза, 2009. С. 231-237.

28. Тарасова Е.М. Конспект флоры сосудистых растений Кирово-Чепецкого района Кировской области. Кирово-Чепецк, 2000. 54 с. ❖

## ОСНОВНЫЕ ИТОГИ ФЕНОГЕОГРАФИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ПОПУЛЯЦИОННО-ХОРОЛОГИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ НА СЕВЕРО-ВОСТОКЕ РУССКОЙ РАВНИНЫ

Важнейшей проблемой современной эволюционной биологии является изучение популяционно-хорологической структуры древесных растений. От успешности ее решения во многом зависит дальнейший прогресс в области эволюционной систематики, микроэволюционного учения, селекции и сохранения генетических ресурсов данной группы растений [23, 28, 31, 36]. При исследовании этой проблемы применяют фенотипические и популяционно-генетические методы [23, 31, 36]. При этом доминирующее положение занимает фенотипический подход, на основе которого выполнено множество работ [18-20, 25-27, 35]. В итоге этих исследований у древесных растений, в том числе сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), показана широкая клинальная изменчивость признаков, установлена географическая специфика фенотипов в различных частях ареала. Однако фенотипический анализ, за исключением отдельных случаев, оказался недостаточно эффективным для выявления и оценки хорологических градиентов фенотипической структуры популяций и надпопуляционных подразделений в непрерывном ареале вида [22, 23, 31, 36]. Молекулярно-генетические методы исследований – аллозимный и ДНК-анализ – применены при изучении генетической структуры и дифференциации популяций многих видов древесных растений. При этом отмечена слабая генетическая подразделенность популяций [12, 17, 24, 34, 38], а также показана широкая клинальная географическая изменчивость генофонда, иногда сочетающаяся с генетической гетерогенностью локальных популяций в пределах сравнительно небольших, но экологически неоднородных территорий [22, 23, 31, 32]. Таким образом, несмотря на определенные успехи последних десятилетий, проблема популяционно-хорологической структуры древесных растений остается пока нерешенной. Особенно слабо изучены и во многом дискусионны такие основополагающие аспекты ее, как объем, границы, факторы и специфика дифференциации локальных популяций.



А. Видьякин

Причина этого заключается прежде всего в несовершенстве применяемой методологии исследований. Подтверждением этого являются результаты наших исследований, которые показали, что при правильном выборе методических подходов и принципов, соблюдении определенных методических положений, касающихся выбора признаков-маркеров популяционно-хорологической структуры сосны обыкновенной, фенотипический (в том числе фенетический)

анализ может быть вполне информативным. В этом случае при наличии достаточно большой плотности популяционных выборок в исследуемой части ареала можно выделить популяционно-хорологические подразделения различных уровней структурной организации вида [2, 3, 7]. Применяемые при этом методические подходы и принципы, а также система разработанных нами методов исследований базируются на следующих основных положениях.

Во-первых, вид *Pinus sylvestris* занимает обширный ареал, характеризующийся высокой гетерогенностью экогеографических условий и значительной дизъюнктивностью вследствие подразделения темнохвойными и лиственными лесами, низинными болотами, поймами рек, которые являются барьерами репродуктивной изоляции популяций. Во-вторых, сосна обыкновенная – однодомный перекрестноопыляющийся вид, характеризующийся значительной дальностью распространения пыльцы, анемохорного, а возможно и гидрохорного [33] распространения семян, высоким полиморфизмом и множеством форм внутривидовой изменчивости популяций [18, 26]. В-третьих, в холодные фазы плейстоцена сосна обыкновенная на северо-востоке Русской равнины отсутствовала. В эпоху днепровского оледенения большая часть данной территории была покрыта ледником [15, 16]. В теплые интервалы *Pinus sylvestris* могла мигрировать сюда с Южного, Среднего Урала и смежных с ним регионов, в которых, вероятно, сохранялись рефугиумы сосны [13, 14, 21, 29, 37].

Видьякин Анатолий Иванович – д.б.н., в.н.с. лаборатории биомониторинга. E-mail: les@aiv.kirov.ru. Область научных интересов: популяционная морфология, фенетика, феногеография, селекция древесных растений.

В предшествующих фенотипических исследованиях межпопуляционных различий древесных растений преобладал методический подход, базирующийся на использовании в качестве маркеров любых морфологических признаков, в том числе субъективно вычленимых составляющих непрерывного ряда распределения их в популяции. Эти признаки, как правило, экологически лабильны, в пространстве изменяются клинально, генетически слабо детерминированы и поэтому маркерами генотипа особи не являются. При проведении морфофенотипических исследований популяционно-хорологической структуры сосны обыкновенной в качестве маркеров нами используется совокупность тщательно отобранных генотипически детерминированных вариаций признаков [2, 3, 7].

Для этого разработана, апробирована и детально описана ранее система методов: а) выделения фенотипов; б) индексной оценки количественных признаков генеративных органов; в) ранжирования фенотипов, индексов и других генотипически детерминированных признаков-маркеров популяционно-хорологической структуры вида; г) фенотипического анализа природных популяций [1-6, 8].

На основе этой системы методов изучена индивидуальная изменчивость морфологических признаков генеративных органов *Pinus sylvestris* с целью выделения и отбора совокупности высокоинформативных маркеров для феногеографических исследований популяционно-хорологической структуры вида. При этом получены следующие результаты: 1) выделены фены окраски семян, шишек, микростробиллов и показана высокая генотипическая детерминированность их развития [4-6, 8]; 2) установлено, что наиболее информативными маркерами популяционно-хорологической структуры вида являются не абсолютные значения мерных признаков генеративных органов, а относительные показатели – аллометрические индексы формы шишек, апофизов семенных чешуй, семенных крылышек и семян, классовые частоты рядов распределений которых отражают генетическую гетерогенность вида на исследуемой части ареала [1-3]; 3) проведено ранжирование фенотипов, индексов и других генотипически детерминированных признаков-маркеров по уровням структурной биохорологической организации вида [4, 6, 8]; 4) установлено, что маркерами популяционного уровня структурной организации вида являются фены окраски семян, шишек, микростробиллов и типа развития апофиза, первого подразделения надпопуляционного уровня (групп популяций) – индексы формы шишек, формы апофиза и его составных частей, второго подразделения надпопуляционного уровня («миграционных комплексов» популяций) – индексы формы семенного крылышка, формы семян, число семядолей [4, 8].

Показано, что фены окраски семян, шишек, типа развития апофиза, а также индексы формы шишек, апофиза семенной чешуи и его составных частей отличаются высокой стабильностью в пределах кроны дерева. Они остаются постоянными на протяжении всей жизни дерева. Распределения частот фенотипов и индексов в хорологически смежных поселениях сосны обыкновенной, произрастающих в лесо-типологически различных экотопах, статистичес-

ки однородны. Данная специфика эндогенной, временной и экологической изменчивости этих признаков является косвенным доказательством того, что их развитие определяется преимущественно генотипом особи [1, 4, 5, 8]. Экспериментальные исследования показали, что фены окраски семян отличаются очень высокой наследуемостью при вегетативном размножении сосны ( $H^2 = 1$ ) и хорошей воспроизводимостью оценок (низкой ошибкой идентификации) индивидуальных особенностей деревьев даже при анализе по единичным семенам.

Изучена географическая изменчивость каждого отобранного маркера на северо-востоке Русской равнины в районе с координатами 55 и 65° с.ш., 45 и 54° в.д. При этом применялись следующие методические принципы: 1) представление о популяции как относительно изолированной, структурно и функционально целостной, стабильной совокупности особей одного вида, обладающей общностью и спецификой происхождения, ареала, репродуктивных отношений, генофонда и тенденций микроэволюции, а в условиях однородного экотопа – и всех фенотипических параметров [30]; 2) естественноисторический принцип выделения внутривидовых структурных подразделений, заключающийся в сопоставлении структуры изменчивости вида с физико-географической структурой его ареала [35]; 3) градиентный феногеографический количественный анализ смежных выборок, относительно равномерно расположенных в исследуемой части ареала вида, по комплексу многообразных, главным образом альтернативных фенетических вариаций (фенотипов), индексов и счетных признаков генеративных органов [2, 3, 6, 7].

В результате феногеографических исследований установлено, что в пределах определенных территорий классовые частоты рядов распределений маркеров специфичны. Это позволило провести границы между районами со специфичными и однородными частотами каждого изучаемого ранжированного признака-маркера и таким образом сгруппировать выборки в равноуровневые ареальные совокупности особей и выделить статистически значимо различающиеся между собой популяции, группы популяций, а также крупные ареальные подразделения – миграционные комплексы популяций (см. рисунок), которые согласно нашей гипотезе могут являться отражением путей миграции сосны обыкновенной из плейстоценовых рефугиумов Южного и Среднего Урала [9].

Таким образом, фенофонд *Pinus sylvestris* на северо-востоке Русской равнины представляет собой трехуровневую иерархическую систему. Выявлено, что популяции располагаются в границах физико-географических районов, группы популяций – на крупных формах рельефа (низменностях, возвышенностях, в водосборных бассейнах рек) [6, 11]. Миграционные комплексы популяций не связаны с определенными единицами ландшафтно-географической структуры территории. Они располагаются в основном с юго-востока на северо-запад, т.е. в том направлении, в котором могла происходить миграция сосны в послеледниковый период из плейстоценовых рефугиумов Южного и Среднего Урала [9,

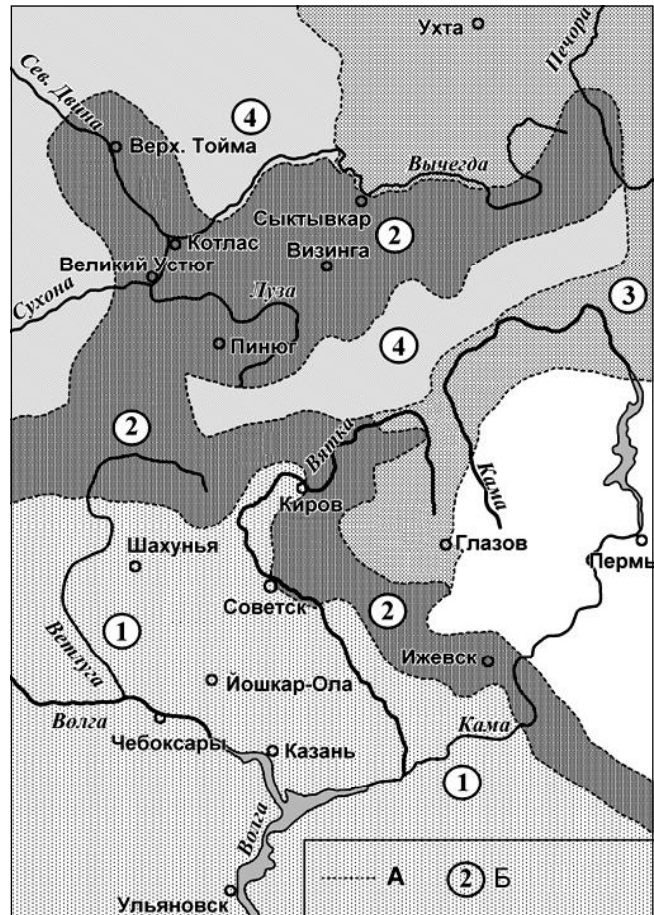


10]. Эта гипотеза подтверждается также данными аллозимно-генетических исследований [36].

В целом, на основе гипотезы о миграционных комплексах формирование популяционной структуры сосны обыкновенной можно представить следующим образом. В результате распространения вида из позднелейстоценовых рефугиумов возникли миграционные комплексы популяций, каждый из которых представлял полосу территории со сравнительно однородной и специфической генетической структурой вида, характерной для того рефугиума, из которого происходила миграция. В ходе миграции и позднее под влиянием естественного отбора и других факторов микроэволюции происходила адаптация генетической структуры популяции к местным экологическим условиям. Изменение генетической структуры в пределах каждого миграционного комплекса происходило на двух уровнях, названных нами микро- и макроуровнями [10]. В результате микроэволюционного процесса на микроуровне сформировались популяции как ареальные совокупности особей в границах элементарных физико-географических районов, а на макроуровне – группы популяций, включающие несколько хорологически смежных популяций.

Следует отметить, что генетическая структура сосны обыкновенной, сформировавшаяся за период существования плейстоценового рефугиума, несмотря на многообразие лесорастительных условий на территории, занимаемой данным миграционным комплексом популяций, сохранилась почти неизменной до настоящего времени по таким важнейшим признакам-маркерам, как количество семядолей, форма семян и семенных крылышек. Природные условия плейстоцена и голоцена, а также пути и темпы миграции вида являются важнейшими факторами формирования ее современной популяционно-хорологической структуры на северо-востоке Русской равнины.

Сравнительный геногеографический анализ популяционных выборок *Pinus sylvestris* по генетической дистанции Нея [39] показал, что генофонд вида на обширной территории северо-востока Русской равнины слабо дифференцирован. Генетические дистанции Нея между выборками в большинстве случаев не достигают уровня минимально подразделенных локальных популяций (0.008), чаще всего изменяясь в пределах 0.005-0.006, а иногда падая до 0.001 (Зуевка–Киров, Усть-Илыч) и даже до нуля на расстояниях в сотни километров (Киров–Усть-Илыч, Визинга–правобережье Волги). На основании этих данных создается впечатление о полной однородности генофонда вида. Однако нами впервые показано [7], что каждая хорологически смежная группа популяций однородна и специфична по доле полиморфных локусов. Так, в Волжско-Суринской группе популяций (выборка Кирия), расположенной по правобережью р. Волга на территории Республики Чувашия, она равна 87.5, в смежной Волжско-Ветлужской группе популяций (выборка левобережья Волги) – 81.3, а в соседней, более северной Ветлужско-Вятской группе популяций в выборках Урень, Ежиха и Оричи – для каждой по 75.0, в Вятско-Чепецкой группе популяций, имеющей общую границу с предыдущей Ветлужско-Вят-



Граница (А) и номер (Б) миграционных комплексов популяции сосны обыкновенной на востоке Русской равнины.

ской группой популяций на участке Киров–Советск, доля полиморфных локусов увеличивается и составляет 81.3 %. Следовательно, этот признак может являться генетическим маркером групп популяций.

Методом PCR-RFLP с применением рестриктазы Kzo91 проанализирован фрагмент митохондриальной ДНК nad7, intron 1 в 11 выборках *Pinus sylvestris* с территории Республики Коми, Кировской области, Республик Марий Эл и Чувашии. Intron 1 гена nad7 изменчив у этого вида благодаря наличию или отсутствию делекции. Во всех исследуемых выборках по данному фрагменту изменчивости не выявлено. Отсутствие изменчивости подтверждено секвенированием нескольких образцов из разных выборок. Выявленный вариант длины фрагмента соответствует гаплотипу АА. Его нуклеотидная последовательность не содержит 5 п.н. делекции, характерной для гаплотипа ВА, обнаруженно нами совместно с д.б.н. В.Л. Семериковым при сравнительном секвенировании в выборках из Швеции, Беларуси и Воронежской области. В популяциях сосны, произрастающей на территории от Уральских гор до 47° в.д., выявлен только один гаплотип митохондриальной ДНК.

В программу дальнейших исследований популяционно-хорологической структуры *Pinus sylvestris* предполагается включить: а) сопряженный градиентный фенотипический и генетический анализ популяций на трансектах, пересекающих резкие ландшафтно-географические и экотипические рубежи; б) генетический анализ фенотипически выделенных

хорологически смежных популяций, их географических групп, миграционных комплексов; в) изучение и выделение новых генотипически детерминированных фенетических признаков-маркеров локальных популяций, географических групп популяций, географических рас; г) изучение факторов ландшафтно-экологической дифференциации популяций и их групп. С методологических позиций современной эволюционной биологии проведение данной программы исследований возможно лишь на базе достаточно широкого междисциплинарного подхода, основанного на синтезе популяционных, палеогеографических, биогеографических, экологических, фенотипических и генетических методов.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Видякин А.И. Индексная оценка признаков популяционной структуры сосны обыкновенной // Лесоведение, 1991. № 1. С. 57-62.
2. Видякин А.И. Изменчивость формы шишек в популяциях сосны обыкновенной на востоке европейской части СССР // Лесоведение, 1991. № 3. С. 45-52.
3. Видякин А.И. Изменчивость формы апофизов шишек в популяциях сосны обыкновенной на востоке европейской части России // Экология, 1995. № 5. С. 356-362.
4. Видякин А.И. Фены лесных древесных растений: выделение, масштабирование и использование в популяционных исследованиях (на примере *Pinus sylvestris* L.) // Экология, 2001. № 3. С. 197-202.
5. Видякин А.И. Выделение фенотипов окраски семян сосны обыкновенной // Лесоведение, 2003. № 2. С. 69-73.
6. Видякин А.И. Методические аспекты выделения фенотипов растений на примере сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) // Материалы VI всероссийского популяционного семинара. Нижний Тагил, 2004. С. 29-35. – (Ученые записки Нижнетагильского гос. социально-педагогической академии).
7. Видякин А.И. Фенетика, популяционная структура и сохранение генетического фонда сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) // Хвойные бореальной зоны, 2007. Т. XXIV, № 2-3. С. 159-166.
8. Видякин А.И. Методические основы выделения фенотипов лесных древесных растений (на примере сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* L.). Сыктывкар, 2010. 28 с. – (Сер. Новые науч. методики и информационные технологии / Коми НЦ УрО РАН; Вып. 65.)
9. Видякин А.И., Глотов Н.В. Изменчивость количества семян сосны обыкновенной на востоке европейской части России // Экология, 1999. № 3. С. 170-176.
10. (Видякин А.И.) Палеогеография и феногеографическая структура сосны обыкновенной на северо-востоке Русской равнины / А.И. Видякин, С.Н. Санников, И.В. Петрова и др. // Пространственная организация, функционирование, динамика и эволюция природных, природно-антропогенных и общественных географических систем: Матер. всерос. науч. конф. Киров, 2010. С. 33-38.
11. Видякин А.И., Санников С.Н., Петрова И.В. Изменчивость индексов шишек сосны обыкновенной в популяциях Сысоло-Вычегодской равнины // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 4. С. 83-87.
12. Гончаренко Г.Г., Потенко В.В. Параметры генетической изменчивости и дифференциации в популяциях ели европейской (*Picea abies* (L.) Karst.) и ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) // Генетика, 1991. Т. 27, № 10. С. 1759-1772.
13. Горчаковский П.Л. История развития растительности Урала. Свердловск, 1953. 144 с.
14. Горчаковский П.Л. Основные проблемы исторической фитогеографии Урала. Свердловск, 1969. 286 с. – (Тр. ИЭРиЖ УФАИ СССР; Вып. 66).
15. Гричук В.П. История флоры и растительности Русской равнины в плейстоцене. М.: Наука, 1989. 183 с.
16. Гричук В.П. Растительность Европы в позднем плейстоцене (карты 9-11) // Палеогеография Европы за последние сто тысяч лет. М.: Наука, 1982. 155 с.
17. Крутовский К.В., Политов Д.В., Алтухов Ю.П. Генетическая изменчивость сибирской кедровой сосны *Pinus sibirica* Du Tour. Сообщение 2. Уровни аллозимной изменчивости в природной популяции Западного Саяна // Генетика, 1988. Т. 24, № 1. С. 118-125.
18. Мамаев С.А. Формы внутривидовой изменчивости древесных растений (на примере семейства Pinaceae на Урале). М.: Наука, 1973. 283 с.
19. Махнев А.К. Внутривидовая изменчивость и популяционная структура берез секций *Albae* и *Nanae*. М.: Наука, 1987. 128 с.
20. Милютин Л.И. Исследования популяций лиственниц методами фенетики // Фенетика популяций. М.: Наука, 1982. С. 255-260.
21. Нейштадт М.И. История лесов и палеогеография СССР в голоцене. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 404 с.
22. Петрова И.В., Санников С.Н. Изоляция и дифференциация популяций сосны обыкновенной. Екатеринбург, 1996. 160 с.
23. Петрова И.В., Санников С.Н. Изоляция и феногенетическая дифференциация равнинных и горных популяций сосны обыкновенной в Северной Евразии // Генетические и экологические исследования в лесных экосистемах. Екатеринбург, 2001. С. 4-72.
24. Политов Д.В. Генетика популяций и эволюционные взаимоотношения видов сосновых (сем. Pinaceae) Северной Евразии: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2007. 47 с.
25. Попов П.П. Ель европейская и сибирская. М.: Наука, 2005. 231 с.
26. Правдин Л.Ф. Сосна обыкновенная. Изменчивость. Внутривидовая систематика и селекция. М.: Наука, 1964. 190 с.
27. Путенихин В.П. Популяционная структура и сохранение генофонда хвойных видов на Урале: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Красноярск, 2000. 48 с.
28. Путенихин В.П., Шигапов З.Х., Фарушкина Г.Г. Ель сибирская на Южном Урале и в Башкирском Предуралье. М.: Наука, 2005. 180 с.
29. Рябова Т.П. Развитие растительности Башкирского Предуралья в голоцене // Биол. науки, 1965. № 1. С. 134-138. – (Науч. докл. высш. школы).
30. Санников С.Н. Изоляция и типы границ популяций у сосны обыкновенной // Экология, 1993. № 1. С. 4-11.
31. Санников С.Н., Петрова И.В. Дифференциация популяций сосны обыкновенной. Екатеринбург, 2003. 248 с.
32. (Санников С.Н.) Градиентный геогеографический анализ популяций *Pinus sylvestris* L. в Европе / С.Н. Санников, И.В. Петрова, Н.С. Санникова и др. // Экология, 2005. № 6. С. 415-420.

33. Санников С.Н., Санникова Н.С. Гипотеза гидрохорного расселения популяций хвойных древесных растений // Экология, 2007. № 2. С. 83-87.

34. Семерилов В.Л. Популяционная структура и молекулярная систематика видов *Larix Mill.*: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Екатеринбург, 2007. 42 с.

35. Семерилов Л.Ф. Популяционная структура древесных растений (на примере видов дуба европейской части СССР и Кавказа). М.: Наука, 1986. 140 с.

36. (Филиппова Т.В.) Феногеогеография популяций сосны обыкновенной на Урале / Т.В. Филиппова, С.Н. Санников, И.В. Петрова и др. Екатеринбург, 2006. 123 с.

37. Хвалица Н.Я. О растительности бассейна реки Сакмары во второй половине верхнего плейстоцена // Биол. науки, 1963. № 4. С. 122-126. – (Науч. докл. высш. школы).

38. (Шурхал А.В.) Изучение генетической изменчивости крымской сосны (*Pinus pallasiana* Asch., Graebn.) / А.В. Шурхал, А.В. Подогас, Л.А. Жутовский и др. // Генетика, 1988. Т. 24, № 2. С. 311-315.

