



Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий



**Правительство Кировской области
Управление охраны окружающей среды
и природопользования Кировской области
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН
Вятский государственный гуманитарный университет**

Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий

**(Коллективная монография под редакцией
Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной)**

Киров-2008

УДК 504.064
ББК 20.1(2Р–4Ки)
Б 63

Печатается по решению редакционно-издательского совета
Вятского государственного гуманитарного университета

Областная целевая программа
«Экология и природные ресурсы Кировской области»
подпрограмма «Экологическая культура населения» на 2004–2010 годы

Авторы:

Н. М. Алалыкина, Т. Я. Ашихмина, Н. В. Бородина, А. И. Видякин, Е. В. Дабах, Е. А. Домнина,
Л. И. Домрачева, Г. Я. Кантор, Л. В. Кондакова, Т. И. Кочурова, О. В. Мерзаева, С. Ю. Огород-
никова, А. С. Олькова, И. В. Панфилова, С. В. Пестов, Н. В. Сарканич, С. Г. Скугорева,
В. М. Тимонюк, А. И. Фокина, Н. Н. Ходырев, Л. Г. Целищева, И. Г. Широких, Н. А. Шу-
лятьева (лаборатория биомониторинга Института биологии Коми научного центра Ураль-
ского отделения Российской академии наук и Вятского государственного гуманитарного
университета, государственный природный заповедник «Нургуш»)

Под общей редакцией доктора технических наук, профессора Т. Я. Ашихминой,
кандидата биологических наук, доцента Н. М. Алалыкиной

Рецензенты:

А. А. Широких – д.б.н., с.н.с. НИИСХ Северо-Востока им. Н. В. Рудницкого,
С. В. Хитрин – д.х.н., профессор, зав. кафедрой химии Вятского государственного университета

Б63

**Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техноген-
ных территорий** [под общ. ред. Т. Я. Ашихминой и Н. М. Алалыкиной]. / Вятский го-
сударственный гуманитарный университет; Управление охраны окружающей среды
и природопользования Кировской области. – Киров : О-Краткое, 2008. – 336 с. : ил.

ISBN 978-5-91402-038-2

В монографии изложены теоретические основы и методология биологического мо-
ниторинга природных сред и объектов в целях оценки окружающей среды техногенных
территорий с комплексом загрязнителей различной природы.

Данная работа содержит результаты исследования окружающей природной среды
техногенно-нарушенных территорий Кировской области, полученные с использованием
современных методов биологической диагностики здоровья различных сред обитания.
Особое внимание уделено наиболее эффективным и информативным методам биоинди-
кации и биотестирования – важнейшей составляющей биологического мониторинга.

Книга будет полезна экологам, биологам, ученым естественного цикла наук, работ-
никам природоохранных организаций, учителям, аспирантам, студентам, школьникам,
широкому кругу читателей.

ISBN 978-5-91402-038-2

УДК 504.064
ББК 20.1(2Р–4Ки)

© Вятский государственный гуманитарный
университет, 2008

© Управление охраны окружающей среды
и природопользования Кировской области, 2008

© Оформление. Издательство «О-Краткое», 2008

ISBN 978-5-91402-038-2

Содержание

Введение. Поиск эффективных методов биомониторинга <i>(Т. Я. Ашихмина)</i>	5
--	---

Глава 1. Место и роль биологического мониторинга в экологической оценке состояния окружающей среды

1.1. Биологический мониторинг – составная часть экологического мониторинга. <i>Т. Я. Ашихмина</i>	7
1.2. Биоиндикация и биотестирование – методические направления биомониторинга качества природных сред и объектов. <i>Т. Я. Ашихмина, Н. М. Алалыкина</i>	11
1.3. Методология биоиндикации и биотестирования и основные подходы к ним (морфологический, генетический, физиологический, биохимический, иммунологический, системный). <i>Н. М. Алалыкина, Т. Я. Ашихмина</i>	17
1.4. Понятие о видах биоиндикации: фитоиндикация, микробный комплекс, зооиндикация, гидрологическая биоиндикация, фенологическая, фенологическая, жизненные формы растений и животных, видовое разнообразие, асимметрия в природе, биомаркеры, люминесценция, метод комплексной биоиндикации (экосистемный подход), симбиологический метод, этологический (поведенческий) критерий. <i>Н. М. Алалыкина, Т. Я. Ашихмина</i>	19

Глава 2. Научно-методическое обеспечение системы биологического мониторинга

2.1. Биомониторинг атмосферного воздуха <i>Биоиндикация атмосферного воздуха с помощью лишайников.</i> <i>Е. А. Домнина</i>	49
<i>Экологическая оценка состояния среды по пыльце древесных и травянистых растений.</i> <i>Л. В. Кондакова, Г. Я. Кантор</i>	56
<i>Сосна обыкновенная (<i>Pinus sylvestris</i>) – биоиндикатор загрязнения воздушной среды.</i> <i>Л. В. Кондакова, В. М. Тимонюк</i>	63
2.2. Биомониторинг почв <i>Мониторинг почв в окрестностях объекта хранения и уничтожения химического оружия (ОХУХО).</i> <i>Е. В. Дабах</i>	66
<i>Биомониторинг и биотестирование почв.</i> <i>Л. И. Домрачева, Л. В. Кондакова, А. И. Фокина, С. Ю. Огородникова, Г. Я. Кантор</i>	68
<i>Оценка биоиндикационного значения комплексов актиномицетов в экосистемах.</i> <i>И. Г. Широких</i>	105
<i>Биотестирование почв с применением тест-объекта <i>Daphnia magna</i> Straus.</i> <i>Т. И. Кочурова</i>	126
<i>Биотестирование почв экспресс-методом с применением прибора «Биотестер».</i> <i>И. В. Панфилова, Н. А. Шулятьева</i>	129
<i>Биотестирование почв с использованием тест-системы «Эколюм».</i> <i>Н. А. Шулятьева, А. С. Олькова</i>	130

Биотестирование почв с использованием микроводоросли хлорелла.	
<i>Н. В. Бородина, И. В. Панфилова, Е. В. Дабах</i>	135
Тяжёлые металлы в системе «почва – дикорастущее растение».	
<i>С. Г. Скугорева</i>	137

2.3. Гидробиологический мониторинг

Мониторинг поверхностных водных объектов по макрозообентосу.	
<i>Т. И. Кочурова</i>	149
Биоиндикаторы сапробности водоёмов – пресноводные нематоды (Nematoda). <i>Н. Н. Ходырев</i>	165
Биотестирование поверхностных и грунтовых вод. <i>И. В. Панфилова, Н. В. Бородина, Т. И. Кочурова, Н. А. Шулятьева, Н. В. Сарканич</i>	170

2.4. Мониторинг растительного мира

Методические основы изучения популяционно-хорологической структуры древесных растений с помощью морфологических признаков-маркеров на примере сосны обыкновенной (<i>Pinus sylvestris</i>). <i>А. И. Видякин</i>	177
О возможности использования некоторых видов культурных растений для биоиндикации почв, загрязнённых ртутью. <i>С. Г. Скугорева</i>	189
Биомониторинг растительного покрова в районе строительства объекта по уничтожению химического оружия. <i>Н. В. Бородина</i>	203
Мониторинг фитопатологического состояния листьев деревьев и кустарников. <i>С. В. Пестов</i>	209

2.5. Мониторинг животного мира

Методы изучения нематод почвы на предмет биоиндикации.	
<i>Н. М. Алалыкина</i>	215
Жужелицы (<i>Coleoptera, Carabidae</i>) как индикаторы антропогенных нарушений природных систем. <i>Л. Г. Целищева</i>	226
Методика изучения сообществ хортобионтов для оценки состояния экосистемы. <i>С. В. Пестов</i>	228

Глава 3. Компьютерная обработка данных биомониторинга

<i>(Г. Я. Кантор)</i>	242
-----------------------------	-----

Приложения

Приложение 1.

Перечень показателей оценки качества объектов природной среды, рекомендуемый в целях биологического мониторинга	255
Рекомендуемый перечень объектов и методов биотестирования для оценки показателей качества объектов природной среды	
<i>(Т. Я. Ашихмина, Н. М. Алалыкина, Е. А. Домнина, И. В. Панфилова, Г. Я. Кантор)</i>	260
Ботанические показатели нарушенности экосистем <i>(по Б. В. Виноградову)</i>	265

Приложение 2.

О некоторых видах-биоиндикаторах состояния окружающей среды: фитоиндикация <i>(Л. В. Кондакова)</i> ; зооиндикация. <i>(Н. М. Алалыкина)</i>	266
--	-----

Приложение 3 (цветная вкладка).

Представители растительного мира, используемые в биологическом мониторинге <i>(Л. В. Кондакова)</i>	
---	--

Литература	307
-------------------------	-----

Введение.

Поиск эффективных методов биомониторинга

Материалы предлагаемой читателю монографии посвящены проблемам биомониторинга природных экосистем и территорий, подверженных техногенному воздействию.

Оценка качества среды оказывается узловым вопросом любых мероприятий в области охраны природы и природопользования. Без этого невозможно правильное решение ни одной из частных или общих проблем, даже тех, которые, на первый взгляд, не имеют к этому прямого отношения.

Судить о качестве природной среды обитания можно по биологической оценке, а именно с применением метода биоиндикации и его частного случая – биотестирования. То есть узнать о здоровье среды обитания, её пригодности для жизни позволяют сами живые организмы-биоиндикаторы.

При всей важности проведения интегральной оценки состояния окружающей среды на всех уровнях, с применением различных подходов (включая физические, химические, социальные и другие аспекты), приоритетной представляется именно биологическая оценка по двум причинам: во-первых, только биологическая оценка представляет возможность интегральной характеристики качества среды, находящейся при всем многообразии воздействий; во-вторых, такая оценка даёт характеристику здоровья среды, её пригодности для живой природы и человека. И ещё, в-третьих: физики, химики и экологи приходят к заключению, что дешевле и эффективнее сначала провести биологическую индикацию, так как физико-химический анализ химических соединений сложен и дорог, и всегда остается шанс, что какое-то неучтённое воздействие может оказаться губительным для живых существ и человека.

Центральная глава монографии представляет собой методики и результаты исследований здоровья различных сред обитания (воздух, почва, вода), полученные учёными Лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ и другими авторами в ходе изучения техногенных территорий Кировской области. Все исследования велись с использованием современных методов биоиндикации и биотестирования и были направлены на поиск более эффективных и приемлемых по простоте и дешевизне. Они реализовались при исследовании территорий Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации, Кильмезского

захоронения пестицидов, а также на территории в районе расположения объектов по хранению и уничтожению химического оружия и др.

Поиск эффективных биоиндикаторов биологического мониторинга при изучении состояния природных сред и объектов обеспечивался исследованием:

- атмосферного воздуха по показателям: лишенофлоры (доля деревьев, покрытых лишайниками, степень проективного покрытия); количество индикаторных видов; изменения фитоаккумуляции загрязняющих веществ;
- почв по показателям: биомасса, видовое разнообразие почвенных водорослей, микрогрибов, активность ферментов, групповой анализ альго-цианобактериальных комплексов, соотношение микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием, активность почвенных ферментов: каталазы, уреазы, инвертазы;
- состояния водных объектов по показателям макрозообентоса (общая численность макрозообентоса; общая биомасса зообентоса; количество видов макрозообентоса; численность и биомасса основных групп макрозообентоса; биотический индекс Вудивисса; соотношение численности олигохет и общей численности донных организмов, %; индекс Балускиной; индекс видового разнообразия Шеннона).

Мониторинг растительного и животного мира рассматривается на некоторых конкретных видах и их индикаторных признаках техногенного воздействия.

При проведении биологического мониторинга большое значение имеет корректная оценка точности и достоверности получаемых результатов. Отдельная глава книги посвящена способам выполнения важнейших статистических оценок по данным биомониторинга при помощи широко распространённой компьютерной программы Microsoft® Excel.

Поиск эффективных методов биологического мониторинга ведется учёными Кировской области в направлении отработки экспресс-методов по показателям, позволяющим делать комплексные оценки состояния природных сред и объектов.

Данная монография подготовлена и издана в рамках областной целевой программы «Экология и природные ресурсы Кировской области» подпрограммы «Экологическая культура населения» на 2004 – 2010 годы.

Глава 1.

Место и роль биологического мониторинга в экологической оценке состояния окружающей среды

1.1. Биологический мониторинг – составная часть экологического мониторинга

Из международной программы ЮНЕСКО «Человек и биосфера» [1] следует, что экологический мониторинг представляет систему регулярных длительных наблюдений в пространстве и во времени, дающую информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого и настоящего, а также прогноза в будущем параметров окружающей среды, имеющих значение для человека.

Биологический мониторинг является важнейшей составной частью экологического мониторинга окружающей природной среды. Трактовка понятия «биомониторинг» достаточно широка. Например, Н. Ф. Реймерс [2] определяет «мониторинг биологический» как слежение за биологическими объектами (наличием видов, их состоянием, появлением случайных интродуцентов и т. д.), а также мониторинг с помощью биоиндикаторов. По определению В. С. Николаевского [3], биологический мониторинг – определение состояния живых организмов на всех уровнях организации и отклика их на загрязнение среды, то есть это система наблюдений, оценки и прогноза изменений состояния биологических систем под влиянием антропогенных воздействий. Термин «биомониторинг» А. Б. Стрельцов [4] определяет как проводимый методами биоиндикации мониторинг качества «здоровья» окружающей среды, её отклонения от сбалансированного оптимума. По сути, он является основной составной частью экологического мониторинга как мониторинга экологических параметров среды. Однако более строгим является развёрнутое название – «Мониторинг здоровья окружающей среды, осуществляемый методом биоиндикации». Под «здоровьем среды» в самом общем смысле понимается её состояние, необходимое для обеспечения здоровья человека и других видов живых существ [5]. Качество среды обитания является основным индикатором устойчивого развития. Концепция здоровья среды становится одним из центральных в экологической политике России

(Приоритеты национальной экологической политики России. Центр экологической политики России. М., 1992).

На фоне многообразия понятий и оценок биомониторинга авторы данной монографии придерживаются следующего его определения. Биомониторинг является составной частью экологического мониторинга, изучает реакции (отклик) экосистем с использованием биологических индикаторов на воздействие факторов внешней среды, а также включает биодиагностику, анализ и прогноз состояния природных сред по растительным и животным организмам. Таким образом, биомониторинг включает наблюдения за самими живыми организмами и наблюдения за состоянием каких-либо других экологических факторов (параметров среды) или экосистем [4].

Биомониторинг позволяет сделать прямую оценку качества среды и является первым уровнем последовательного процесса изучения здоровья экосистемы. В этом заключается приоритет биологической оценки в общей системе мониторинга окружающей среды. И не только! На сегодняшний момент времени всё ещё преобладают автоматические, физические, химические системы наблюдения за изменениями в окружающей среде. Все аналитические приборы основаны на строении того или иного органа восприятия окружающей среды млекопитающего. Они узкоспециализированы к воздействию конкретного фактора, не воспринимают всего комплекса в целом. Учитывая, что в природе довольно часто встречается такое явление, как синергизм, то вследствие этого чувствительность прибора и чистота показателей аппаратуры является весьма относительной. Помимо всего прочего использование современных дорогих приборов ведёт к сложностям в обращении, настройке и регулярной проверке, правильном их использовании; необходимы специалисты, привлечение ресурсов и химических реактивов. Деятельность человека в области промышленности, энергетического, транспортного, сельскохозяйственного, бытового и др. производства сопровождается мощными выбросами загрязняющих веществ во все среды обитания живого. Каждый автомобиль, а их сегодня в мире более 600 млн., в сутки в среднем выбрасывает 3,5 – 4 кг угарного газа. Один легковой автомобиль ежегодно поглощает из атмосферы около 5 т кислорода, выбрасывая с отработанными газами 1 т оксида углерода и другие вредные вещества. Необходимо отметить, что сейчас на среду воздействует многообразие поллютантов, исчисляемое тысячами наименований, и продолжает расти (ежегодно на мировом рынке появляется до тысячи новых соединений) [6]. Авторы отмечают, что определение содержания каждого поллютанта в различных компонентах среды и лабора-

торная оценка его токсичности, в особенности куммулятивного эффекта всего многообразия сочетаний различных воздействий, становятся невозможными.

В такой ситуации получение интегральной информации о качестве среды при всём комплексе воздействий представляется наиболее важным. Для достижения этой цели приоритетным становится биомониторинг с его методами – биоиндикацией и биотестированием.

Как отмечает В. М. Захаров [6], только биологическая оценка представляет возможность интегральной характеристики качества среды, находящейся при всём многообразии воздействий. Такая оценка даёт характеристику здоровья среды, её пригодности для живой природы и человека. Без оценки качества среды невозможно правильное решение ни одной из частных или общих проблем, даже тех, которые, на первый взгляд, не имеют к этому прямого отношения.

Цель биомониторинга одна – создание информационной основы принятия управленческих решений в области природоохраны, природопользования и экологической безопасности. Мониторинг должен включать в себя анализ, моделирование и прогнозирование, а не только оценку состояния и слежения.

Главными этапами биологического мониторинга являются:

- наблюдения и отбор информативных биоиндикаторов для оценки экологического состояния растительного и животного мира в районе исследования;
- диагностика, позволяющая обнаружить, идентифицировать и определить концентрации загрязняющих веществ в биотической составляющей на основе широкого использования организмов-мониторов;
- создание автоматизированных систем, способных с достаточно большей точностью выявлять «отклик» организма на загрязнение среды, в которой он находится;
- оценка и прогноз состояния биотической составляющей окружающей среды;
- разработка предложений и мероприятий по реамидации природного комплекса.

Принципы организации подсистемы биологического мониторинга:

- организация биологического мониторинга должна отвечать совокупности требований, обеспечивающих единство подходов, воспроизводимость результатов, являющихся базовыми при создании системы экологического мониторинга;
- биологические методы должны помогать диагностировать негативные изменения в природной среде на ранних стадиях (экспресс-методы)

и при таких количествах токсикантов, которые ещё не могут быть зафиксированы приборами;

– методом биоиндикации с использованием подходящих индикаторных организмов должна осуществляться качественная и количественная оценка (без определения степени загрязнения) эффекта антропогенного и естественного влияния на окружающую среду;

– используемые биоиндикаторы должны удовлетворять следующим требованиям:

а) это должны быть виды, характерные для природной зоны, где располагается данный объект;

б) организмы-мониторы должны быть распространены на всей изучаемой территории повсеместно;

в) они должны иметь чётко выраженную количественную и качественную реакцию на отклонение свойств среды обитания от экологической нормы;

г) биология данных видов-ндикаторов должна быть хорошо изучена.

Структура биологического мониторинга довольно сложна. Он проводится по показателям состояния живых объектов на разных уровнях их организации – суборганизменном, организменном и надорганизменном. Так генетический мониторинг соответствует субклеточному уровню, экологический мониторинг – популяционному и биоценотическому. Каждому из них соответствует свой набор биологических переменных.

Именно биомониторинг является теоретически методологической основой экологического мониторинга. Как известно, мониторинг принято делить (Реймерс, 1990) на базовый (или фоновый), глобальный, региональный, локальный, импактный.

Базовый (фоновый) – слежение за общебиосферными, в основном природными, явлениями без наложения на них региональных антропогенных влияний.

Глобальный мониторинг – слежение за общемировыми процессами и явлениями в биосфере Земли, включая все её экологические компоненты и предупреждение о возникающих экстремальных ситуациях.