39. Nei M. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals // Genetics, 1978. Vol. 89. P. 583-590. ❖

## БИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЧИСТКА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД, ЗАГРЯЗНЕННЫХ НИТРАТОМ АММОНИЯ

**П**роблема загрязнения поверхностных вод соединениями азота актуальна для всех регионов в связи с поступлением азота в водные объекты в процессе эрозии почв сельхозугодий, с хозяйственно-бытовыми стоками. В Кировской области эта проблема обостряется за счет того, что в долине р. Вятка (источник питьевого водоснабжения г. Киров)

находится завод минеральных удобрений (ЗМУ) Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК), основная продукция которого – аммиак, азотная кислота, азотные и комплексные удобрения. Соединения азота поступают в окружающую среду в составе выбросов, стоков и жидких отходов. В результате этого грунтовые и поверхностные воды в окрестностях комбината оказались загрязненными нитратом аммония. Паводковый водный режим обуславливает распространение загрязняющих веществ и появление ионов аммония в превышающих ПДК количествах (> 1.5 мг/дм<sup>3</sup> по азоту) на водозаборе г. Киров, расположенного ниже по течению Вятки. Полагают, что причиной этого явления может быть промывка в паводок пойменных озер, в которые разгружаются загрязненные грунтовые воды. Прежде всего, это касается цепи Бобровых озер, в нижних слоях которых концентрация нитрата аммония превышает 60 г/дм<sup>3</sup>. Химические способы очистки воды при высоком уровне и комплексном характере загрязнения окружающей среды в районе КЧХК могли бы привести к еще более неблагоприятным последствиям. В связи с этим лабора-



Е. Дабах



Г. Кантор



А. Кислицына

торией биомониторинга совместно с экологическими службами ЗМУ в 2009 г. начаты исследовательские и опытно-промышленные работы по реабилитации пойменных озер, загрязненных соединениями азота, биологическими методами. В результате изучения мирового опыта в области очистки загрязненных азотом вод было выделено три перспективных направления: создание биоплато, полив пойменных лугов и приотвечение компостов на основе богатой азотом природной растительности и опила с использованием в качестве дополнительного источника азота и влаги загрязненной воды.

В первом случае эксплуатируется способность прибрежно-водной и водной растительности, потребляя азот из воды, переводить его в органические соединения растительных тканей, во втором – удобрительный эффект богатых нитратом аммония вод Бобровых озер, в третьем реализуется способность микроорганизмов и твердых компонентов компоста (опила и растительных остатков) поглощать азот в процессе микробиологического разложения.

В качестве поверхностного биоплато используют инженерные сооружения или естественные заболочен-

ные территории со свободным движением воды через сообщества воздушно-водной и укоренившейся погруженной растительности. Поверхностное биоплато представляет собой удлиненную выемку с небольшим уклоном (до 0.005), дно которой засажено местной водной растительностью – камышом, тростником, рогозом, осокой и др. Эти растения совместно с детритом, формирующимся в донной части сооружения, и перифитоном, развивающимся на стеблях растений, способствуют углубленной очистке сточных вод [5, 6]. Эффективность такого метода очистки загрязненных вод в условиях умеренно-холодного климата Кировской области невысока. В самых верхних наиболее чистых слоях воды оз. Бобровое-1 концентрация нитрата аммония примерно в пять раз выше, чем в наиболее загрязненных сточных водах, которые, согласно литературным данным, очищались на биоплато [5]. Таким образом, чтобы обеспечить очистку высокоминерализованных озерных вод необходимо их разбавлять до приемлемых концентраций чистой водой. Определение таких концентраций требует дополнительных исследований, а источники чистой воды расположены довольно далеко от водоёма. Кроме того, классический вариант биоплато предполагает планировку местности – создание уклона и обеспечение движения воды. Результаты рекогносцировочного обследования местности позволили выделить на территории несколько линейно вытянутых понижений, однако ни одно из них в полной мере не соот-

Кислицына Антонида Павловна – к.с.-х.н., доц. Вятской государственной сельскохозяйственной академии. E-mail: ecolab2@gmail.com. Область научных интересов: агрохимия, полевое кормопроизводство.

ветствовало предъявляемым требованиям. В связи с этим метод был отклонен как нерентабельный и малоэффективный.

Второй способ очистки – полив пойменных лугов богатой азотом водой из пойменных озер. Жидкие азотные удобрения – жидкий аммиак, аммиачную воду, аммиакаты – используют в сельском хозяйстве наряду с их твердыми аналогами. В качестве источников питания растений применяются жидкие отходы различных производств – переработки древесины, целлюлозно-бумажной и коксохимической промышленности [1, 4]. Сточные воды АО «Дорогобуж», содержащие до 27.50 г/дм<sup>3</sup> азота, АО «Воскресенские минудобрения» (0.20 г/л азота), АО «Куйбышевазот» (1.55 г/дм<sup>3</sup> аммиачной селитры и 0.14 г свободного аммиака) предлагаются в качестве источника орошения после предварительной очистки [2, 7].

С точки зрения источника элементов питания для растений оценивали свойства воды в оз. Бобровое-1. Так, на глубине 0.5, 2.5 и 5.0 м выявлены нейтральная реакция (6.9, 7.0 и 7.0 соответственно), высокое содержание азота (1.1, 1.8 и 22.4 г/дм<sup>3</sup> соответственно), низкое – калия (5.2, 22.9 и 25.0 мг/дм<sup>3</sup> соответственно) и очень малые концентрации фосфора (ниже предела обнаружения). Содержание нормируемых элементов, в том числе тяжелых металлов, возрастает с глубиной. В пробах, отобранных на указанных глубинах, отмечено превышение ПДК лития, натрия, магния, свинца и ртути в 1.3-2.5, марганца, стронция, бария и брома (последнего – в верхнем слое) – более чем в 10.0 раз. Таким образом, при использовании воды из оз. Бобровое-1 для полива и приготовления компостов необходимо контролировать химический состав субстратов.

Для оценки возможности использования воды, загрязненной соединениями азота, в качестве удобрения в 2009 г. закладывали микрополевой опыт. Объектами исследований являлись почвы и естественная луговая растительность, на 80 % состоящая из злаков (тимopheевки луговой и мятли-

ка), на 20 % – из разнотравья. Опыт закладывался на лугу вблизи оз. Бобровое-1, расположенного к северо-западу от ЗМУ на расстоянии 1.7 км. Почвы на участке – аллювиальные дерновые легкосуглинистые ( $pH_{H_2O}$  и  $pH_{KCl}$  5.9 и 5.4 соответственно), отличаются высоким содержанием органического вещества, но бедны элементами питания, особенно фосфором: углерод – 6.23 %,  $NO_3^-$  – 3.10,  $NH_4^+$  – 22.4,  $P_2O_5$  – 11.3 и  $K_2O$  – 98.0 мг/кг.

По результатам работ 2009 г. было установлено, что использование загрязненной нитратом аммония воды оз. Бобровое-1 в удобрительных целях возможно. Луговая растительность выдерживает разовый полив загрязненной водой с дозой внесения азота 200 кг/га (поливная норма 200 м<sup>3</sup>/га) и суммарное внесение за вегетационный период до 800 кг/га азота. Лучший удобрительный эффект проявляется при поливе малыми дозами загрязненной воды (100 м<sup>3</sup>/га), с которой вносится от 66 до 99 кг/га азота за полив (за сезон – около 400 кг/га). Сухая биомасса трав при этом увеличивалась в 2.4 раза по сравнению с контролем, при поливе высокой дозой – только в 1.7 раза. Высокое содержание нитратов, отмеченное в опытных растениях, препятствует использованию трав на корм скоту, но может рассматриваться как весьма полезное свойство для приготовления компостов на основе бедных азотом субстратов.

В 2010 г. опытные работы продолжились на площади около 10 га. Массу азота, извлеченную с водой из оз. Бобровое-1 при поливе лугов летом 2010 г., оценивали примерно в 110 т. Таким образом, при равномерном поливе должно было бы поступить азота около 11 т/га. Однако известно, что при поверхностном внесении азотных удобрений на луг, азот в виде аммония улетучивается с поверхности почв. По данным В.Г. Минеева и Е.К. Ремпе [3], потери азота в условиях отсутствия его активного потребления могут составлять около 70 %. Нитратный азот частично восстанавливается до молекулярного азота при участии микроорганизмов-денитрификаторов, частично вымывается и потребляется растениями.

Концентрация азота в почвах до полива вследствие неоднородности рельефа, использования в прошлые годы участка под сенокос существенно отличалась. В частности, в смешанных образцах почв на нескошенных участках луга концентрация азота составляла 0.58 %, а на склоне гривы и в межгрядном понижении на скошенном лугу – 0.25 %. После полива неоднородность территории по содержанию азота в почвах еще более возросла (см. таблицу). На тех участках, где было вылитое довольно много воды и на растениях проявлялись признаки ожогов в виде побурения, в образцах почв концентрация азота достигала 1.80 %. На выжженных участках подстилка (травянистый очес) начинала разлагаться с высвобождением азота. По нашим расчетам, потери азота при поливе составили не менее 30 %. Отметим, что «потери» в данном случае трактуются как количества газообразных соединений азота, выделяемых в атмосферу, и увеличение их – одна из целей эксперимента. Таким образом, положительным результатом работ следует считать удаление из загрязненного нитратом аммония водоема более 100 т азота (при общих запасах около 300 т). К негативным последствиям эксперимента можно отнести увеличение концентрации азота в верхних слоях озера. Причиной этого явления может быть снижение уровня воды в связи с отсутствием осадков во время проведения эксперимента и пополнение водоема только за счет сильно-минерализованных грунтовых вод. На основании проведенных работ было предложено обеспечить более равномерный полив лугов и, по возможности, приток пресной воды в озеро.

Известно, что растения на лугах более активно используют азот в процессе отрастания. Период активного поглощения азота может быть увеличен за счет скашивания пойменных лугов. Кроме того, открытое пространство и задержка влаги в слое дернины после укоса обуславливают интенсивное испарение воды с поверхности и улетучивание азота в виде газообразных соединений. Эффективным способом утилизации скошенной зеле-

Концентрация азота в луговых почвах после полива

Точка отбора	Органическое вещество, %	$pH_{H_2O}$	$pH_{KCl}$	Азот общий, %	$NO_3^-$	$NH_4^+$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$P_2O_5$	$K_2O$
					мг/кг					
2	9.31	5.5	5.1	1.79	1450	1450	327.4	1127.8	68.6	144.1
7	5.88	5.9	5.1	1.17	251	875	56.7	680.6	44.1	102.3
8	4.66	5.8	5.0	0.17	15	50	3.4	38.9	51.0	100.0

ной массы растений с высоким содержанием азота после полива их водой из озера может быть компостирование. Для увлажнения созревающей массы компоста можно использовать высокоминерализованную воду из пойменных озер (Бобровое-1, Березовое) или из скважин.

Работу с компостами вели по двум направлениям. В 2009 г. был заложен лабораторный опыт, в котором готовили разные варианты компостов на основе богатой азотом травы с пойменных лугов, опила, препаратов Байкал и Тамир, стимулирующих микробиологическую активность. В 2010 г. лабораторный эксперимент продолжался. Одновременно в полевых условиях был приготовлен компост из увлажненного водой из оз. Бобровое-1 опила и скошенной травы. За 18 мес. компостирования (к марту 2011 г.) в лабораторных условиях произошло хорошее разложение компонентов субстрата. Компостируемый материал имел светло-коричневую (варианты опыта с водой и опилом) и темно-коричневую (варианты с водой, опилом и растительной массой) окраску, рыхлую и достаточно однородную землястую структуру. Отмечено закономерное уменьшение объема компостов и снижение веса по сравнению с первоначальными показателями. В готовом компосте несколько возросла массовая доля азота, фосфора и калия. Соотношение углерода и азота снизилось до 31-49 по сравнению с 54-75 в 2010 г. Использование в компосте в качестве увлажнителя загрязненной азотом воды активизирует процессы разложения. Добавление в компостируемую массу препарата Байкал усиливает процессы минерализации, в варианте с этим препаратом соотношение углерода и азота стало близким к оптимальной величине. Возможно, увеличению массовой доли азота в вариантах опыта с применением препарата Байкал способствует и комплекс азотфиксирующих микроорганизмов, входящий в его состав совместно с сапрофитной микрофлорой.

В 2010 г. (8 и 15 сентября) проведена опытно-промышленная закладка компоста на специально подготовленной площадке (см. фото). Компостирование проводили послойным способом. На слой опила мощностью 50 см раскладывали слой сухой травы (20-30 см), затем последовательно опил и растительный материал. Ширина, длина и высота бурта составили 5.0, 20.0 и 2.0-2.5 м соответственно. Слои поочередно поливали загрязненной



Закладка компоста в секции № 4 (шламонакопителя № 4), которая представляет собой ограниченный дамбой котлован площадью 14 га, где дно было выровнено и выстлано пленкой для уменьшения фильтрации жидких отходов. Однако секцию никогда не использовали по назначению, и она стала зарастать. Для проведения опытных работ по закладке компоста на склоне дамбы была вырублена древесно-кустарниковая растительность, подготовлена ровная площадка и подъезд к ней.

нитратом аммония водой. Так как составляющие компоненты компоста (опил и трава) бедны микрофлорой, для активизации микробиологических процессов в компостируемый материал вносили концентрат микробиологического препарата Байкал. Сверху бурт был засыпан землей слоем до 5 см.

Микробиологическое разложение органической массы в бурте в начале процесса компостирования (до перехода среднесуточной температуры через 0 °С) протекало очень активно. На глубине 40 см 15 октября 2010 г. температура составляла 57 °С. Через месяц (15 ноября) в глубине бурта микробиологические процессы продолжались, температура составляла 37 °С. Компостируемая масса в результате разложения материала уплотнилась, высота бурта сократилась до 1.0-1.5 м. В бурте (на глубине 20-40 см от поверхности) была оптимальная для микробиологических процессов влажность компостируемой массы (75.8 %), кислотность (рН 6.5) соответствовала первоначальному периоду разложения органического вещества, содержание углерода составляло 40.6 % (соотношение углерода и азота – 63). Содержание азота, фосфора и калия составляло 0.64, 0.09 и 0.80 % соответственно. Следовательно, долю азота в компосте можно увеличить за счет богатой азотом растительной массы или загрязненной воды. Примерные нормы внесения за-

грязненной нитратом аммония воды при концентрации 10, 20, 30 и 40 г/дм<sup>3</sup> составили 0.500, 0.250, 0.170 и 0.125 м<sup>3</sup> для равноценного объема созревающего компоста. Для улучшения качества компоста рекомендовано добавить калийные и фосфорные удобрения.

Таким образом, в зоне влияния КЧХК продолжают реабилитационные работы (проводятся совместно с ЗМУ при его поддержке) пойменных озер, загрязненных нитратом аммония. Предложенные методы утилизации воды позволили изъять из водоема за сезон свыше 100 т азота без особого ущерба для окружающей среды.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Гелис И.С., Федоровец Н.Г., Клеманский Ю.М. Удобрение из отходов деревопереработки и целлюлозно-бумажной промышленности // Химия в сельском хозяйстве, 1997. № 6. С. 20-21.
2. Грислис С.В. Удобрительная оценка сточных вод заводов по производству минеральных удобрений // Химия в сельском хозяйстве, 1997. № 6. С. 17.
3. Минеев В.Г., Ремпе Е.К. Агрохимия, биология и экология почв. М., 1990. 203 с.
4. Орлов Д.С., Садовников Л.К., Ладонин Д.В. Экологические нормативы на нетрадиционные органические удобрения // Химия в сельском хозяйстве, 1995. № 5. С. 35-38.

5. (Соколов Ю.Н.) Применение биоплато для снижения биогенного загрязнения водоемов и водотоков / Ю.Н. Соколов, Л.А. Плотницкий, Т.Ю. Стрюк и др. // Вісн. Одеського державного екологічного університету, 2009. Вип. 7. С. 21-25.

6. Стольберг В.Ф., Ладыженский В.Н., Спиринов А.И. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод // Экологія довкілля та безпека життєдіяльності, 2003. № 3. С. 32-34.

7. Чеботарева Н.Т. Влияние осадков сточных вод на плодородие дерново-подзолистой почвы // Химия в сельском хозяйстве, 1995. № 6. С. 18-19. ❖

## ПОТЕНЦИАЛ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В БИОМОНИТОРИНГЕ СОСТОЯНИЯ ПОЧВЫ И СТАНОВЛЕНИИ ЕЕ СУПРЕССИВНОСТИ

**Ц**ианобактерии (ЦБ) – уникальная группа фототрофных прокариотных микроорганизмов, широко распространенных в водных и почвенных экосистемах. Исследования последних десятилетий показывают, что эти бактерии являются одним из наиболее перспективных биотехнологических объектов. В частности, намечены пути использования ЦБ в качестве организмов-биоиндикаторов, организмов-биотестеров, а также для борьбы с фитопатогенами и в качестве адсорбентов и деструкторов поллютантов различной химической природы.

Массовое размножение ЦБ на поверхности почвы (ее «цветение») встречается в любом типе почв и сопровождается формированием многовидовых ценозов, включающих, помимо ЦБ, представителей эукариотных водорослей, микромицетов и различных эколого-трофических групп бактерий. Архитектоника «цветения» почвы характеризуется наличием тесных классических типов отношений фототрофов с гетеротрофными партнерами на уровне физических, трофических и аллелопатических контактов. Механическое разрушение биопленок «цветения» приводит к сравнительно быстрой «самосборке» данного сообщества с возвратом к нарушенной структуре [1]. В биопленках «цветения» доминантами часто становятся ЦБ из родов *Nostoc*, *Cylindrospermum*, *Scytonema*, *Microcoleus*, *Phormidium*, *Oscillatoria*. Это нитчатые и колониальные формы, т.е. популяции, эволюционно приспособленные к существованию в агрегированном состоянии. Именно данная группа прокариотных фототрофов обеспечивает самые массовые вспышки размножения, может до предела насыщать биотопы и давать продукцию, выходящую за пределы обычной для данного биотопа, создавая «лаvinу живого вещества». Такая специфическая особенность связана с древностью ЦБ и может рассматриваться как биологическая адаптация, вытекающая из высокой биохимической энергии размножения. Клетки ЦБ выработали в течение сотен миллионов лет эволюции устойчивость к влиянию самых неблагоприятных факторов. В борьбе за жизненное пространство они выделяют химические соединения, подавляющие развитие других организмов, и в то же время обладают величайшей способностью к созданию долговременных, процветающих симбиозов с организмами различной систематической принадлежности [9, 17].



Л. Домрачева

Флористический состав наземных пленок «цветения» формируют безгетеро-(БГЦ) и азотфиксирующие гетероцистные (ГЦ) ЦБ, у которых средние объемы клеток варьируют от 7 до 71 и от 11 до 153 мкм<sup>3</sup> соответственно [1]. Кроме того, по сравнению с другими почвенными фототрофами ЦБ в почвенных экосистемах обладают максимальной удельной поверхностью (от 0.948 до 2.256) и минимальным временем генерации (10.0-15.6 ч). Известно, что чем меньше размер клеток, тем выше скорость фиксации ими CO<sub>2</sub> и поглощение других биогенов. Чем больше удельная поверхность, тем интенсивнее осуществляется обмен веществ между организмом и средой. Вероятно, комплекс вышеперечисленных особенностей и обеспечил ЦБ наивысший биотический потенциал по сравнению с почвенными водорослями. Вследствие этого именно популяции ЦБ обладают максимальной плотностью клеток при «цветении» почвы – свыше 40 млн клеток/см<sup>2</sup> [15].

### Биоиндикационная роль почвенных цианобактерий

Специфика развития ЦБ в различных экосистемах показывает, что их в определенных пределах можно использовать для оценки состояния окружающей среды [10, 11]. Наиболее ярко биоиндикационная роль ЦБ проявляется в агроэкосистемах, отражая уровень биогенных элементов как при их исчерпании, так и при избытке. Нами установлено, например, что для сезонных сукцессий наземных фототрофных микробных сообществ (ФМС) пахотных почв умеренной зоны характерна смена группировок, следующая за сезонной динамикой биогенных элементов, в первую очередь, азота, которая определяется их выносом из почвы высшим растением. Закономерной сменой группировок, которая повторяется из года в год, является последовательность: одноклеточные зеленые и желтозеленые водоросли (конец весны) – нитчатые зеленые водоросли (конец весны–начало лета) – БГЦ (начало-середина лета) – ГЦ (конец лета–осень). При этом в ходе сезонной сукцессии происходит полная реализация видового потенциала фототрофов [2].

Содержание аутогенной сукцессии ФМС сводит не только к изменению состава и численности его слагающих фототрофов, но и к изменению соотношения партнеров. Первоначально на поверхности

Домрачева Людмила Ивановна – проф., д.б.н., с.н.с. лаб. биомониторинга. E-mail: [Ecolog@vshu.kirov.ru](mailto:Ecolog@vshu.kirov.ru). Область научных интересов: «цветение» почвы, биоиндикация и биотестирование почвы с использованием фототрофных микроорганизмов.

почвы все группировки развиваются автономно. Затем в результате размножения происходит физическое сближение особей, приводящее к сопряженному развитию популяций: БГЦ–ГЦ и зеленые водоросли–ЦБ с коэффициентами ассоциативности 0.670-0.782 и 0.542-0.680 соответственно (стадия I). По мере нарастания физических и метаболических контактов возрастает уровень конкурентных отношений (стадия II), при котором происходит дифференциация экологических ниш с распределением группировок фототрофов по модели геометрического ряда (степень захвата ниши 65 %). Конечный этап (стадия III) сукцессии связан с резким усилением доли ведущей группировки, что ведет к снижению видового разнообразия (изменение индекса Шеннона от 0.180 до 0.005) и уменьшению устойчивости сообщества [15].

В судьбу ФМС также активно вмешиваются почвенные биотрофы – простейшие, клещи, нематоды, энхитреиды, дождевые черви. Избирательность потребления и переваривания фототрофов беспозвоночными приводит к элиминации одних видов и стимуляции размножения других, которые не выедаются или сохраняют жизнеспособность в экскрементах. Благодаря миграции животных в почве появляются новые очаги «цветения» с другим по сравнению с материнским ФМС видовым составом фототрофов. Следующим мощным фактором, определяющим организацию ФМС, является состав и динамика биогенных элементов в почве. Следовательно, триада выживаемости таких эфемерных сообществ, как ФМС, включает следующие механизмы контроля: физико-химическую регуляцию через поток биогенных элементов, саморегуляцию через взаимоотношения фототрофов и «пастбищную» регуляцию через выедание фототрофов беспозвоночными.

Формирование экологических свойств фототрофов происходило при различной обеспеченности элементами минерального питания. В результате возникли виды, отличающиеся потребностью в азоте и зольных элементах. Сбалансированное развитие ФМС, возникшего в условиях малой обеспеченности почвы питательными элементами, нарушается при внесении дополнительного количества биогенных элементов. Возникают трансформированные сообщества, в которых при внесении разных удобрений лидирующие позиции в ФМС захватывают разные группировки. Например, по мере увеличения концентрации в почве форм доступного азота уменьшается конкурентоспособность ЦБ, для которых при нормальном ходе сезонной сукцессии характерно абсолютное доминирование в пленках «цветения» в конце лета и осенью в условиях умеренной зоны. Чем более длительный срок применяются удобрения, тем стабильнее изменения в ценопопуляциях фототрофных микроорганизмов: уменьшается доля ЦБ и возрастает – зеленых водорослей (рис. 1). В конечном итоге происходит кардинальная перестройка структуры ФМС с выпадением отдельных экологически значимых группировок. Так, при возрастающих дозах азота (N50-N250) доля зеленых

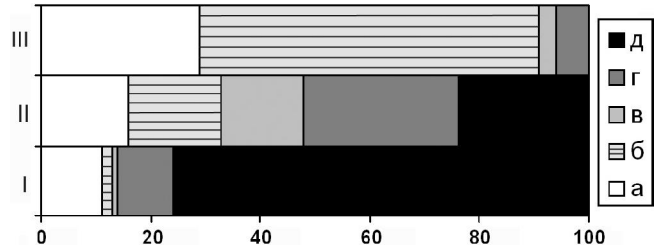


Рис. 1. Доля (%; по горизонтали) одноклеточных зеленых и желтозеленых (а), нитчатых зеленых и желтозеленых (б) водорослей, диатомей (в), безгетеро- (г) и гетероцистных (д) цианобактерий в структуре фототрофных микробных сообществ «цветения» почвы через год (I), три года (II) и 11 лет (III) внесения минеральных удобрений (NPK 120).