Региональный мониторинг – слежение за процессами и явлениями в пределах определённого региона, где эти процессы и явления могут отмечаться и по природному характеру, и по антропогенным воздействиям от базового фона, характерного для всей биосферы. Региональный мониторинг даёт оценку антропогенного влияния на природную среду в ходе обычной хозяйственной деятельности человека, которая обязательно предполагает тот или иной вид взаимодействия с природой (градострои-

тельство, сельское хозяйство, энергетика и т. д.), даёт характеристику общего нарушения природной среды, привноса и выноса из природных систем веществ и энергии.

Локальный мониторинг осуществляет контроль за содержанием токсичных для человека химических веществ и других загрязнителей в атмосфере, природных водах, растительности, почве, подверженных воздействию конкретных источников загрязнения. При локальном мониторинге состояние окружающей среды оценивается с точки зрения здоровья человека, что служит самым важным, ёмким и комплексным показателем состояния окружающей среды.

Импактный мониторинг (мониторинг источников антропогенного воздействия) – мониторинг региональных и локальных антропогенных воздействий в особо опасных зонах и местах. Под источником антропогенного воздействия следует понимать источники эмиссии (выделения) веществ, энергии и излучений в природные среды, а также изъятие природных ресурсов, нарушение естественной структуры и их составляющих.

Единственной реальной системой широкомасштабного мониторинга, как отмечает А. Б. Стрельцов [4], может стать система биологического мониторинга.

Рассматривая организационные уровни экологического мониторинга, в качестве наиболее реализуемых выделяют локальный и региональный уровни их организации.

1.2. Биоиндикация и биотестирование – методические направления биомониторинга качества природных сред и объектов

Современная концепция биомониторинга качества природных сред и объектов представлена двумя методическими направлениями: биоиндикацией и биотестированием.

Биоиндикация как конкурентоспособная научная проблема предложена на международный конкурс проектов и поддерживается грантами Российской академии наук (ГНТП – «Биологическое разнообразие») и Министерства образования и науки Российской Федерации.

Биоиндикация – это обнаружение и определение биологически и экологически значимых антропогенных нагрузок на основе реакций на них живых организмов и их сообществ в природных условиях. Биоиндикаторы (от *био* и лат. *indico* – указываю, определяю) – организмы, присутствие, количество

или особенности развития которых служат показателями естественных процессов, условий или антропогенных изменений среды обитания.

Биотестирование (частный случай биоиндикации) – это процедура установления токсичности среды с помощью тест-объектов в лабораторных, а также и в природных условиях при помощи аттестованных методик.

Методами биоиндикации и биотестирования определяется присутствие в окружающей среде того или иного загрязнителя по наличию или состоянию определённых организмов, наиболее чувствительных к изменению экологической обстановки, т. е. обнаружение и определение биологически значимых антропогенных нагрузок на основе реакции на них живых организмов и их сообществ.

Таким образом, применение биологических методов для оценки среды подразумевает выделение видов животных или растений, чутко реагирующих на тот или иной тип воздействия. ***Методом биоиндикации с использованием подходящих индикаторных организмов осуществляется качественная и количественная оценка (без определения степени загрязнения) эффекта антропогенного и естественного влияния на окружающую среду.***

Биологические методы помогают диагностировать негативные изменения в природной среде на ранних стадиях (экспресс-методы) и при таких количествах токсикантов, которые ещё не могут быть зафиксированы приборами.

По биоиндикационным признакам можно выявить экологические нарушения при низких уровнях загрязнения, когда ещё нет серьёзных ограничений для развития растений и опасности для населения, что позволит принять меры для предотвращения дальнейшего поступления загрязнителей в окружающую природную среду и не допустить необратимых изменений в экосистемах.

С помощью биоиндикаторов можно:

- обнаруживать места скоплений в экологических системах различного рода загрязнений;
- проследить скорость происходящих в окружающей среде изменений;
- только по биоиндикаторам можно судить о степени вредности тех или иных веществ для живой природы;
- прогнозировать дальнейшее развитие экосистемы.

Преимуществом методов биоиндикации и биотестирования перед физико-химическими методами является интегральный характер ответных реакций биообъектов, которые:

- отражают биологически важные данные об окружающей среде и её состоянии в целом;
- выявляют присутствие в компонентах природной среды комплекса различных загрязнителей;
- при посторонней антропогенной нагрузке биоиндикаторы могут реагировать на очень слабые воздействия в силу аккумуляции дозы;
- делают необязательным применение физико-химических методов, дорогостоящих и трудоёмких приборов. Живые организмы постоянно присутствуют в окружающей человека среде и реагируют на кратковременные и залповые выбросы токсикантов, которые можно не зарегистрировать даже при очень регулярном отборе проб на анализы;
- фиксируют происходящие в окружающей среде изменения;
- выявляют места скоплений различного рода загрязняющих веществ в природных средах и объектах;
- помогают нормировать предельную нагрузку на экосистемы, различающиеся по своей устойчивости к антропогенному воздействию.

Особую значимость имеет то обстоятельство, что ***биоиндикаторы отражают степень опасности соответствующего состояния окружающей среды для всех живых организмов, в том числе и для человека.***

Биоиндикаторы по ответным реакциям на внешние воздействия также могут быть отнесены к нескольким типам. Во-первых, у ряда видов животных существенно меняется численность популяций в условиях нарушения среды. Это будут количественные биоиндикаторы. Наряду с ними есть качественные биоиндикаторы, по присутствию или отсутствию которых также можно дать характеристику биоценоза. Если индикаторный вид реагирует значительным отклонением жизненных проявлений от нормы, то он является чувствительным биоиндикатором. Если накопление антропогенных воздействий большей частью идёт без быстро проявляющихся нарушений, то такой индикатор называется аккумулятивным.

Высокочувствительными к антропогенному загрязнению представителями биоты являются организмы-индикаторы, которые используются для идентификации изменений в окружающей среде, обусловленной действием различного рода загрязнителей. Присутствие толерантных индикаторных организмов в виде высокой плотности популяций или отсутствие чувствительных популяций может служить показателями загрязнений.

Однако биоиндикация, как правило, проводится длительное время, трудозатратна (необходимо привлечение большого количества высококвалифицированных специалистов); в большинстве случаев методы

биоиндикации метрологически не аттестованы и не учитывают внутрипопуляционные процессы (колебания численности особей и т. д.). В связи с этим, а также с учётом того, что биотестирование является более простым, оперативным и доступным методом получения информации о качестве природных сред, оно и применяется при проведении экологического мониторинга. Таким образом, основными при проведении биомониторинга являются аттестованные методики оценки качества природных сред. Другие методики биоиндикации могут использоваться как дополнительные.

Биотестирование – это методический приём, основанный на оценке действия фактора среды, в том числе и токсического, на организм, его отдельную функцию или систему органов и тканей [7].

Биотестирование позволяет провести экспресс-оценку природной среды и выявить точки, указывающие на наиболее загрязнённые участки в зоне обследования. В пробах, где методами биотестирования выявлены какие-либо отклонения, исследуемая среда характеризуется как токсичная. В этом случае химико-аналитическим путём устанавливается качественный и количественный состав этих проб.

Методология биотестирования, основанная на исследовании эффективности гомеостатических механизмов, позволяет уловить присутствие стрессирующего воздействия раньше, чем многие обычно используемые методы.

Методы биотестирования, используемые для оценки среды, должны соответствовать следующим требованиям [8]: «быть применимыми для оценки любых экологических изменений среды обитания живых организмов; характеризовать наиболее общие и важные параметры жизнедеятельности биоты; быть достаточно чувствительными для выявления даже начальных обратимых экологических изменений; быть адекватными для любого вида живых существ и любого типа воздействия; быть удобными не только для лабораторного моделирования, но также и для исследований в природе; быть достаточно простыми и не слишком дорогостоящими для широкого использования». Последнее весьма важно иметь в виду. Дело в том, что в настоящее время существует ряд современных молекулярно-биологических тестов качества среды, но в силу высокой технологической сложности и стоимости применение данных тестов ограничено. Сходную информацию возможно получить более доступным способом, используя природные индикаторы.

Методы биотестирования имеют широкое распространение, когда для оценки параметров среды используются стандартизированные методики по реакции живого организма. Этот стандарт относится, в первую очередь, к используемым для тестирования живым организмам. Известны

биотесты на бактериях, дафниях, водорослях, мхах, лишайниках, на высших растениях, речь об индикации которых пойдёт в последующих главах.

Тест-объектами являются организмы, используемые при оценке токсичности химических веществ, природных сред, сточных вод, отходов производства, донных отложений, кормов и т. д. Тест-объекты, по определению Л. П. Брагинского [9], – «датчики» сигнальной информации о токсичности среды и заменители сложных химических анализов, позволяющие оперативно констатировать факт токсичности (ядовитости, вредности) среды («да» или «нет»), независимо от того, обусловлена ли она наличием одного точно определяемого аналитически вещества или целого комплекса аналитически не определяемых веществ.

Важное условие правильного проведения биотестирования – использование генетически однородных лабораторных культур, т. к. они проходят проверки чувствительности, содержатся в специальных, оговоренных стандартами лабораторных условиях, обеспечивающих необходимую сходимость и воспроизводимость результатов исследований, а также максимальную чувствительность к токсическим веществам.

Длительность биотестирования зависит от задачи, поставленной исследователем. Острые биотесты, выполняемые на различных тест-объектах по показателям выживаемости, длятся от нескольких минут до 24 – 96 час. Краткосрочные хронические тесты длятся в течение 7 суток и заканчиваются, как правило, после получения первого поколения тест-объектов. Хронические тесты на общую плодовитость ракообразных, охватывающие 3 поколения, длятся до рождения молоди в F3.

Биологический мониторинг с использованием методов биотестирования и биоиндикации проводится на основании имеющихся утверждённых методик контроля и мониторинга:

1) ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний;

2) ПНД Ф Т 14.1:2.4.12-06/16.1:2.3:3.9-06 Методика определения токсичности водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus;

3) ФР.1.31.2003.00734 Методика определения токсичности воды по хемотоксической реакции инфузорий;

4) ФР.1.31.2003.00735 Методика определения токсичности почвы и донных отложений по хемотаксической реакции инфузорий;

5) ФР.1.31.2003.00736 Методика определения токсичности отходов по хемотоксической реакции инфузорий;

6) ФР.1.39.2007.03223 Методика определения токсичности вод и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флюоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей;

7) ФР.1.39.2004.01143 Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла;

8) ФР.1.39.2007.03221 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний;

9) РД 118-02-90 Методическое руководство по биотестированию воды. Методика биотестирования по гибели рыб *Poecilia Reticulata* Peters;

10) ПНД ФТ 14.1:2.3:4.11-04/16.1:2.3:3.8-04 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм» на приборе «Биотокс-10»;

11) Методические рекомендации по выполнению оценки качества среды по состоянию живых существ. / Утв. Росэкология 16.10.2003, № 460-р;

12) МРМЗ № 11–1/132–09 Методические рекомендации по оценке токсичности атмосферного воздуха населённых пунктов, воздуха рабочей зоны и воздуха жилых и общественных зданий по интенсивности биолюминесценции бактерий.

В. М. Захаров [6] выделил три уровня биомониторинга (первый – изменения ландшафта, растительного покрова и др., второй – изменение видового состава различных групп живых существ, третий – состояние (самочувствие природных популяций). Третий уровень он условно называет Биотест, хотя в действительности он объединяет определённые аспекты двух традиционных направлений: биотеста, как такового, в виде лабораторных тестов на качество среды, и биоиндикации, как серии биологических оценок в природе. Это представляется оправданным, как отмечает В. М. Захаров, поскольку многие биологические подходы пригодны как для лабораторных, так и для полевых оценок, в то время как подходы, основанные на использовании определённых видов в качестве биоиндикаторов, обычно применяются на другом уровне мониторинга.

«Организация контроля за экологическими изменениями посредством Биотеста, как системы раннего предупреждения, выявляющей даже начальные изменения в состоянии живых существ разных видов до их исчезновения с рассматриваемой территории, представляется особенно перспективной» [6].

1.3. Методология биоиндикации и биотестирования и основные подходы к ним (морфологический, генетический, физиологический, биохимический, иммунологический, системный)

Методологию интегральной оценки качества среды В. М. Захаров называет «Биотест» [6].

Суть методологии Биотеста (биотест + биоиндикация) состоит в том, что оценка качества среды производится в отношении здоровья экосистемы путём интегрирования ответа на вопрос о здоровье её компонентов, представленных разными видами живых существ. Биотест – это новая интегральная система мониторинга. Особенностью методологии Биотеста является то, что для оценки здоровья экосистемы используются не экосистемные и популяционные параметры как таковые, а показатели состояния организмов разных видов.

Объектом слежения при биологическом подходе является состояние живого организма. Параметры и методы, используемые при этом, могут быть различными, характеризуя молекулярные, клеточные, тканевые или организменные процессы. Все они являются показателями состояния живого организма.

Методология Биотеста, основанная на исследовании эффективности гомеостатических механизмов, позволяет уловить присутствие стрессорного воздействия раньше, чем многие обычно используемые методы.

Биотест предполагает использовать множество методов, которые оценивают эффективность гомеостаза (постоянства). Все эти методы подчинены пяти главным подходам, характеризующим различные структурно-функциональные уровни живого организма.

Основные подходы Биотеста: морфологический, генетический, физиологический, биохимический, иммунологический. Ниже приводится краткая характеристика основных подходов биотестирования и биоиндикации, т. е. «Биотеста» [6].

Морфологический. Именно этот подход прежде всего характеризует уровень гомеостаза развития. Основным подходом, вследствие нарушений гомеостаза развития, является **морфогенетический**. Главным при данном подходе является характеристика стабильности развития, охватывающая процессы, которые снижают фенотипическое разнообразие, происходящее от нарушений в индивидуальном развитии. Снижение эффективности гомеостаза приводит к появлению отклонений от нормального строения различных морфологических признаков, обусловленных нарушением развития (например, флуктуирующая асимметрия и др. аномалии).

Генетический. Генетические изменения в соматических клетках представляют собой интегральный показатель гомеостаза развития, характеризую как мутагенность среды, так и эффективность иммунной системы организма. Генетические отклонения могут быть выявлены как на хромосомном, так и на молекулярном уровне.

Физиологический. Стрессовое воздействие среды приводит к отклонению основных физиологических параметров организма от оптимального уровня. Наиболее доступным методом исследования, например, энергетического обмена, является оценка потребления кислорода, а также перспективен метод для оценки стрессовых воздействий на гомеостаз развития – это темп и ритмика ростовых процессов.

Биохимический. Изменение гомеостаза развития в ответ на стрессовое воздействие среды может быть оценено по эффективности биохимических реакций, уровню ферментативной активности и концентрации определённых продуктов обмена. Например, изменение базовых биохимических процессов (фотосинтез у растений) и структуры ДНК в результате биохимических реакций (окислительный стресс) могут обеспечить необходимую информацию о реакции организма в ответ на стрессовое воздействие.

Иммунологический. Оценка эффективности иммунной системы – одна из наиболее важных характеристик состояния живого организма (путём анализа иммунологических параметров (например, состав крови, продукция антител, эффективность иммунного ответа, устойчивость к заболеваниям, стрессу и др.).

Таким образом, изменения, выявляемые всеми этими подходами, будут свидетельствовать об отклонении в состоянии живых организмов.

Системный. Мониторинг биоты включает различные территориальные компоненты организмов. С одной стороны, необходимо учитывать состояние флоры и фауны, отражающее важнейший экологический показатель – видовое биоразнообразие данной территории. С другой стороны, необходимо изучение состояния экосистем в целом (или) их особых биотических компонентов – фитоценоза и зооценоза. Экосистемный подход к оценке антропогенного воздействия должен строиться на сопоставлении структурно-функциональных показателей экосистем и их биотических компонентов, нарушенных воздействием локального источника, с аналогичными экосистемами фоновых территорий. Это позволит вычленить локальные изменения от воздействия определённого объекта из сложной совокупности форм динамики, обусловленной природными факторами, а также трансграничным переносом загрязнений. Поэтому локальный мониторинг биоты необходимо сочетать с мониторингом регионального фона.

Такое интегрирование показателей (с применением указанных выше подходов) на индивидуальном и экосистемном уровнях является путём, обеспечивающим получение надёжной оценки качества среды и её возможных изменений.

Заметим, что в основу методологии наших исследований в области биомониторинга и его направлений (биоиндикации и биотестирования) положены труды не только В. М. Захарова [6, 5], но и фундаментальные работы по биоиндикации экосистем – Р. Шуберта [100], Э. А. Штиной [10, 11], В. В. Снакина [12], И. Н. Лозановской [13], Б. М. Миркина, Г. С. Розенберга [14], Н. Ф. Реймерса [15], М. С. Гилярова [16]; по нормированию загрязнения природных сред – Д. А. Кривоуцко [17, 18], Е. Л. Воробейчика [19], Т. Я. Ашихминой [20, 21]; по прикладной и учебной экологии – О. П. Мелеховой, Е. И. Егоровой, Т. И. Евсеевой [8] и др.

1.4. Понятие о видах биоиндикации: (фитоиндикация, микробный комплекс, зооиндикация, гидрологическая биоиндикация, фенологическая, фенологическая, жизненные формы растений и животных, видовое разнообразие, асимметрия в природе, биомаркеры, люминесценция, метод комплексной биоиндикации, экосистемный подход, симбиологический метод, этологический (поведенческий) критерий

В качестве биоиндикаторов могут быть использованы представители всех «царств» живой природы: бактерии, водоросли, высшие растения, беспозвоночные и позвоночные животные. Рассматривая организмы разных царств, их особенности организации и биологии, видовое разнообразие и мн. др., можно выделить следующие виды биоиндикации (см. приложения).

Фитоиндикация. В арсенале средств экологических оценок и прогнозов условий среды важное место занимает фитоиндикация. «...Где растёт дуб, клён, вяз, яблонник, буковица, клубника, там земля добра. Березняк показывает убогую, а сосняк, можжевельник, молодило – сухую супесь, тростник, мох, хвощ, осока – мокрую землю и болотную» (А. Н. Радищев. Начало XIX в.).

Фитоиндикация – это практические приёмы использования как растительности в целом, так и отдельных растений или их частей, популяций определённых видов и состояния фитоценоза в целом, в качестве показателя (индикатора) особенностей компонентов среды их обитания.

На уровне вида обычно производят специфическую индикацию какого-то одного загрязнителя, а на уровне популяции или фитоценоза – общего состояния природной среды.

Теоретической основой фитоиндикационного метода является положение о взаимозависимости между растениями и условиями местообитания.

Фитоиндикационными называются растения и их сообщества, указывающие на какие-то конкретные особенности среды их обитания.

Советский ботаник Б. В. Виноградов [22] классифицировал индикаторные признаки растений следующим образом. Он выделил флористические, физиологические, морфологические и фитоценотические признаки. Флористические индикаторные признаки дают основную качественную характеристику местообитания, а другие признаки в большинстве случаев дополняют показания отдельного растения.

Развитие индикационного метода по растениям прошло уже несколько этапов. Первоначально в качестве индикаторов выступали отдельные растения, затем растительные сообщества (фитоценозы). В настоящее время в качестве индикатора используется вся совокупность особенностей ландшафта [23]. Изменения в ландшафте, подмеченные, главным образом, на основании анализа аэрофотоснимков и космических снимков, а также путем наземных наблюдений, позволяют выявить протекающие в природе естественные или вызванные деятельностью человека процессы.

Ландшафтный индикационный метод включает в себя анализ эколого-генетических рядов растительных сообществ. Благодаря высокой чувствительности фитоценозов по отношению к изменению экологической обстановки этот метод имеет важное значение для фиксации самого раннего этапа протекания того или иного процесса, в частности, имеющего место в районах мелиорации земель. В то же время анализ растительности наряду с анализом рельефа делает ландшафтный метод более точным.

Растения-индикаторы используются при оценке механического состава, кислотности и засоления почв, в поисках пресных вод в пустынях и некоторых полезных ископаемых, они показывают на плодородие почв, предсказывают погоду, свидетельствуют о наличии опасных металлов-загрязнителей.

Одни растения остро реагируют на осадки, другие на $t^{\circ}\text{C}$ (температура), третьи – не отзываются на эти факторы, четвёртые чувствительны к световому режиму, пятые – к плодородию почв, ещё другие растения-индикаторы чувствительны к загрязнению атмосферного воздуха газообразными соединениями, показывают степень загрязнения почвы и водоемов поллютантами.

Отдельные группы растений, как высших, так и низших, зарекомендовали себя хорошими индикаторами условий окружающей среды. Так, например Э. А. Штина (известный альголог Кировской области), предлагает использовать **водоросли** при оценке загрязнения почв, а также показывает группы водорослей, индуцирующие их загрязнения. Для этой цели весьма пригодны зелёные и диатомовые водоросли. Под действием токсиантов первоначально зелёная масса водорослей меняет цвет: становится густо-коричневой или, наоборот, обесцвечивается [24]. **Индикация среды по водорослям составляет альгоиндикацию.**

Отмечено, что водоросли отражают азотный режим почвы, что синезелёные – лучшие отражатели фосфорного и калийного режима почвы, а также её кислотности и токсичности [25]. Водоросли – показатели водного режима [26]. Индикаторное значение имеет явление «цветения» почвы [27] – это массовое развитие микроскопических водорослей, которое является показателем плодородия почвы, обеспеченной питательными веществами и лишённой токсических веществ. Водоросли – объект биоиндикации качества воды и показатель состояния экосистемы реки.

Анализ литературы показал, пишет Т. В. Черненко [28]: «Водоросли являются прекрасными тест-объектами, основной смысл использования которых заключается в установлении степени токсичности действия химически неблагоприятных факторов среды, потенциально опасных для живых компонентов экосистем».

Водообитающие водоросли и водоросли почв обладают рядом качеств, удобных для практики биотестирования.

Мхи весьма чувствительны к загрязнению воздуха, особенно диоксидом серы, а в сильно загрязнённых районах вымирают. Мох – накопитель тяжёлых металлов и мышьяка [19]. Мхи отражают радиоактивное загрязнение окружающей среды. А. Д. Булохов [29] в своём труде «Фитоиндикация» приводит экологические шкалы моховидных (светочувствительность, влажность, кислотность почвы, теплолюбивость, жизненные формы), а также мхов соответственно шкале «Видовой состав мхов».

Существуют специальные бриометры (от бриум-мох) – маленькие коробочки с посаженными в них мхами определённых видов. Бриометры выставляют в разных местах города. За сутки мхи хорошо «запоминают» режим задымления атмосферы [30]. Индикация состояния среды по мхам называется **бриоиндикацией**.

В настоящее время **лихеноиндикация (индикация по лишайникам)** – это широко используемый метод биоиндикации окружающей среды и её загрязнения. Изучая видовой состав лишайников, которые растут на коре

деревьев, учёные определяют зоны по степени задымления городов. Среди лишайников есть такие, которые исчезают при самом слабом загрязнении воздуха, и такие, которые выдерживают высокие концентрации загрязнителей. Если на деревьях наблюдается обилие лишайников, то это свидетельствует о чистом воздухе, и наоборот, их отсутствие – показатель высокого загрязнения.

Грибы. Попытку использовать макромицеты в целях мониторинга делали несколько авторов. Однако, отмечает Т. В. Черненькова [28], есть несколько причин относительного неудобства использования грибов в качестве тест-объектов. Одна из них – это редкая возможность сбора грибов одного вида на загрязнённой и незагрязнённой территории, а также большая вариабельность концентрации металлов в одних и тех же видах грибов в сходных условиях местообитаний, определяемая различиями эдафотопы. Использование же микромицетов в мониторинге загрязнения природной среды представляется сомнительным из-за их неоднозначной реакции на химический состав субстрата, высокой зависимости от его водного статуса и температуры, сложности интерпретации данных лабораторных экспериментов.

Что касается микромицетов, то автору монографии «Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем» В. А. Тереховой [31] удалось доказать биоиндикационное значение грибов на уровне популяций. Многие популяционные признаки микромицетов являются маркерами, индицирующими состояние экосистем. Предлагаются оригинальные методики биотестирования, основанные на подборе тест-организмов, в частности, гриб *Fusarium oxysporum* оказался очень чувствительным к тяжёлым металлам [32].

Сосудистые растения. Направления использования сосудистых растений в практике биомониторинга и биоиндикации многообразны. С повышением таксономического уровня растений использование их в биоиндикационных работах становится более многоплановым как по методам, так и по набору показателей. В работе Т. В. Черненькова [28] отмечается как метод химического анализа, так и биологический, в пределах которого используются:

- физиолого-биохимическая оценка функциональных повреждений растений;
- макро- и микроскопическое визуальное изучение фитопатологий;
- ботанический метод (составление картосхем нахождения определённых видов индикаторов);
- активное и пассивное тестирование;

- лесоведственные методы (определение состояния древостоя по внешнему виду крон, степени облесения, изменение прироста и общая продуктивность древостоев);
- оценка видового разнообразия и ценотическая значимость видов;
- оценка изменения общей продуктивности и циклов круговорота веществ в экосистеме;
- комплексные интегральные оценки состояния сообществ;
- дистанционные методы.

Практически в биоиндикации возможно использовать все исследованные виды, однако следует строго подходить к выбору вида или группы видов в зависимости от стоящих задач в конкретном исследовании.

Загрязнение воздуха сернистым газом влияет, например, на размеры побегов и количество хвоинок на сосне, а также на усыхание хвои, длину и диаметр шишек, ширину годичных колец. А на листьях большого подорожника при загрязнении диоксидом серы могут появляться пятна.

Достаточно точно можно сказать о том, как сильно засолена почва, если знать растения-индикаторы почвенного засоления (подорожник солончаковый, шведка, солерос, бодяк бесстебельный, ситник Жерарда и др.) [30].

Появился на пашне щавелёк малый и клевер пашенный – почва подкислилась и её надо известковать, появился паслен чёрный и крапива жгучая – почву «перекормили» азотными удобрениями, стало быть, и в продуктах могут оказаться нитраты и т. д.

По составу растений-сорняков можно оценить интенсивность применения гербицидов. К примеру, преобладание среди сорных растений звездчатки средней и овсяга – свидетельство частого применения гербицидов. Нахождение василька синего говорит об обратном. Этот вид уничтожается почти всеми гербицидами и исчезает при химизации растениеводства в первую очередь.

В водоёмах присутствие водокраса лягушачьего и тем более наяды, сальвинии или водяного ореха – показатель высокого качества воды. Массовое же развитие роголистников и рдеста плавающего – показатель сильного загрязнения водоёма.

О действии некоторых факторов среды можно судить по особенностям формы листьев. Флуктуирующая асимметрия листа берёзы повислой, рябины обыкновенной являются показателями условий нездоровой окружающей среды.

В целях биоиндикации рекомендуется использовать следующие деформации сосудистых растений [8]: фасциация – лентовидное уплощение

и сокращение стеблей, корней и цветоносов; махровость цветков, в которых тычинки превращаются в лепестки; пролификация – прорастание цветков и соцветий; асцидия – воронковидные, чашевидные и трубчатые листья у растений с пластинчатыми листьями; редукция – обратное развитие органов растений, вырождение, нитевидность – нитчатая форма листовой пластинки; филлодий тычинок – превращение их в плоское листовидное образование.

Известен **пыльцевой** (спорово-пыльцевой) метод определений негативных факторов среды. Промышленные выбросы (эмиссии) оказывают настолько значительное влияние на спорофит, что нарушаются процессы, связанные с размножением растений, в том числе и микроспорогенез. В результате образуется большое количество нездоровых пыльцевых зёрен со специфическими признаками: меняется прочность оболочки, возникает стерильность пыльцевых зёрен. Существуют растения-полиноиндикаторы, которые могут указывать на неблагоприятное состояние окружающей среды [33].

Попадая в окружающую среду, отравляющие вещества могут подвергаться трансформации. Конечным продуктом гидролиза зарина и зомана является метилфосфоновая кислота. Она устойчива в природных условиях и сохраняется в почве десятилетиями. Растения как основной компонент экосистем будут в первую очередь подвержены её воздействию [34].

Микробный комплекс. В последнее время активно изучаются возможности использования микроорганизмов в качестве биоиндикаторов и биотестов загрязнения окружающей среды. Микроорганизмы – наиболее быстро реагирующие на изменения окружающей среды. Их развитие и активность находятся в прямой связи с составом органических и неорганических веществ в среде, т. к. они способны разрушать соединения естественного и антропогенного происхождения. На этом основаны принципы биоиндикации с использованием микроорганизмов [8].

Для санитарного контроля и нормирования загрязнителей в педоценозах успешно применяются методы микробиологического тестирования. Они включают вирусологические, бактериологические исследования и метод определения «токсикоза» почв [4]. В санитарно-эпидемиологических исследованиях, наряду с прямым определением содержания патогенных микроорганизмов, также применяются методы индикаторных штаммов (или «почвенные закладки») и определения «токсикозов» почв. При этом в качестве тест-объектов используют – *Clostridium tetani*, *Cl. perfringens*, *Bacillus anthracis*, *Escherichia coli* и др. А. Б. Стрельцов указывает также, что для тестирования остатков пестицидов и тяжёлых металлов в почве и воде

используется стандартный микробиотест. Метод основан на получении водной почвенной вытяжки и количественной оценки в ней токсикантов по степени ингибирования одной из ключевых ферментных систем – люциферазой, что количественно регистрируется биолуминатором типа БЛМ 8101. Используется культура *Photobacterium phosphoreum*.

Многие природные штаммы микроорганизмов содержат ферменты, способные вызывать детоксикацию зарина и зомана (*Tetrahymena thermophila* и *Pseudomonas-sdiminuta*). Почвенная микрофлора может вносить заметный вклад в уменьшение стойкости отравляющих веществ (зоман, V_x газы) – разлагаются в почве под действием микроорганизмов (*Bacillus sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Vibrionaceal sp.*). Однако при высокой плотности заражения происходит угнетение биохимических механизмов самоочищения почвы [35].

По методу определения биохимического потребления кислорода фиксируется, по сути, метаболическая активность микроорганизмов, которые окисляют питательные вещества, содержащиеся в пробе воды. Чем больше пищи для микробов (то есть больше загрязненные стоки), тем интенсивнее и в больших количествах потребляется ими кислород [36].

Для оценки качества вод используют показатель микробного числа [8] – это число клеток аэробных сапрофитных организмов в 1 мл воды. В водопроводной воде согласно ГОСТ микробное число не должно превышать 100. В чистых водоёмах число сапрофитов может исчисляться десятками и сотнями, а в загрязнённых и грязных водоёмах этот показатель достигает сотен тысяч и миллионов.

Помимо микробного числа используются данные по видовому составу микроорганизмов. В полисапробной зоне наблюдается массовое развитие нитчатых бактерий. В загрязнённой фекалиями воде высок коли-индекс, характеризующий наличие в среде энтеробактерий *Escherichia coli* – условных патогенов и постоянных обитателей кишечника человека и животного.

Зоологическая индикация. Идея использования животных в качестве биологических индикаторов относится к концу XIX века. Уже в то время живые организмы оказались незаменимыми при оценке качества питьевой воды, воздуха, пищевых продуктов, эффективности очистки сточных вод. По биологическим индикаторам следили за чистотой питьевой воды в Женевском озере, в Дании существовала служба контроля за чистотой побережья Балтики. В нашей стране много лет таким же образом осуществлялся санитарный контроль за состоянием природных очагов.

Современная зооиндикация решает две задачи: обнаружение в организмах токсических веществ и изучение биологических эффектов их

воздействия. Для решения первой задачи применяют аналитические методы современной химии. Биологические эффекты изучаются по проницаемости наружных покровов, генетическим изменениям в отдельных особях и популяциях.

Степень загрязнения среды оценивается и по отдельным организмам, и по видовому разнообразию, и по структуре сообществ живых организмов.

Многие загрязнители биосферы угнетают жизненные процессы растений или животных в концентрациях, к которым совершенно не чувствителен человек. По реакциям животных на изменения окружающей среды под воздействием антропогенного фактора можно обоснованно судить, насколько эти изменения опасны или безвредны для человека. Индикационная зоология – новое направление в экологии. Его задача, как отмечено выше, изучая изменения отдельных особей диких животных, их популяции и сообщества, делать вывод о влиянии антропогенных факторов на организмы животного, о возможном их влиянии на организм человека в аналогичных экологических условиях. Успехи в этой области знаний достигнуты благодаря исследованиям Д. Н. Кашкарова, Л. Н. Формозова, Г. П. Дементьева, С. А. Северцова, Т. Я. Бей-Биенко, М. С. Гилярова, Д. А. Криволуцкого и др.

Далеко не все наземные животные [37] удобны для биоиндикационных целей. Авторы работы Криволуцкий, Новакова, Кузнецова [38] указывают на требования к выбору животных-биоиндикаторов: высокая численность; интенсивный обмен веществ; большая продолжительность жизни; интенсивность размножения; оседлость; малый индивидуальный участок обитания; постоянный контакт с изучаемым антропогенным фактором; возможность сбора массового материала исследователем в полевых условиях; чувствительность животного к изучаемому фактору; сравнительно крупные размеры для удобства анатомирования.

С учётом этих требований выделяются три группы животных [37]:

- 1) мышевидные грызуны, млекопитающие;
- 2) почвенная мезофауна (это основная группа по биомассе беспозвоночных на суше, самая разнообразная группа по видовому составу);
- 3) почвенная микрофауна.

Самыми надёжными зоологическими индикаторами оказались почвенные беспозвоночные. Эти животные реагируют на уровни радиации в 10 раз более низкие, чем те, к которым чувствительны позвоночные (мышы, лягушки, землеройки), ранее традиционные в зооиндикации.

Почвенные беспозвоночные имеют высокую степень контакта с радиоактивными веществами. С их помощью можно выявить опасные отклонения в окружающей среде и своевременно принять меры.

Анализируя состояние популяций животных-индикаторов, можно дать санитарную характеристику по факторам промышленного и радиационного загрязнения, составить долго- и краткосрочный прогнозы изменения экологической обстановки.

В настоящее время в экологических исследованиях работы ведутся в основном в двух направлениях – биоиндикация промышленных и радиоактивных загрязнений. Из общей экологии выделяется особое научное направление – экотоксикология (исследование физиологической и биохимической реакции к новым условиям среды обитания).

Отметим, что многочисленные попытки создать систему зоологических индикаторов экологического нормирования состояния наземной среды или экологического контроля пока к осязаемому результату не привели. Сложилось убеждение, что единственной пригодной биологической системой для этих целей может быть только биоценоз почвенных обитателей (микрофлора и почвенная фауна), т. к. только эта система существует на суше повсеместно. Система сложная и разнообразная, количественно и качественно богатая. При этом мир обитателей почвы – единственная сложная универсальная биологическая система, сохраняющаяся в антропогенной среде [37].

Почвенные беспозвоночные. Основополагающими работами, характеризующими почвенных животных как индикаторов почвенного режима и условий среды обитания, являются работы М. С. Гилярова [39, 40, 41, 42, 43, 44] и др.

Почва принадлежит к той категории «природных тел», которые относятся, по терминологии В. И. Вернадского [101], к биокосным, т. е. таким, все свойства которых зависят не только от неорганических компонентов и климатических условий, но и от населяющих их организмов. Поэтому естественно, что по населяющим почву организмам можно судить с большей или меньшей степенью уверенности и о характере почвы, и о её свойствах [45].

Для многих беспозвоночных почва – среда их постоянного обитания, или же, как у многих насекомых, в ней протекает значительная часть их жизненного цикла. У почвенных животных, менее способных к перемещению на значительное расстояние в поисках подходящих условий, чем обитатели открытой поверхности суши, зависимость от свойств почвы проявляется особенно четко. Показательным бывает одновременное присутствие в почве целого комплекса видов (как иногда и отсутствие определенных видов), каждый из которых или состояние которых характерно для определённого типа почвы [46] и др.

Индикационная роль почвенной биоты убедительно показана в работе О. А. Жигальского [47]. Он подтверждает на основе своих исследований информативность и работоспособность следующих параметров: общая плотность населения почвенной мезофауны, мощность лесной подстилки (скорость деструкции растительного опада); таксонная структура населения почвенной мезофауны; трофическая структура населения почвенной мезофауны; потенциальная скорость разложения целлюлозы; пространственная структура деструкционного процесса.

Почвенные животные могут быть показателями водного и теплового режимов, степени выработанности и степени окультуривания торфяных выработок.

Простейшие, нематоды, энхитриды в большей степени характеризуют водный режим выработок, а мелкие членистоногие и крупные беспозвоночные (мезофауна) – степень окультуренности. Так, на 11-й год возделывания трав появляются дождевые черви, показатели достаточно окультуренных почв [48].

Почвенные животные могут быть индикаторами биологического этапа рекультивации техногенных территорий [49].

В условиях индустриального загрязнения почвенные беспозвоночные имеют индикационное значение [50].

Сочетание основных факторов среды, обеспечивающих жизнедеятельность данного вида (температура, влажность, солевой режим, реакция и т. д.), соответствует тому интегральному показателю, который в экологии принято выражать термином «экологический стандарт вида». Амплитуда колебаний отдельных факторов среды, в пределах которой возможно существование популяций данного вида, характеризует его «экологическую пластичность». Чем шире амплитуда колебаний того или иного фактора среды, при которой возможно существование вида, тем обширнее бывает ареал вида. Виды с узким экологическим стандартом, с низкой пластичностью в отношении того или иного фактора среды показательны для характеристики среды их обитания.

Для не столь широко распространенных видов почвенных животных характерна большая монотонность почвенных условий в местах их встречаемости. При этом одни виды могут быть наименее пластичны в отношении температурного режима почвы, другие – влажности, третьи – химизма, четвёртые – механистического состава и т. д. Поэтому чем больше общих видов на почвенных территориях, тем правомочнее выводы о сходствах гидротермического, химического и биологического режимов сравниваемых почв, о близости почвенных типов земель, заселённых сходными комплексами почвенных животных.

Если отнесение почвы к тому или иному типу по другим показателям встречает затруднение, то сходство комплекса почвенных беспозвоночных является основанием для определения типа почвы.

В почве – трёхфазной полидисперсной системе – создаётся сложнейшая гамма условий, допускающая существование разных экологических групп животных, от физиологически водных (обитатели плёночной и капиллярной влаги – простейшие, коловратки, мелкие нематоды) до дышащих воздухом обитателей свободных от воды промежутков между твёрдыми частицами и их агрегатами (мелкие членистоногие) и разных групп более крупных беспозвоночных (дождевые черви, многоножки, личинки насекомых и др.).

Учитывая размеры обитателей почвы, М. С. Гиляров [16] различает микрофауну (почвенные микроартроподы), мезофауну (крупные почвенные беспозвоночные животные), макрофауну (почвенные позвоночные) и нанно-фауну (почвенные простейшие).

Рассмотрим отдельные группы животных на предмет биоиндикационных свойств по отношению к среде обитания.

Простейшие. Простейшие, или Одноклеточные животные, – большое подцарство организмов, отличающихся широким расселением и распространением (убиквисты, космополиты). Это преимущественно обитатели водной среды и влажной почвы. В настоящее время простейшие активно изучаются с точки зрения использования для биоиндикации загрязнения окружающей среды, а также биотестирования.