и диатомовых водорослей в структуре популяций наземных разрастаний увеличивалась с 44.9 и 3.1 (контроль) до 84.0 и 16.0 % соответственно, что означает полное исчезновение ЦБ, хотя в контроле их доля была преобладающей (52.0 %). Флористическая деградация ФМС может достигать крайних пределов, если в почву в течение многих лет дифференцированно вносятся минеральные удобрения. Особенно острое проявление этого мы наблюдали на 30-летнем стационаре. При длительном применении только минеральных азотных удобрений произошло полное перерождение наземных сообществ в комплекс фототрофов на уровне трех видов одноклеточных зеленых водорослей (рис. 2).

Почвы урбанизированных и техногенных территорий, подверженные постоянно воздействию поллютантов различной химической природы, создают условия для развития специфических группировок ЦБ. Химическое загрязнение территорий нарушает ход природных сезонных сукцессий, при которых происходит последовательная смена эукариотных и прокариотных фототрофов [3]. В почвы города от различных источников поступают самые разнообразные вещества, включая тяжелые металлы, органические отходы, синтетические соединения, соли и пластмассы. Степень их токсичности варьирует в широком диапазоне в зависимости от их химической природы, а также количества и качества гумуса, аэрации и кислотного режима почв, скорости микробного разложения поллютантов. Вследствие этого жизнь микробиоты в городских почвах постоянно сопровождают высокий риск возникновения стрессовых ситуаций и необычайная пестрота загрязнителей. Следовательно, установить

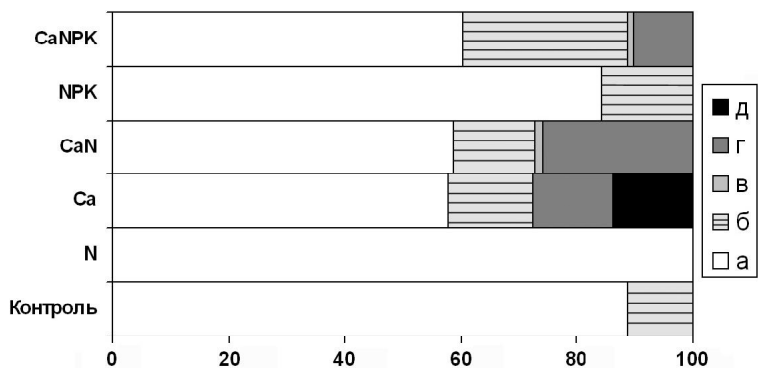


Рис. 2. Групповой состав фототрофных микроорганизмов при «цветении» почвы на 30-летнем стационаре. Дозы минеральных удобрений: N147, P50, K137. Один раз в четыре года в почву вносили 1.6 т СаО. Условные обозначения групп и их долей те же, что и на рис. 1.

четкую корреляционную зависимость развития, например, микрофототрофов от конкретного поллютанта практически невозможно. Тем не менее, даже визуальные наблюдения способны выявить ярко выраженные пятна «цветения» почвы в различных зонах города.

Изучение специфики развития «цветения» почв г. Киров показало [7], что в конце лета (период наибольшей интенсивности указанного) наземные биопленки могут быть образованы многовидовыми сообществами. Так, Cyanophyta и Bacillariophyta представлены 45 и 11 видами соответственно, в том числе в промышленной (19 и семь видов), селитебной (четыре и два), парковой (15 и три) и транспортной (семь и один) зонах. Восемь видов Chlorophyta отмечены только в промышленной зоне. Наиболее богатые в видовом отношении сообщества развиваются на субстратах (опилки с песком) вокруг ТЭЦ и в почве парковой зоны (29 и 20 видов соответственно), наиболее бедные – во дворах жилых зданий (селитебная зона) и вдоль автодороги (семь и восемь видов соответственно). Выделяют определенные доминанты сообществ в пленках «цветения»: *Nostoc muscorum*, *N. paludosum* и *Trichromus variabilis* (промышленная зона), *Phormidium uncinatum*, *Ph. aeruginocoeruleum*, *Ph. autumnale*, *Ph. boryanum*, *Nitzschia palea* и *Hantzschia amphioxys* (селитебная зона), *Phormidium formosum*, *Ph. breve*, *Trichromus variabilis*, *Leptolyngbya augustissima* и *Nitzschia palea* (парковая зона), *Schizothrix friesii*, *Phormidium aeruginocoeruleum*, *Ph. ambiguum* и *Hantzschia amphioxys* (транспортная зона). Очевидно, что для всех, кроме промышленной, зон на естественных нарушенных и ненарушенных почвах характерно преобладание БГЦ. Только на субстратах (опилки с песком) лидирующие позиции занимают азотфиксирующие ГЦ, видимо, настолько обогащая субстрат связанным минеральным азотом, что это приводит и к массовому развитию зеленых водорослей (восемь видов), которые в других пленках «цветения» обнаруживаются лишь при количественном учете.

Определение количественных параметров наземных альго-цианобактериальных разрастаний показало, что плотность клеток в пленках «цветения» чрезвычайно велика и колеблется в разных зонах города от 18 до 47 млн/см<sup>2</sup>. Различные группы фототрофов принимают различное участие в формировании структуры наземных разрастаний. Особенно показателен факт доминирования БГЦ (от 60 до 100 % в структуре популяций ЦБ) во всех случаях, если имеем дело с почвой, а не с урбаноземом, где

явно складываются другие условия развития фототрофов, и вероятно, что опилки и песок, которые и составляют субстрат вокруг ТЭЦ, не накапливают, как почвы, такое количество поллютантов, которое выбивает азотфиксирующие виды ЦБ из наземных сообществ.

Хотя во всех городских экотопах в пленках «цветения» преобладают не водоросли, а ЦБ (в структуре популяций фототрофов их доля колеблется от 87.8 до 98.3 %), обилие их безгетеро- и гетероцистных форм резко отличается в местообитаниях. Так, в почвах транспортной и селитебной зон наблюдаются абсолютное господство БГЦ (92.5 и 100 % соответственно), в парковой зоне – доли БГЦ и ГЦ составляют 60.1 и 39.9, а в промышленной (район ТЭЦ) зоне на искусственном субстрате из древесных опилок и песка – 23.9 и 76.1 % соответственно. Вероятно, длительное воздействие на урбаноземы городских поллютантов, которые с воздушными массами попадают и в парковые, и в селитебные зоны, селекционирует популяции ЦБ в сторону доминирования безгетероцистных форм. Размножение азотфиксирующих ЦБ на этих участках может блокироваться вследствие высокой чувствительности фермента нитрогеназы к загрязнителям. В то же время безазотистый субстрат, который периодически обновляется у ТЭЦ, не успевает адсорбировать и накапливать поллютанты в опасном для развития ЦБ количестве. В целом, появление «цветения» почвы или субстратов на урбанизированных территориях можно рассматривать как положительное явление. Массовое размножение фототрофов приводит, во-первых, к быстрому обогащению почвы лабильным органическим веществом, которое быстро обновляется вследствие высокой скорости оборачиваемости альгобиомассы, и, во-вторых, наличие в биопленках нитчатых ЦБ и мицелия грибов способствует укреплению субстрата, выполняя противозерозионные функции. В промышленной, селитебной, парковой и транспортной зонах доли фототрофов и грибов в структуре биопленок «цветения» составляют 96.7, 94.7, 96.8 и 97.2 % соответственно. В указанных зонах суммарная длина нитей ЦБ и мицелия – 110.2, 80.5, 75.0 и 48.9 м/см<sup>2</sup> поверхности соответственно.

Таким образом, однозначно судить о состоянии городских почв по особенностям развития фототрофов в пленках «цветения», видимо, невозможно. В то же время анализ «цветения» почв урбанизированных территорий указывает, что наиболее устойчивыми к городским поллютантам являются отдель-

## НАШИ ПОЗДРАВЛЕНИЯ

**Ирине Эдмундовне Шараповой** с успешной защитой диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук (03.01.06 – биотехнология, в том числе бионанотехнологии) «Разработка комплексных форм биопрепарата для биоремедиации загрязненных нефтяными углеводородами почв и водных сред» (диссертационный совет Д 212.230.04 при Санкт-Петербургском государственном технологическом институте)!

Желаем дальнейших творческих успехов!





ные виды БГЦ, которые в перспективе являются биоагентами-ремедиаторами. Анализ результатов, полученных при изучении «цветения» пахотных и городских почв, выявил, что существуют как черты сходства (численность клеток фототрофов, их биомасса, реализация видового потенциала), так и специфические особенности, которые заключаются в неравномерном развитии фототрофных группировок, что связано с многообразием городских поллютантов. В то же время в агроценозах прослеживается четкая зависимость между дозами и сроками вносимых удобрений и уровнем развития наземных разрастаний. И в городских, и в техногенных экосистемах освоение экониш с повышенным содержанием тяжелых металлов, мышьяка, фосфорсодержащих соединений и других токсикантов происходит преимущественно за счет круглогодичного доминирования БГЦ из родов *Phormidium* (*Ph. autumnale*, *Ph. boryanum*, *Ph. formosum*) и *Leptolyngbya* (*L. fragilis*, *L. foveolarum*, *L. angustissima*). В количественном отношении (табл. 1) также усиливается вклад ЦБ в структуру ФМС при одновременном резком снижении доли эукариотных водорослей [8, 14].

#### Использование цианобактерий как организмов-биотестеров

Исследования, выполненные в последние годы, показывают, что биотестирование, проведенное с помощью ЦБ, адекватно отражает уровень химического загрязнения среды. В этом плане нами проведена работа в нескольких направлениях.

Четкую реакцию на загрязнение почвы проявляют природные био пленки *Nostoc commune*, которые представляют собой многовидовые природные микробоценозы, образованные ЦБ, водорослями, микромицетами и разнообразными эколого-физиологическими группами сапротрофных бактерий. Структурированность подобных комплексов и их механическая прочность определяются наличием слизеобразующих, мицелиальных и нитчатых форм, вследствие чего формируются пленки, обладающие значительной степенью прочности на разрыв. Изменения экотопа, связанные с действием поступающих извне минеральных и органических поллютантов, приводят к кардинальной перестройке структуры сообщества био пленок. Так, под влиянием солей тяжелых металлов, мышьяка, хлорида натрия, азидов, пиродифосфатов и метилфосфоновой кислоты (МФК) происходит резкое сокращение видовой обилия водорослей и ЦБ, снижается плотность их клеток в сообществе. Доминирующая роль от *Nostoc commune* и других ГЦ постепенно переходит к БГЦ, в первую очередь, к *Phormidium formosum*, *Ph. boryanum*, *Ph. uncinatum* и *Leptolyngbya foveolarum*. Снижается также и численность ГЦ. Существенно увеличивается вклад в структуру био пленок микромицетов, особенно их меланизированных форм. Внесение МФК в субстрат привело к активизации размножения ЦБ, практически не повлияв на активность микроводорослей. Численность фототрофов в сообществах на загрязненном песке оказалась в 4.4-5.8 раза выше, чем в контрольном варианте. При этом участие групп ЦБ в формировании струк-

Таблица 1  
Изменение структуры популяций фототрофов в дерново-подзолистой почве под влиянием различных поллютантов, %

Вариант	Водоросли	Цианобактерии
	Свинец, мг/кг	
Контроль	46.1	53.9
600	27.7	72.3
1200	14.9	85.1
	Пиродифосфат натрия, расчетные дозы	
Контроль	49.0	51.0
1	14.7	85.3
10	14.2	85.8
	Азид натрия, %	
Контроль	72.5	27.5
0.1	22.2	77.8
0.3	8.9	91.1

туры микробных комплексов под влиянием МФК было различным. Так, в контроле доля *Nostoc commune*, главного доминанта природной пленки, составляла 77.3, других ЦБ – 22.7 %. Под влиянием МФК пропорция менялась, составляя 22.8 и 77.2 (при  $10^{-4}$  моль/дм<sup>3</sup>) и 0.2 и 99.8 % (при  $10^{-3}$  моль/дм<sup>3</sup>) соответственно. В то же время МФК в указанных концентрациях не оказывала влияния на стремительное размножение БГЦ, доля которых возрастала от 8.6 (контроль) до 63.1 и 87.8 % соответственно, при этом доля ГЦ уменьшалась от 91.4 (контроль) до 26.9 и 12.3 % соответственно. Полученные результаты свидетельствуют, что под влиянием возрастающих концентраций МФК происходит возрастание доли прокариотных фототрофов в структуре популяций, резкое увеличение вклада БГЦ (как показывает флористический анализ, в первую очередь за счет видов рода *Phormidium*) и прогрессирующее снижение роли *Nostoc commune*. Следовательно, пленки указанного вида можно использовать в качестве тестовых биосистем при определении уровня загрязнения почвы по степени ингибирования или доминирования отдельных членов сообщества.

Скрининг ЦБ из музея фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии им. Э.А. Штиной (Вятская государственная сельскохозяйственная академия) показал, что простым, экспрессным и точным методом биотестирования токсичности минеральных и органических поллютантов является определение жизнеспособности клеток чистых культур азотфиксирующих гетероцистных видов ЦБ рода *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*) по их дегидрогеназной активности с помощью трифенилтетразолия хлорида. При этом в качестве субстрата используют бесцветные соли тетразолия, в частности 2,3,5-трифенилтетразолий хлорид, который, акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформаза, имеющий красную или малиновую окраску. В частности, в ходе экспериментов при испытании на токсичность в водном растворе солей свинца, никеля и мышьяка установлено, что по мере увеличения концентрации токсиканта (табл. 2) происходит уменьшение доли жизнеспособных клеток [6, 19].

Таблица 2

**Влияние токсикантов на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum*, %**

Концентрация	Доля клеток	
	живые	мертвые
Свинец, мг/дм <sup>3</sup>		
Контроль (0)	91.47 ± 1.5	8.54
3	88.20 ± 3.16	11.80
30	18.45 ± 4.59	81.55
300	17.07 ± 6.74	82.92
1500	11.12 ± 1.60	88.87
3000	4.93 ± 0.34	95.06
Мышьяк, мг/см <sup>3</sup>		
Контроль (вода)	93.93 ± 9.30	6.07
10 <sup>-2</sup>	25.48 ± 7.31	74.52
10 <sup>-1</sup>	0	100.00
Никель, мг/дм <sup>3</sup>		
Контроль (вода)	96.93 ± 4.32	3.52
2	83.53 ± 15.40	16.47
20	2.94	97.06 ± 2.72

Доказана возможность использования в качестве биомаркерного признака токсичности поллютантов определение перекисного окисления липидов (ПОЛ). Установлено, что внесение свинца, меди, хлористого натрия, трепана и бензина в культуры *Nostoc paludosum*, *N. linkia*, *N. muscorum* приводит к возрастанию интенсивности процессов ПОЛ по сравнению с контролем. Поллютанты разной химической природы оказывали сходное влияние на интенсивность процессов ПОЛ. Наибольшее накопление продукта ПОЛ – малонового диальдегида – отмечали в варианте с медью [16]. Вычисление коэффициентов корреляции выявило в популяциях ЦБ очень высокий уровень зависимости между количеством жизнеспособных клеток и активностью каталазы (0.84-0.95) и средний уровень – между количеством нежизнеспособных клеток и интенсивностью ПОЛ (0.51-0.61). Результаты указывают на однотипную реакцию разных видов рода *Nostoc* на действие изучаемых поллютантов несмотря на существенную вариацию конкретных показателей активности каталазы и ПОЛ в зависимости от токсиканта и вида ЦБ.

Биотехнологический потенциал ЦБ обусловлен не только их возможностью использования в биомониторинге окружающей среды, но и широким спектром биоремедиационных способностей. В частности, предприняты попытки использования ЦБ для защиты растений от фитопатогенов и снижения ингибирующего эффекта химических токсикантов.

**Роль цианобактерий в становлении супрессивности почвы, зараженной фитопатогенами**

Антагонистическая активность почвенных ЦБ обусловлена синтезом биологически активных веществ, способных подавлять многие виды фитопатогенных микроорганизмов. В серии опытов, проведенных с фитопатогенными микромицетами, показано, что антагонистическая активность ЦБ проявляется на трех уровнях взаимодействия ЦБ–фитопатоген: литическая активность при взаимодействии чистых культур, подавление фитопатогенов

при обработке искусственно инфицированных семян ЦБ, снижение патогенности почвы при интродукции в нее ЦБ. Так, при нанесении пленок цианобактерий на газоны грибов *Fusarium nivale*, *F. culmorum* и *F. oxysporum* оказалось, что все исследуемые виды цианобактерий (*Nostoc paludosum*, *N. linkia*, *Microchaeta tenera*) в течение 4 сут. вызывают замедление роста, усыхание и лизис мицелия грибов. Величина зон лизиса колебалась от 10 до 40 мм. Антифузариозную активность ЦБ проявили и при совместном развитии с популяцией *Fusarium culmorum* в стерильной почве в отсутствие растений, т.е. в период, когда гриб находился в сапрофитной стадии развития. Во всех случаях при наличии в почве ЦБ наблюдали супрессивный эффект в отношении гриба. В контрольном варианте без ЦБ длина мицелия *Fusarium culmorum* составляла в первые и третьи сутки 0.65 и 20.20 мм/см<sup>2</sup> соответственно, а при наличии в почве *Nostoc paludosum*, *N. muscorum* и *N. linkia* величина данного показателя была 0.48 и 0.14, 0.28 и 0.28, 0.62 и 0.14 мм/см<sup>2</sup> почвы соответственно, *Microchaeta tenera* полностью подавляла развитие мицелия. На седьмые сутки популяция гриба погибала во всех вариантах опыта (в контроле длина мицелия >5000 мм/см<sup>2</sup> почвы). Таким образом, выявлены перспективные штаммы цианобактерий – *Nostoc paludosum*, *N. linkia* и *Microchaeta tenera*, обладающие высокой антагонистической активностью против *Fusarium culmorum*, на основе которых можно разрабатывать цианобактериальные методы борьбы с фузариозом.

Серия полевых испытаний убедительно доказала результативность цианобактериальной обработки семян хвойных в условиях лесопитомников [1, 4]. Искусственные древостои, к которым относятся и лесные питомники, изначально являются неустойчивыми экосистемами, вследствие чего разрушаются грибами биотрофного комплекса сильнее, чем естественные лесные сообщества. Фитопатогенные грибы в лесопитомниках, поражающие живые саженцы, способны к быстрому накоплению биомассы, формированию высокой патогенности и агрессивности и, как следствие, к масштабному поражению сеянцев с формированием очагов распространения, усыхания и накопления патогенов. В течение нескольких лет в Кировской области массовая гибель сеянцев ели была отмечена в лесопитомнике Слободского лесхоза, сосны – в Юмском лесопитомнике Свечинского лесхоза. Обработка однолетних сеянцев ели полужидкой (0.5 % агаризованная среда) культурой *Nostoc paludosum* с титром 800 тыс. клеток/см<sup>3</sup> увеличила годовой прирост сеянцев на 44 %, количество здоровых растений возросло на 17.1 % по сравнению с необработанными экземплярами [4]. При высаживании сеянцев на лесокультурные площади с цианобактериальной обработкой корневой системы их приживаемость увеличилась на 10 %. В полевом опыте для сохранения сеянцев сосны использовали различные методики применения ЦБ: предварительное замачивание семян в чистых и смешанных культурах ЦБ; полив инокулятом после посева семян; обработку корневой системы двухлетних саженцев. Использование тройной смеси культур (*Nostoc paludosum* + *N. linkia* + *Microchaete tenera*) было наиболее

лее эффективным, вызывало увеличение прироста сеянцев и саженцев на 45 и 200 % соответственно по сравнению с контролем.

В городских экосистемах особенно чувствительны к болезням цветочные культуры, так как происходит наложение патогенного фона на химическое загрязнение урбаноземов. Красоту городов во многом определяет степень их озеленения и декоративного убранства. Постоянно растет площадь городских цветников не только в парках, скверах и дворах, но непосредственно на улицах, возле торговых, учебных и офисных зданий. Пестицидная обработка семян и рассады в условиях города совершенно нежелательна. Поэтому и в данном случае наиболее приемлемы биометоды защиты растений. Была проведена серия опытов с различными сортами астр, в ходе которых установили защитное действие чистых культур ЦБ и при выращивании рассады, и при высадке растений в открытый грунт [12]. При этом эффективность применения ЦБ *Nostoc paludosum* была выше, чем таких сертифицированных препаратов, как Гамаир, Алирин Б и Байкал-ЭМ1.

Еще одной практически значимой способностью ЦБ является их способность к обезвреживанию токсикантов. Перечень поллютантов, попадающих в почву в результате деятельности человека, чрезвычайно велик и включает вещества естественного происхождения и искусственно синтезированные. К числу приоритетных загрязнителей биосферы относятся нефть и нефтепродукты, соли тяжелых металлов, радионуклиды и пестициды. Степень их стойкости и скорость деградации различны и во многом определяются наличием организмов, способных к их гидролизу. Механизмы трансформации ксенобиотиков различны у разных организмов и могут быть обусловлены морфологическими и физиологическими особенностями. В круге организмов-биоремедиаторов ЦБ выделяются многообразием путей обезвреживания поллютантов [5]. В частности, экссудация слизи приводит к проявлению у ЦБ сорбционных способностей, способствующей внеклеточной детоксикации поллютантов. Чем большее количество слизи выделяется, тем полнее связываются поллютанты из раствора. Связывание тяжелых металлов осуществляют как полисахариды, так и липофильная фракция клеток. Различные ЦБ обладают разной сорбционной способностью. Так, обнаружено, что поглощение свинца из жидкой среды составляет у *Nostoc paludosum* около 80,0, *N. muscorum* – 91,3% первоначальной концентрации [18]. Значительной сорбционной способностью обладают ЦБ и по отношению к никелю, доля извлечения которого биомассой *Nostoc linckia* – от 34,7 до 58,9 % при исходном его содержании 2,0 и 20,0 мг/дм<sup>3</sup> культуральной жидкости соответственно [19].

Таким образом, краткий обзор экологических возможностей ЦБ показывает, что данные организмы в виде монокультур, искусственно сконструированных цианобактериальных консорциумов или природных биопленок являются перспективными объектами для разработки новых методов и приемов реабилитации почв, фитотоксичных вследствие химического или биологического (накопление фитопатогенов и фитотоксинов) загрязнения. При этом

использование ЦБ позволяет решить одну из основных задач почвенной биотехнологии – повышение скорости восстановительных процессов при абсолютной экологической безопасности применяемых интродуцентов.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар, 2005. 336 с.
2. Домрачева Л.И. Индикационная роль «цветения» почвы при оценке ее состояния // Экология и почва. Пушино, 1998. Т. 2. С. 104-119.
3. (Домрачева Л.И.) Algal-mycological complexes in soil upon their chemical pollution / L.I. Domracheva, E.V. Dabakh, L.V. Kondakova et al. // Eurasian. Soil Sci., 2006. Vol. 39. Suppl. 1. P. 91-97.
4. (Домрачева Л.И.) Биологическая защита сеянцев от болезней в питомниках / Л.И. Домрачева, Л.В. Трефилова, А.Н. Третьякова, О.И. Гребнева, Г.М. Дудолодова // Леса Кировской области. Киров, 2008. С. 292-299.
5. (Домрачева Л.И.) Биоремедиационные возможности почвенных цианобактерий (обзор) / Л.И. Домрачева, Л.В. Кондакова, Л.Б. Попов и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2009. № 1. С. 8-17.
6. (Домрачева Л.И.) Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязненных средах / Л.И. Домрачева, ..., Т.Я. Ашихмина, С.Ю. Огородникова и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2008. № 2. С. 23-28.
7. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В. «Цветение» почвы: специфика в агро- и урбоэкосистемах // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 100-летию со дня рожд. проф. Э.А. Штиной. Киров, 2010. С. 99-107.
8. (Жданова О.Б.) Возможность применения азид-натрия для обеспечения биобезопасности почв урбанизированных территорий / О.Б. Жданова, С.П. Ашихмин, ..., Л.И. Домрачева и др. // Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. X всерос. науч.-практ. конф. (Киров, 10-11 сентября 2008 г.). Кирово-Чепецк, 2008. С. 105-108.
9. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 1993. 348 с.
10. Кабилов Р.Р. Альготестирование и альгоиндикация. Уфа, 1995. 125 с.
11. (Киреева Н.А.) Фитотоксичность антропогенно-загрязненных почв / Н.А. Киреева, Г.Г. Кузяхметов, А.М. Мифтяхова, В.В. Водопьянов. Уфа, 2003. 266 с.
12. (Ковина А.Л.) Применение биопрепаратов при выращивании астр в городской среде / А.Л. Ковина, Л.Б. Попов, Л.И. Домрачева и др. // Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Матер. всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Киров, 2008. С. 245-247.
13. (Кондакова Л.В.) Disbalance factors and *Nostoc commune* / L.V. Kondakova, L.I. Domracheva, O.A. Pegushina et al. // Soil contamination: new research. N.-Y.: Nova Sci. Publ., 2008. P. 189-199.
14. (Кондакова Л.В.) Изменение структурной организации альго-микологических почвенных комплексов при загрязнении пирофосфатом натрия / Л.В. Кондакова, Л.И. Домрачева, А.С. Олькова и др. // Проблемы региональной экологии, 2010. № 1. С. 50-54.

15. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Водоросли (Видовой состав, специфика водных и почвенных биоценозов). Киров, 2007. 192 с. – (Флора Вятского края. Ч. 2).

16. (Огородникова С.Ю.) Реакция различных видов цианобактерий рода *Nostoc* на действие токсикантов / С.Ю. Огородникова, Ю.Н. Зыкова, ..., Л.И. Домрачева и др. // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Матер. междунар. науч.-практ. конф., посвящ. 100-летию со дня рожд. проф. Э.А. Штиной. Киров, 2010. С. 216-221.

17. Панкратова Е.М. Становление функциональных особенностей цианобактерий на пути их сопряженной эволюции с биосферой // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 3. С. 4-11.

18. Фокина А.И. Влияние свинца на структуру фототрофных микробных комплексов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2008. 23 с.

19. (Фокина А.И.) Состояние цианобактерии *Nostoc paludosum* в условиях загрязнения среды никелем и нефтепродуктами и перспективы ее использования в качестве биосорбента / А.И. Фокина, ..., С.Ю. Огородникова, Л.И. Домрачева и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2011. № 1. С. 69-75. ❖

## БИОХИМИЧЕСКИЕ РЕАКЦИИ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ СПЕЦИФИЧЕСКИХ ПОЛЛЮТАНТОВ

**Х**имическое загрязнение биосферы является одной из серьезных экологических проблем. Ведущие прикрепленный образ жизни растения часто подвергаются воздействию загрязняющих веществ. Реакция растений на присутствие в среде загрязняющих веществ может быть различной и зависит от множества факторов, в том числе вида и возраста растений, фазы их развития и жизненной формы, устойчивости генотипа, климатических и эдафических условий, а также химической природы поллютанта и времени суток. В Кировской области одним из источников загрязнения окружающей среды является объект уничтожения химического оружия «Марадыковский», который был пущен в строй 2006 г. В настоящее время ведется уничтожение фосфорсодержащих отравляющих веществ (зарин, зоман, Vx-газы). К числу специфических поллютантов, которые могут появиться в окружающей среде в ходе функционирования объекта уничтожения химического оружия «Марадыковский» относятся метилфосфоновая кислота (МФК), пиррофосфат натрия (ПФН) [1]. Ранее было показано, что МФК вызывает нарушение жизнедеятельности, торможение роста и развития растений [6]. Выявлены фитотоксические эффекты пиррофосфата натрия, определена пороговая доза поллютанта [10].

Целью данной работы было изучить ответные биохимические реакции растений на кратковременное действие специфических поллютантов (метилфосфоновой кислоты и пиррофосфата натрия).



С. Огородникова



Л. Свинолупова

Опыты проводили в лабораторных условиях, объектом исследования служили растения ячменя сорта «Новичок» в фазу трехлистьев, выращенные на водной культуре. Семена ячменя проращивали в чашках Петри, далее их рассаживали в контейнеры на питательный раствор Кнопа. Растения выращивали в лабораторных условиях при температуре 25 °С (фотопериод 16 ч) и проводили аэрирование питательного раствора. Опытные 14-дневные растения ячменя выдерживали (погружали только корневую систему растений) в течение часа на растворах токсикантов (0.01 моль/л) – пиррофосфата натрия и метилфосфоновой кислоты, затем промывали дистиллированной водой и переносили на питательный раствор Кнопа. Контрольные растения не подвергали обработке токсикантом.

В динамике оценивали влияние специфических поллютантов на биохимические показатели растений: активность пероксидазы, перекисное окисление липидов (ПОЛ), накопление каротиноидов и антоцианов, экзоосмос электролитов. Активность пероксидаз оценивали по накоплению продуктов окисления гваякола [5]. Интен-

сивность ПОЛ анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом (МДА), образующемся в процессе ПОЛ [3]. Содержание каротиноидов определяли на спектрофотометре «Specol» (Германия) в ацетоновой вытяжке при длине волны 440.5 нм [11]. Экстракцию и количественное определение антоцианов проводили по методике Д.А. Муравьевой [6]. Выход электролитов из тканей корней растений в дистиллированную воду (соотношение навеска/вода – 150 мг/50 мл) за 3 ч определяли на кондуктометре INOLAB. Рассчитывали долю электролитов в полном выходе, который оценивали по электропроводности вытяжки после разрушения мембран кипячением [2].

Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов. Достоверность различий между средними значениями оценивали по t-критерию Стьюдента.

Известно, что в ответ на действие неблагоприятных факторов любой природы в растительных тканях в большем объеме генерируются активные формы кислорода (АФК). Возрастание активности антиоксидантных ферментов в клетках направлено на поддержание про/антиоксидантного равновесия в стрессовых условиях и дезактивацию АФК. К числу ферментных антиоксидантов относят и пероксидазы, каталазы и супероксиддисмутазы [8]. Пероксидазы регулируют внутриклеточное содержание перекиси водорода, восстанавливая ее до безопасной воды. В качестве доноров электронов в процессах восстановле-

Огородникова Светлана Юрьевна – к.б.н., с.н.с. лаборатории биомониторинга. E-mail: [Ecolog@vshu.kirov.ru](mailto:Ecolog@vshu.kirov.ru). Область научных интересов: реакции растений на действие поллютантов, фитоиндикация.

Свинолупова Любовь Сергеевна – аспирантка кафедры экологии ВятГУ. E-mail: [712ljuba@mail.ru](mailto:712ljuba@mail.ru). Область научных интересов: экология, фитоиндикация.

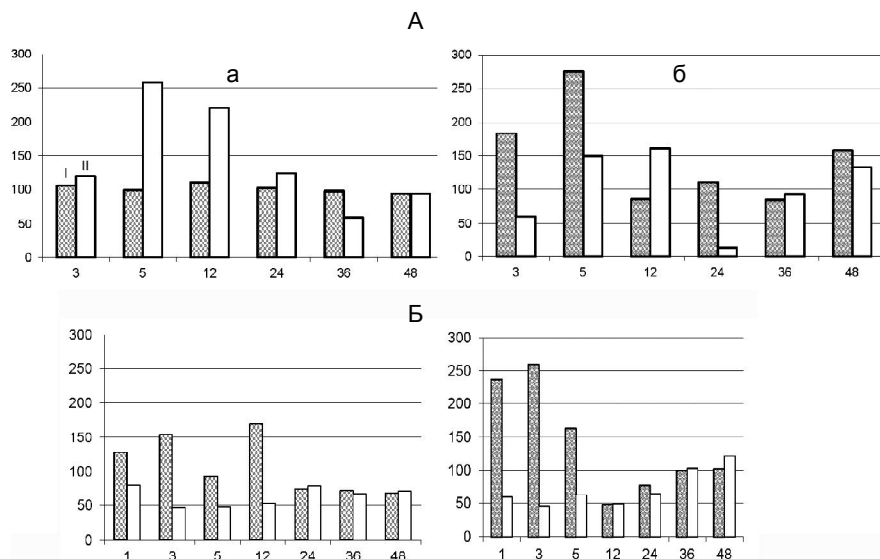
ния перекиси водорода используют различные субстраты: аскорбиновую кислоту, фенольные соединения, восстановленный глутатион [9]. Установлено, что инкубация растений на растворах токсикантов (МФК, ПФН) инициирует активацию пероксидаз (см. рисунок). Значительная активация пероксидаз выявлена в корнях в первые часы после действия поллютантов, что свидетельствует об увеличении уровня АФК в растительных тканях. В листьях ячменя изменения активности пероксидаз были выражены в меньшей степени по сравнению с корнями ячменя, что, по-видимому, связано со способом обработки (в раствор токсиканта погружали только корни растения). Через 12 ч после обработки растений ПФН активность пероксидаз в растительных тканях восстановилась до контрольного уровня.

К числу неспецифических реакций растений на действие неблагоприятных факторов относится интенсификация процессов ПОЛ в клетках. При высокой силе стресс-фактора или продолжительном его действии антиоксидантные системы растений перестают справляться с возрастающим уровнем АФК, что приводит к усилению процессов ПОЛ. Переокислению подвергаются преимущественно ненасыщенные жирные кислоты клеточных мембран, что инициирует серьезные повреждения клеток. Установлено, что МФК вызвала изменение интенсивности процессов перекисного окисления липидов, причем в отличие от пероксидазы, активность ПОЛ в растительных тканях в первые часы опыта снижалась (см. рисунок). По-видимому, снижение концентрации МДА в указанный период после действия МФК связано с активацией компонентов системы антиоксидантной защиты, которые инактивируют АФК и препятствуют перекисидации липидов. Только на вторые сутки после действия МФК активность процессов ПОЛ в корнях растений была выше на 20 %, а для листьев уровень МДА до конца периода наблюдений не превысил 70 % контроля. ПФН вызывал возрастание интенсивности процессов ПОЛ в листьях и корнях растений в первые 12 ч после действия токсиканта (см. рисунок), причем в большей степени интенсивность процессов ПОЛ возрастала в листьях, где активации

пероксидаз не было выявлено. Через сутки после действия ПФН интенсивность процессов ПОЛ в растительных клетках восстанавливалась до контрольного уровня.

Известно, что свободнорадикальные процессы, в том числе и ПОЛ, приводят к нарушению барьерных свойств клеточных мембран. Результатом этих повреждений является увеличение полупроницаемости внешней мембраны клетки и усиление диффузии органических и минеральных веществ во внешнюю среду. В опыте с ПФН интенсификация процессов ПОЛ сопровождалась усилением экзосмоса электролитов из корней растений. Максимальное значение выхода электролитов было отмечено через 24 ч после обработки растений (на 27 % выше контрольного уровня). Возрастание выхода электролитов из корней растений отмечали и в опыте с МФК. Установлено, что через 36 и 48 ч после инкубации растений на МФК происходит возрастание выхода электролитов из корней растений на 15 и 50 % соответственно по сравнению с контролем. Увеличение выхода электролитов может свидетельствовать о временном повышении проницаемости мембран либо о нарушении мембранной проводимости [2]. Показателем состояния антиоксидантной системы является накопление низкомолекулярных веществ-антиоксидантов, к числу которых относятся антоцианы и каротиноиды. Известно, что антоцианы участвуют в подавлении окислительных процессов в растительных тканях, выполняя протекторную функцию [4].

Нами установлено, что кратковременное действие ПФН вызывает накопление вакуолярных пигментов, высокая концентрация антоцианов в листьях была отмечена через 36 ч действия токсиканта (142 % по отношению к контролю). Накопление антоцианов в листьях опытных растений свидетельствует о развитии окислительных процессов в растительных тканях. Установлено, что в листьях опытных растений происходило накопление каротиноидов. Через 12 ч после действия МФК отмечали увеличение уровня желтых пигментов 19 % по сравнению с контролем. Известно, что каротиноиды в растительных клетках выполняют функции антиоксидантов, участвуя в нейтрализации АФК. Кратковременная инкубация растений на растворе ПФН вызвала обратимые изменения в пигментном комплексе растений (см. таблицу). Действие токсиканта в первые сутки опыта проявилось в достоверном увеличении содержания каротиноидов. Далее происходило восстановление содержания пигментов до уровня контрольных растений. Полученные данные свидетельствуют о том, что экспозиция растений на растворе пиррофосфата натрия в течение часа не вызвала существенных изменений в пигментном комплексе растений, что, возможно, связано с эффективной работой антиоксидантной системы в целом. Изменения биохимических процессов, которые были выявлены в листьях опытных растений, свидетельствуют о том, что поллютанты обладают системным действием, поглощаются корневой



Изменение (по отношению к контролю, %) активности пероксидаз (I) и интенсивности процессов перекисного окисления липидов (II) в листьях (а) и корнях (б) ячменя в течение 48 ч (по горизонтали) после воздействия пиррофосфатом натрия (А) и метилфосфоновой кислотой (Б).

Действие токсикантов (0.01 М) на содержание каротиноидов, мг/г сухой массы

Время, ч	Контроль	Пирофосфат натрия	Контроль	Метилфосфоновая кислота
12	1.23 ± 0.02	1.38 ± 0.04*	2.80 ± 0.34	3.49 ± 0.12
36	1.40 ± 0.09	1.39 ± 0.01	2.79 ± 0.29	3.52 ± 0.34

\* Разница между контролем и опытом достоверна при  $p \leq 0.05$ .

системой и транспортируются по сосудам ксилемы в надземные органы.

Итак, под влиянием пирофосфата натрия и метилфосфоновой кислоты в растительных тканях выявлены неспецифические ответные реакции: активация пероксидаз и процессов ПОЛ, изменения в пигментном комплексе растений, накопление антоцианов, возрастание выхода электролитов из корней. По сравнению с листьями, в корнях изменения под действием поллютантов были выражены в большей степени, что, по-видимому, связано со способом обработки растений (внесение токсиканта в среду выращивания). Изменения биохимических процессов, которые были выявлены в листьях, свидетельствуют о системном действии пирофосфата натрия и метилфосфоновой кислоты на растения. Под влиянием кратковременного действия поллютантов отмечали ответные биохимические реакции, интенсивность проявления которых снижалась со временем и восстанавливалась до контрольного уровня в течение 48 ч

после инкубации. Нормализация биохимических показателей свидетельствует о том, что пирофосфат натрия и метилфосфоновая кислота в концентрации 0.01 моль/дм<sup>3</sup> не вызывают необратимых изменений в функционировании растений, что является результатом эффективной работы антиоксидантной системы растений.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Ашихмина Т.Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров, 2002. 544 с
2. Коваль С.Ф. Исследования свойств клеточных мембран и устойчивости растений по вымываемости электролитов // Изв. СО АН СССР. Сер. Биол. наук, 1974. № 15, вып. 3. С. 161-167.
3. Лукаткин А.С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. Саранск, 2002. 208 с.
4. Майдебурга И.С., Чупахина Г.Н. Влияние загрязнения воздушной среды на синтез антоциановых пигментов

древесными растениями // Экология фундаментальная и прикладная: проблемы урбанизации: Матер. междунар. науч.-практ. конф. Екатеринбург, 2005. С. 210-211.

5. Методы биохимического исследования растений / Под ред. А.И. Ермакова. Л., 1987. 430 с.

6. Муравьева Д.А., Бубенчикова В.Н., Беликов В.В. Спектрофотометрическое определение суммы антоцианов в цветках василька синего // Фармакология, 1987. Т. 36. С. 28-29.

7. Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Реакции растений на фосфорорганический ксенобиотик – метилфосфоновую кислоту. Сыктывкар, 2004. 24 с. – (Сер. Науч. докл. / Коми НЦ УрО РАН; Вып. 464).

8. Полесская О.Г. Растительная клетка и активные формы кислорода: учебное пособие / Под ред. И.П. Ермакова. М., 2007. 140 с.

9. Рогожин В.В. Пероксидаза как компонент антиоксидантной системы живых организмов. СПб., 2004. 240 с.

10. Свинолупова Л.С., Огородникова С.Ю. Действие пирофосфата натрия на биохимические характеристики растений // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. В 2-х частях. Киров, 2010. Ч. 1. С. 163-166.

11. Шлык А.А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // Биохимические методы в физиологии растений. М.: Наука, 1971. С.154-171. ❖

### ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНОГО КОМПЛЕКСА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ КИРОВО-ЧЕПЕЦКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

**В** настоящее время в связи с обострением проблемы загрязнения окружающей среды все большее значение приобретает биологический мониторинг. По сравнению с физико-химическими методами исследования методы биомониторинга имеют ряд преимуществ. Одним из таких преимуществ является интегральный характер ответных реакций живых организмов, которые отражают влияние целого комплекса факторов среды [2]. Особенно эффективны методы биомониторинга в оценке состояния природного комплекса вблизи промышленных предприятий. Они позволяют диагностировать негативные изменения в природной среде на ранних стадиях и при незначительных количествах поллютантов, которые не могут быть зарегистриро-

ваны приборами [3]. В ходе биомониторинга происходит выявление чувствительных видов организмов, наиболее перспективных для дальнейшего исследования загрязненных территорий. На основе полученных данных выявляются слабые звенья и в естественных экосистемах.

Одним из источников экологической опасности многие годы в Кировской области являлся Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК). С 1944 по 1991 г. на комбинате действовали производства по обогащению гекса- и тетрафторида урана. В настоящее время на территории вблизи предприятия хранится большое количество радиоактивных и химических отходов, которые размещены в хранилищах, не имеющих защитных барьеров, полностью

**Олькова Анна Сергеевна** – к.т.н., старший преподаватель кафедры экологии ВятГГУ. E-mail: [morgan-abend@mail.ru](mailto:morgan-abend@mail.ru). Область научных интересов: биотестирование и биоиндикация природных сред и объектов.

**Домнина Елена Александровна** – к.б.н., доцент кафедры биологии ВятГГУ. E-mail: [ecolab2@gmail.com](mailto:ecolab2@gmail.com). Область научных интересов: биомониторинг, биоиндикация природных сред и объектов.

**Злобин Сергей Сергеевич** – аспирант кафедры экологии ВятГГУ. E-mail: [stalin-103@mail.ru](mailto:stalin-103@mail.ru). Область научных интересов: методы микробиологии и альгологии в оценке состояния природной среды.

**Изматьева Анна Викторовна** – магистрант кафедры биологии ВятГГУ. E-mail: [chemistry@vshu.kirov.ru](mailto:chemistry@vshu.kirov.ru). Область научных интересов: биоиндикация природных сред и объектов.

исключающих загрязнение окружающей среды [5]. Проблему усугубляет то, что хранилища отходов производства расположены в зоне санитарной охраны водозабора областного центра. Кроме того, созданные на базе КЧХК современные производства ОАО «Завод минеральных удобрений КЧХК» (ЗМУ) и ООО «ГалоПолимер Кирово-Чепецк» (завод полимеров) относят к химически опасным предприятиям. На заводе полимеров производятся фторполимеры, на ЗМУ действуют крупнотоннажные производства карбоната кальция, аммиака, азотной кислоты, аммиачной селитры, сложных минеральных удобрений. С 2000 г. лаборатория биомониторинга изучает состояние почв, растительности, животного мира, атмосферных осадков (снега), поверхностных вод и донных отложений в районе влияния КЧХК. Согласно полученным ранее данным, основными загрязнителями окружающей среды на территории вблизи комбината являются соединения азота, фториды, тяжелые металлы и радионуклиды [1, 4, 5, 14].

Целью данной работы является оценка состояния снегового покрова, поверхностных водных объектов, почвы и донных отложений в зоне влияния КЧХК методами биотестирования и биоиндикации.

Для оценки экологического состояния снегового покрова, поверхностных водных объектов и почвы были использованы различные тест-объекты и биоиндикаторы. Для установления острой токсичности проб снега и воды нами были использованы в качестве тест-объектов культура инфузорий (*Paramecium caudatum* Muller), дафний (*Daphnia magna* Straus), водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) и тест-система «Эколюм». В оценке состояния атмосферного воздуха и воды нами был использован тетразольно-топографический метод определения жизнеспособности семян [3]. Для характеристики микробных комплексов в почвах в зоне влияния КЧХК использовали общепринятые в микробиологии и альгологии методы. Для общей характеристики биологической активности почв определяли активность почвенных ферментов различных классов: каталазы, инвертазы и уреазы. Кроме того, в целях биомониторинга изучаемой территории оценивали содержание поллютантов (соединений азота, тяжелых металлов) и радионуклидов в дикорастущих растениях. Образец растений составляли из 20-60 индивидуальных растительных проб. У травянистых растений (марь белая, полынь обыкновенная, двукосточник тростниковидный, крапива двудомная) отбирали надземную часть, у черемухи обыкновенной – листья.

Концентрацию нитритов и нитратов в растениях определяли фото- и потенциометрическим методами соответственно. Концентрацию валовых и подвижных форм тяжелых металлов (кадмий, свинец,



С. Скугорева



Т. Адамович



А. Олькова



Л. Домрачева



Е. Домнина



С. Злобин



А. Измьстьева



Т. Ашихмина

медь, железо, никель, цинк, марганец, стронций) в почвах и растениях – методом атомно-абсорбционной спектрометрии на приборе «Спектр-5-4». Содержание ртути – методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе ртути РА-915+, <sup>238</sup>U в объектах окружающей среды – люминесцентным методом. Удельные активности <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr измеряли на бета-гамма-спектрометрическом комплексе с использованием программного обеспечения «Прогресс».

### Снеговой покров

Одним из методов, позволяющих оценить степень техногенной нагрузки на природный комплекс и здоровье населения, является мониторинг загрязнения снегового покрова. За счет высокой сорбционной способности снег аккумулирует и сохраняет в своем составе практически все загрязняющие атмосферу компоненты. Пробы снега отбирали в феврале-марте 2009-2011 гг. на участках с ненарушенным снеговым покровом, которые располагались по восьми румбам от ЗМУ и завода полимеров (рис. 1).

Данные, полученные в 2009 г. при биотестировании проб снега с использованием трех биотестов, показали, что большинство исследованных проб не обладает острым токсическим действием. Лишь две пробы, отобранные в точках № 16 (вблизи карьера ЗМУ) и 18 (в 500 м на запад от завода полимеров), имеют умеренную степень токсичности по биотесту *Paramecium caudatum*. Проба № 18 является токсичной и по тест-системе «Эколюм». Экотоксикологический анализ с использованием тест-объекта *Chlorella vulgaris* выявил, что большинство проанализированных проб снега не являются токсичными. В 2010-2011 гг. нами была определена жизнеспособность семян пшеницы в пробах снеговой воды (рис. 2). Согласно данным 2010 г., в 65 % пробах снега отклонение от контроля составляло более 10 %, что указывает на токсичность исследуемых проб [12]. Максимальные отклонения от контроля (15-18 %) отмечены для участков № 1, 20, 25, 27, 53 и 55. В 2011 г. по сравнению с 2010 г. жизнеспособ-

способность семян в пробах снеговой воды стала выше. Особенно это характерно для участков, расположенных вблизи завода полимеров – 20, 25, 27 и 53. Если в 2010 г. жизнеспособность семян пшеницы была менее 85 %, т.е. снег на данных участках обладал токсичностью, то в 2011 г. достоверных отклонений от контроля по данному показателю не было выявлено.

Таким образом, по результатам экотоксикологического анализа 2009 г. наиболее токсичной для трех тест-объектов и по тест-системе «Эколюм» оказалась проба снега, отобранная в 500 м на запад от завода полимеров (участок № 18). В 2010-2011 гг. высокая токсичность по жизнеспособности семян пшеницы определена в пробах № 1, 3 и 55, расположенных вблизи ЗМУ и рядом со шламонакопителем отходов комбината. Как было показано ранее, одним из загрязнителей снега на данных участках является нитрат аммония [12, 13]. Кроме того, по результатам химического анализа 2011 г. на участке № 3 содержание цинка в снеговой воде составило 250 мкг/л, что выше фонового значения в 15 раз. По сравнению с 2010 г. отмечено снижение токсичности проб снега на участках в зоне влияния завода полимеров, что может быть связано с уменьшением выбросов различных поллютантов предприятием в атмосферный воздух.