В этом плане интерес представляют жгутиконосцы (показатели чистоты водоёмов), инфузории (инфузория-туфелька переведена в ранг биотеста), а также раковинные амёбы. Раковинные амёбы многочисленны и разнообразны в верхних горизонтах почв; обилие не зависит от фенологических сроков; раковины длительное время сохраняются в почве, поддаются учёту и достоверной идентификации; перестраивают таксономическую структуру сообществ в зависимости от хода естественных или техногенных процессов.

Раковинные амёбы могут диагностировать гидрорежим и почвенные процессы, изменение pH, механический состав почв, её окультуренность; они чутко реагируют на пестициды, тяжёлые металлы, гербициды.

Черви. В отличие от микроскопических простейших черви являются многоклеточными животными, видимыми невооружённым глазом. Они составляют три типа: Плоские, Круглые и Кольчатые черви. В качестве биоиндикаторов пригодны прежде всего свободноживущие черви. Стабильными компонентами самых разнообразных биогеоценозов (наземных и водных) являются собственно Круглые черви – Нематоды. Сообщество

нематод – не случайный набор видов. Структура любого сообщества нематод характеризуется определенным динамическим равновесием. Установлена тенденция изменчивости сообщества и нарушение равновесия под влиянием среды обитания. Располагая общей характеристикой фауны нематод и детальным знанием их экологических условий существования, можно использовать эти организмы в качестве индикаторов состояния окружающей среды. Они могут быть показателями гидротермического режима почв, её окультуренности; они реагируют на внесение минеральных удобрений, агротехнику возделывания сельскохозяйственных культур, на промышленное загрязнение. Известное соотношение комплексов экологических групп нематод в природе (в агроценозах), которое может свидетельствовать о благосостоянии данного биотопа, принято называть гомеостатическим биценотическим комплексом. Примером гомеостатического биоценотического комплекса может служить преобладание в лесных биоценозах и агроценозах Кировской области цефалобид наряду с параризобионтами при незначительном количестве фитогельминтов. Антропогенный фактор – рубка леса – способен нарушить гомеостатическое состояние нематодных комплексов. Таким образом, нарушение соотношения комплексов видов экологических групп нематод – показатель изменения среды обитания [51].

Эффективными биоиндикаторами изменения окружающей среды являются кольчатые черви, в частности, дождевой червь. Индикационные свойства дождевого червя особенно проявляются при радиационном загрязнении [44]. Интересна взаимосвязь биомассы дождевых червей с рядом факторов, определяющих продуктивность почвы, которая является комплексным показателем [52].

Моллюски (Мягкотелые). Биоиндикационными свойствами обладают в основном водные формы моллюсков. Они являются удобными объектами для биоиндикации тяжёлых металлов, а также санитарного состояния водоёмов. Имеются исследования, связанные с использованием в качестве индикаторов наземных моллюсков [53].

Членистоногие. Для биоиндикации используются представители классов: Ракообразные, Паукообразные, Многоножки и Насекомые.

В почве обильны (до сотен тысяч на м²) мелкие членистоногие (от 0,1 до 2,0 мм), условно объединяемые термином «микроартроподы». Это клещи, ногохвостки, коллемболы и др. Повсеместная встречаемость, высокая численность и многообразие представителей в разных почвах делает микроартропод перспективной размерной группой для использования при диагностике почв [42]. А. А. Таскаева [54] отмечает, что под влиянием

промышленных выбросов наблюдается сокращение плотности популяции, а также перестройка структуры населения лесных видов коллембол – группа почвенных видов заменяется на группу полупочвенных форм. Коллемболы могут быть использованы как индикатор интенсивности загрязнения и длительности его воздействия, а также начальных этапов восстановления почвенного населения [55].

Более крупные беспозвоночные обитатели почвы (мезофауна) также являются показателями загрязнения среды, например, кивсяки. В их панцире, в частности, накапливаются тяжёлые металлы (свинец) и радиоактивные элементы (стронций, уран).

Насекомые. Это гигантская группа животных включает, по разным оценкам, 1 – 1,5 млн. разных видов.

Насекомые – это показатели особенностей местных почв и растительности [56]. Насекомые и другие беспозвоночные животные – это индикаторы антропогенных воздействий на экосистемы [57], а также радиоактивного загрязнения среды. В указанных работах в качестве индикаторов разного рода изменений отмечены жуки-щелкуны, чернотелки, жу-желицы, хрущи, стафилины. При многолетнем воздействии химического загрязнения снижается численность жу-желиц и стафилин в почвах сосновых лесов, а редкие виды исчезают совсем. И. В. Дюжаева [58] отмечает, что клопы ранее в диагностике среды не использовались. В то же время эта группа насекомых отличается обилием фитофагов и чутко реагирует на химическое загрязнение, выпас, сенокошение. При необходимости быстрого обследования обширных площадей предлагается экспресс-метод зооиндикации с использованием полужесткокрылых (клопов).

Шмели (отряд Перепончатокрылых) являются объектом биомониторинга в городских ценозах [59]. В данной работе отмечено, что в черте г. Кемерова обитает 5 – 9 видов шмелей, а за городской чертой – 17.

Позвоночные животные также служат хорошими индикаторами состояния среды благодаря следующим особенностям [8]:

- аккумулируют через пищевые цепи загрязняющие вещества;
- обладают активным обменом веществ, что способствует быстрому проявлению воздействия негативных факторов среды на организм;
- имеют хорошо дифференцированные ткани и органы, которые обладают разной способностью к накоплению токсических веществ и неоднозначностью физиологического отклика, что позволяет иметь широкий набор тестов на уровне тканей, органов и функций;
- сложные приспособления к условиям среды и чёткие поведенческие реакции наиболее чувствительны к антропогенным изменениям,

что даёт возможность непосредственно наблюдать и анализировать быстрые отклики на оказываемое воздействие;

– животные с коротким циклом развития и многочисленным потомством можно использовать для проведения ряда длительных наблюдений и прослеживать воздействие фактора на последующие поколения; для долгоживущих животных можно выбрать чувствительные тесты в соответствии с особо уязвимыми этапами онтогенеза.

Большой интерес в плане биоиндикации представляет **класс Рыбы**. «Выпадение» какого-либо вида рыб из состава рыбного населения – один из первых шагов разрушения ихтиоценоза и свидетельство деструктивных процессов в экосистеме водоёма в целом [60, 61]. Отмечено, что при высоких дозах сырой нефти причиной гибели рыб, в первую очередь, является низкое содержание кислорода в воде вследствие изоляционных свойств нефтяной плёнки.

Класс Земноводные. О. А. Жигальский [47] отмечает, что наиболее информативными индикационными признаками у амфибий и рептилий служат: видовой состав и видовое разнообразие; численность фоновых видов, скорость роста и развития личинок фоновых видов. Бесхвостые амфибии *Rana ridibunda*, *R. lessonae*, *R. esculenta*, *R. temporaria* пригодны для биоиндикационной оценки качества окружающей среды по стабильности развития и фенетике. Оценка состояния амфибий может проводиться по показателю стабильности развития. При этом в анализе используются признаки окраски и остеологии: число тёмных полос на дорсальной стороне бедра; число тёмных пятен на дорсальной стороне бедра; число тёмных полос на дорсальной стороне голени; число тёмных пятен на дорсальной стороне голени; число тёмных полос на стопе, число тёмных пятен на спине; число белых пятен на втором пальце задней конечности; число белых пятен на третьем пальце задней конечности; число белых пятен на четвёртом пальце задней конечности; число пор на четвёртом пальце задней конечности; число зубов на межчелюстной кости; число зубов на сошнике [62].

Удобными тест-системами являются функционально наружные органы и ткани лягушек, в частности, мышечная ткань, которая характеризуется высоким метаболизмом и функциональной активностью. Выяснилось, что скелетная мускулатура наиболее подвержена антропогенному воздействию (процесс атрофии мышц в загрязнённых участках). Скелетная мышечная ткань может быть использована как тест-система.

Перспективными для биоиндикации возможного воздействия ОУХО на компоненты наземных экосистем являются животные-амфибионты

(лягушки, тритоны), на которых загрязнение среды оказывает интенсивное воздействие на разных стадиях их индивидуального развития [63].

Класс Рептилии (Пресмыкающиеся). В работе [64] показано, что наиболее удобными биоиндикаторами для оценки экологических последствий и качества окружающей среды, загрязнённых радиоактивными веществами, оказались популяции немигрирующих животных, таких как рептилии, дождевые черви, многоножки, мокрицы и почвенные микроорганизмы.

Важно отметить явное повышение частоты эмбриональных уродств у живородящей ящерицы *Lacerta vivipara* в ответ на длительное радиоактивное загрязнение среды. Пресмыкающиеся недооценены как объекты биоиндикационных исследований, для которых характерен ряд преимуществ: «относительно длительная индивидуальная жизнь, оседлый образ жизни, тесная связь с субстратом, высокое обилие, стабильность основных популяционных характеристик, способность периодически целиком сбрасывать покровы с подкожными выделениями при линьке и способность к аутомии, простота отлова и наблюдения в природе, простота содержания и разведения в неволе и др. делают их перспективными для использования в биоиндикации и биомониторинге» [65].

Класс Птицы. В биоиндикации среды обитания рекомендуются следующие биологические параметры птиц: морфологическая внутрипопуляционная изменчивость (флуктуирующая асимметрия билатеральных структур, внутри-кладковая изменчивость яиц); цитогенетические изменения (микроядерный анализ лимфоцитов крови); физиологические и биохимические биомаркеры (маркеры химического стресса, связанного с воздействием ксенобиотиков (оксигеназы печени), нейротоксикантов (эстеразы), гербицидов, ароматических полихлоруглеводородных соединений и токсичных металлов (порфирины), содержание жира; толщина скорлупы; аномалии развития (частота тератологических изменений), темпы роста особей, аномалии поведения, численность локальной популяции, плодовитость, средняя продолжительность жизни особей (размер кладки, смертность: эмбриональная, птенцовая, летков, взрослых; гнездовая плотность, успех вылупления, вылета, гнездования); структура популяции (соотношение особей по полу и возрасту, доля мигрантов); взаимодействие с популяциями смежных трофических уровней (например, пресс хищников, заражённых паразитами).

В качестве индикаторов загрязнённости среды ядохимикатами могут быть использованы многие реакции птиц [66]: гибель, уменьшение веса, ограничение подвижности и кормовой активности, смещение сроков

фенологических явлений, снижение успеха размножения, падение численности отдельных видов, нарушение орнитоценозов и т. д. Показано, что высокими индикационными свойствами обладают группы, занимающие в экосистемах верхние звенья трофических цепей (хищные и рыбацкие птицы). Среди пернатых хищников наиболее информативны: *сокол-сапсан* и *ястреб-перепелятник*. Накопление ими в тканях тела и в содержимом яиц остатков химикатов и их метаболитов столь велики, что обеспечивают надёжный качественный и количественный их анализ.

Класс Млекопитающие. По всем физиологическим параметрам млекопитающие близки к человеку; наблюдения над ними могут быть без особых натяжек экстраполированы на человека, когда речь идёт об анализе стрессовых факторов антропогенной среды [67, 38, 68]. Учитывают следующие требования к животным-биоиндикаторам: массовость, эврибионтность (широкое расселение, распространение), способность к аккумуляции поллютантов, разная продолжительность жизни). «Эфемеры» позволяют оперативно выявлять краткосрочные тенденции изменения уровней загрязнения. Долгоживущие виды дают возможность оценить хроническую имиссию токсикантов в экосистему. На локальном уровне степень загрязнения можно характеризовать, основываясь на результатах обследования оседлых видов животных с небольшими индивидуальными участками. Содержание поллютантов, например, в биологических объектах претерпевает значительные сезонные изменения. Это определяет необходимость регулярного отбора проб в определённые промежутки и фенофазы.

О некоторых критериях пригодности различных видов млекопитающих для биоиндикационных исследований отмечают О. П. Мелехова, Е. И. Егорова [8], принадлежность к разным звеньям трофической цепи – растительноядным, насекомоядным, хищным млекопитающим; оседлость или отсутствие больших миграций; широкий ареал (сравнительно высокая эвритопность), т. е. этот критерий исключает использование в качестве тест-индикаторов эндемиков; принадлежность к естественным сообществам: критерий исключает синантропные виды, питающиеся вблизи жилища человека и неадекватно характеризующие микроэлементный состав загрязнения данного региона; численность вида должна обеспечивать достаточный материал для анализа; простота и доступность методов добывания видов.

Семь видов млекопитающих территории СНГ отвечают требованиям индикаторов: бурозубка (*Sorex araneus*), европейский крот (*Talpa europaea*), алтайский крот (*T. altaica*), бурый медведь (*Ursus arctos*), лось (*Alces alces*), рыжая полёвка (*Clethrionomus glareolus*), красная полёвка (*C. rubicus*).

«Хорошо использовать охотничьих животных» [69], таких как зайцы – беляк и русак, бобры, ондатры, лесные и северные олени, бурые медведи, белки обыкновенные, кабаны, лоси, енотовидные собаки, мышевидные грызуны, сельскохозяйственные животные. Чаще всего исследуются пробы внутренних органов животных, мышечная и костная ткань, кровь, шерсть зверей и пр. Так, в собранных материалах охотничье-промысловых зверей и птиц обнаружено содержание *Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, S*».

В работе А. А. Порохова [70] отмечается очищающий эффект каскада бобровых плотин от ^{137}Cs и ^{90}Sr , установлено снижение концентрации в 5 раз ^{137}Cs и в 2 раза ^{90}Sr .

Совокупность экспериментальных данных и литературных источников позволяет рекомендовать анализ тканей мышевидных грызунов в качестве тест-систем для оценки биологических эффектов как техногенного радиоактивного загрязнения, так и повышенного уровня естественной радиоактивности.

Гидрологическая биоиндикация. Гидробиология как наука была создана в значительной степени для обеспечения контроля за качеством и чистотой водных ресурсов.

Наблюдения за состоянием пресноводных экосистем проводятся по методологии и методикам комплексного гидробиологического мониторинга, утвержденным Росгидрометом РФ в качестве стандартных для гидробиологической сети [71].

Оценка качества воды как среды обитания гидробионтов (биоиндикация) проводится по следующим показателям;

1. По фитопланктону – общая численность клеток, общее число видов, общая биомасса, численность основных групп, число видов в группе, массовые виды и виды-индикаторы сапробности.

2. По зоопланктону – общая численность клеток, общее число видов, общая биомасса, численность основных групп, число видов в группе, массовые виды и виды-индикаторы сапробности.

3. По зообентосу (донные животные) – общая численность, общая биомасса, общее число видов, количество видов по стандартной разборке, число видов в группе, биомасса основных групп и численность основных групп, массовые виды и виды-индикаторы сапробности воды.

4. По перифитону (экосистема обрастателей) – общее число видов, массовые виды, частота встречаемости, сапробность.

5. Микробиологические показатели – общее число бактерий (а), число сапрофитов (б), отношение а : б.

6. Интенсивность фотосинтеза.

7. По макрофитам – проективное покрытие, характер распространения растительности, общее число видов, преобладающие виды.

8. Дополнительные показатели: интенсивность продукции и деструкции органического вещества, макрофиты, ихтиопоказатели.

Все гидробионты в зависимости от их способности адаптироваться к загрязнению воды (показатели сапробности) разделены на 4 группы:

1. Полисапробы, живущие в сильно загрязнённых органическими веществами водоёмах с анаэробными условиями (среди моллюсков отсутствуют).

2. α -мезосапробы – организмы, обитающие в водах, умеренно загрязнённых органическими веществами в полуанаэробных условиях (например, моллюск *Sphaerium corneum*).

3. β -мезосапробы – организмы, живущие в менее загрязнённых водоёмах, чем α -мезосапробы (например, моллюск *Bithynia tentaculata*, *Valvata depressa*, *Lymnaea fontinalis*, *L. stagnalis*, *L. fragilis*).

4. Олигосапробы – в чистых водах (*Anisus vortex*, *Planorbis corneus*).

Если организмов, устойчивых к загрязнению, больше, чем чувствительных, то вода загрязнена [72]. Те виды, обилие которых максимально, являются видами-индикаторами, или биотестами.

Устойчивы к загрязнению: трубочник, прудовик, личинки мошки, личинки комара-дергуна (мотыль), пиявки. Их индекс толерантности 1.

Относительно устойчивы к загрязнению: бокоплав озёрный, шаровка, плавунец окаймленный и его личинки, речной рак, вертячка с личинками, водный ослик, личинки стрекозы. Их индекс толерантности 2.

Неустойчивы к загрязнению: личинки подёнки, личинки веснянки, личинки ручейника, лужанка болотная. Их индекс толерантности 3.

Для определения индекса устойчивости в пробах воды выявляют различные виды беспозвоночных животных. Данные заносят в таблицу 1.

Таблица 1

Расчёт индекса устойчивости

Беспозвоночные с индексом 3	Беспозвоночные с индексом 2	Беспозвоночные с индексом 1
Личинки подёнки Личинки веснянки Личинки ручейника	Личинки стрекоз Речной рак Шаровка	Личинка мошки Личинка комара-дергуна

Перемножив число названий беспозвоночных в каждой группе на индекс толерантности группы, определяют состояние воды; $3x_3+3x_2+2x_1=17$

Если индекс устойчивости равен 17, то состояние воды хорошее (табл. 2).

Таблица 2

Оценочная таблица

Значение индекса толерантности	Качество воды
Более 23	Отличное
17–27	Хорошее
11–16	Удовлетворительное
Менее 10	Плохое

В практику мониторинга водоёмов вошёл метод биотестирования – классический экспериментальный приём, используемый в токсикометрии для разработки регламентов химических веществ [73]. Он позволяет получить данные о токсичности конкретной пробы воды, загрязнённой антропогенными или природными химическими веществами. Метод биотестирования является основным приёмом в разработке ПДК химических веществ и, в конечном итоге, в оценке их опасности для окружающей среды и здоровья населения.

С 1991 г. биотестирование стало обязательным элементом контроля качества поверхностных вод, что предусмотрено «Правилами охраны поверхностных вод».

Биотесты на организмах зоопланктона. Зоопланктон весьма чувствителен к токсическому воздействию веществ, загрязняющих природные воды. Большую опасность представляют химические органические соединения, в частности ДДТ (так называемый дуст), запрещённый к применению, но обнаруживающийся в различных регионах РФ, и гексахлорциклогексан (ГХЦГ), который обладает сильной зооцидностью и поражает преимущественно организм зоопланктона. Он накапливается в организме фильтраторов и, в конечном счёте, может вызвать их гибель. Липотропность ГХЦГ (как и других органических соединений) обуславливает их накопление в тканях, богатых липидами. Он длительное время сохраняется в тканях и передаётся по пищевым цепям, что представляет опасность не только для водной экосистемы, но и для здоровья населения.

Другая группа опасных для зоопланктона химических веществ – тяжёлые металлы (медь, цинк, кадмий, хром).

Нефть и нефтепродукты – опасные загрязнители вод. Эффективные концентрации растворимых и эмульгированных нефтепродуктов для разнообразных находятся в диапазоне $10^2 - 10^6$ мкг/л.

Организмы-фильтраторы хорошо усваивают такие загрязняющие компоненты, как поверхностно-активные вещества, синтетические моющие средства и при этом даже интенсивнее размножаются.

Биотесты на ветвистоусых ракообразных. Наиболее популярным среди всех биотестов стал биотест на ветвистоусых ракообразных-дафниях, в частности на *Дафния magna* (*Daphnia magna*). При биотестировании на дафниях можно регистрировать различные тест-реакции, но традиционными остаются «выживаемость» и «плодовитость». Среди других чаще всего используют поведенческие реакции, морфометрию и окраску тела, скорость выедания корма и др. Анализируются как физиологические функции (способность к плаванию, частота сердечных сокращений, дыхательный ритм, движение грудных ножек), так и показатели метаболизма, например, липидный индекс и экскреция фосфора.