### Поверхностные водные объекты

В зоне влияния КЧХК участки природной среды с наибольшим загрязнением приурочены к поверхностным водным объектам, в которых в прошлом и настоящем отмечаются высокие концентрации различных загрязняющих веществ. В связи с этим при оценке состояния окружающей среды наибольшее внимание было уделено изучению поверхностных водных объектов, а также почв и растений вблизи данных объектов (рис. 3).

В 2009 г. был проведен экотоксикологический анализ 17 проб воды из различных поверхностных водных объектов района КЧХК, включая Бобровое озеро, оз. Березовое и его карьер (точка отбора В23), оз. Просное и р. Елховка (В28, В29). Установлено, что высокой степенью токсичности по всем биотест-

объектам характеризуется проба воды из карьера оз. Березовое (см. таблицу). Вода оз. Бобровое также является токсичной по всем биотестам, за исключением *Paramecium caudatum* Muller. Образец воды из оз. Просное является слаботоксичным по *Chlorella vulgaris* Beijer, умеренно токсичным по *Paramecium caudatum* и нетоксичным по другим биотестам. Нетоксичными по всем используемым тест-объектам можно считать пробы воды из р. Елховка.

В ходе экотоксикологического анализа 47 проб поверхностных водных объектов, отобранных в 2010 г., было выявлено несколько «напряженных» участков. Наибольшей токсичностью обладали пробы воды, отобранные вблизи мест размещения радиоактивных отходов (РАО). В пробе В6, взятой из канавы, проходящей от завода полимеров к хранилищу РАО № 205, гибель дафний составила 50 %; в пробе В4 (заболоченный участок у завода полимеров) гибель рачков достигла 100 % в первые сутки опыта (см. таблицу). Результаты, полученные с помощью тест-объекта *Paramecium caudatum* Muller, не сходятся с указанными данными. Вероятно, это свидетельствует о недостаточной экспозиции для проявления токсического действия каких-либо загрязняющих веществ. Следующей областью с выявленной неблагоприятной экологической обстановкой является район ТЭЦ-3. Отметим, что к специфическому загрязнению данного района большую чувствительность проявил тест-объект *Paramecium caudatum* Muller. Некоторые пойменные озера территории различаются показателями токсичности. Наиболее неблагополучными по результатам биотестирования оказались озера Сосновое и Бобровое. Причем пробы воды, взятые с глубины 4 м оз. Бобровое, оказывали острое токсическое действие в отличие от верхних слоев воды. В 2010 г. нами была определена жизнеспособность семян пшеницы [11] в пробах воды из поверхностных водных объектов. По результатам эксперимента установлено, что жизнеспособность семян пшеницы значительно отличалась от контроля (100 %) и варьировала в пределах от 48 до 95 % (рис. 4). Во всех пробах, за исключением пробы воды из измерительного лотка (участок В32), отклонение от контроля составляло более 10 %, что указывает на токсичность исследуемых образцов. Максимальные отклонения от контроля (52-53 %) отмечены для воды оз. Бобровое (участок В25) и в месте выхода грунтовых вод у завода полимеров (участок В3).

Таким образом, высокая токсичность пробы воды из В3 для биотест-объектов и семян пшеницы может быть обусловлена загрязнением грунтовых вод на территории завода полимеров хлоридом натрия и другими загрязняющими веществами. Содержание ионов натрия в данной пробе велико – 34 г/дм<sup>3</sup> [10]. В пробе ус-

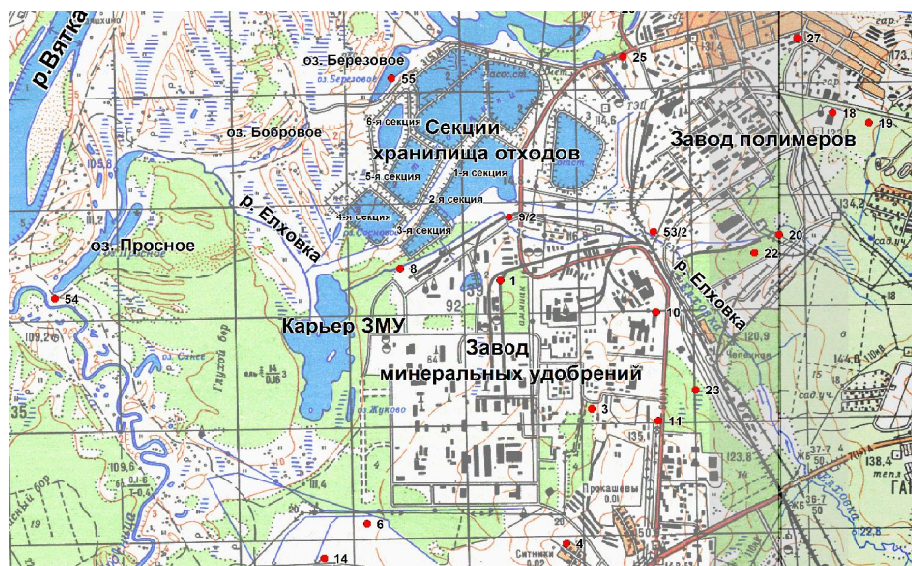


Рис. 1. Карта-схема участков отбора проб снега в 2009-2011 гг.



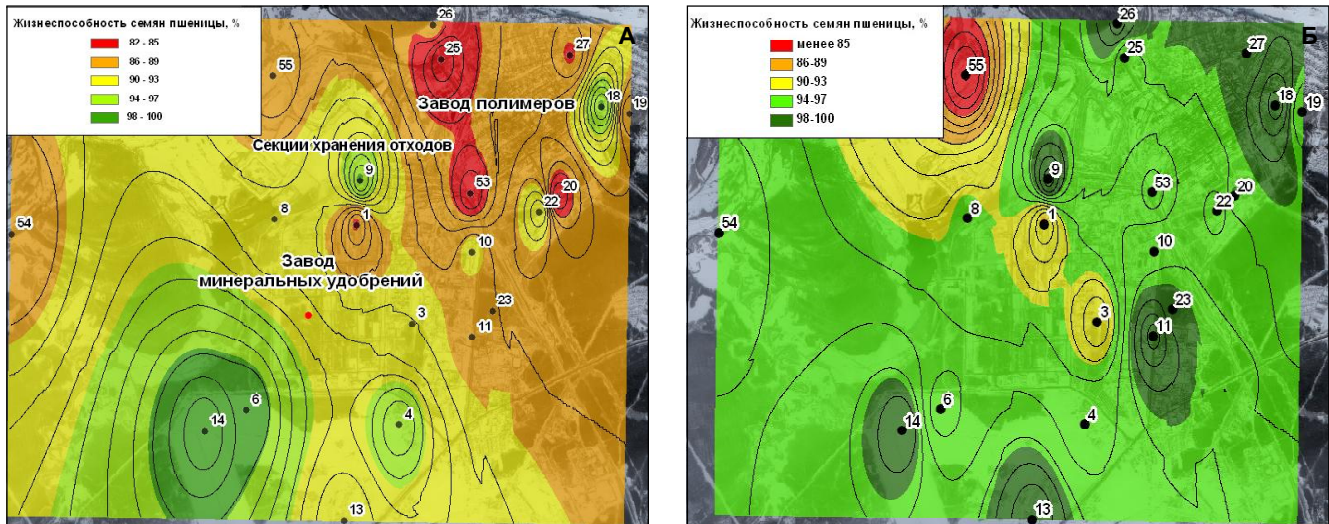


Рис. 2. Жизнеспособность семян пшеницы в пробах снеговой воды в зоне влияния КЧХК в 2010 (А) и 2011 гг. (Б).

тановлено превышение ПДК ионов марганца в 35, цинка – в восемь, свинца и ртути – в 1.5 раза. Кроме того, в данной точке определена повышенная мощность эквивалентной дозы  $\gamma$ -излучения, она составила 24-32 мкР/ч.

Обращает на себя внимание то, что гипертоксичными для *Chlorella vulgaris* Beijer и токсичными для *Daphnia magna* Straus оказались пробы воды из старицы р. Вятка, оз. Березовое, его карьера и Бобровых озер. Вероятно, что высокая токсичность для тест-объектов связана с большой концентрацией нитратов, ионов аммония и стронция в данных поверхностных водных объектах, расположенных вблизи источника загрязнения – секции № 6 шламонакопителя отходов КЧХК. На глубине 4-5 м в вышеперечисленных озерах и поверхностном слое воды из хлорелловой протоки концентрация нитрат-ионов и ионов аммония в разные годы варьировала от 14 до 64 и от 4 до 15 г/дм<sup>3</sup> соответственно. Максимальное содержание ионов стронция (1.1 г/дм<sup>3</sup>) было определено в оз. Бобровое № 1 на глубине 5 м [10].

**Почвы**

Для характеристики микробных комплексов и оценки состояния почв методами биотестирования и биоиндикации пробы почв отбирали на восьми участках (рис. 3).

**Характеристика микробных комплексов.** Прямой микроскопический учет показал, что численность фототрофных микроорганизмов колеблется в широких пределах – от 1.0 до 8.5 млн клеток/г [7]. При этом максимум развития этой группы организмов характерен для почв участков ПЗ и П7. Однако эта численность популяций создается разными группами фототрофов. На заболоченном участке ПЗ водоросли составляют 81.7 %, а в аллювиаль-

ной дерновой почве на участке П7 основной вклад в структуру популяций вносят цианобактерии, в частности, их безгетероцистные формы. Уровень развития другой группы микроорганизмов – грибов – невелик. На участках П1, П5 и П7 длина грибного мицелия превышает средние значения в 4-12 раз и составляет 20-30 м/г. Вероятно, низкий уровень развития микромицетов коррелирует с незначительным количеством растительного опада или низким уровнем аэрации почвы, связанным с ее затоплением. Анализ структуры популяций микромицетов показывает, что на всех участках преобладают окрашенные формы грибов, составляя от 61 до 96 %. Данный факт может быть косвенным доказательством накопления в почвах различных поллютантов. Во всех исследуемых образцах почвы активность азотобактера невелика, и только в пробах с участков П6 и П5 достигает 36 и 52 % соответственно. Вероятно, высокий уровень азотобактера связан с наиболее благоприятными условиями развития этой группы микроорганизмов на данных участках.

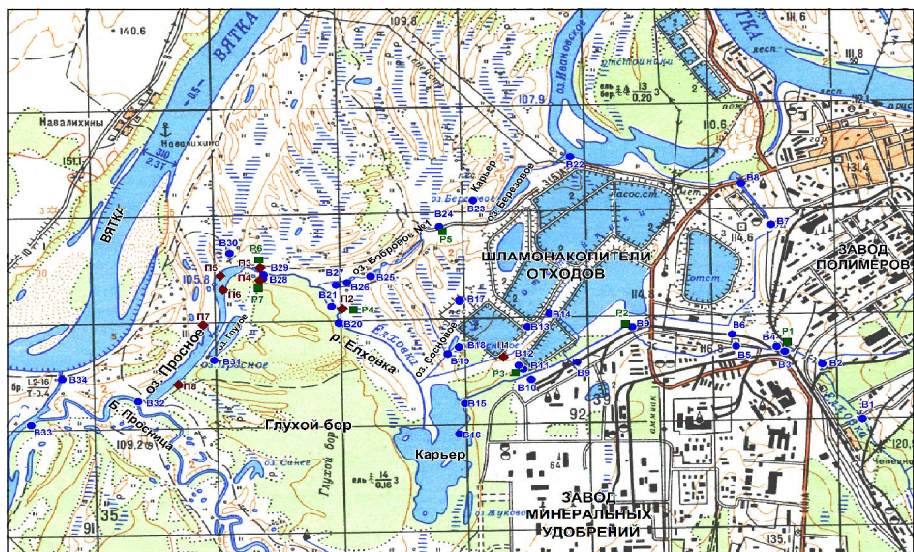


Рис. 3. Карта-схема отбора проб воды, почвы и растений. Отмечены участки отбора проб воды – синими кружками, почвы – коричневыми ромбами, растений – зелеными квадратами.

Результаты биотестирования некоторых проб воды из поверхностных водных объектов\* в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината, 2010 г.

Описание (номер точки отбора)	Результат биотестирования		Заключение о токсичности пробы**
	А	Б	
Район вблизи хранилищ РАО			
Место выхода грунтовых вод у завода полимеров (B3)	100.0	0.821*** (III)	Токсична для <i>Daphnia magna</i> и <i>Paramecium caudatum</i>
Заболоченный участок у завода полимеров (B4)	То же	0.077 (I)	Токсична для <i>Daphnia magna</i>
Дренажная канава от завода полимеров к хранилищу РАО № 205 (B6)	50.0	0.124 (I)	То же
У хранилища РАО № 205 (B9)	66.7	0.000 (I)	» »
Район ТЭЦ			
Стоки ТЭЦ-3 (B7)	6.7	0.137 (I)	Не оказывает острого токсического действия
Низы по течению от B7 (B8)	0.0	0.706 (III)	Токсична для <i>Paramecium caudatum</i>
Водоёмы и водотоки территории			
Озеро Сосновое (B19)	0.0	1.270 (III)	То же
Озеро Бобровое № 3: глубина, м			
2 (B26/1)	10.0	0.046 (I)	Не оказывает острого токсического действия
4 (B26/2)	100.0	0.570 (II)	Токсична для <i>Daphnia magna</i> и <i>Paramecium caudatum</i>
Старое устье, заболоченный рукав р. Елховка (B28)	0.0	0.843 (III)	Токсична для <i>Paramecium caudatum</i>
Старица р. Вятка (B30)	100.0	0.339 (I)	Токсична для <i>Daphnia magna</i>

\* Глубина отбора проб 0.3 м, кроме участков, для которых указана иная глубина.

\*\* По тест-объекту с более высокой чувствительностью.

\*\*\* Для анализа пробу разбавляли в два раза.

Условные обозначения: А – доля погибших дафний *Daphnia magna* Straus, %; Б – индекс (группа токсичности для инфузорий *Paramecium caudatum* Muller).

Таким образом, почвы в районе влияния КЧХК существенно различаются по микробиологическим показателям. Несмотря на это можно отметить следующие особенности развития микроорганизмов в данных почвах. Численность фототрофных микроорганизмов во всех образцах почв довольно велика; среди цианобактерий преобладают безгетероцистные формы. Особенностью исследуемых почв является слабый уровень развития азотфиксирующей гетеротрофной бактерии рода *Azotobacter* и грибов. На всех участках отмечается высокая доля грибов с окрашенным мицелием (>60 %), что, возможно, связано с загрязнением почв.

**Биотестирование и биоиндикация.** Установлено, что энергия прорастания семян пшеницы сорта Ирень во всех исследованных пробах почв была намного ниже контроля (84 %) и изменялась в пределах от 12 до 28 %, что свидетельствует о фитотоксичности почвы на исследуемых участках для высших растений [8]. Однако причиной такой низкой энергии прорастания является повышенное содержание тяжелых металлов в почве, а также значительная численность почвенных микромицетов в данных образцах. Так, на седьмые сутки, когда опереждали всхожесть семян, отмечено поражение проростков и семян плесневыми грибами. Биотестирование и биоиндикация при помощи инфузории *Paramecium caudatum* Muller, тест-системы «Эколюм», а также цианобактерий и микромицетов указывают на токсичность проб с участков П2-П4, П7, П8. В этих же образцах обнаружено значительное превышение концентраций тяжелых металлов [1, 4].

**Ферментативная активность почв.** В результате загрязнения почв происходит изменение их физико-химического и биологического состояния. Особенно чутко реагирует на эти изменения актив-

ность почвенных ферментов. Установлено, что на исследуемой территории вблизи водных объектов, которые могут быть источником загрязнения, активность почвенных ферментов варьировала в широких пределах [6]. Активность каталазы в почвах на исследуемых участках составила 0.3-21.0 см<sup>3</sup> O<sub>2</sub>/г·мин., уреазы – 12-70 мг NH<sub>3</sub>/10 г почвы·сут., инвертазы – 2-52 мг глюкозы/г почвы·сут. Максимальные значения активности инвертазы и каталазы, высокие значения активности уреазы характерны для аллювиальных почв, особенно на участке П5. Как и ранее, высокие значения активности каталазы и уреазы установлены для почвы участка П3 [14]. Почвы этих участков сильно переувлажнены и подвержены затоплению водами р. Елховка. Избыточная влажность почвы может быть причиной изменения соотношения эколого-трофических групп в почвенном микробиологическом комплексе. Кроме того, на данных участках обнаружено повышенное содержание цинка, кадмия, никеля, свинца и ртути [4].

### Растения

С помощью растений можно проводить биоиндикацию всех природных сред. Наиболее часто индикаторные растения используют при оценке состояния почв на территориях, подвергающихся техногенному влиянию. Существуют растения-аккумуляторы, способные накапливать в своих тканях загрязняющие вещества без видимых изменений. Эту особенность растений часто используют в оценке состояния почв вблизи промышленных предприятий. При выборе участков (рис. 3) для оценки содержания тяжелых металлов, соединений азота, радионуклидов в почвах и растениях учитывали факт приуроченности загрязнения к водным объек-

там. Участок P1 располагался вблизи родника, выходящего с территории завода полимеров в р. Елховка, участок P2 находится рядом с дренажной канавой у хранилища РАО № 205, участок P3 – на берегу болота у третьей секции хранилища отходов, участок P4 – вблизи р. Елховка в среднем ее течении. Участки P6 и P7 представляют заиленное русло и старое русло Елховки. Кроме того, образцы почв и растений отбирали у карьера оз. Бобровое № 1 (участок P5).

**Содержание азота.** По данным, полученным нами в 2009 г., установлено, что максимальным накоплением нитратов отличаются растения сънги обыкновенной: на участках P6 и P4 концентрация нитратов в побегах растений составила 1 и 31 г/кг соответственно [9]. Высокое содержание нитратов отмечено в побегах костреца безостого на участке P4 (17 г/кг). Содержание нитритов в образцах растений характеризовалось более низкими значениями, чем для нитратов, и варьировало от 2.5 до 75.0 мг/кг. Максимальные значения концентрации нитритов были отмечены для участка P7. Выявлено, что наибольшей накопительной способностью по отношению к нитратам и нитритами обладают растения крапивы двудомной и двуклосточника тростниковидного. На территории исследования в 2010 г. проводили изучение содержания нитритов и нитратов в растениях. Максимальные абсолютные значения содержания нитратов в растениях были отмечены на участках, расположенных вблизи карьера оз. Бобровое № 1 (участок P5) и р. Елховка (участки P6 и P7). Высокое содержание нитратов может быть связано с поступлением их в растения из почв и воды загрязненных нитратом аммония водных объектов. В целом содержание нитратов в растениях составило от 0.6 до 16.8 г/кг, что выше концентрации их в почве (0.003-0.900 г/кг) в среднем в 20-200 раз.

**Содержание тяжелых металлов.** Установлено, что прямой зависимости между абсолютными величинами содержания тяжелых металлов в почвах и растениях не существует. Тем не менее, на участках (P2, P3, P7), почвы которых загрязнены тяжелыми металлами, произрастали растения с повышенным их содержанием [15]. Для сравнения аккумуляционной способности растений по отношению к тяжелым металлам нами рассчитаны коэффициенты накопления (КН) по формуле:  $КН = \frac{\text{содержание элемента в растении}}{\text{содержание элемента в почве}}$ .

Способность к аккумуляции тяжелых металлов невысока у всех видов растений на участках, почвы которых содержат высокие концентрации элементов. При низком содержании тяжелых металлов в почве накопительная способность растений увеличивается, коэффициент накопления приближается к единице. Особенно ярко эта закономерность проявилась при аккумуляции ртути растениями. Так, на участках P2 и P3, почвы которых содержали макси-

мальные концентрации ртути – 31 мг/кг, КН был невысок и варьировал от 0.006 до 0.040. На участке P5 с минимальным содержанием ртути в почве коэффициент накопления ртути растениями был на порядок выше и для двуклосточника тростниковидного составил 0.09, крапивы двудомной – 0.45. Данная особенность отмечается и в накоплении других тяжелых металлов растениями. Это может быть связано с тем, что большинство видов растений по отношению к тяжелым металлам проявляют стратегию эксклюдера. У таких растений при высоком содержании элемента в почве корень начинает играть роль «барьера» на пути проникновения избыточных количеств тяжелых металлов в наземную часть, и основное количество элементов накапливается в корне [17]. Установлены видовые различия растений к аккумуляции тяжелых металлов. Хорошей способностью к накоплению всех металлов обладает полынь обыкновенная. Наибольшая способность к аккумуляции ртути, никеля и марганца установлена для растений крапивы двудомной, свинца и марганца – для двуклосточника тростниковидного, меди, железа и цинка – для черемухи обыкновенной.

**Радиохимический анализ растений.** Выявлено, что удельные активности радионуклидов в растениях в большинстве случаев не превышали их удельную активность в почве [16]. Наибольшие абсолютные значения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238}\text{U}$  характерны для растений участка P3, почвы которого имели высокую удельную активность радионуклидов. Данный участок находится на берегу болота рядом с секцией № 3 шламонакопителя вблизи дренажной канавы, по которой ранее отводились радиоактивные отходы производства КЧХК. Максимальные удельные активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238}\text{U}$  установлены на данном участке для растений мари белой, они составили 2670, 145 и 34 Бк/кг соответственно. Для сравнения аккумуляционной способности растений нами были рассчитаны коэффициенты накопления (КН): КН = удельная активность радионуклида в растении/удельная активность ра-

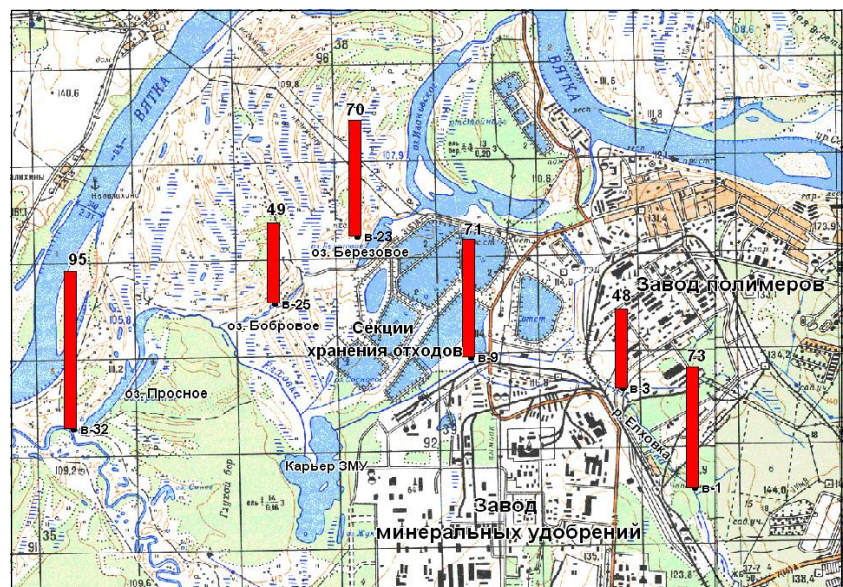


Рис. 4. Жизнеспособность семян пшеницы в пробах воды поверхностных водных объектов вблизи КЧХК в 2010 г., % от контроля.

дионуклида в почве. Установлено, что в почвах с повышенным содержанием  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238}\text{U}$  (участки Р3, Р4, Р6, Р7) коэффициенты накопления меньше единицы, с более низким содержанием радионуклидов (участки Р1, Р2, Р5) – накопление значительно возрастает. В целом, изученные виды растений отличаются наибольшим накоплением  $^{137}\text{Cs}$ , меньшим –  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{238}\text{U}$ .

На участках в значительной степени проявились видовые особенности растений, сказавшиеся на способности к накоплению радионуклидов. Так, наибольшей аккумуляцией  $^{90}\text{Sr}$  отличается крапива двудомная (КН = 1.72), высокая накопительная способность характерна и для полыни обыкновенной (1.49), наименьшие значения установлены для черемухи обыкновенной (0.33) и двуклесточника тростниковидного (0.26). Максимальным накоплением  $^{137}\text{Cs}$  также отличается крапива двудомная (КН = 1.64). Более низкие значения КН отмечены у полыни обыкновенной (1.01), двуклесточника (0.08) и черемухи (0.03). Для накопления  $^{238}\text{U}$  наибольшие значения коэффициентов отмечены также у крапивы двудомной (0.78), меньшие – у двуклесточника тростниковидного (0.43) и полыни обыкновенной (0.28), минимальные – у черемухи обыкновенной (0.18).

Таким образом, по результатам изучения природных сред и объектов в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината с использованием методов биоиндикации и биотестирования можно сделать следующие выводы:

1. Наиболее токсичной по трем тест-объектам и тест-системе «Эколюм» оказалась проба снега, отобранная в 2009 г. в 500 м на запад от завода полимеров. В 2011 г. токсичность проб снега на участках в зоне его влияния значительно снизилась по сравнению с 2009 и 2010 гг. Сходные результаты определения токсичности были получены тетразольно-топографическим методом определения жизнеспособности семян пшеницы в пробах снеговой воды. Основными загрязнителями снегового покрова на исследуемой территории являются нитрат аммония и некоторые тяжелые металлы (цинк, медь).

2. Биотестирование проб из поверхностных водных объектов позволило выявить несколько «напряженных» участков: на территории района размещения хранилищ РАО, района ТЭЦ, района шламонакопителей отходов. Пробы из водных объектов, расположенных вблизи шламонакопителей отходов, оказались высоко токсичными для *Daphnia magna* Straus и гипертоксичными для *Chlorella vulgaris* Beijer. В ходе эксперимента установлены приоритетные тест-объекты для различных видов загрязнителей. Наибольшую восприимчивость к радиоактивному загрязнению проявляет тест-объект *Daphnia magna*. Для специфического загрязнения от ТЭЦ более значительную чувствительность проявляет тест-объект *Paramecium caudatum* Muller. Максимальная токсичность для биотест-объектов и семян пшеницы определена в пробе, отобранной в месте выхода грунтовых вод у завода полимеров.

3. Методами биотестирования и биоиндикации выявлена токсичность проб почв на большинстве исследованных участков, в которых обнаружено повышенное содержание тяжелых металлов (сви-

нец, цинк, никель, кадмий, ртуть). На всех исследуемых участках в пробах почв отмечается высокий процент грибов с окрашенным мицелием. Максимальные значения активности почвенных ферментов характерны для почв на участках П3 и П5, подверженных затоплению водами р. Елховка. Особенности развития микроорганизмов в почвах в зоне влияния КЧХК являются высокая численность фототрофных микроорганизмов, преобладание безгетероцистных форм цианобактерий, слабый уровень развития азотфиксирующей гетеротрофной бактерии рода *Azotobacter* и грибов.

4. В ходе исследования выявлены участки, растения на которых содержат в большом количестве соединения азота, тяжелые металлы и радионуклиды. С увеличением количества элементов в почве происходит снижение их накопления побегами растений. Это, вероятно, обусловлено тем, что изучаемые виды растений в основном аккумулируют элементы в корнях.

Установленные видовые различия растений к биоаккумуляции поллютантов и радионуклидов позволили определить, что наибольшей накопительной способностью по отношению к азоту обладают растения крапивы двудомной и двуклесточника тростниковидного, по отношению к радионуклидам – крапива обыкновенная, по отношению к тяжелым металлам – полынь обыкновенная (все исследованные металлы), крапива двудомная (ртуть, никель, марганец), двуклесточник тростниковидный (свинец, марганец). В связи с этим указанные виды растений можно использовать в биологическом мониторинге для целей биоиндикации загрязнения почв.

Работа выполнена в рамках внутреннего гранта Вятского государственного гуманитарного университета для поддержки научно-исследовательских лабораторий и гранта президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских ученых – кандидатов наук (№ МК-7588.2010.5).

Авторы выражают признательность к.т.н. Г.Я. Кантору и к.б.н. Е.В. Дабах, сотрудникам лаборатории биомониторинга ВятГГУ и Института биологии Коми НЦ УрО РАН, за помощь в отборе проб природных объектов; инженеру-электронику А.Н. Низовцеву и к.б.н. Л.М. Носковой, сотрудникам Института биологии Коми НЦ УрО РАН, за помощь в проведении анализа на содержание ртути и радионуклидов в почвах и растениях.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. (Ашихмина Т.Я.) Оценка состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / Т.Я. Ашихмина, Е.В. Дабах, Г.Я. Кантор и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 3. С. 18-26.
2. (Мелехова О.П.) Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / О.П. Мелехова, Е.И. Егорова, Т.И. Евсеева и др. М., 2007. 288 с.
3. Биоиндикаторы и биотест-системы в оценке окружающей среды техногенных территорий / Под ред. Т.Я. Ашихминой и Н.М. Алапыкиной. Киров, 2008. 336 с.
4. Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П. Состояние почв в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы загрязнения почв: Матер. III междунар. науч. конф. М.: Изд-во МГУ, 2010. С. 80-84.

5. (Дружинин Г.В.) Отчет по результатам комплексной оценки влияния хозяйственной деятельности ОАО КЧХК и прилегающей к нему площади водосбора на режим формирования качества и количества стоков / Г.В. Дружинин, А.П. Лемешко, В.А. Нечаев и др. Киров, 2006. 146 с.

6. Запольских Т.С., Адамович Т.А. Ферментативная активность почв техногенно нарушенных территорий (на примере территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината) // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 156-158.

7. (Злобин С.С.) Интенсивность развития микробных комплексов в почвах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / С.С. Злобин, Ю.Н. Зыкова, Т.А. Адамович и др. // Экология родного края: проблемы и пути их решения. Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 55-58.

8. (Злобин С.С.) Использование методов биоиндикации, биотестирования и химического анализа для оценки состояния почвы в районе Кирово-Чепецкого химического комбината / С.С. Злобин, Н.О. Шулятьева, Е.В. Дабах и др. // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. В 2-х частях. Киров, 2010. Ч. 1. С. 193-196.

9. Казакова О.Ю., Попова Т.В., Адамович Т.А. Определение нитратов в растениях методом потенциометрии в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2011. С. 78-79.

10. Прошина А.Н., Журавлева Е.С., Скугорева С.Г. Содержание нитрата аммония в водных объектах в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути

их решения. Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2010. С. 158-159.

11. (Скугорева С.Г.) Использование метода локализованных диаграмм для оценки загрязнения нитратом аммония водных объектов в районе КЧХК / С.Г. Скугорева, Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор и др. // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. В 2-х частях. Киров, 2010. Ч. 2. С. 206-210.

12. (Скугорева С.Г.) Изучение состояния почв на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината / С.Г. Скугорева, Е.В. Дабах, Т.А. Адамович и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2009. № 2. С. 37-46.

13. (Скугорева С.Г.) Оценка степени загрязнения снегового покрова в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината / С.Г. Скугорева, Т.А. Адамович, Г.Я. Кантор и др. // Теоретическая и прикладная экология, 2011. № 1. С. 31-36.

14. (Скугорева С.Г.) Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути / С.Г. Скугорева, С.Ю. Огородникова, Т.К. Головки и др.. Екатеринбург, 2008. 156 с.

15. Скугорева С.Г., Злобин С.С., Березин Г.И. Содержание тяжелых металлов в растениях и почвах на территории вблизи Кирово-Чепецкого химического комбината // Экология родного края: проблемы и пути их решения: Матер. всерос. науч.-практ. конф. молодежи. Киров, 2011. С. 114-117.

16. Скугорева С.Г., Носкова Л.М. Содержание радионуклидов в почвах и дикорастущих растениях в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината // Современные проблемы биомониторинга и биоиндикации: Матер. VIII всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием. В 2-х частях. Киров, 2010. Ч. 2. С. 202-205. ❖

## ПОЧВЕННЫЕ АКТИНОМИЦЕТЫ В БИОДИАГНОСТИКЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ

**А**ктиномицеты – спорообразующие грамположительные бактерии, способные к формированию ветвящегося мицелия. Представители почти всех известных в настоящее время родов актиномицетов выделены из почв или обнаружены в них [3]. Функциональная роль актиномицетов связана с обеспечением элементами минерального питания растений и пополнением пула гидролитических ферментов почвы. Кроме того, актиномицеты принимают участие в формировании почвенного плодородия, образуя темноокрашенные пигменты – меланины, являющиеся предшественниками гумусовых веществ [5], а также участвуют в поддержании естественной супрессивности почв благодаря синтезу многочисленных соединений с антибиотическим действием [8].

Основой для подразделения порядка Actinomycetales на группы и роды (более 100 родов) наряду с хемотаксономическими служат морфологические признаки и тип спорогенеза [17]. Вследствие более простой по сравнению с другими прокариотами родовой и видовой идентификации и описания структуры сообществ актиномицеты более других подходят для цели биоиндикации и могут служить в качестве экологических индикаторов в определении допустимого уровня нагрузки на ту или иную почву.

Таксономическая структура актиномицетных комплексов, определяемая числом и составом доминирующих родов, соотношением типичных и



И. Широких

случайных родов в комплексе, является специфичной для тех или иных ненарушенных почв определенного генезиса. Так, например, структура актиномицетных комплексов осушенных торфяных почв низинного типа значительно отличается от структуры комплексов дерново-подзолистых почв, расположенных на прилега-

ющем к торфянику водоразделе, и больше напоминает структуру актиномицетных комплексов черноземов [3]. Сравнительное изучение структуры комплексов актиномицетов в зональных и интразональных почвах при различных способах их хозяйственного использования (полевое, луговое, пастбищное, промышленная выработка, лесовосстановление и т.д.) показало,

что наиболее значительные перестройки в структуре комплекса проявляются в изменении частоты встречаемости, соотношения типичных и случайных родов и видов, числа и состава типичных доминантных родов в комплексе, показателей индексов видового и родового разнообразия [4]. Это дает возможность использовать комплекс актиномицетов в целях биоиндикации нарушенных болотных экосистем и разработки способов их восстановления [15].

Анализ особенностей состава и структуры актиномицетного комплекса дерново-подзолистой почвы при различных агрогенных нагрузках показал, что адаптационная способность микробного сообщества довольно высока. Применение органических удобрений (навоз 30 и 90 т/га) отдельно и в сочетании с невысокими дозами минеральных удобрений ( $N_{30}P_{30}K_{30}$ ) не нарушало границу адаптационной способности микробного сообщества почвы: существенных изменений в структуре актиномицетного комплекса не выявлено. Применение более высоких доз минеральных удобрений ( $N_{90}P_{90}K_{90}$ ), особенно в сочетании с высокой дозой навоза (90 т/га), приводило к появлению ряда негативных для почвенного микробного сообщества эффектов: снижению численности и разнообразия представителей актиномицетного комплекса на родовом и видовом уровнях с одновременным ростом степени доминирования небольшого числа видов [13].

Разнообразие организмов в сообществе определяется влиянием пространственной неоднородности среды и набором трофических ресурсов. Почвы неосвоенные, как правило, характеризуются большей степенью пространственной неоднородности среды, чем почвы окультуренные. Микропестрота почвенного покрова связана с мозаичностью в распределении элементов питания. При длительном применении минеральных удобрений пространственный фактор теряет свою значимость вследствие выравнивания структуры почвенного покрова. Устойчивая во времени пространственная неоднородность почвы служит основой для более высокого видового разнообразия актиномицетов в контрольном варианте ( $H = 1.51-1.77$ ) по сравнению с разнообразием актиномицетного комплекса в длительно удобряемой почве ( $H = 0.35-1.35$ ). Изменения таксономической структуры комплекса позволило определить специфический набор видов актиномицетов,

отражающий изменение экологических условий, связанное с длительным применением минеральных удобрений. Так, численность и частота встречаемости представителей рода *Micromonospora* и стрептомицетов серии *Cinereus Aureus* возрастают при систематическом внесении минеральных удобрений [6].

Изменения комплекса актиномицетов дерново-подзолистой почвы, обусловленные предпосевной обработкой семян озимой ржи байтаном, заключались в том, что при незначительном изменении общей численности и частоты встречаемости представителей отдельных родов существенно изменились количественные соотношения между родами и видами актиномицетного комплекса. Если в контрольном варианте относительное обилие стрептомицетов в комплексе составляло 69.3 %, то в опыте оно снизилось до 39.5 %. Долевое участие микромоноспор, напротив, возросло с 12.8 % в контроле до 19.8 – в опыте. Особенно увеличилось в варианте с байтаном долевое участие представителей редких родов актиномицетов (30 %). Относительно индифферентной к байтану оказалась группа спорангиальных актиномицетов, доля которых в комплексе сохранялась на уровне 11-13 % [14].

Структура комплекса актиномицетов в почве может также существенно изменяться в зависимости от кислотности среды (pH). Под воздействием повышенной кислотности наиболее существенно снижались численность, долевое участие и частота доминирования представителей наиболее чувствительных к этому фактору актиномицетов рода *Micromonospora*. В меньшей степени снижалась численность стрептомицетов, но изменялись видовой состав и частота встречаемости представителей отдельных секций и серий. Так, если в кислых почвах (pH 4.0-4.8) встречались представители семи секций и серий: *Cinereus Achrogogenes*, *Cinereus Chromogenes*, *Cinereus Violaceus*, *Cinereus Aureus*, *Imperfectus*, *Albus Albus* и *Helvoloflavus Flavus*, то в нейтральной, помимо отмеченных выше (за исключением представителей *Cinereus Violaceus*), встречались также стрептомицеты, относящиеся к секциям и сериям *Roseus Lavendulaeroseus*, *Roseus Ruber*, *Roseus Roseoviolaceus*, *Helvoloflavus Helvolus*. В качестве общей тенденции в изменении частоты встречаемости отдельных видов стрептомицетов под влиянием почвенной кислотности можно

отметить возрастание встречаемости видов из секции *Cinereus* серий *Chromogenes* и *Aureus* и, напротив, снижение частоты встречаемости представителей секции и серии *Helvoloflavus Flavus* [11].

С изменением почвенной среды в щелочную сторону в природных и агрогенных почвах численность и разнообразие комплексов почвенных актиномицетов, большинство из которых – нейтрофилы с оптимумом роста при pH 6.0-8.0, как правило, возрастают [3, 9]. В городских почвах и урбаноземах, подверженных подщелачивающему действию загрязняющих веществ, влияние реакции среды часто трудно разделить от совокупности других совместно действующих факторов, например, токсичности тяжелых металлов (ТМ). В зонах промышленного и транспортного загрязнения, где суммарное содержание ТМ превышало фоновые концентрации в 18.6-29.6 и 11.3-27.4 раза соответственно, актиномицетные комплексы урбаноземов отличался низким уровнем численности. Снижение уровня численности мицелиальных прокариот в почвах городских скверов и парков по сравнению с фоновым было минимальным, а на газонах в промышленной зоне – максимальным. Вследствие транспортного загрязнения в актиномицетных комплексах наряду со снижением уровня численности отмечено расширение пределов ее варьирования. Так, разброс «минимальное–максимальное значение» численности актиномицетов в урбаноземах возрастал в 1.5 раза по сравнению с фоновыми почвами.

Наряду с сокращением в урбаноземах количества актиномицетов, выявлены изменения в качественном составе комплексов мицелиальных прокариот, обусловленные в числе прочих факторов загрязнением ТМ. Так, в зональной дерново-подзолистой почве комплекс представлен актиномицетами родов *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium* и олигоспоровыми видами. В количественном отношении лидируют стрептомицеты, доля которых в комплексе более 80 %. В зонах промышленного и транспортного загрязнения ответной реакцией актиномицетного комплекса явилось сокращение на 23-27 % долевого участия стрептомицетов и увеличение до 29-38 % доли микромоноспор [12]. В видовой представленности стрептомицетов уменьшилась доля видов секции *Imperfectus* (с 78 до 41 %), в семь раз возросло долевое участие видов секции *Cinereus* (с 2 до 15 %), в три

раза увеличилась доля видов, принадлежащих к секциям *Helvoflavus* (с 9 до 30 %) и *Roseus* (с 2 до 6 %). Избирательная чувствительность мицелиальных прокариот как в отношении всего комплекса урбаногенных факторов, так и в отношении токсического действия ионов металлов может быть обусловлена тем, что компоненты клеточной стенки грамположительных бактерий – пептидогликан, тейхоевые и тейхуроновые кислоты, экзоцеллюлярные полисахариды – являются эффективными хелатирующими агентами в отношении многих тяжелых металлов и радионуклидов. Возможно, в основе избирательной устойчи-

вости отдельных видов стрептомицетов к ТМ лежит огромное структурное разнообразие тейхоевых кислот и гликополимеров их клеточных стенок, которые могут служить не только маркерами новых видов или подвидов актиномицетов, но и являться материальной основой различных экологических функций в жизни этой группы бактерий [10].

Величина индекса Шеннона, количественно характеризующего разнообразие актиномицетного комплекса, для образцов, взятых из точек с высокой транспортной нагрузкой, составляла 0.950-0.922 бит/г, а для образцов, взятых из рекреации – только 0.156-

0.216 бит/г. Таким образом, почвы, испытывающие на себе транспортную нагрузку, в целом характеризовались более высоким разнообразием актиномицетов по сравнению с рекреационной зоной. Поскольку значения рН в почвенных образцах с интенсивной нагрузкой транспорта изменялись от 6.4 до 7.5, а в рекреационной зоне были существенно ниже – от 4.95 до 5.15 ед. рН, более кислая почвенная среда рекреационной зоны явилась, очевидно, причиной меньшего родового разнообразия актиномицетов. Поэтому изменения в структуре комплексов почвенных актиномицетов связаны скорее всего не только с ростом

## ЮБИЛЕЙ

Сотрудники Института биологии Коми НЦ УрО РАН от всей души поздравляют с золотым юбилеем ученого секретаря, кандидата биологических наук **Татьяну Павловну Шубину**. Татьяна Павловна – ровесница Института биологии. С нашим научным учреждением связана большая часть ее биографии. После успешного окончания химико-биологического факультета Сыктывкарского государственного университета она несколько лет работала преподавателем биологии в школе. В 1988 г. Татьяна Павловна была принята в штат лаборатории геоботаники и систематики растений Института биологии. Начав со скромной должности старшего лаборанта в группе бриологов, она проявила большой интерес к изучению разнообразия этой сложной в таксономическом отношении группы древнейших растений. Под руководством опытного наставника Галины Виссарионовны Железновой Т.П. Шубина приступила сначала к освоению методов определения мохообразных, а затем к планомерному исследованию их разнообразия на обширной территории Мезенско-Вычегодской равнины. Итогом углубленных многолетних научных изысканий стали успешная защита в 1999 г. кандидатской диссертации и публикация обобщающей монографической работы. В последующие годы Татьяна Павловна уделяла особое внимание инвентаризации мохообразных на особо охраняемых природных территориях Республики Коми. Сформулированные ею совместно с Г.В. Железновой предложения по охране редких видов легли в основу двух изданий региональной Красной книги. Результаты научных исследований Т.П. Шубиной нашли отражение в 90 научных работах, среди которых коллективные монографии и статьи в рецензируемых журналах.

В 2005 г. Татьяна Павловна избрана ученым секретарем Института биологии. За период работы в этой должности в полной мере раскрылись ее способности координировать научные исследования. С полной самоотдачей, тщательно и скрупулезно она организует подготовку планов научно-исследовательских работ и отчетов о научной и научно-организационной деятельности Института, работу аспирантуры и докторантуры, способствует планомерной деятельности Ученого совета и оперативному выполнению принятых на его заседаниях решений.

Не раз Татьяна Павловна доказывала свою способность одновременно решать несколько сложных задач в условиях жесткого цейтнота. При этом ярко проявляется ее опыт научной и организационной работы, умение тонко чувствовать людей, дипломатичность, здравый смысл и удивительная интуиция. Высоко ценят нашего замечательного ученого секретаря и ее коллеги из других Институты Коми научного центра и вышестоящих организаций. Они часто обращаются к ней за советом, используют как ориентир ее мнение во многих непростых ситуациях. Сотрудники нашего Института неизменно отмечают большое личное обаяние, доброжелательность, отзывчивость Татьяны Павловны. Она всегда внимательно и спокойно выслушает человека, пришедшего к ней со своим вопросом или проблемой, и постарается помочь не только словом, но и делом. Благодаря своим прекрасным человеческим и деловым качествам Татьяна Павловна пользуется заслуженным уважением коллег. Она любимая и любящая жена и мама, воспитавшая двух сыновей.

*Дорогая Татьяна Павловна, примите поздравления с юбилейной датой и искренние пожелания здоровья, счастья, благополучия и любви, мира и добра! Ваша природная одаренность, трудолюбие, способность воспринимать нужды Института как свои собственные, умение работать в команде неизменно вселяют в нас уверенность, что вместе с Вами нам будут по плечу любые задачи и вызовы времени!*

Коллеги



транспортной нагрузки на почву, но и с изменением почвенной среды в щелочную сторону.

С изменением реакции среды у ряда почвенных актиномицетов выявлены изменения в их кинетических характеристиках – способности мицелия к освоению пространства [2, 9]. Исследование при различных значениях pH роста культур рода *Streptomyces*, изолированных из природной зональной почвы и урбаноземов города, показало, что средние значения радиальной скорости роста (K<sub>r</sub>) для стрептомицетов из природной почвы значительно уступали средним значениям K<sub>r</sub>, характерным для изолятов из урбаноземов. Так, при pH 5.5 и 6.5-7.5 радиальная скорость роста природных изолятов в среднем была ниже в 3.0 и 1.4 раза соответственно, чем у культур из городских экотопов. Ряд изолятов из фоновой почвы не обеспечил рост на среде с pH 5.5, тогда как культуры из урбаноземов развивались во всем диапазоне (pH 5.5-7.5) заданных значений кислотности. По мере подщелачивания среды средние значения K<sub>r</sub> для природных изолятов возрастали от 11.37 до 26.84 мкм/ч, а для городских культур средние значения K<sub>r</sub> изменялись при изменении pH среды от 5.5 до 7.5 менее значительно – в пределах от 33.06 до 36.53 мкм/ч.

При добавлении в питательную среду ионов свинца в дозах 10, 20 и 30 мкг/мл наблюдали снижение радиальной скорости роста стрептомицетов по сравнению со значениями, отмеченными без добавления токсичных ионов. Средние значения K<sub>r</sub> для культур, изолированных из фоновой почвы (7.90-12.35 мкм/ч), опять же уступали таковым характеристикам культур, выделенных из урбаноземов (15.17-21.99 мкм/ч). В том и другом случае минимальные и максимальные значения радиальной скорости роста были отмечены при концентрации ионов свинца 10 и 20 мкг/мл соответственно. Повидимому, ответная реакция стрептомицетов на малые концентрации свинца может отличаться от реакции на концентрации более высокие (20-30 мкг/мл) и выражаться замедлением роста мицелия в пространстве. При увеличении токсической нагрузки стрептомицеты реализуют стратегию, заключающуюся в попытке «избежать» контакта с токсикантом, увеличивая радиальную скорость роста. При увеличении нагрузки по свинцу до 30 мкг/мл адаптационные возможности одних штаммов истощаются и они снижают значения K<sub>r</sub> по сравнению с

нагрузкой 20 мкг/мл, тогда как у других, адаптивный потенциал которых очевидно выше, радиальная скорость роста продолжает возрастать в токсических условиях. Доля культур, толерантность которых при 20 мкг/мл ионов свинца не исчерпывалась, в урбаноземмах и фоновой почве составила 41 и 18 % общего количества исследуемых представителей. Среди изолятов из фоновой почвы 36 %, а из урбаноземов только 17 % не обеспечили рост в присутствии 30 мкг/мл ионов свинца. Полученные результаты свидетельствуют о меньшей чувствительности представителей рода *Streptomyces*, к кислотности среды и токсичности ионов свинца и более широком диапазоне их адаптивности по сравнению с природными популяциями стрептомицетов, распространенными в фоновых почвах.