Кроме *Дафнии magna* для биотестирования часто используют другие виды ракообразных (*Chladocera* – Кладоцера). Популярным становится биотестирование на *Ceriodaphnia* (Цериодафния).

Биотестирование на рыбах. Рыбы – наиболее изученный тест-объект в экологическом нормировании и занимают ведущее положение в перечне тест-объектов для нормирования загрязнения химическими веществами и стоят на первом месте в ряду гидробионтов по частоте лимитирования ПДК загрязняющих веществ. Однако биотест на рыбах не является основным, а рекомендован в качестве дополнительного для более детальной оценки.

Характерной особенностью действия токсикантов на рыб являются патоморфологические изменения в эритроцитах рыб, количественный сдвиг в лейкоформуле, угнетение кроветворения или его стимуляция.

Морфологические изменения часто носят характер неспецифический (в основном это нарушения липидной и белоксинтезирующей функций пищеварительной системы, развитие явлений некробиоза, перерождение тканей и резорбционные процессы в гонадах (половых железах)).

В качестве биомаркеров при комплексных исследованиях физического состояния рыб используются гематологические и гистологические показатели.

Вид живородящих тропических рыбок гуппи *Poecillia reticulata* (*Lebistis reticulata*) удобен для наблюдений и культивирования. Этот вид можно отнести к чувствительным по отношению к металлам и некоторым пестицидам. Рыбки погибают при добавлении сульфата меди в концентрации порядка 40 мкг/л (в пересчёте на Cu^{+2}) через 16 часов. Другие виды рыб выдерживают примерно такие же концентрации (32 мкг/л) 8 суток.

Для группы летальная концентрация ГХЦГ ЛК₁₀₀⁹⁶ = 138 мкг/л.

Аквариумная рыбка данио (*Brachidanio rerio*) – другой тест-организм, рекомендованный РД 118-02-90 и международным стандартом ИСО 7346 для определения острой летальной токсичности химических веществ. Однако у нас в стране биотест на данио пока не получил широкого распространения и мало используется для биотестирования природных вод. В биотестировании можно использовать речные виды рыб. Из них Н. С. Строганов [74] выделяет следующие группы рыб:

- высокочувствительные – форель, шиповка, пескарь, плотва, голец, верховка, судак;
- среднечувствительные – окунь, краснопёрка, подкаменщик, голавль, лещ, голянь, карп, уклея.

Для оценки степени токсичности водной среды по рыбам с учётом времени выживания 50% тест-организмов рекомендуется использовать шкалу (табл. 3).

Таблица 3

Продолжительность жизни, сутки	Степень токсичности
Менее 2	Весьма сильная
До 5	Сильная
До 10	Средняя
До 20	Слабая или отсутствует

Наряду с выживаемостью регистрируют различные физиологические и патологические изменения. Например, респираторно-двигательные реакции (частоту «кашля» и движения плавников, реакцию избегания токсичности среды), условно-рефлекторную деятельность, показатели крови, активность ферментов и другие показатели метаболизма.

В лабораториях США и Канады регулярно используют при биотестировании сточных вод лососевых рыб, в частности радужную форель. Кроме выживания регистрируют поведенческие реакции: общую двигательную активность, условно-рефлекторные оборонительные реакции, оптомоторные реакции, цветопреферендум, частоту сердцебиения и дыхания, изменение окраски чешуи и др.

Уникальным тест-объектом и биоиндикатором для оценки генетических последствий радиоактивного загрязнения водоёмов являются хирономиды [75]. Цитогенетический мониторинг природных популяций хирономид в местах проведения ядерных испытаний представляет исключительный научный интерес и может служить показателем масштабов генетического поражения водных организмов.

Фенетическая индикация. По мере усиления антропогенного давления на природу всё большую актуальность приобретают фенетические исследования популяций, позволяющие резко расширить возможности использования дистантных, щадящих методов исследования без изъятия особей из природных популяций.

Под **феном** имеется в виду дискретная, альтернативная вариация какого-либо признака, которая отражает генетическую конструкцию данной особи, а под частотой встречаемости – генетические особенности группы особей [76, 77].

Фены – это набор строго отличающихся друг от друга вариантов какого-то признака или свойства вида [78]. Фены отражают генетические особенности организмов и проявляются как в строении, так и в функционировании особей вида. Набор фенов группы составляет её фенофонд.

Фены могут быть морфологическими, физиологическими, биохимическими, цитологическими, этологическими. Морфологические различия отдельных популяций тех или иных видов являются наиболее определёнными показателями популяционной специфики [79].

В Кировской области проводилась апробация методики биодиагностики загрязнения окружающей среды по частотам фенотипов белого клевера (клевер ползучий) по фенам признака «седой рисунок на пластинках листа», чувствительного к загрязнениям среды [78]. Частота встречаемости – это процентная доля фенов с рисунком – индуцирует техногенную нагрузку и говорит о вероятности загрязнения среды на территории обследования [23].

Известно использование морфологических параметров в природных популяциях насекомых как показателей их состояния и качества среды обитания. Фенетическая структура популяций насекомых обуславливается многими факторами, в частности воздействием инсектицидов. Удобен колорадский жук по ряду причин (выявлено 50 фенов). Жуки, маркированные феном, наиболее чувствительны к полихлорпирену и ровикурту (в середине эксперимента максимальная смертность через 3 – 4 часа после обработки), высокий процент смертности наблюдается на протяжении 2 – 3 часов. Реакция на хлорофос также высока.

Фены отмечены в жилковании верхних и нижних крыльев златоглазок [80]. Выделено 50 фенов, объединённых в 4 группы.

Чётко прослеживается закономерность расширения набора фенов и увеличения частоты их встречаемости в городских выборках по сравнению с контролем. Частота встречаемости асимметричных фенов в городских выборках также больше. Увеличение частот встречаемости асимметричных признаков является показателем неблагоприятной экологической обстановки.

Достаточно давно и успешно используются земноводные (*Rana ridibunda*, *R. lessonae*, *R. esculenta*, *R. temporaria*) как виды – биоиндикаторы качества среды. В работе О. А. Устюжанинова [62] показана возможность использования стабильности развития некоторых популяционно-фенетических параметров земноводных для биоиндикационной оценки качества среды изучаемой территории. В анализе использовались признаки окраски и остеологии. Выделены и проанализированы 108 вариантов морфы *striata*, из которых 7 являются фенами. Доказана пригодность использования значений доли редких морф и подтверждено практическое значение коэффициента асимметрии (как у бурых, так и у зелёных лягушек) для оценки качества среды.

В настоящее время проводится каталогизация многих фенетических признаков в ряде групп млекопитающих, птиц, рептилий, рыб, насекомых и др. В ближайшем будущем каталогизация фенетических признаков будет возможна, по-видимому, для хвойных и других древесных растений, окраски некоторых птиц и амфибий, дерматоглифических признаков приматов, копытных и ластоногих и для многих других систем органов в разных группах организмов [81].

Фенологическая индикация. Фенология – система знаний о сезонных явлениях природы, сроках их наступления и причинах, определяющих эти сроки [2].

Фенология – наука о ритмике природы по сезонам года и причинах, её определяющих.

Изменчивость сроков наступления сезонных явлений, их причинность и закономерность составляют главный предмет изучения фенологии. Многолетняя повторяемость наблюдений, составление календарей природы определяют основу метода фенологии. Сроки наступления сезонных явлений зависят в основном от физико-географических условий и от ряда других причин антропогенного происхождения. Фенологический мониторинг надо рассматривать как один из важных компонентов биомониторинга [82].

Большинство публикуемых фенологических работ имеет направленность на использование феноиндикации как «службы срока» в народном хозяйстве. Сейчас становится всё очевиднее, что для обеспечения эффективности этой службы специалисты основных отраслей сельского, лесного и других хозяйств, базирующихся на использовании биологических и климатических ресурсов, должны всегда располагать конкретными сведениями о сезонном развитии природы в районе своей практической деятельности [83].

Знание фенологических закономерностей имеет значение не только в практике лесного и сельского хозяйства, здравоохранении, области

борьбы с вредителями и болезнями сельскохозяйственных культур, но и в осуществлении биологического мониторинга, например, в определении сравнимых по годам сроков проведения тех или иных биомониторинговых исследований на популяционном уровне. Фенологические данные позволяют выявить характер и временные параметры отклика биоты на глобальные изменения абиотических факторов. Так, например, общее потепление климата привело к смещению средних многолетних дат наступления весенне-летних фенологических явлений на 5 – 7 суток к более ранним срокам [84]. Зеленение берёзы бородавчатой за 100 лет стало наступать на 7 суток раньше, зацветание липы мелколистной – на 5. Грачи и скворцы прилетают на 8 дней раньше; зяблик, журавль, ласточка древесная – на 4; жаворонки, кукушка, иволга – на 1, 2; одуванчик зацветает на 7 дней раньше многолетней средней даты. Это объясняется разной степенью корреляции между данными явлениями и температурным фактором.

Фенологические данные дают ответ на вопрос: в какой сезон года лучше всего проводить биомониторинг. Так, например, замечено [8], что «в разные времена года в связи с изменением физико-химических условий, господствующих в водоёме, наблюдается совершенно разная биологическая картина. Летний и осенний периоды дают картину максимального развития гидробионтов в стоячих водоёмах, что приводит к получению наиболее ценных материалов для биомониторинга качества воды. Однако осенью повышается вероятность загрязнения водоёма органикой за счёт отмирания водной растительности, обильно развивающейся за лето и продуцирующей значительные массы органического вещества, которое, подвергаясь распаду, вызывает загрязнение водоёма. Зимний период даёт ценные результаты. В зимние месяцы особенно пышно развиваются многие важные индикаторы – грибная флора, некоторые инфузории».

Фенологические материалы используются для разработки систем фенологических индикаторов (феноиндикаторов). Феноиндикатор – это сезонное явление, наступление которого используется в качестве указателя вероятного срока другого или других сезонных явлений. К примеру, лучшими сигнализаторами являются древесно-кустарниковые растения, а также луковичные и корневищные (сон-трава, её зацветание – срок для начала весенней вспашки; гусиный лук и пролеска, тюльпаны – наилучший срок посева зерновых и пропашных культур. Зацветание кормовых двудольных трав, цветение таволги вязолистной свидетельствует о начале сенокоса. Зацветание одуванчика – срок посадки картофеля в условиях Кировской области [85]).

Известные зависимости между тепловым режимом и сезонным развитием растений позволили использовать сроки наступления фенофаз (определенный этап, стадия или период в развитии объекта) в качестве индикаторов теплового режима соответствующей территории. Оказалось, что средне- и крупномасштабные фитофенологические карты детальнее отображают распределение термических ресурсов, чем обычные климатические карты [83]. Такие карты, составленные для Урала, Армении, Беларуси и ряда других территорий, стали ценными документами для сельскохозяйственного растениеводства.

Нахождение феноиндикаторов в природе – важная работа фенологов, необходимая в практике любого вида хозяйства, а также в экономической и природоохранной работе. В этом плане отметим несколько интересных работ фенологов. Например, О. А. Жигальский [47] отмечает: анализ сезонного роста и фенологические наблюдения за хвойными породами (сосна и ель) показали, что на участках с высоким уровнем загрязнения раньше начинается их вегетация и осенние фенофазы. Автор работы В. Е. Наумова [86] указывает на феноиндикаторы оптимальных сроков посева семян сосны и лиственницы в Сибири: посев их в мае, до начала цветения черёмухи, дал наилучшие результаты. В работе Т. Г. Шиховой [87, 88] опубликованы календари цветения медоносов, а также растений-аллергенов для Кировской области, описаны сроки сбора лекарственных растений.

Ряд авторов отмечают, что сроки начала как вегетации, так и осенних фенофаз у сосны и ели более ранние на загрязнённых участках, и наступление сезонных явлений используется в качестве фенологического индикатора техногенного загрязнения. Для получения точных фенодат рекомендуется визуально регулярно проводить наблюдения древостоя сосновых деревьев на пробной площадке, посещая их в течение года или в течение многих лет. Участок должен иметь не менее 30 – 50 деревьев. При обследовании необходимо отмечать дату следующих феноявлений: начало вегетации, начало массовой вегетации, окончание фенофазы вегетации. Для каждого ключевого участка сосновых деревьев проводится расчёт средних сроков наступления начала вегетации и осенних фенофаз у сосны.

В работе Г. М. Соколова [89] отмечается возможность использования феноиндикации в защите овощных культур от вредителей, в частности, у весенней капустной мухи откладка яиц хорошо коррелирует с началом цветения сирени.

Использование фенологических наблюдений в лесном и охотничьем хозяйствах (обоснование сроков лесовозобновительных работ, установле-

ние пожароопасных периодов для организации противопожарной охраны лесов, мероприятия по рациональной эксплуатации животных ресурсов) является необходимым звеном в обеспечении охраны и рационального использования природных ресурсов [83].

При изучении антропогенных вариантов возникновения и развития фитоценозов наиболее плодотворным следует считать географический подход Г. М. Максимова [90]. Он позволяет изучать и анализировать как пространственные, так и временные аспекты развития растительных сообществ в условиях разнокачественных антропогенных нагрузок. Обязательным условием такого изучения является выбор контрольного участка в эталонном природном комплексе, который развивается естественным путем без вмешательства человека. Показатели состояния растительности, получаемые на таком участке, принимаются в качестве исходных и соответствующих естественному ходу сукцессионного процесса.

Жизненные формы. По данным авторов И. Х. Шаровой и В. А. Свешниковой [91], термин «жизненная форма» введен датским ботаником Е. Вармингом; под ней он понимал «форму, в которой вегетативное тело растения (индивида) находится в гармонии с внешней средой в течение всей его жизни от колыбели до гроба, от семени до отмирания». Для характеристики жизненных форм он использовал комплекс внешних особенностей. Другой датский ученый К. Раункиер применил метод жизненных форм в экологии. Классификация жизненных форм растений Раункиера получила большую популярность. В основе классификации лежит признак расположения почек или верхушек побегов по отношению к поверхности почвы и снегового покрова в течение неблагоприятного времени года. Этот признак имеет глубокий биологический смысл: защита меристем, предназначенных для продолжения роста, обеспечивает непрерывное существование особи в условиях резко изменяющейся среды.

I. *Фанерофиты* (Ph) – почки возобновления, открытые или закрытые, расположены высоко над поверхностью почвы (выше 30 см).

II. *Хамефиты* (Ch) – почки возобновления у поверхности почвы или не выше 20 – 30 см.

III. *Гемикриптофиты* (НК) – почки возобновления у поверхности почвы или в самом поверхностном её слое, часто покрытом подстилкой.

IV. *Криптофиты* (К) – почки возобновления скрытые в почве (геофиты) или под водой (гелофиты и гидрофиты).

V. *Терофиты* (Th) – возобновление после неблагоприятного времени года только семенами.

К. Раункиер применил свою систему для составления «биологических спектров», или спектров жизненных форм растений различных реги-

онов, и показал, что в каждом климатическом поясе имеются характерные наборы жизненных форм и формы, доминирующие по численности. Он учитывал приспособленность организмов к наиболее существенным факторам среды, например, к режиму температуры и влажности.

Идеи жизненных форм в экологии широко пропагандировались крупным советским экологом Д. Н. Кашкаровым [92], который писал, что в морфологии жизненных форм «как в зеркале отражается характер местообитания».

Классификация жизненных форм животных Д. Н. Кашкарова по характеру передвижения в разных средах такова [93]:

I. *Плавающие формы*. 1. Чисто водные: а) нектон, б) планктон, в) бентос. 2. Полуводные: а) ныряющие, б) неныряющие, в) лишь добывающие из воды пищу.

II. *Роющие формы*. 1. Абсолютные землерои (всю жизнь проводящие под землей). 2. Относительные землерои (выходящие на поверхность).

III. *Наземные формы*. 1. Не делающие нор: а) бегающие, б) прыгающие, в) ползающие. 2. Животные скал.

IV. *Древесные лазающие формы*. а) не сходящие с деревьев, б) лишь лазающие по деревьям.

V. *Воздушные формы*. а) добывающие пищу в воздухе, б) высматривающие пищу с воздуха.

Общее определение «жизненная форма» дано в книге Н. М. Черновой и А. М. Быловой «Экология» [94]. Морфологический тип приспособления животного или растения к основным факторам местообитания и определенному образу жизни называют жизненной формой. Форма характеризуется с эколого-морфологических позиций своеобразным общим обликом (габитусом) определенной группы растений. Она возникает в онтогенезе в результате их роста и развития в определенных условиях среды. Эта совокупность признаков исторически возникает в данных почвенно-климатических условиях как выражение приспособленности растений к этим условиям.

Развитие классификации жизненных форм идёт в настоящее время в нескольких направлениях. Например, разработаны системы жизненных форм для организмов, населяющих определённую среду жизни (водную, воздушную, почвенную), или для отдельных ландшафтов и биоценозов. Такие системы используются для изучения экологической структуры биоценозов и её изменения под влиянием разнообразных факторов среды и хозяйственной деятельности человека. Примерами таких систем жизненных форм у животных являются гидробионты, геобионты, аэробиионты;

у растений – стелющиеся древесные формы (в тундре), подушковидные формы (каменистые, глинистые пустыни), лианы (в тропиках) и др.

В настоящее время изучены жизненные формы полихет, саранчовых, жуков (чернотелок, жужелиц), амфибий, которые используются как индикаторы ландшафтов и биоценозов, их биотических и абиотических характеристик, а также агроценозов. Спектр жизненных форм включён как один из показателей выделения зон экологического бедствия России (ботанический аспект) в работе Т. М. Киселёвой в соавт. [95].

Выявлены закономерности изменения видового состава и спектров жизненных форм почвенных животных на полях с разными культурами и агротехникой, на лугах в условиях выпаса, покосов, с подсевом трав; в лесах с природной рекреационной нагрузкой; при зарастании нарушенных почв в промышленных районах. Эти закономерности дают возможность прогнозировать последствия многих факторов воздействия на биогеоценозы в целях проведения мер по сохранению естественных биогеоценозов.

Видовое разнообразие. Под мониторингом биоразнообразия понимается комплексная информационная система наблюдений за состоянием микроорганизмов, растительного и животного мира в целях выявления, анализа и прогнозирования возможных изменений на фоне естественных процессов и под влиянием антропогенных факторов [4].

В настоящее время видовое разнообразие – один из самых популярных показателей качества среды. Однако биологический контроль (оценка видового разнообразия) отличается большой трудоёмкостью исследований, а также требует компетентных специалистов. В полном объёме (охват всех районов и таксонов) система мониторинга биоразнообразия не может быть реализована. Только общее исследование состояния биоразнообразия на Земле должно занять не менее 50 лет [4].

Асимметрия в природе. Метод анализа флуктуирующей асимметрии является наиболее эффективным в биоиндикационных исследованиях. Под флуктуирующей асимметрией понимают случайное небольшое отклонение от симметрии по любому признаку двустороннесимметричного организма [96].

В природе эволюционно возникла билатеральная симметрия (зеркальная, симметрия левого и правого). Строение живых тел не бывает идеальным: имеют место самые различные отклонения от билатеральной симметрии (асимметрия), как направленные, так и случайные. Всё их разнообразие подразделяется на три типа [97]:

- направленная асимметрия, когда какая-то структура развита на одной определённой стороне больше, чем на другой. Например, серд-

це млекопитающих; закрученность раковины у брюхоногих моллюсков и др.;

– антисимметрия – характеризуется большим развитием структуры то на одной, то на другой стороне тела (левши и правши в популяциях человека);

– флуктуирующая асимметрия – незначительно направленные отклонения от строгой билатеральной симметрии.