Как и другие живые организмы, стрептомицеты в условиях загрязнения окружающей среды могут изменять свою метаболическую активность. Результаты видовой идентификации и анализа антибиотического потенциала стрептомицетных изолятов из городских почв и почв фоновых территорий при сопоставлении позволяют заключить, что виды, устойчивые к урбаногенному воздействию, имеют, как правило, более узкий спектр продуцируемых антибиотиков, чем виды, типичные для дерново-подзолистых почв фоновых территорий. Так, в результате изучения изолятов из урбаноземов с различным суммарным содержанием меди, цинка и свинца все культуры стрептомицетов разделили на три группы: первая группа включала изоляты из экотопов со слабой степенью загрязнения (pH 6.5; Σ ТМ 7.8 мкг/г), относящиеся к секции *Cinereus* сериям *Achromogenes*, *Aureus*, *Violaceus* и способные к синтезу до трех и более соединений с антибиотической активностью, среди которых цефалоспорин, пенициллин, цефамидин, глюкомицин, эпитиеномицины, β-лактамы антибиотика 890A<sub>2</sub> и 890A<sub>5</sub> актиноган; вторая группа объединила изоляты из экотопов с умеренной степенью загрязнения (pH 7.54; Σ ТМ 21.8 мкг/г), в их число вошли представители серий *Albus Albus* и *Azureus Coeruleus* – продуценты не более чем одного вида антибиотиков (лонгиспорин, блюензомицин, альбумицин, окситетрацилин) каждый; в третью группу объединили культуры из серий *Cinereus Achromogenes*, *Albus Albus*, *Azureus Coeruleus*, *Roseus Lavendulae-roseus*, выде-

ленные из урбаноземов со значительной степенью загрязнения (pH 6.75-6.9; Σ ТМ 34.5-38.9 мкг/г). Изоляты этой группы характеризовались или отсутствием способности к синтезу антибиотиков (*Streptomyces coruleofuscus* 35-1 и *S. roseoilacinus* 42-2), или способностью продуцировать такие антибиотики, как левономицин, антибиотик 280, фосфономицин, абуромицин. В то же время штамм 34-1, изолированный из почвенного образца с pH 6.75 и наиболее высоким суммарным содержанием ТМ – 50.5 мкг/г, отнесен к виду *Streptomyces filamentosus*, который образует такие редкие антибиотики, как карриомидин и рехиномицин [1]. В целом среди изолятов из урбаноземов способность к биосинтезу антибиотиков ограничивалась одним-двумя, изредка тремя описанными соединениями; не было выявлено ни одной культуры, относящейся к виду *Streptomyces hygrosopicus*, широко распространенному в фоновых почвах и способному к синтезу широкого круга различных соединений с антибиотической активностью [7, 16].

Изучение в модельных опытах антагонистической активности стрептомицетов в отношении других бактерий в присутствии свинца (Pb<sup>2+</sup>) и кадмия (Cd<sup>2+</sup>) показало, что метаболиты, продуцируемые стрептомицетами на среде без добавления тяжелых металлов, существенно влияли как на граммотрицательные (*Flavobacterium* sp. L 30, *Pseudomonas sepaicia*, *Ervinia herbicola*), так и на грамположительные (*Corynebacterium* M1-1, *Bacillus subtilis* 26-Д и *B. subtilis* ИПМ-215) тест-бактерии, ограничивая их рост в 80 % случаев попарных взаимодействий. Добавление в среду 20 мкг/мл Pb<sup>2+</sup> вызвало изменение антагонистической активности по сравнению с активностью стрептомицетов, выращенных в контроле: в 18 из 60 попарных метаболических взаимодействий антагонистическая активность снижалась или утрачивалась полностью, и только в пяти случаях появлялась *de novo*.

В присутствии кадмия антагонистическая активность стрептомицетов снижалась в восьми, а появилась в шести из 36 попарных метаболических взаимодействий с тест-культурами. Полученные результаты свидетельствуют о возможности снижения естественной супрессивности почв под воздействием загрязнения тяжелыми металлами. Сокращение антибиотического потенциала стрептомицетов в городских почвах следует рассматривать как опасную тенденцию,



следствием которой может быть утрата загрязненными почвами способности к самоочищению.

Таким образом, изучение комплексов почвенных актиномицетов с позиций особенностей их таксономической, а также метаболической и экологической структуры, дает обширную информацию, позволяющую использовать эти прокариоты в биодиагностике природно-техногенных экосистем. Проведенные исследования показывают, что количественный и качественный состав актиномицетного населения в почвах при сравнении с фоновыми территориями позволяет сделать заключение о степени нарушения почвенной микробной системы в целом, а также имеет прогностическую значимость в отношении сохранения почвой супрессивности и способности к самоочищению.

ЛИТЕРАТУРА

1. (Гаузе Г.Ф.) Определитель актиномицетов. Роды *Streptomyces*, *Streptovorticillium*, *Chainia* / Г.Ф. Гаузе, Т.П. Преображенская, М.А. Свешникова и др. М.: Наука, 1983. 248 с.  
 2. Закалюкина Ю.В., Зенова Г.М., Звягинцев Д.Г. Почвенные ацидофильные актиномицеты // Микробиология, 2002. № 3. С. 399-403.

3. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов. М., 2001. 256 с.  
 4. (Звягинцев Д.Г.) Экологическая оценка состояния актиномицетных комплексов биогеоценозов на осушенных низинных торфяниках / Д.Г. Звягинцев, Г.М. Зенова, И.Г. Широких и др. // Микробиология, 1995. Т. 64, № 1. С. 88-96.  
 5. Зенова Г.М. Почвенные актиномицеты редких родов. М.: Изд-во МГУ, 2000. 81 с.  
 6. Зенова Г.М., Широких И.Г., Звягинцев Д.Г. Изменение комплекса почвенных актиномицетов при длительном применении минеральных удобрений на выработанном торфянике // Вестн. МГУ. Сер. Почвоведение, 1993. № 2. С. 43-47.  
 7. (Ильич С.Б.) Биоактивные метаболиты из изолятов стрептомицетов – описание и антимикробная активность / С.Б. Ильич, С.С. Константинович, З.Б. Тодорович и др. // Микробиология, 2007. Т. 76, № 4. С. 480-487.  
 8. Красильников Н.А. Микроорганизмы почвы и высшие растения. М.: Изд-во АН СССР, 1958. 463 с.  
 9. Селянин В.В. Почвенные алкалофильные и ацидофильные актиномицеты: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2005. 24 с.  
 10. Тульская Е.М. Тейхоевые кислоты и гликополимеры актиномицетов: разнообразие структур, таксономические и экологические аспекты: Авто-

реф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2009. 48 с.  
 11. Широких А.А., Широких И.Г. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров, 2004. 332 с.  
 12. Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А. Особенности актиномицетных комплексов в урбаноцемах г. Киров // Почвоведение, 2011. № 2. С. 199-205.  
 13. Широких И.Г., Логинов Н.Г. Использование микробного комплекса в экологической оценке агротехнологий // Сельскохозяйственная наука северо-востока европейской части России. Киров, 1995. Т. 2. С. 193-199.  
 14. Широких И.Г., Шешегова Т.К., Мерзаева О.В. Влияние предпосевного протравливания семян на структуру комплексов мицелиальных микроорганизмов в ризосфере озимой ржи // Агрохимия, 2005. № 9. С. 51-55.  
 15. Широких И.Г., Широких А.А. Актиномицеты как индикаторы изменений, происходящих в торфяниках // Мелиорация и водное хозяйство, 1996. № 2. С. 24-27.  
 16. Hwang B.K., Ahn S.J., Moon S.S. Production, purification and antifungal activity of the antibiotic nucleoside, tubercidine, produced by *Streptomyces* // Can. J. Bot., 1994. Vol. 72. P. 480-485.  
 17. Stackerbrandt E., Woese C.R. Towards a phylogeny of actinomycetes and related organisms // Current Microbiol., 1981. Vol. 5, № 4. P. 197-202. ❖

**СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ БИОИНДИКАЦИОННОГО ЗНАЧЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ ПАРАМЕТРОВ МИКРОБНОЙ СИСТЕМЫ В УРБАНОЗЕМАХ ГОРОДА КИРОВ**

**П**очва представляет собой очень чуткий к урбанизации живой объект, антропогенное воздействие на который приводит к разрушению важнейших экологических функций, приобретению вредных свойств, контаминации возбудителями инфекционных болезней, формированию токсичности среды [1]. Важная роль микроорганизмов в поддержании гомеостаза любой почвенной экосистемы, а также их участие в процессах детоксикации и обеззараживания почв определяют устойчивый интерес к исследованию экологии микроорганизмов в урбаноцемах и городских почвах. Почвы в городских экосистемах по сравнению с почвами сельской местности содержат большее количество и разнообразие загрязняющих веществ, в частности, тяжелых металлов (ТМ), имеют нейтральную или слабощелочную реакцию почвенного раствора, в большей степени обогащены органическим веществом [2].

В результате изучения микробного населения урбаноценов в различных регионах [1, 5, 6, 8] обнаружено снижение численности и разнообразия микроорганизмов, изменение состава сообществ по срав-



И. Широких



Т. Ашихмина



Е. Соловьева

нению с почвами зональных типов. В качестве общей тенденции отмечен рост численности мицелиальных форм (как эукариот, так и прокариот) в сельских и промышленных зонах [8]. Изменения микробного населения почвы зависят от природы загрязняющих веществ, концентрации, продолжительности контакта. При разных уровнях и видах вредных воздействий на почвы часто отмечаются разнонаправленные изменения в микробиологических параметрах. Проблема заключается в выявлении соответствия того или иного параметра почвенной микробной системы определенному экологическому состоянию урбозекосистемы. Несмотря на боль-

Соловьева Евгения Сергеевна – аспирантка ВятГГУ. E-mail: [blueberry17@mail.ru](mailto:blueberry17@mail.ru). Область научных интересов: урбозекосистемы, биоиндикация, актиномицеты.

шой объем имеющихся к настоящему времени в литературе данных, остается неопределенной возможность использования конкретных параметров для ранжирования экологического качества почв, практически не разрабатываются подходы к выбору наиболее информативных показателей.

Цель данной работы – сопоставительная характеристика микробной системы урбанизированных и почв, различающихся по реакции почвенного раствора и степени загрязнения тяжелыми металлами, по таким параметрам, как численность почвенных грибов, бактерий и мицелиальных бактерий – актиномицетов.

Для исследования были взяты образцы почв из лесопарковой зоны правобережной части г. Киров, в пойме р. Вятка и образцы, отобранные на придорожных газонах в левобережной части города. В качестве фоновых служили образцы зональных дерново-подзолистых почв Оричевского района Кировской области под естественными лугами. Содержание подвижных форм меди, цинка, свинца определяли на атомно-абсорбционном спектрометре «СПЕКТР-5-4», предварительно экстрагируя воздушно-сухие почвенные образцы аммонийно-ацетатным буфером (рН 4.8) [2]. Значения рН солевой вытяжки измеряли потенциометрически на рН-метре ЭВ-74. Общее количество бактерий и грибного мицелия в воздушно-сухих образцах определяли прямым методом с помощью люминесцентного микроскопа Leica DM2500. Для микроскопии из каждого образца готовили по восемь препаратов в соответствии с общепринятой методикой [8]. При учете клеток бактерий препараты окрашивали водным раствором акридина оранжевого, а для окраски мицелия грибов применяли раствор калькофлуора белого (1:10000) [10]. Просматривали по 100 полей зрения для каждого образца. Численность актиномицетов определяли методом посева из разведений почвенных суспензий на средах с пропионатом натрия и казеин-глицериновой (КГА). Перед посевом образцы почв прогревали при 700 °С в течение 4 ч для ограничения роста немикелиальных бактерий. Чашки с посевами инкубировали при 27 °С в течение двух-трех недель. Экспериментальные данные обрабатывали стандартными методами статистичес-

кого анализа с использованием пакета программ Excel.

Урбанизированные в черте города характеризовали близкие к нейтральным значения кислотности (рН 6.5-7.5), а почвы загородных лесопарков и фоновых территорий имели более кислую реакцию (рН 4.9-5.2), характерную для зональных почв дерново-подзолистого типа (см. таблицу). В результате определения содержания тяжелых металлов в образцах из различных экотопов было установлено, что в среднем суммарное содержание Cu, Zn и Pb в почвах загородных лесопарков и на придорожных газонах превышает содержание ТМ в почвах фоновых территорий в 4 и 40 раз соответственно. По данным люминесцентной микроскопии общая численность бактерий варьировала в урбанизированных из транспортных экотопов в пределах от 0.42 до 1.44, а в почвах загородных лесопарков была существенно ниже – от 0.25 до 0.4 млрд клеток/г (см. рисунок). В почвах фоновых территорий численность бактерий была, напротив, на порядок выше и изменялась от 1.9 до 11.7 млрд клеток/г. Плотность мицелия почвенных грибов в транспортных экотопах города и загородных почвах колебалась в широких пределах – от 17.6 до 34.2 и от 87.2 до 236.0 м/г соответственно, тогда как в почвах фоновых территорий величины данного показателя имели близкие значения – 100.0-138.0 м/г.

На показатели численности грибов и бактерий, таким образом, наиболее сильное влияние оказала почвенная кислотность, которая в пределах города значительно отличалась от значений в почвах фоновых территорий. Среди исследованных почвенных образцов максимальная численность бактерий и минимальная длина грибного мицелия были отмечены в урбанизированных при реакции среды, близкой к нейтральной (рН 7.5), и при суммарной нагрузке по ТМ, которую расценивали как умеренную (21.8 мкг/г). В образцах с более кислыми значениями почвенной вытяжки (рН 4.9-5.1), отобранных в пределах правобережной загородной лесопарковой зоны, численность бактериального населения, напротив, несмотря на более низкое содержание в почвах ТМ (3.4-6.3 мкг/г), была минимальной (0.25-0.4 млрд клеток/г) в исследуемом ряду почв, а плот-

Содержание тяжелых металлов, реакция почвенного раствора (рН<sub>кон.</sub>) и численность актиномицетов в исследуемых биотопах

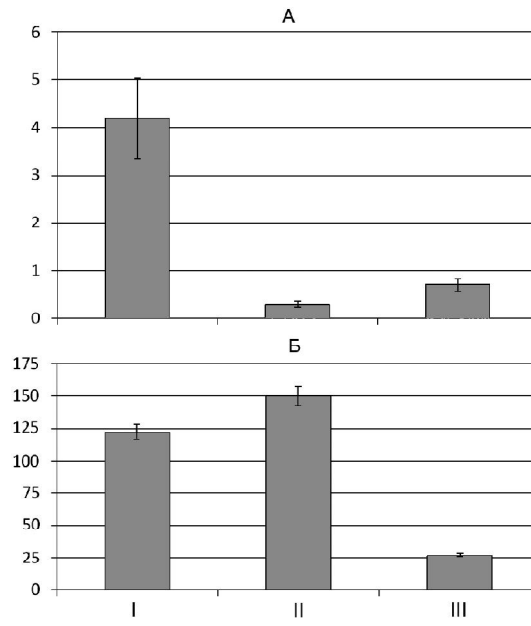
цинк	Подвижная форма, мкг/г			рН <sub>кон.</sub>	Численность, КОЕ/г		Доля*, %
	медь	свинец	ТМ		А	Б	
Газон вдоль транспортной магистрали							
11.1 (3.8-16.7)	0.9 (0.0-4.3)	31.7 (4.0-57.0)	41.5 (7.8-66.0)	6.8 (6.5-7.5)	(0.75-8.30)×10 <sup>5</sup>	(0.70-3.58)×10 <sup>5</sup>	(13.7-39.2)
Загородный лесопарк							
2.2 (1.4-3.46)	1.3 (1.2-1.4)	1.62 (0.5-2.8)	5.1 (3.4-6.3)	5.1 (4.9-5.2)	(1.08-1.32)×10 <sup>5</sup>	(1.10-1.15)×10 <sup>5</sup>	(16.6-28.9)
Фоновая территория							
0.8 (0.05-2.4)	0.0	0.4 (0.0-1.1)	1.2 (0.1-3.5)	4.5 (4.3-4.7)	(1.50-2.10)×10 <sup>6</sup>	(3.80-7.10)×10 <sup>5</sup>	(27.2-30.9)

Примечание: в скобках приведены минимальные и максимальные величины показателя. В графах ТМ – суммарное содержание подвижных форм указанных тяжелых металлов, А – численность актиномицетов на среде с пропионатом натрия, Б – на казеин-глицериновом агаре (КГА). Доля (\*) актиномицетов в прокариотном комплексе на КГА в зависимости от вида биотопа.

ность грибного мицелия – максимальной (236 м/г) в сосняке Заречного парка.

В образцах (рН почвенного раствора 6.5-6.9) из левобережной части города выраженное ингибирующее действие на развитие микроорганизмов оказало наличие в почве подвижных форм Си в концентрации, превышающей ПДК (3 мкг/г). Так, при содержании в почве 4.3 мкг/г Си длина грибного мицелия и численность бактерий снизились на 24 и 18 % по сравнению со средними величинами этих показателей (25.2 м/г и 0.51 млрд клеток/г соответственно) для шести исследованных участков с содержанием Си ниже ПДК. Под воздействием Pb даже в высоких концентрациях (от 36.0 до 57.5 мкг/г) существенно превышающих ПДК, значительного отклика как со стороны грибов (28.0-34.2 м мицелия/г), так и со стороны бактерий (0.75-0.81 млрд клеток/г) не выявлено. Однако снижение суммарной нагрузки на почву по ТМ от 50.17-66.04 до 7.83 мкг/г на одном из участков отбора образцов сопровождалось возрастанием показателей численности бактерий на 31.7 %, плотности мицелия микроскопических грибов – на 35.7 % по отношению к среднему уровню соответствующих количественных показателей микроорганизмов для шести участков с кислотностью, близкой к нейтральной (рН 6.5-6.9).

Данные посева из разведений почвенных суспензий на КГА показали, что в образцах из левобережной части города между численностью актиномицетов (от 70 до 358 тыс. колониеобразующих единиц в грамме субстрата, КОЕ/г) и суммарным содержанием ТМ (от 50.5 до 16.2 мкг/г) в урбаногемах существует обратная зависимость. В образцах из загородных лесопарков с более низкой нагрузкой по ТМ (3.4-6.3 мкг/г), но с более кислой реакцией почвенного раствора средняя численность актиномицетов составила 115 тыс. КОЕ/г, а их доля в общем количестве микроорганизмов варьировала в этом случае в более узких пределах, чем в урбаногемах из транспортных экотопов (см. таблицу). При посеве на среду с пропионатом натрия численность актиномицетов в образцах, взятых с газонов вдоль транспортных магистралей, изменялась от 75 до 830 тыс. КОЕ/г, а в образцах почв из загородной лесопарковой зоны – только от 108 до 132 тыс. КОЕ/г. В образцах почв с фоновых территорий была отмечена максимальная численность мицелиальных прокариот на обеих средах. Доля актиномицетов в общей численности прокариотных микроорганизмов



Численность (млрд клеток/г) бактерий (А) и плотность (м/г) грибного мицелия (Б) в почвах фоновых территорий (I), загородных лесопарков (II) и на газонах вдоль транспортных магистралей (III).

изменялась в узких пределах (27.2-30.9 %) и совпадала со значениями, ранее приведенными в литературе для почв основных природно-климатических зон [4]. Полученные результаты согласуются с представлениями о том, что абсолютные значения численности снижаются, а пределы варьирования численности микроорганизмов возрастают по мере роста антропогенной нагрузки на почву [3, 8].

Сопоставление данных о содержании в почвенных образцах ТМ и кислотности с параметрами численности прокариотных и эукариотных микроорганизмов, установленными прямой микроскопией, позволило заключить, что наиболее информативным показателем в отношении экологического состояния субстратов

является плотность грибного мицелия, которая находится в обратной зависимости с величиной рН<sub>сол</sub> (r = -0.813), суммарным содержанием ТМ (r = -0.666), содержанием Zn (r = -0.736) и Pb (r = -0.609). Для численности бактериальных клеток, определяемой прямым люминесцентным методом, установлена, напротив, прямая зависимость с величиной рН (r = 0.747) и содержанием Zn (r = 0.548). Слабую обратную зависимость прослеживали только между численностью прокариот и содержанием в почве Си (r = -0.357). Между численностью мицелиальных прокариот, учтенных методом посева на среде с пропионатом натрия, и рН почвенного раствора отмечена тоже прямая зависимость (r = 0.591), но с содержанием в почве тяжелых металлов достоверных корреляций не выявлено. Вместе с тем, между численностью актиномицетов на КГА (среда, на которой вырастают преимущественно представители рода *Streptomyces*) и суммарным содержанием в почве ТМ и Pb установлены слабые обратные зависимости (r = -0.191 и -0.337 соответственно при p ≥ 0.90). Связь между численностью почвенных стрептомицетов и рН почвы менее тесная (r = 0.372), чем для актиномицетов в целом (вырастающих на среде с пропионатом натрия). Это согласуется с ранее полученными нами данными о большей выносливости стрептомицетов к подкислению среды по сравнению с представителями других родов порядка Actinomycetales [11].

Полученные результаты говорят о наличии достаточно тесных связей между степенью загрязнения городских территорий и состоянием почвенной микробной системы, тестируемым по показателям прямого учета\* плотности грибного мицелия и общей численности бактериальных клеток. Менее тес-

\* В микробиологии *прямой учет* микроорганизмов подразумевает прямую микроскопию клеток, в отличие от *косвенного учета* численности колониеобразующих единиц в результате посева на среды. Плотность – м/г, в данном случае, величина не расчетная, а полученная измерением длины мицелия в 1 г почве при микроскопии с учетом разведений суспензии.

но, чем данные прямой люминесцентной микроскопии, со степенью загрязнения урбаноземов были связаны показатели численности актиномицетов, полученные методом посева. Ведущими факторами в изменении количества про- и эукариотных микроорганизмов явились подщелачивание городской среды и загрязнение почвы ТМ. Выявление факторов, определяющих численность, состав и функциональную активность почвенных микроорганизмов в городских экотопах, необходимо продолжать в связи с поиском путей улучшения экологической обстановки в промышленно развитых городах.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. (Артамонова В.С.) Микробные комплексы почв урбанизированных территорий / В.С. Артамонова, С.Б. Бортникова, И.Б. Ившина и др. // Сиб. экол. журн., 2007. № 5. С. 797-808.
2. Воробьева Л.А. Теория и практика химического анализа почв. М., 2006. 400 с.
3. Гузев В.С., Левин С.В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов // Перспективы развития почвенной микробиологии. М., 2001. С. 178-219.

4. Звягинцев Д.Г., Зенова Г.М. Экология актиномицетов. М., 2001. 257 с.

5. Марфенина О.Е., Каравайко Н.М., Иванова А.Е. Особенности комплексов микроскопических грибов урбанизированных территорий // Микробиология, 1996. Т. 65, № 1. С. 119-124.

6. Марфенина О.Е., Кулько А.Б., Иванова А.Е. Микроскопические грибы во внешней среде города // Микол. Фитопатол., 2002. Т. 36, № 4. С. 22-31.

7. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.

8. Свистова И.Д., Талалайко Н.Н., Щербаков А.П. Микробиологическая индикация урбаноземов г. Воронеж // Вестн. ВГУ. Сер. Химия. Биология. Фармация, 2003. № 2. С. 175-180.

9. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В. Роль почв в городе // Почвоведение, 1997. № 1. С. 16-24.

10. Полянская Л.М. Прямой микроскопический подсчет спор и мицелия грибов в почве // Изучение грибов в биогеоценозах. Свердловск, 1988. С. 30.

11. Широких И.Г., Широких А.А. Микробные сообщества кислых почв Кировской области. Киров, 2004. 332 с. ❖



## КОНФЕРЕНЦИИ



### УЧАСТИЕ В РАБОЧЕМ СОВЕЩАНИИ ПО МЕЖДУНАРОДНОМУ ПРОЕКТУ CRYO-N «МЕХАНИЗМЫ, ЛЕЖАЩИЕ В ОСНОВЕ ВЫБРОСОВ N<sub>2</sub>O С ПОВЕРХНОСТИ ТОРФА В ТУНДРЕ, ПОДВЕРЖЕННОЙ ПРОЦЕССАМ КРИОТУРБАЦИИ» (Ганновер, Германия)

к.г.н. А. Пастухов, к.г.н. Д. Каверин, отдел почвоведения Института биологии Коми НЦ УрО РАН

С 15 по 17 марта в Почвенном институте (Университет им. Лейбница, г. Ганновер) проходило объединенное рабочее совещание по международному проекту Cryo-N «Механизмы, лежащие в основе выбросов N<sub>2</sub>O с поверхности торфа в тундре, подверженной процессам криотурбации», являющемуся частью более крупного проекта Cryo-Carb, задачей которого, в свою очередь, было определение запасов углерода в криотурбированных почвах Арктики. В работе принимало участие 30 ученых и аспирантов, в том числе из Университета Восточной Финляндии, Университета Стокгольма, Университета Южной Богемии Чешской Республики, Университета Вены, Почвенного Института Университета Лейбница, а также российские коллеги из Института леса им. В.Н. Сукачева СО РАН (г. Красноярск).

Научная программа рабочего совещания включала в себя доклады по результатам работ по проектам Cryo-N и Cryo-Carb (15 и 16 марта). В закрытом совещании (17 марта) только

для участников проекта Cryo-Carb авторы участия не принимали.

Совещание Cryo-N начала сороководитель проекта Кристина Биаси (Christina Biasi) со вступительного приветственного слова к участникам и доклада «Цели и задачи проекта Cryo-N на ключевом участке исследований Сейда». В своем докладе она обратила внимание на очень большой возраст торфа – уже на поверхности торфяных пятен он составляет 3000 лет и постепенно возрастает с глубиной. Является ли этот феномен результатом криотурбаций? Как показали результаты дальнейших докладов, криотурбации в торфяных буграх выражены далеко не всегда. Возраст торфа был определен только для одного профиля, поэтому необходимо будет сравнить с другими, не является ли такой результат случайным.

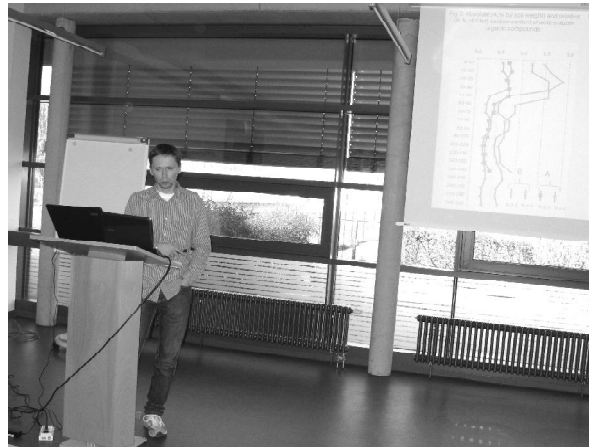
Следующий доклад «Пулы почвенного углерода и азота в районах распространения многолетнемерзлых пород» представил профессор Питер Кюхри (Peter Kuhry), являвшийся ру-

ководителем проекта Carbo-North, основными задачами которого были определение и прогноз изменения запасов углерода на севере европейской России, одним из ключевых участков которого была Сейда. Докладчик отметил, что хотя мощность торфа на торфяном плато на участке Сейда достигает 3 м, то за его пределами обычная мощность органических горизонтов в почвах не превышает 25 см, и невозможно определить его границы только по спектральным характеристикам спутниковых снимков. Так, границы торфяного плато в Сейде были определены вручную при составлении почвенной карты. На 3/4 площади торфяного плато выявлена многолетняя мерзлота в пределах глубины почвенного профиля, однако по прогностическим сценариям уже к 2100 г. более 60 % запасов углерода (будет находиться в деятельном (оттаявшем) слое, против всего 30 % запасов углерода в настоящее время. Это может привести к огромной эмиссии парниковых газов в атмосферу, так как имен-

но в торфяниках сосредоточена большая часть запасов законсервированного лабильного углерода, который легко минерализуется при оттаивании многолетнемерзлых пород.

Затем были представлены совместные доклады Д.А. Каверина и А.В. Пастухова. В докладе «Гидротермические и морфологические свойства поверхностно-криотурбированных гистосолей» Д. Каверин охарактеризовал основные температурные свойства почв, формирующихся под двумя основными типами пятен. Показано, что наиболее суровые термические условия выражены в торфяных мерзлотно-почвах под поверхностно-эродированными пятнами, где в зимнее время весомым фактором является морозное выветривание. Охарактеризовано распределение влажности (льди-стости) в пределах почвенно-геокриологического комплекса, показано наличие льдистых ядер в пределах второго метра под плоскобугристыми торфяниками. Отмечено, что для исследуемых торфяников в целом характерна слоистость, признаки сезонных криотурбаций могут отмечаться только в поверхностном горизонте (0-10 см). Составление трехмерных моделей и изучение спутниковых снимков высокого разрешения также частично отвечает на вопросы о происхождении торфяных пятен без растительности.

Доклад «Химические свойства криотурбированных гистосолей (болотных торфяных почв и торфяников) и верхних многолетнемерзлых горизонтов» А. Пастухова являлся логическим продолжением выступления Д. Каверина и был посвящен запасам и распределению почвенного углерода и азота в отдельно взятых торфяных буграх. Результаты водной, кислотной и щелочной вытяжек, показывающие характеристики органического вещества и содержание легко трансформируемой органики, выявили следующие закономерности: в верхней части (в основном в деятельном слое) торфяных бугров идут процессы минерализации органического вещества – торфа – с высвобождением легко минерализуемых фракций, поддерживающих микробиологическую деятельность и рост и развитие растений, а именно такая легко минерализуемая органика в пятнах практически отсутствует, что в оп-



ределенной мере объясняет, почему в них отсутствует растительность. В составе торфяных горизонтов резко преобладают только две фракции гуминовых кислот (практически отсутствуют гуматы кальция и очень низка доля фульвокислот): «подвижная» фракция ГК-1, представленная преимущественно гуматами железа и алюминия и гуминовыми кислотами, в которых протоны водорода в карбоксильных группах не замещены на ионы металлов, и «прочно связанная» фракция ГК-3, представленная преимущественно прочными комплексами с остальными компонентами почвы. Причем соотношение указанных фракций гуминовых кислот разное: в многолетнемерзлых горизонтах (начиная с глубины 70 см) в составе гуминовых кислот преобладают «прочно связанные» ГК-3, а в верхнем (деятельном) слое на первое место выходят «подвижные» компоненты ГК-1, т.е. те, которые могут участвовать в миграции на профиле и ландшафтном уровнях.

Майя Марушак, представляющая Университет Восточной Финляндии, выступила с докладом «Баланс парниковых газов в субарктической тундре – аппроксимация локальных измерений к региональному масштабу». Обобщенную оценку углеродного баланса в регионе затрудняет его высокая пространственная неоднородность. Существуют практически невидимые на спутниковых снимках маленькие пятна на торфяных буграх, лишённые растительности, которые, тем не менее, являются «горячими точками» огромной эмиссии парниковых газов. Существуют две основные методики определения эмиссии парниковых газов ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) – измерения камерами (локальный и очень чувствительный к пространственной неоднородности почвенного покрова) и

измерения Eddy, представляющие собой метеовышку и позволяющие измерять вертикальные турбулентные потоки парниковых газов в атмосферных слоях (т.е. на более обширной территории). Оба метода хорошо коррелируют между собой, а также достаточно хорошо коррелируют и с фитомассой. Поэтому для расчетов потоков  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  могут применяться детальные карты растительного покрова и запасов фитомассы.

Далее были представлены экспериментальные доклады, касающиеся в основном определения процессов нитрификации и денитрификации маркировкой изотопом  $\text{N}^{15}$  в зависимости от растительности, типа почв (органических или минеральных), влажности, температуры и освещенности. Несколько докладов были посвящены определению влияния микробиологических сообществ (групп архей, археобактерий, анаэробных и аэробных бактерий) на процессы нитрификации и денитрификации.

По проекту Cryo-Carb экспериментальные работы находятся еще на начальной стадии. Проф. Питер Кюхри отметил огромные перспективы циркулярных исследований в Сибири, так как среднее содержание углерода там составляет  $54.4 \text{ кг C/m}^2$ , при этом большая его часть сосредоточена в криотурбированных почвах, едомах и торфяниках.

В связи с необходимостью расширять международное сотрудничество А. Пастухов и Д. Каверин совместно с М. Марушак подготовили проектное предложение о создании полевого научного стационара в окрестностях железнодорожной станции Сейда. По своей инициативе мы предлагаем на ключевом участке исследований в 7 км к западу от железнодорожной станции Сейда создать официальную полевую научно-исследовательскую станцию Института биологии Коми научного центра (г. Сыктывкар, Россия, далее ИБ) и Университета Восточной Финляндии (г. Куопио, Финляндия, далее UEF).

Приоритетным направлением деятельности ИБ является изучение биоразнообразия, структурно-функциональной организации, устойчивости и продуктивности таежных и тундровых экосистем как одна из областей зна-

Краткая информация о местных условиях и предыдущие работы по мониторингу на участке исследований Сейда

	Характеристика
Месторасположение	67° 03' с.ш.; 62° 57' в.д.
Климат	Умеренно-континентальный; среднегодовая температура воздуха -6 °С, среднегодовое количество осадков 500 мм
Многолетняя мерзлота	Несплошная, массивно-островная
Почвы и почвообразующие породы	Ледниковые отложения (тундровые глеевые и поверхностно-глеевые почвы, комплексы бугристых торфяников и пр.)
Преобладающая растительность	Кустарниковая тундра, комплексы бугристых торфяников, елово-березовые редколесья
	Проводимые наблюдения
Стандартные климатические наблюдения	С 1930-х годов метеостанция Воркута (67°48' с.ш., 64°01' в.д.); с 2007 г. на участке Сейда
Мониторинг температуры почв и многолетней мерзлоты	Несколько до глубины 1 м с 2007 г. и одна скважина до глубины 10 м с 2010 г.
Мониторинг деятельного слоя	с 2007 г.
Гидрологический мониторинг	Расход и гидрохимия воды 2007-2008; влажность почвы; высота и запасы снега с 2007 г.
Газовые потоки энергии почв а-атмосфера	Eddy Covariance май-октябрь 2008
Газовые потоки	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> и N <sub>2</sub> O с использованием камер с 2007 г.; с 2009 по 2011 г.; CO <sub>2</sub> и CH <sub>4</sub> с Eddy Covariance май-октябрь 2008 г.
	Полученные данные
Аналитические свойства почв и многолетней мерзлой толщи	Шесть скважин глубокого бурения до 10 м глубиной
Карты наземного покрова	Цифровая модель рельефа, классификация растительности, расчет наземной биомассы
Почвенная карта	Масштаб 1: 25 000
Геокриологическая карта	То же

ний. В то время как Ляльский исследовательский стационар имеет давние традиции в изучении таежных экосистем, научная станция «Сейда» может удовлетворить потребности в постоянных исследованиях тундровых экосистем, реализация которых в настоящее время весьма затруднительна. В стратегии UEF говорится, что «университет должен развивать сотрудничество с Россией, особенно в образовании и научных исследованиях». Кроме того, скорейшему основанию станции «Сейда» способствует огромный мировой спрос на научно-исследовательские станции в европейской части российской Арктики и Субарктики. Европейский Северо-Восток пока является «белым пятном» в глобальной сети арктических станций (см. схему). Расположение участка Сейда в экотоне лесотундры по границе многолетней мерзлоты делает его идеальным для изучения динамики экосистем, связанных с изменением климата Арктики. Это как раз та территория, где уже в на-

стоящее время происходят изменения распространения многолетней мерзлоты, растительного покрова и гидрологии. На участке Сейда было проведено большое количество краткосрочных экспериментов и наблюдений (см. таблицу).

Перспективы создания полевой научно-исследовательской станции «Сейда» очевидны и будут способствовать:

- углублению сотрудничества между ИБ и UEF в изучении тундровых экосистем;
- улучшению объектов инфраструктуры совместно управляемым участком исследований Сейда;
- координации и интеграции данных, собранных в Сейде, составляя систематическую базу данных;
- повышению информированности исследований, проведенных в Сейде для научной и ненаучной аудитории (продвижение в конференциях и совещаниях);
- получению финансирования для будущих инициатив в области исследований, инфраструктурных и образовательных целей из российских, финских и европейских источников;
- получению хостинга для веб-страницы научного стационара на официальных сайтах ИБ и UEF;
- продолжению и увеличению мониторинга различных компонентов экосистем тундры, в значительной степени определяемых современным изменением климата.



**УТРАТЫ**

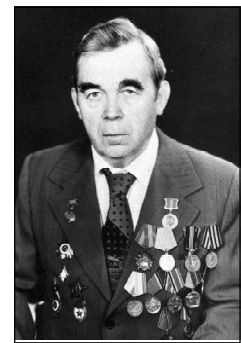
**Клара Иосифовна Маслова**  
(07.06.1924 – 05.05.2012)

На 88-м году жизни после продолжительной болезни скончалась ветеран Института, кандидат сельскохозяйственных наук Клара Иосифовна Маслова. Всю свою жизнь, энергию, знания и силы она отдала Отделу радиоэкологии. С ее именем связано развитие радиобиологии и радиоэкологии животных в нашей республике. Ее фундаментальные работы внесли неоценимый вклад в развитие изучения механизмов действия малых доз ионизирующей радиации на природные популяции животных. После выхода на пенсию и смерти мужа Клара Иосифовна уехала в Минск к детям и внукам и более 15 лет прожила в Беларуси. Она не забывала родной отдел, переписывалась с коллегами, всегда оставалась жизнелюбом, оптимистом. Светлая память навсегда останется в наших сердцах о Кларе Иосифовне как прекрасном человеке, друге, коллеге, прожившей достойно свою жизнь!



**Иван Васильевич Пономарев**  
(26.11.1924 – 16.05.2012)

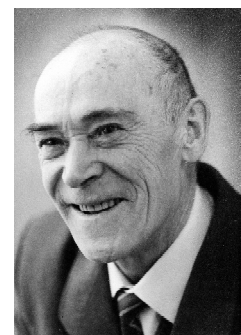
Иван Васильевич Пономарев родился в с. Новотроицкое Петропавловского района Воронежской области в обычной крестьянской семье. В августе 1942 года, в свои неполные восемнадцать лет, был призван в армию. Как артиллерийский разведчик прошел с боями от Курска до Праги. По возвращении к мирной жизни Иван Васильевич работал сначала заведующим начальной школой Ношульского сельсовета, затем учителем начальных классов, учителем математики, директором Прилузской семилетней школы, Ношульской средней школы и школы № 33 г. Сыктывкар. С 1973 по 1987 год был инспектором школ Министерства просвещения. По мнению многочисленных учеников, среди которых политики и ученые, руководители предприятий и люди искусства, педагоги, труженики села и производства, Иван Васильевич является учителем от Бога. Он – пример ответственного и беззаветного служения избранной делом жизни профессии. Уже выйдя на пенсию и не находя в себе сил оставаться в стороне от активной деятельности, Иван Васильевич в 1988-1995 годах работал дежурным лабораторного корпуса Института биологии. И здесь он проявил лучшие черты своего характера, оставаясь столь же ответственным и обязательным и в то же время чрезвычайно внимательным к людям, как и в годы своего ратного и учительского труда.



Иван Васильевич награжден двумя орденами Красной Звезды, орденом Отечественной войны II степени, орденом Октябрьской революции, медалями «За боевые заслуги», «За храбрость», «За Победу в Великой Отечественной войне 1941-1945 гг.», «За доблестный труд», Почетными грамотами. Он – Заслуженный учитель школы РСФСР, Отличник народного просвещения РСФСР.

**Валерий Федорович Юшков**  
(19.07.1937 – 12.05.2012)

Валерий Федорович скоропостижно скончался на 75-м году жизни, совсем немного не дожив до своего юбилея. Доктор биологических наук, посвятивший почти всю свою жизнь изучению гельминтов млекопитающих и птиц Республики Коми и сопредельных территорий. Впервые для региона им отмечено более 190 видов гельминтов, обосновано и описано три новых для науки вида, изучены биоценотические связи, экологические факторы, оказывающие влияние на стабильность паразитарных систем, вскрыты закономерности природно-ландшафтного распределения, пути циркуляции паразитов в наземных и водных биоценозах, определены пути и факторы формирования фауны гельминтов млекопитающих региона, что позволило сформировать ряд важных и новых теоретических положений и обобщений. Наряду с научной работой В.Ф. Юшков участвовал в общественной жизни Института. Многие годы он исполнял обязанности профорга лаборатории, был членом народного контроля Института биологии. Он лауреат Государственной премии Республики Коми, заносился на «Доску почета» Коми НИЦ УрО РАН, награждался почетными грамотами Совета Министров Коми АССР и правительства Республики Коми, Института биологии, Российской академии наук, медалью «Ветеран труда».





**ЕГО МЫСЛЯМИ И ПОДДЕРЖКОЙ СОЗДАНА И ДЕЙСТВУЕТ ЛАБОРАТОРИЯ НА ВЯТКЕ**

В рамках межрегионального взаимодействия органов власти, ученых Республики Коми и Кировской области в 1999 г. на базе Коми научного центра проходила научно-практическая конференция. Организаторами ее были президиум Коми НЦ УрО РАН, академик Михаил Павлович Рощевский, председатель президиума, и Торговая палата Кировской области – руководитель Палаты, кандидат экономических наук Николай Михайлович Липатников. На данной конференции были очень интересные и ценные доклады ученых институтов Коми НЦ УрО РАН и НИИ Кировской области. С докладом «Наука на службе региона» от Кировской области выступила профессор Тамара Яковлевна Ашихмина, «О развитии сельскохозяйственной биотехнологии в Северо-Восточном селекционном центре» рассказала Ирина Геннадьевна Широких. Из докладов на конференции четко просматривалась роль ученых Коми НЦ УрО РАН в развитии фундаментальных исследований и ученых Кировской области – в области прикладных исследований. Поэтому в решении конференции было отмечено – по линии ученых Коми НЦ УрО РАН содействовать в развитии фундаментальных исследований в Кировской области, а ценным прикладным разработкам кировчан способствовать внедрению на предприятиях Республики Коми.

Анатолия Ивановича Таскаева – директора Института биологии – заинтересовал мой доклад, где я рассказала о деятельности экологической лаборатории ВятГГУ по научному сопровождению предпроектных и проектных работ по созданию объекта уничтожения химического оружия «Марядыковский» в Кировской области в рамках федеральной целевой программы (ФЦП) «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации». Безусловно, для создания системы государственного экологического мониторинга, такого чрезвычайно опасного в химическом отношении объекта, очень важны были научные разработки новых экспресс-методов по оценке техногенного загрязнения, установлению отклика биоты на специфические поллютанты.

Анатолий Иванович и как ученый, и как участник работ по оценке воздействия Чернобыльской аварии понимал, что в этом плане сплав фундаментальных и прикладных исследований крайне востребован. По окончании конференции мы договорились с ним о сотрудничестве в этом крайне



важном и новом деле для ученых Кировской области, а также о возможности подготовки высококвалифицированных кадров для нашего региона через систему Института Коми НЦ УрО РАН. Долго ждать решения вопросов не пришлось. Сразу же для поступления в аспирантуру Института биологии была рекомендована Светлана Юрьевна Огородникова, выпускница ВятГГУ по специальности химия-экология. Тема ее диссертационного исследования была связана со спецификой объекта уничтожения химического оружия «Влияние фосфорорганических ксенобиотиков – метилфосфонатов на жизнедеятельность растений». Метилфосфоновая кислота является наиболее устойчивым фосфорорганическим соединением, образующимся в природе при гидролитическом расщеплении фосфорорганических отравляющих веществ.

Вскоре состоялось выездное заседание президиума Коми НЦ УрО РАН в г. Киров, на котором я предложила Анатолию Ивановичу создать совместную научную лабораторию в г. Киров. Данный вопрос был одобрен на заседании президиума Коми НЦ УрО РАН и было решено на базе НИИ гематологии и переливания крови, НИИ микробиологии и ВятГГУ в г. Киров создать три научно-исследовательских лаборатории, входящих в состав Института физиологии – две лаборатории и на базе Института биологии создать лабораторию биомониторинга, чтобы в дальнейшем на основе данных лабораторий открыть в г. Киров филиал УрО РАН. С июня 2000 г. началась работа по созданию лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ. Лаборатория укомплектовывалась кадрами, требования были высокие – только доктора наук и молодые кандидаты наук. По линии Института био-

логии и ВятГГУ в лабораторию приобрелись приборы, оборудование.

Анатолий Иванович тщательно следил за созданием лаборатории. Каждый раз, проезжая через г. Киров в Екатеринбург на заседания президиума, он заходил в лабораторию, старался переговорить с каждым сотрудником, уточнял, какие проблемы существуют и советовал, как их можно решить. В итоге он знал лично каждого, ставил задачу обязательно работать по тематике фундаментальных исследований, над выполнением диссертационных работ, помогал закупать приборы, оборудование и литературу для лаборатории. В ответ от нас он требовал участия в конкурсных проектах, ФЦП, хозяйственной деятельности, серьезной работы по темам научных исследований. С 2000 г. ежегодно в Институте биологии, химии и физиологии поступают в аспирантуру выпускники ВятГГУ. Анатолий Иванович знал лично каждого аспиранта из Кирова, по-отечески заботился о них. Он активно способствовал издательской деятельности лаборатории. С 2000 г. Институтом биологии издано четыре монографии, подготовленные коллективом лаборатории биомониторинга. С 2007 г. на базе лаборатории биомониторинга сформировался редакционный совет нового общественно-научного журнала «Теоретическая и прикладная экология». В 2010 г. издаваемый журнал включен в перечень рецензируемых журналов ВАК. Анатолий Иванович с первого выпуска журнала был заместителем редактора, всегда ставил перед редакцией высокую планку к допуску публикуемых материалов, сам активно участвовал в рецензировании статей.

Безусловно, Анатолий Иванович сделал большое, важное дело для Кировской области, создав коллектив научной лаборатории, который занимается фундаментальными и прикладными исследованиями. Это дает возможность участвовать ей наряду со столичными научными лабораториями и центрами в ФЦП, конкурсах и проектах федерального, межрегионального уровня, готовить на своей базе кадры высшей квалификации для региона, быть лидером в университете и регионе по научно-исследовательской работе в области проектной деятельности по экологии. Всем этим мы обязаны нашему мудрому наставнику, чуткому и дальновидному руководителю, прекрасному человеку – Анатолию Ивановичу Таскаеву.

**Т. Ашихмина**