Флуктуирующая асимметрия может говорить о качестве среды, её здоровье. Флуктуирующая асимметрия может быть охарактеризована как одно из наиболее обычных и доступных для анализа проявлений случайной изменчивости развития [4].

Биомаркеры. Принципы, лежащие в основе использования биомаркера, – анализ физиологического или биохимического ответа организма на воздействие загрязнителя. Как физиологические, так и биохимические методы видоспецифичны, однако они требуют сложного лабораторного оборудования, материалоёмки, трудоёмки, очень дороги и пока являются прерогативой академической науки. К биомаркерам относятся, например, металлотионеины.

Люминесценция. Измерение хемолюминесценции биологического материала – перспективный способ ведения биоэкологического мониторинга здоровья и среды обитания.

Светящиеся бактерии из коллекции Института биофизики Сибирского отделения РАН используются для создания высокочувствительного интегрального биотеста на общую токсичность для мониторинга окружающей среды.

Метод комплексной биоиндикации, экосистемный подход. Он заключается в комбинации фито- и зооиндикаторов на разных системных уровнях. Преимуществом этого метода является возможность оценить состояние экосистемы как результат взаимодействия природных элементов экосистем и антропогенного воздействия, выявить степень устойчивости и реакцию экосистем на воздействие человека [98]. Экосистемный подход к оценке среды даёт возможность ранней диагностики её изменений. Сигналом тревоги служит разбалансировка продукционно-деструкционных процессов. Признаками таких сдвигов являются, например, накопление органического вещества, заиление, зарастание водоёмов, усиленное развитие микроорганизмов [8].

Точности результатов будет способствовать широкомасштабное изучение разнообразия экосистем фоновых территорий. Это позволяет вычленить локальные изменения от воздействия определённого объекта из сложной совокупности форм динамики, обусловленной природными фак-

торами, а также трансграничным переносом загрязнений. Поэтому локальный мониторинг биоты необходимо сочетать с мониторингом регионального фона.

Симбиологический метод. Симбиоз – взаимовыгодное сожительство двух разных организмов. Например, в симбиозе «рак-отшельник и актиния» организмы отличаются следующими функциями: рак перемещает сидящую на нём неподвижную актинию, а актиния движением своих щупалец отгоняет врагов рака. Известен симбиоз грибов и азотфиксирующих бактерий с высшими растениями и водорослей с грибами. Симбиотические организмы широко распространены в природе, и симбиотические ассоциации часто играют ключевую роль в поддержании нормального функционирования наземных, пресноводных и морских экосистем. Лишайники, симбиотическая ассоциация водорослей и грибов очень чувствительны к качеству среды и уже давно используются как традиционные биомаркеры состояния атмосферного воздуха [8].

Многие симбионты чувствительны к изменениям внешней среды, в частности, симбионты водных организмов – к загрязнению и опреснению, а симбионты наземных организмов – к радионуклидам.

Учёт симбиотических, в том числе и паразитических, организмов, а также исследование состояния симбиотических ассоциаций позволяют более точно оценить биоразнообразие и характер динамических процессов в экосистемах и могут быть рекомендованы в качестве важных элементов экодиагностических исследований [8].

Этологический (поведенческий) критерий. Это поведенческие реакции животных организмов в системе оценки качества окружающей среды.

В современных исследованиях, отражающих природоохранный подход, поведение животных (этологический критерий; этология – наука о поведении) привлекает внимание широкого круга специалистов-биологов, а также представителей различных специальностей, в той или иной степени соприкасающихся с данными о воздействии на природу.

Заметим, что «подавляющее число научных работ выполнено на позвоночных животных. Использование поведения беспозвоночных в качестве критерия оценки факторов среды – явление более редкое» [99]. Вопрос о роли поведения животных в иерархии индикационных показателей состояния окружающей среды пока слабо разработан. Степень отклонения от стандартных (типовых) поведенческих реакций может служить одним из первичных, объективно (на визуальном уровне) регистрируемых сигналов изменений в окружающей среде. Поведение может быть отнесено к реакциям «первого ранга» [99].

Глава 2.

Научно-методическое обеспечение системы биологического мониторинга

2.1. Биоиндикация атмосферного воздуха

Биоиндикация атмосферного воздуха с помощью лишайников

В настоящее время большой практический интерес проявляется к лишайникам как биоиндикаторам загрязнения воздушной среды. Уже давно было замечено, что в зависимости от степени загрязнения атмосферного воздуха происходит уменьшение количества видов лишайников [102]. Особая восприимчивость лишайников к газообразным загрязнениям объясняется их анатомическим и морфологическим строением. У них нет восковой кутикулы или другого внешнего слоя для защиты от влияния окружающей среды или снижения водных потерь, нет устьиц, которые у высших растений регулируют поступление газов, поэтому вся их поверхность 24 часа в сутки открыта для диффузии любого химического вещества, находящегося в воздухе или на субстрате. В результате увеличивается количество газов, растворов и твёрдых частиц, проникающих к хлоропластам лишайникового фотобионта. Все химические вещества, которые получают доступ в таллом лишайника, могут затем аккумулироваться в нём. Таким образом, любое химическое вещество, к которому клетки лишайника не могут адаптироваться, представляет опасность, если его концентрация достигает высокого уровня. Будучи многолетними долго живущими организмами, они подвергаются действию поллютантов круглый год. И если дерево может сбрасывать поражённые токсичными веществами листья, то лишайники лишены этой возможности. Отмирание слоевищ происходит очень медленно, и лишайники практически не могут избавиться от накопленных токсинов таким способом.

В отличие от высших растений, лишайники не имеют корневой системы, поэтому впитывают влагу всей поверхностью таллома и во влажном состоянии могут довольно быстро аккумулировать вещества из воды или воздуха. Это свойство значительно усиливает чувствительность лишайников. Лишайник легко теряет воду в сухие периоды. При этом концентра-

ция минеральных солей и кислот в слоевище повышается и может достигать токсического уровня.

Пригодность лишайников для индикации определяется также их биологической особенностью как симбионтов грибов и водорослей. Даже если на компоненты оказывается неодинаковое воздействие, симбиоз может быть нарушен. Листоватые и кустистые лишайники имеют очень отчётливые слои водоросли и гриба. Водорослевый слой обладает наибольшей метаболической активностью и в связи с этим наиболее чувствителен к повреждению атмосферным загрязнением.

Эти особенности делают лишайники чувствительными показателями промышленных загрязнений. К достоинствам лишеноиндикации следует отнести также возможность проведения исследований в течение всего года, используя для этой цели эпифитные лишайники, поселяющиеся на стволах и ветвях деревьев.

Методы лишеноиндикации в настоящее время делят [102] на три группы. Первая группа объединяет методы, позволяющие изучить изменения, происходящие в строении и жизненных функциях лишайников под влиянием загрязнения. Методы второй группы основаны на описании видов лишайников, обитающих в районах с разной степенью загрязнения атмосферы. Третья группа включает методы картирования загрязнённости атмосферного воздуха на основе изучения лишайниковых группировок.

Для получения более полной картины загрязнения используются все три группы методов.

Лишайники относят как к чувствительным, так и к накапливающим биоиндикаторам. Накапливающие биоиндикаторы концентрируют поллютанты в своих тканях. Чувствительные – реагируют на изменения окружающей среды изменением численности, фенооблика, повреждением тканей, изменением скорости роста и другими хорошо заметными признаками. При воздействии низких концентраций веществ происходят изменения скрытые, то есть на биохимическом и физиологическом уровне (нарушаются процессы фотосинтеза, дыхания, биосинтез ферментов, белков, жиров и др.). Использование физиолого-биохимических индикационных признаков позволяет определить изменения в экосистемах на очень ранних стадиях, когда они ещё не проявляются в морфологических и структурных изменениях и их нельзя выявить другими методами.

На экологически чистом участке соснового леса отбирались наиболее распространенные эпифитные и эпигейные лишайники. Объектами исследования были: *Evernia mesomorpha* Nyl., *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Cetraria islandica* (L.) Ach., *Peltigera aphthosa* (L.) Willd., *P. canina* (L.)

Willd. Основные характеристики модельных видов представлены в табл. 4.

Таблица 4

Характеристика исследованных лишайников

Вид	Экологическая группа	Морфологический тип	Фотобионт
<i>Evernia mesomorpha</i>	Эпифитный	Кустистый	<i>Trebouxia</i>
<i>Hypogymnia physodes</i>	Эпифитный	Листоватый	<i>Trebouxia</i>
<i>Cetraria islandica</i>	Эпигейный	Кустистый	<i>Trebouxia</i>
<i>Peltigera aphthosa</i>	Эпигейный	Листоватый	<i>Coccomyxa+Nostoc</i>
<i>P. canina</i>	Эпигейный	Листоватый	<i>Nostoc</i>

У лишайников определялось содержание элементов в талломе атомно-адсорбционным методом (табл. 5).

Наибольшее содержание Zn, Mn, Cu, Ni, Pb было обнаружено у ***Peltigera canina***, эпигейного лишайника, у которого фотобионтом является сине-зелёная водоросль *Nostoc*. В талломе эпифитных лишайников ***Evernia mesomorpha*** и ***Hypogymnia physodes*** выявлено высокое содержание железа.

Таблица 5

Содержание металлов в лишайниках (мг/кг)

Металл	Zn	Mn	Fe	Cr	Cu	Ni	Co	Pb
<i>Evernia mesomorpha</i>	46,5	13,4	237,1	5,02	2,8	1,3	1,7	0,06
<i>Hypogymnia physodes</i>	61,5	66,8	449,2	3,97	3,7	2,2	4,8	0,3
<i>Cetraria islandica</i>	44,3	29,3	180	6,4	1,9	1,2	2,6	0,1
<i>Peltigera aphthosa</i>	57,2	28,3	185	3,9	7,5	2,3	2,8	0,2
<i>P. canina</i>	108,4	88,3	140	2,2	8,8	5,9	1,6	0,5

Содержание общего (спирторастворимого) фосфора определялось у эпифитного лишайника ***Hypogymnia physodes*** по модифицированной методике выполнения измерений содержания общего фосфора в почве фотометрическим методом (МВИ № 031-03-183-05). Полученные значения общего фосфора представлены в табл. 6.

Таблица 6

Содержание спирторастворимых форм фосфора у *Hypogymnia physodes*

№ участка	Содержание фосфора (мг/кг)
18	116,4
28	169,2
30	106,9
112	160,4

Результаты исследования показывают, что в основном содержание спирторастворимых форм фосфора в лишайнике составляет от 106,9 до 169 мг/кг сухого веса. Полученные результаты являются рекогносцировочными и могут быть использованы для сравнения данных по накоплению этих элементов в талломе лишайников в загрязнённых районах.

Изучалось изменение физиолого-биохимических показателей у лишайников в районе Кирово-Чепецкого химического комбината. Для проведения эксперимента были выбраны 4 постоянные пробные площади (ППП) в одинаковых типах леса. Три участка находились по направлению преобладающих ветров на северо-востоке от комбината: на удалении 8 км (ППП–4) – сильное загрязнение; 12 км (ППП–3) – среднее загрязнение и 30 км (ППП–2) – слабое загрязнение. Контрольный участок (ППП–1) располагался в 30 км юго-западнее комбината.

Изменение интенсивности фотосинтеза и дыхания является одной из ранних ответных реакций растений на действие сернистого газа [103 – 106].

У модельных видов были определены показатели интенсивности фотосинтеза радиометрическим методом [107] и показатели интенсивности темнового дыхания манометрическим методом [108].

В районе Кирово-Чепецкого химического комбината у хлоробионтных лишайников под влиянием слабого загрязнения показатели интенсивности фотосинтеза в основном снижались и незначительно повышались показатели интенсивности дыхания. При средних концентрациях интенсивность фотосинтеза повышалась, а при дальнейшем воздействии ассимиляция CO_2 ингибировалась. Показатель дыхательной способности при этих концентрациях оставался выше уровня контрольного участка. У цианобионтных лишайников ассимиляция CO_2 по мере увеличения загрязнения снижалась, а дыхательная способность увеличивалась.

Более конкретные данные о влиянии загрязнения на газообмен были получены путём трансплантации *H. physodes* из фоновой пробной площади в район КЧХК.

Скорость фиксации углекислоты у трансплантированного лишайника была выше на 24% по сравнению с контролем. Вполне вероятно, что увеличение срока трансплантации могло бы привести к снижению ассимиляции углекислоты.

Ассимиляция O_2 повысилась у трансплантата на 42% по сравнению с контрольным участком, что согласуется с результатами, полученными в полевом опыте.

Чтобы выяснить, как влияют на фотосинтез низкие концентрации SO_3^{2-} и NO_3^- , которые, имеют место в районе химического комбината, были проведены лабораторные опыты. Лишайники в течение 20 часов выдерживали на дистиллированной воде, на растворах диоксида серы в концентрации 0.5 ppm и 5 ppm, а также на растворе HNO_3 в концентрации 5 мкмоль·л⁻¹.

Модельные опыты показали, что диоксид серы и азотная кислота приводили к повышению интенсивности процесса только у *P. aphthosa*. Поэтому можно предположить, что повышение интенсивности фотосинтеза у лишайников произошло в результате воздействия низких концентраций поллютантов.

Для исследования динамики процесса дыхания под влиянием SO_2 в низких и высоких концентрациях, а также нейтральной соли азота проводились лабораторные опыты. Лишайники в течение 20 часов выдерживали на дистиллированной воде, на растворах диоксида серы в концентрации 5 и 100 ppm и на растворе KNO_3 в концентрации 50 мкмоль·л⁻¹.

Модельные опыты показали, что по сравнению с лишайниками, выдержанными на дистиллированной воде, низкая концентрация SO_2 приводила к повышению дыхательной способности у *E. mesomorpha* и *P. aphthosa* и к снижению интенсивности этого процесса у *H. physodes* и *C. islandica*. Концентрация 100 ppm сильно угнетала дыхание всех лишайников. Достоверного изменения дыхательной способности у лишайников, выдержанных на растворе нитрата калия, не наблюдалось, хотя намечалась тенденция к снижению этого процесса.

Проведённые модельные опыты позволяют предположить, что усиление дыхания в полевых исследованиях могло происходить в результате воздействия низких концентраций SO_2 , а понижение – при более высоких концентрациях этого поллютанта. Более сильное влияние SO_2 в лабораторном эксперименте, по сравнению с полевым опытом, объясняется, по-видимому, тем, что опытные концентрации диоксида серы превышали его концентрации в природе.

Кроме того, в естественных условиях обитания действие этого загрязнителя могло нейтрализоваться аммиаком, чего не могло быть в лабораторных опытах.

Результаты показывают, что дыхание лишайников довольно устойчиво к загрязнению. Поскольку масса фотобионта составляет всего 3 – 10% от массы всего таллома, вероятно, измеряемое в экспериментах дыхание принадлежит в основном микобионту, который, как известно, более устойчив.

Полученные результаты показывают, что чувствительность дыхания зависит от вида лишайника. При низких уровнях загрязнения дыхательная способность повышается, а при высоких – ингибируется.

Под влиянием загрязнения изменяется азотный обмен лишайников [106, 109, 110], поэтому определялось содержание общего и белкового азота в модельных видах по полумикрометоду Кьельдаля [111]. Содержание азота у лишайников с разными компонентами таллома различно. Большее количество азота в талломе имеют лишайники с цианобактериями по сравнению с лишайниками, фотобионт которых представлен зелёной водорослью.

Количество общего и белкового азота у хлоробионтных лишайников повышается при слабом и среднем уровне загрязнения и незначительно понижается на самом загрязнённом участке, оставаясь выше уровня контрольного участка. Кроме того, у них наблюдается аккумуляция аммиака в слоевищах по мере усиления загрязнения.

У цианобионтных лишайников происходит повышение количества общего и белкового азота при слабых уровнях загрязнения, по-видимому, вследствие стимуляции активности нитрогеназы. При сильном загрязнении активность фермента снижается, что приводит к уменьшению количества общего и белкового азота у *P. aphthosa* до уровня контроля и к ещё большему уменьшению у *P. canina*.

Так как основными компонентами выбросов химического комбината, наряду с двуокисью серы, являются соединения азота, то лишайники могут получать существенные количества этих веществ с атмосферными осадками, что и приводит к повышению содержания общего азота в талломах исследуемых видов.

По нашим данным, эпифитные лишайники в большей степени реагируют на атмосферное загрязнение, чем эпигейные. Об этом свидетельствует сравнение содержания общего азота у хлоробионтных лишайников.

Эпифитные лишайники получают элементы питания в основном из ствольных стоков во время дождей. Эта вода содержит вещества, имеющиеся в атмосфере, и обогащена смываемой со стволов пылью. Возможно,

поэтому у эпифитных лишайников изменение в содержании азота выражено в большей степени, чем у эпигейных.

Кроме того, определялось содержание азота у *H. physodes*, трансплантированного в район КЧХК. Количество общего азота у трансплантанта было на 14% больше, чем в талломе лишайника того же вида, собранного с контрольного участка.

Известно [112 – 116], что загрязнение снижает азотфиксацию. Поэтому определялась активность нитрогеназы у цианобионтных лишайников ацетиленовым методом [117].

При слабом загрязнении (ППП-2) активность нитрогеназы повышалась только у *P. canina*. На ППП-4 активность снизилась практически наполовину у обоих видов лишайников по сравнению с ППП-1.

Действие SO_2 и других выпадений при слабом загрязнении могло нейтрализоваться аммиаком и привести к повышению азотфиксирующей активности у *P. canina*. При среднем и сильном загрязнении проявлялось ингибирующее действие на нитрогеназу аммония, как конечного продукта реакции. Более высокая толерантность азотного обмена у *P. aphthosa* по сравнению с *P. canina* могла быть обусловлена наличием у неё второго фотобионта.

Изменения метаболических процессов приводят к анатомо-морфологическим изменениям, но при незначительном воздействии загрязнителя видимые внешние симптомы проявляются спустя месяцы или годы [118]. При сборе лишайников для исследований особое внимание обращалось на изменение окраски талломов. На участках со средним и сильным загрязнением массово были обнаружены розетки *H. physodes*, часть таллома которых имела коричневый цвет и обесцвеченные экземпляры *E. mesomorpha*.

Размер талломов эпигейных лишайников во многом зависит от микроусловий произрастания, поэтому для изучения влияния загрязнения на этот показатель использовались только эпифитные виды. У *H. physodes* измеряли диаметр розетки, а у *E. mesomorpha* – длину таллома. Диаметр розетки *H. physodes* при слабом загрязнении (ППП-2) был больше, чем в контроле на 44%, а по мере увеличения загрязнения сократился на одну треть по сравнению с контролем. Длина таллома *E. mesomorpha* уменьшалась по мере увеличения загрязнения до 60% по отношению к контролю.

Многими исследователями отмечено изменение проективного покрытия лишайников под влиянием загрязняющих веществ [119 – 121]. Результаты исследований представлены в табл. 7.

Таблица 7

Проективное покрытие эпифитных лишайников в районе исследования

№ ППП	1 (контроль)	2	3	4
Проективное покрытие, %	37	43	30	13

Отчётливо прослеживается уменьшение общего проективного покрытия при сильном загрязнении до 13% на участке, расположенном в 8 км от источника загрязнения по сравнению с контрольным участком (в 30 км от исследуемого объекта).

Количество дыхательных субстратов и запасных веществ у лишайников сравнительно невелико и должно постоянно пополняться ассимилирующей водорослью. Сравнивая результаты изменения процессов фотосинтеза и дыхания, установлено, что дыхательная способность под действием загрязнения повышается, а интенсивность фотосинтеза падает. При многолетнем воздействии поллютантов это могло привести к снижению размеров таллома и общего проективного покрытия лишайников в изучаемом районе.

Таким образом, в соответствии со свойствами лишайников можно выделить два главных направления использования их в биоиндикации атмосферного загрязнения: индикация загрязнения среды в пространстве и мониторинг изменения загрязнения среды во времени [122]. Для решения названных проблем лишайники изучаются различными методами, и выводы делаются на основе анализа как всего комплекса учитываемых показателей, так и выявленных изменений только одного признака.

***Экологическая оценка состояния среды
по пыльце древесных и травянистых растений***

Палинологический анализ является достаточно информативным и доступным методом экологической оценки состояния среды.

Пыльца представляет собой совокупность пыльцевых зёрен, образующихся в гнёздах пыльника (микроспорангиях). Пыльцевое зерно – мужской гаметофит семенного растения. Оболочка пыльцевого зерна – спородерма состоит из двух основных слоёв: внешнего, более толстого – экзины и относительно тонкого внутреннего – интины. Экзина состоит из особого стойкого высокомолекулярного вещества – спорополленина, обладающего высокой прочностью и стойкостью к внешним воздействиям. Признаки морфологического строения пыльцевого зерна видоспецифичны и широко используются в таксономии, филогении и спорово-пыльцевом анализе.

В настоящее время установлено, что изменения среды, происходящие на протяжении последних десятилетий, приводят к изменению пыльцы растений на генетическом уровне. В условиях аэрогенного загрязнения увеличивается морфологическая разнокачественность пыльцы, происходит снижение её фертильности, изменяются размеры [123 – 127]. Загрязнение окружающей среды вызывает изменения в оболочке пыльцевого зерна. Это касается таких признаков, как число борозд, пор, появление или исчезновение бугорков или шипов на поверхности зерна, нарушение симметрии. Разные виды растений неодинаково реагируют на загрязнение окружающей среды. Выявление видов, чувствительных к загрязнению по признаку морфологической изменчивости, – важное направление современных палинологических исследований.

В период с 1998-го по 2008 г. проведены исследования состояния пыльцы ряда древесных и травянистых растений, произрастающих на участках с разной интенсивностью аэрогенного загрязнения. Опытные участки находились в черте гг. Кирова, Кирово-Чепецка, окрестностях п. Марадыковский Оричевского района Кировской области. Контрольные участки располагались в непромышленных районах (Белохолуницкий, п. Дубровка; Богородский, п. Богородское; ГПЗ заповедника «Нургуш»).

Изучались растения: сосна обыкновенная – *Pinus sylvestris* L., лиственница сибирская – *Larix sibirica* Ledeb., берёза бородавчатая – *Betula pendula* Roth., липа мелколистная – *Tilia cordata* Mill., яблоня домашняя – *Malus domestica* Borkh., клён остролистный – *Acer platanoides* L., тополь бальзамический – *Populus balsamipera* L., рябина обыкновенная – *Sorbus aucuparia* L., карагана древовидная – *Caragana arborescens* Lam., сирень обыкновенная – *Syringa vulgaris* L., черёмуха обыкновенная – *Padus racemosa* (Lam) Gibb, таволга вязолистная – *Filipendula ulmaria* (L) Maxim, валериана лекарственная – *Valeriana officinalis* L., вероника длиннолистная – *Veronica longifolia* L., зверобой продырявленный – *Hypericum perforatum* L., тысячелистник обыкновенный – *Achillea millefolium* L.

Пыльцу для анализа собирали в период массового цветения. Для определения фертильности пыльцы использовался йодный метод, в основе которого лежит определение крахмала при помощи йодной реакции. Фертильные (нормальные) пыльцевые зёрна интенсивно окрашиваются, имеют одинаковые размеры и правильную форму, свойственную виду растения. Окраска зёрен может быть тёмно-синей, жёлтой, оранжевой или бурой. Стерильные (абортивные) пыльцевые зёрна остаются неокрашенными или окрашенными очень слабо. Кроме интенсивности окраски стерильные пыльцевые зёрна характеризуются изменением размеров и неправильной

Палинологический анализ древесных растений

Растения	Опытные участки				Контрольные участки										
	Общее число обсе- дован- ных пыль- цевых зерен, шт	Нормальные пыльцевые зерна		Абортивные пыльцевые зерна	Общее число обсе- дован- ных пыль- цевых зерен, шт.	п. Богородское				Общее число обсе- дован- ных пыль- цевых зерен, шт	п. Дубровка				
		Чис- ло %	Чис- ло %	Чис- ло %		Нормальные пыльцевые зерна		Абортивные пыльцевые зерна			Нормальные пыльцевые зерна	Абортивные пыльцевые зерна			
						Чис- ло	%	Чис- ло	%				Чис- ло	%	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Яблоня домашняя	2188	718	32,8	1470	67,2	1154	1134	98,3	20	1,7	1266	1223	96,6	43	3,4
Лиственница сибирская	2135	1048	49,1	1089	50,9	1184	1142	96,5	42	3,5	2120	2075	97,9	45	2,1
Сосна обыкновенная	2298	1302	56,6	996	43,4	2411	2304	95,6	99	4,4	2197	2156	98,1	41	1,9
Береза бородавчатая	2104	1430	68	674	32	2500	2389	95,6	111	4,4	2402	2255	94	147	6,0
Черемуха обыкновенная	1742	1103	63,3	639	36,7	1167	1128	96,7	39	3,3	1280	1229	96	51	4

Продолжение таблицы 8

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Сирень обыкновенная	2098	1559	74,5	536	25,5	–	–	–	–	–	1349	1319	97,8	30	2,2
Липа мелколистная	2103	1719	81,7	384	18,3	1143	1118	97,8	25	2,2	–	–	–	–	–
Карагана древовидная	2117	1760	83,1	357	16,9	–	–	–	–	–	1280	1230	96,1	50	3,9
Клен остролистный	2122	1790	84,4	332	15,6	–	–	–	–	–	1307	1276	97,6	31	2,4
Рябина обыкновенная	1678	1496	89,2	182	10,8	–	–	–	–	–	1269	1248	98,3	21	1,7
Тополь бальзамический	1659	1571	94,8	86	5,2	1213	1164	96	49	4	–	–	–	–	–

формой. На препарате по нескольким полям зрения подсчитывается количество нормальных и abortивных пыльцевых зерен (не менее 200 в каждой пробе). Изменение пыльцы проводилось с помощью окулярного микрометра. Данные измерений и счета обрабатывались статистически [128].

Изучение параметров морфологической изменчивости пыльцы растений (табл. 8) показало, что в условиях загрязнения среды доброкачественность пыльцы по сравнению с контролем снижается. Существенно возрастает стерильность пыльцы у видов: сосна обыкновенная – 43,4%, лиственница сибирская – 50,9%, яблоня домашняя – 67,2%, берёза бородавчатая – 32%, черёмуха обыкновенная – 37,2%, сирень обыкновенная – 25,5%. В контрольных пробах показатели стерильности пыльцы данных видов не превышали 6%. Так, в черте г. Кирово-Чепецка процент доброкачественной пыльцы *Pinus sylvestris* за три года наблюдений (2004 – 2006 гг.) составлял 40 – 56%. В контроле этот показатель равнялся 95 – 97%. Одной из причин высокой чувствительности хвойных растений к аэрогенному загрязнению является длительность развития мужского гаметофита. Процесс формирования пыльцевых зёрен продолжается около десяти месяцев, при этом наиболее длительная ранняя стадия характеризуется особо высокой чувствительностью. У большинства исследованных видов растений с опытных участков наблюдалось уменьшение размеров пыльцевых зёрен, что является реакцией на техногенное загрязнение. Например, пыльца берёзы бородавчатой в г. Кирово-Чепецке имела в размере $10,22 \pm 0,09$, а в контроле – $12,62 \pm 0,15$.

На участках экологического мониторинга объекта по хранению и уничтожению химического оружия (ОХУХО) «Марадыковский» в 2007 г. процент доброкачественной пыльцы сосны обыкновенной составлял 89,8 – 55%. В контроле этот показатель равнялся 97 – 95%. Наиболее высокий процент нормальных пыльцевых зёрен сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). – 89,8 – 80% отмечен для участков экологического мониторинга № 25, 28, 30, 31, 63, 65, наиболее низкий – 59,6 – 55% – для участков № 19/1, 16 – 17, 56, 57. Пыльца берёзы бородавчатой (*Betula pendula* Roth.) имела более высокий процент доброкачественной на всех исследуемых участках мониторинга – 98,8 – 84,9%. Данный показатель близок к контролю (98 – 94%). На ряде участков мониторинга, где произрастали оба из исследуемых видов, отмечена сходная реакция живых клеток пыльцы на состояние среды. Процент нормальных пыльцевых зерен *Pinus sylvestris* и *Betula pendula* составлял соответственно 82,9 и 95,5% (участок № 28); 89,8 и 97,5 (участок № 63); 82,4 и 91% (на участке № 65). На участках производственного мониторинга ОХУХО про-

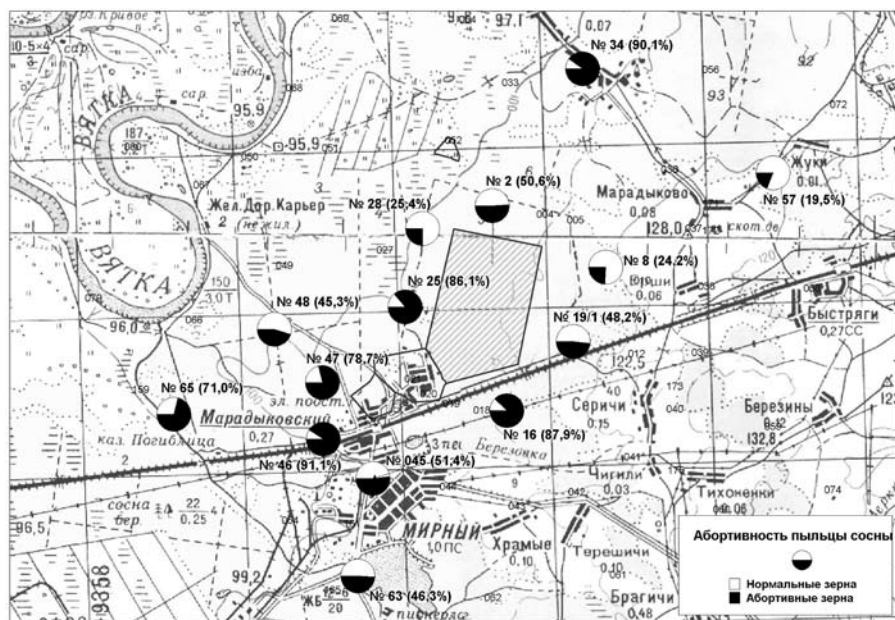


Рис. 1. Абортивность пыльцы сосны обыкновенной вблизи объекта ОХУХО «Марадыковский»

цент доброкачественной пыльцы *Pinus sylvestris* составлял 89,8 – 53,9%, *Betulapendula* – 99,7 – 89,4%.

Анализ пыльцы на участках мониторинга ОХУХО в 2008 г. показал высокий процент абортивности пыльцы сосны обыкновенной. На рис. 1 приведена карта-схема расположения пробных площадок с отражением уровня абортивности пыльцы сосны обыкновенной.

Высокий уровень абортивности пыльцы сосны говорит о значительной степени антропогенного воздействия на данной территории, однако при этом корреляции абортивности с расстоянием от объекта по хранению и уничтожению химического оружия не отмечается. По-видимому, наблюдаемые нарушения микроспорогенеза обусловлены влиянием различных источников воздействия: крупного населённого пункта (пгт. Мирный), железнодорожного узла Марадыковский и другими причинами техногенного характера, связанными не только с функционированием объекта по хранению и уничтожению химического оружия.

На этих же участках процент нормальных пыльцевых зёрен берёзы бородавчатой находился в диапазоне 64 – 97%, что соответствует допустимым нагрузкам на природную среду.

Сравнение морфометрических показателей пыльцы данных видов указывает на более высокую чувствительность к техногенной нагрузке биоиндикатора – сосны обыкновенной.

Анализ пыльцы травянистых растений позволил выделить виды биоиндикаторов, чувствительных к загрязнению среды (табл. 9). Это таволга вязолистная, валериана лекарственная, вероника длиннолистная, зверобой продырявленный. Так, процент abortивной пыльцы на техногенных и контрольных участках у таволги вязолистной составляет 33,7% и 2,2%; валерианы лекарственной – 13 – 17,4% и 3,1%.

Палинологический анализ чувствительных к техногенной нагрузке видов биоиндикаторов в комплексе с другими показателями позволяет сделать оценку экологического состояния природной среды в районе конкретного техногенного объекта.

Сосна обыкновенная (Pinus sylvestris) – биоиндикатор загрязнения воздушной среды

Ареал вида *Pinus sylvestris* охватывает почти весь континент Северной Евразии. *Pinus sylvestris* – признанный биоиндикатор аэрогенного загрязнения окружающей среды. Для оценки загрязненности атмосферы используются следующие параметры сосны: хвоя (хлороз, некроз, продолжительность жизни, размеры), годовой прирост главного побега, генеративные органы (число шишек на деревьях, их размеры, количество нормально развитых семян). Информативными по техногенному загрязнению являются анатомические изменения хвои [130 – 132].

Исследования проводились в 1997 – 2008 гг. В ходе экспедиционных работ 1997 – 2001 гг. были исследованы морфологические характеристики сосны, в частности, – величина годового прироста центрального побега. Исследования проводились на 12 контрольных участках, однородных по освещённости и по возрасту деревьев (9 – 12-летний подрост). Выборка составляла 100 – 200 деревьев, результаты подвергались статистической обработке.

В подзоне подтаёжных лесов были заложены 2 участка в Малмыжском районе; в подзоне средней тайги – 1 участок в Подосиновском районе; в центральной части области (подзона южной тайги) заложено 9 участков. Участки в Малмыжском, Подосиновском районах, а также на территории ГПЗ «Нургуш» (центральная зона области) по величине антропогенной нагрузки отнесены к фоновым. Остальные участки центральной зоны испытывают различное по величине техногенное давление.

Такое расположение участков наблюдения позволило оценить влияние на величину годового прироста сосны: а) климатических условий в пределах области; б) уровня загрязнения среды обитания в пределах одной природно-климатической зоны.

Анализ полученных результатов показал следующее:

1. Величина ежегодного прироста сосны на фоновых участках зависит прежде всего от их зонального положения и возраста дерева. Максимальный ежегодный прирост наблюдается в южных районах. В центральной зоне области (ГПЗ «Нургуш») величина прироста в те же годы составила примерно 50%, а на фоновом участке в Подосиновском районе – около 25% от величины, характерной для южных районов.

2. В период с 1997-го по 2000 г. на юге области наблюдалось ежегодное увеличение прироста сосны, которое связано, по-видимому, с климатическим фактором. Устойчивая тенденция увеличения ежегодного прироста в эти же годы отмечается также на фоновом участке «Нургуш» центральной зоны. На фоновом участке севера области (Подосиновский район) наблюдались небольшие колебания величины прироста. Таким образом, на фоновых участках в пределах территории Кировской области абсолютная величина прироста центрального побега сосны является прежде всего функцией природно-климатических условий произрастания сосны (что и следовало ожидать).

Исследованные в 1997 – 2000 гг. участки в центральной части области расположены в районах со значительными различиями в уровне техногенной нагрузки: ГПЗ «Нургуш» – фоновый уровень, Оричевский район (возле Марадыковского арсенала) – средний, в зоне непосредственного влияния промышленных предприятий Киров – Кирово-Чепецкой городской агломерации – максимальный для Кировской области уровень загрязнения среды обитания.

Выявлено, что прирост сосны на фоновой территории ГПЗ «Нургуш» и на участках в Оричевском районе практически одинаков (в пределах погрешности). Следовательно, имевшийся на территории Оричевского района уровень антропогенной нагрузки на эту характеристику фитоиндикатора не влиял.

В зоне Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации величина прироста сосны составила в разные годы 25 – 50% от прироста на фоновом участке «Нургуш». Кроме того, в течение 1996 – 2001 гг. ежегодный прирост сосны в этой зоне оставался величиной практически постоянной и составлял 7 – 13 см/год. Таким образом, улучшение погодных условий в этот период, которое стимулировало рост сосны на фоновых участках, в условиях интенсивного загрязнения на величине прироста не сказался.

Таким образом, в пределах одной природно-климатической зоны выявлена существенная зависимость прироста молодых растений сосны обыкновенной от уровня загрязнения атмосферы и комплекса экологических факторов. В зоне высокого химического загрязнения техногенный фактор по своему влиянию на фитоиндикатор превосходит действие климатического фактора и для величины прироста сосны является определяющим.

В ходе экспериментальных исследований в период 2001 – 2008 гг. проведены морфологические и анатомические исследования состояния хвои сосны обыкновенной. Техногенная зона – г. Киров и его окрестности, район ОХУХО «Марадыковский». Фоновая территория – ГПЗ «Нургуш» и пос. Сосновка Белохолуницкого района Кировской области.

Известно, что основным диагностическим признаком повреждения сосны от атмосферного загрязнения являются хлорозы и некрозы. Отмечается возрастная чувствительность листьев: наименьшую реакцию на загрязнение имеет растущая хвоя, наибольшую – полностью закончившая рост. У *Pinus sylvestris* хлорозы желтоватого, жёлтого и оранжево-бурого цвета в виде точек, поясков, пятен неправильной формы и сплошных участков, охватывающих преимущественно верхнюю часть хвоинок. Первыми визуально наблюдаемыми сигналами неблагополучия является пожелтение или побурение кончиков старых хвоинок и некоторое снижение продолжительности жизни хвои. С усилением интенсивности загрязнения воздуха происходит более широкое распространение хлорозов и появление некрозов. Некрозы начинаются с кончика хвоинки и распространяются к основанию. Наиболее интенсивное некротирование и опадение хвои происходит в начале весны, при переходе от отрицательных к положительным температурам. В период активного роста хвои некрозы обычно не возникают, растущая хвоя повреждается лишь при концентрациях двуокиси серы, в десятки раз превышающих ПДК. Начало острых повреждений происходит достаточно быстро: через несколько часов после газовых атак появляются хлорозы, через одни-трие суток развиваются некрозы [129]. Мониторинговые исследования состояния хвои *Pinus sylvestris* в г. Кирове показали, что наибольшее проявление хлороза и некроза наблюдается на участках с повышенной техногенной нагрузкой.

Так, процент хвои с хлорозом и некрозом с деревьев, произрастающих на ул. Ленина (район Зонального института), составлял 25,5%. В пробах хвои, собранных на Октябрьском проспекте (район цирка), – 24,3%; ул. Красноармейской (областная больница) – 20,1%. В пробах с территории п. Порошино (12 км от г. Кирова) данный показатель равнялся 15,7%.

Повреждение некрозом кончиков хвои также увеличивается с усилением техногенной нагрузки: в г. Кирове 11,9 – 16,9% хвоинок имели некрозы кончика листа, в контроле – только 2,4%. Реакция хвои на техногенное воздействие проявляется и в размерах хвои. В контроле средняя длина хвои составляла 56,3 мм, в г. Кирове – 39,1 – 43,4 мм.

В анатомической структуре хвои с территории города, по сравнению с контролем, отмечается утолщение клеточных стенок эпидермиса, гиподермы, что является защитной реакцией на действие загрязнителей. Изменяются соотношения размера ассимиляционной и трансфузионной тканей.

Индекс продолжительности жизни хвои в условиях городской среды составлял 2,3 – 2,9, в контроле – 3,6 [130 – 132].

Полученные данные позволяют сделать следующие выводы:

- величину показателя «прирост сосны» для деревьев одного возраста в условиях Кировской области целесообразно использовать для определения границ зоны влияния наиболее мощного источника химического загрязнения. На территории Кировской области к таким источникам следует отнести Киров – Кирово-Чепецкую промышленную агломерацию;
- показатель «прирост сосны» целесообразно использовать для контроля территорий со средним уровнем загрязнения, где по различным причинам возможны значительные колебания в уровне загрязнения воздушной среды;
- показателями уровня техногенной нагрузки могут быть: процент хвои, поврежденной хлорозом и некрозом; размеры листа; изменения в анатомической структуре хвои; продолжительность жизни хвои.

2.2. Биомониторинг почв

Мониторинг почв в окрестностях объекта хранения и уничтожения химического оружия (ОХУХО)

Изучение почв в окрестностях арсенала «Марадыковский» началось в 1998 г. На территории, подлежащей контролю, ежегодно проведено рекогносцировочное обследование: заложены почвенные разрезы в наиболее типичных местах, выбраны пробные площадки мониторинга растительности и почв. В отобранных образцах определялись показатели физико-химических свойств почв, содержание тяжёлых металлов. К 2006 г. была сформирована сеть пробных площадок отбора смешанных образ-

цов почв, удалённых на разное расстояние от источника загрязнения, с учётом розы ветров и доступности для наземного транспорта; создан архив почвенных проб, определены почвенные разновидности, химический состав и свойства почв, дана оценка устойчивости их к загрязнению.

Территория 33М объекта охватывает обширный участок долины р. Вятки и часть водораздела. Как большинство равнинных рек Вятка активно меандрирует, образуются рукава, многочисленные старицы, пойменные болотца. Переходы от поймы к террасам и водоразделу весьма размытые, перепады высот незначительные. Всё это определяет многообразие почв на данном участке.

В пойме распространены аллювиальные почвы, преимущественно аллювиальные дерновые, местами – болотные почвы. Террасный комплекс представлен, главным образом, слабо- и среднеподзолистыми почвами на древнеаллювиальных песках. Склоны водораздела в местах выхода коренных пермских глин покрыты дерново-подзолистыми, дерново-карбонатными и в нижней части – дерново-глеевыми суглинистыми почвами, а там, где глины перекрыты чехлом водноледниковых песков, представлены подзолистыми песчаными и супесчаными – под лесами и дерново-подзолистыми – под лугами и на пашне. На данной территории преобладают кислые почвы, многие из них периодически переувлажнены. Все перечисленные особенности геоморфологического строения и почвенного покрова определяют разный уровень устойчивости почв к загрязнению и, соответственно, различный подход к оценке степени загрязнения.

Обобщение опыта изучения почв в СЗЗ и 33М объекта «Марадыковский» дало возможность выделить ряд проблем. Во-первых, поскольку почвы в окрестностях арсенала весьма разнообразны, то при отборе почвенных образцов необходимо учитывать их генетические особенности. Эта проблема актуальна для всех регионов, так как в существующих нормативных документах особенности отбора образцов из почв разных типов обозначены нечётко. В Брянской, Кировской областях и в Удмуртии арсеналы расположены в зоне распространения подзолистых почв, на поверхности которых формируется более или менее выраженная лесная подстилка. Это слой лежащих на поверхности почвы измельченных и затронутых разложением мёртвых органических остатков наземного древесного опада, который причисляют обычно к верхнему почвенному горизонту. Содержание загрязняющих веществ в подстилке используют в качестве показателя при мониторинге загрязнения различными поллютантами [133]. Особенности горизонта, его органическую природу следует учитывать при биологических и химических анализах.

При строительстве арсенала в Кировской области многие участки почв нарушены. В районе функционирования объекта большие площади пашни зарастают. В связи с этим почвы находятся на стадии перехода от одного этапа развития к другому, их профиль либо только формируется, либо трансформируется в связи со сменой условий почвообразования. Правила отбора почвенных образцов в таких почвах должны указываться в нормативных документах.

Во-вторых, при оценке степени загрязнения почвы каким-либо веществом ориентируются на его ПДК или ОДК в почвах либо на фоновое содержание. Все перечисленные критерии или вообще не учитывают особенностей почв разной классификационной принадлежности, или учитывают только одно-два свойства почв. Например, ОДК различаются для почв разного гранулометрического состава с разной степенью кислотности. Это наиболее приемлемый критерий при оценке степени загрязнённости почв, однако разработан он для очень ограниченного перечня веществ. На содержание в почвах ряда специфических для ОХУХО веществ нормативов вообще не существует.

В-третьих, в тех регионах, где осуществляется или планируется начать уничтожение ХО, анализ почвенных образцов в рамках производственного и экологического мониторинга следует проводить по единым методикам. Как показал опыт, результаты анализа, полученные разными методами на разных приборах, значительно отличаются, они не сравнимы и не информативны. Методики определения некоторых специфических загрязняющих веществ в почвах не разработаны.

В связи с этим в лаборатории биомониторинга Института биологии Коми НЦ УрО РАН и ВятГГУ особое внимание уделяется поиску методов биологической диагностики почв, позволяющих выявлять их токсичность по биоиндикаторам и тест-системам [133].

Биомониторинг и биотестирование почв

В данном разделе описываются методы биоиндикации и биотестирования почв с использованием организмов различных систематических и трофических уровней: водорослей, цианобактерий (ЦБ), грибов-микромикетов и высших растений, фототрофных микробных сообществ (ФМС) в целом. Методической основой использования подобных биосистем является адекватность ответной реакции организмов или ФМС на действие различных поллютантов природного происхождения ксенобиотиков.

Микробный пул почвы включает бактерии, численность которых измеряется миллиардами клеток в 1 г, водоросли и цианобактерии (до десятков млн. клеток в 1 г), микромицеты, имеющие длину мицелия до нескольких км/г, а также многочисленных представителей микро- и мезофауны. В результате трофических и аллелопатических взаимоотношений в почве функционируют фототрофные микробные сообщества, развитие которых подчиняется определенным закономерностям [134].

Поток поллютантов, поступающих в почву в последние годы, не прекращается и не уменьшается. Техногенные выбросы – это источник тяжёлых металлов, нефти, органических загрязнителей искусственного происхождения. При агрогенном загрязнении в почве накапливаются агрохимикаты и токсины микробного происхождения. Всё это неизбежно приводит к деформации почвенных ФМС при однократном воздействии и к их эволюции при пролонгированном поступлении токсикантов.

Среди партнёров ФМС ведущая роль принадлежит водорослям и ЦБ как фототрофным организмам, которые могут обеспечивать жизнедеятельность ФМС даже без постоянного притока органических веществ от вышних растений.

Аксиомы почвенной альгологии, позволяющие использовать водоросли и ЦБ в экологическом мониторинге, включая индикацию и тестирование загрязнённых почв, следующие:

- Альгофлора характерна для любых типов почв. При этом содержание водорослей в 1 г колеблется в интервале от нескольких тысяч до миллионов клеток и от десятков тысяч до десятков миллионов клеток на 1 см² поверхности при «цветении». Длина нитей отдельных представителей *Chlorophyta* и *Cyanophyta* (*Cyanobacteria*) достигает 200 и более м/г, а величина биомассы варьирует в диапазоне от 10 – 20 кг до 2 – 5 т/га. Как и в водных биоценозах, величина сезонной продукции может быть в десятки и сотни раз выше показателей одномоментной биомассы.

- Данная продукция создаётся десятками видов представителей *Chlorophyta*, *Xanthophyta*, *Bacillariophyta*, *Cyanophyta*, которые в норме обязательно формируют последовательный ряд альгоценозов в ходе сезонной сукцессии с подвижной сменой доминантов. Сукцессия начинается с одноклеточных зелёных (виды родов *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Coccomyxa*, *Chlorella*, *Bracteacoccus*), жёлтозелёных (*Pleurochloris*, *Eustigmatos*, *Polyedriella*, *Vischeria*, *Botrydiopsis*, *Characiopsis*) и диатомовых (*Luticola*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Hantzschia*, *Stauroneis*) водорослей. Позднее доминирующее положение занимают зелёные (*Klebsormidium*, *Stichococcus*) и жёлтозелёные (*Xanthonema*, *Tribonema*, *Bumilleria*) нитчатки, безгетероцистные

синезелёные (*Phormidium*, *Leptolyngbya*, *Oscillatoria*, *Microcoleus*). Завершают сукцессию азотфиксаторы (*Cylindrospermum*, *Anabaena*, *Nostoc*, *Tolypothrix*, *Calothrix*).

– Лабильная, легко усваиваемая биомасса водорослей служит началом пищевых цепей, что неизбежно приводит к активизации почвенных микробиологических процессов и появлению локусов повышенной биологической активности бактериальной и грибной микрофлоры и микрофауны.

– Внутрипочвенный пул водорослей является матричной основой для формирования наземных альгоценозов, в которых складываются типы отношений, аналогичные фитоценоотическим. При этом интегрированные связи существуют и между фототрофными партнёрами: от высокой степени сопряжённости в начале формирования до иерархического соподчинения и распределения по эконишам при высокой насыщенности биотопа альгопопуляциями.

– В естественных незагрязнённых педоценозах происходят постоянные, повторяющиеся из года в год альгоциклы: внутрисуточные, межсуточные и погодичные, причины которых многообразны (колебания температуры, влажности, деятельность альгофагов).

– Как и в случае бактериального населения, существует избыточный пул альгофлоры – «дремлющие» виды, чья активность пробуждается только при коренной смене условий. Адаптационные резервы водорослей обеспечивают возникновение новых альгоценозов как в ходе сезонной сукцессии, так и в результате антропогенных воздействий.

Таким образом, альгофлора выступает как один из коренных элементов биологической составляющей почвы, более автономной в своём развитии по сравнению с бактериями и грибами за счёт фотолитотрофии всех водорослей и азотфиксации – гетероцистных *Cyanophyta*.

Поддержание почвенного благополучия с использованием водорослей, в частности, подразумевает следующие направления:

1. Пополнение запасов органического вещества за счёт деятельности водорослей как активных первичных продуцентов.

2. Активизация деятельности синезелёных водорослей-азотфиксаторов, и, таким образом, дополнительное снабжение растений микробиологическим азотом.

3. Биоконтроль за развитием паразитарных микроорганизмов, в первую очередь, фитопатогенных грибов, что существенно понизит объём применяемых пестицидов и, следовательно, пресс химической нагрузки на почву.

4. Структурирование почвы за счёт нитчатых форм водорослей и слизи выделения, объёмы которого могут достигать до 60% от объёма продуктов фотосинтеза.

5. Детоксикация поллютантов, механизмы которой разнообразны.

В последние годы повышенный интерес вызывает антипаразитарная и детоксикационная активность водорослей. Ингибирование фитопатогенов в первую очередь обеспечивают прокариотные синезелёные водоросли (цианобактерии). В агроценозах и лесопитомниках при выращивании монокультур происходит не только накопление паразитических микроорганизмов, но и токсинов микробного происхождения, которые в настоящее время выделяют как особую форму загрязнения окружающей среды. Стимуляция массового размножения аборигенных форм цианобактерий или их интродукция в почву с посадочным материалом способствует становлению супрессивности почв к инфекционному началу. Особенно высока антимикозная активность различных видов цианобактерий р. *Nostoc* (*N. paludosum*, *N. linckia*, *N. muscorum*).

Следовательно, одним из перспективных направлений сельскохозяйственной биотехнологии является создание биофунгицидов широкого спектра действия на основе синезелёных водорослей.

Появление ксеноценозов детерминировано массивированным химическим загрязнением естественных фитоценозов (лесных, луговых). В эту группу входят также сообщества, развивающиеся на промышленных отвалах, нарушенных и разрушенных территориях, газоны, обочины дорог вдоль автотрасс и т. д. Превышение ПДК по отдельным элементам в ксеноценозах может достигать десятки и сотни раз. Детоксикационная деятельность почвенных фототрофов базируется на ряде морфологических, биохимических и физиологических особенностях. Так, ловушкой-барьером для многих элементов выступают слизь, слизистые капсулы и чехлы, выделяемые клетками. Особый интерес в этом плане представляют цианобактерии, которые могут в значительном количестве накапливать различные элементы, включающие ТМ в клетках путём связывания внутренними полисахаридами и липофильной фракцией [135]. Отмечено образование гранул гликогена и полифосфатных гранул, захватывающих такие элементы, как Pb, Fe, Zn [136]. Важную роль в детоксикации ТМ в клетках цианобактерий играет глутатион [137].

Столь же значительна роль в детоксикации ТМ экзополисахаридов цианобактерий, содержание которых при инкубировании с ТМ увеличивается в несколько раз в течение короткого срока [138, 139].

Установлено, что сорбционная ёмкость биомассы прокариотных синезелёных водорослей р. *Phormidium* может колебаться на 1 г сорбента от 5 до 150 мг для меди и от 5 до 400 мг для свинца [140]. Другая синезелёная водоросль гормогониевая гетероцистная *Nostoc linckia* способна аккумулировать из окружающей среды от 36 до 94% ионов меди, цинка, стронция [141].

Принципиально *in vitro* и в ограниченных полевых опытах решена задача оздоровления почвы с помощью водорослей от микробиологического и химического загрязнения. Однако широкомасштабное использование аборигенной и интродуцированной альгофлоры для ремедиации загрязнённых почв требует не только дальнейшего интенсивного научного поиска, но, в первую очередь, значительных финансовых вложений для отработки эффективной и недорогой технологии изготовления препаративных форм водорослей, перспективных в биотехнологическом плане.

В лаборатории биомониторинга для оценки состояния агрогенных и антропогенно-нарушенных почв в последние годы были использованы и разрабатываются методики биоиндикации по следующим организмам и параметрам их состояния.

1. Альгоиндикация. Основана на выявлении и сравнении видового состава фоновых и загрязнённых территорий. Критерием степени нарушения почвенных ценозов является уровень снижения видового разнообразия водорослей и цианобактерий.

2. Групповой анализ фототрофных сообществ «цветения» почвы. Основан на выявлении группового состава водорослей и цианобактерий, формирующих плёнки «цветения». Критерием неблагополучия биологического состояния почвы является монофикация сообществ с выпадением отдельных групп фототрофных микроорганизмов.

3. Характеристика альго-микологических комплексов. Основана на определении количественных показателей (численность и биомасса клеток водорослей, длина мицелия и биомасса микромицетов) водорослей и микрогрибов. Критерием нарастающего биологического кризиса почвы является увеличение в структуре альго-грибной биомассы доли грибов.

4. Микологический анализ. Основан на оценке сравнительного вклада в структуру популяций грибов с окрашенным (меланинсодержащим) мицелием и бесцветным мицелием. Свидетельство надвигающегося кризиса – увеличение доли тёмноокрашенных микромицетов.

5. Сукцессионный анализ. Основан на изучении динамики развития наземных фототрофных микробных сообществ в моделируемых условиях. По характеру и уровню развития различных комплексов микроорганизмов позволяет оценить силу воздействия поллютантов при их различной концентрации.

6. Выявление специфических микробных комплексов. Индикация неблагополучного состояния почвы по развитию в ней комплексов организмов, усиливающих фактор химического прессинга.

7. Оценка состояния различных групп организмов непосредственно в реальной почвенной обстановке с использованием ГИС.

Альгоиндикация. При биоиндикации состояния систем любого уровня целесообразно использовать следующие группы организмов: чувствительные, резистентные и накопители поллютантов.

Принцип метода. Метод основан на выявлении видового состава фототрофных микробных комплексов почвы, при котором используется постановка водных культур (с использованием специальных питательных сред), а также чашечных почвенных культур со стёклами обрастания [142]. Метод требует очень высокой квалификации исследователя. На подготовку альголога-флориста требуется несколько лет. Поэтому использование метода, несмотря на его высокую чувствительность и информативность, ограничено нехваткой специалистов соответствующего уровня.

В серии полевых и модельных опытов было установлено, что в различных типах фоновых (незагрязнённых) почв сообщества фототрофных микроорганизмов (водорослей и цианобактерий) обладают определённым уровнем видового разнообразия. Прессинг антропогенных факторов на подобные сообщества проявляется в такой негативной тенденции, как уменьшение видового разнообразия микрфототрофов в загрязнённых и нарушенных местообитаниях. Универсальность выдвинутого положения подтверждается результатами определения видового состава альгофлоры в почвах, загрязнённых как агрохимикатами (табл. 10 – 12), так и техногенными поллютантами, например свинцом (табл. 13).

Таблица 10

Влияние способов обработки почвы и минеральных удобрений на видовой состав фототрофов

Способ обработки почвы	Число видов фототрофов		
	Без удобрений	N60P60K60	N120P120K120
Вспашка	23	18	15
Отвальное лущение	23	17	17
Плоскорезная	23	18	15

Таблица 11

Демографические характеристики наземных фототрофных микробных сообществ на 5-летнем стационаре при плоскорезной обработке почвы

Дозы удобрений	Фототрофное сообщество		
	Число видов	Численность клеток, млн./см²	Биомасса, мг/см²
(NPK)90	30	10,7	1,478
(NPK)120	25	12,6	1,946
(NPK)150	22	13,0	2,340

Таблица 12

Влияние длительного дифференцированного внесения минеральных удобрений на видовой состав фототрофной микрофлоры

Группы фототрофов	Число видов по вариантам					
	Контроль	N	Ca	CaN	NPK	CaNPK
<i>Цианобактерии</i>						
Безгетероцистные			3	2	1	3
Гетероцистные			3	2	1	2
<i>Водоросли</i>						
Зелёные	15	3	3	9	7	3
Жёлтозелёные	2		2	3	2	2
Диатомовые			1	1		2
Всего видов по вариантам	17	3	12	17	11	12
Реализуемость видового разнообразия, %	46	8	32	46	30	32

Результаты флористического анализа, приведенные в табл. 10 – 12, показывают, что деструктивные изменения в альгоцианобактериальном сообществе, проявляющиеся в снижении видового разнообразия, коррелируют с возрастанием доз и длительностью применения агрохимикатов. Столь же убедительны результаты видовой инвентаризации альгофлоры почвы, загрязнённой ацетатом свинца. По мере повышения концентрации токсиканта происходит существенное снижение видового разнообразия вплоть до полного прекращения размножения водорослей при очень высоких дозах поллютанта (табл. 13).

Таблица 13

Влияние свинца на видовое обилие альгофлоры дерново-подзолистой супесчаной почвы

Содержание Pb, мг/кг (ПДК)	1,09 (фоновое)	6 (1 ПДК)	60 (10 ПДК)	600 (100 ПДК)	6000 (1000 ПДК)
Количество видов водорослей	20	15	15	8	0

Групповой анализ наземных альго-цианобактериальных разрастаний при «цветении» почвы. Назначение и область применения. Используется для индикации состояния почвы, степени её обеспеченности биогенными элементами и наличия поллютантов. Метод в первую очередь пригоден для индикации пахотных почв, а также целинных почв, где на-

блюдаются массовые поверхностные разрастания фототрофных микроорганизмов, различимых визуально.

«Цветение» почвы, вызванное массовым разрастанием на её поверхности водорослей и цианобактерий, формируется из внутрипочвенного пула фототрофных микроорганизмов. Было доказано, что качественные и количественные параметры фототрофных микробных сообществ (ФМС), сформированных этими организмами, детерминированы не только уровнем влажности и температуры, но тесно коррелируют с динамикой почвенных биогенных элементов и токсикантов [134]. Поэтому групповой анализ «цветения» почвы можно использовать для оценки уровня накопления в почве как биогенов, так и ксенобиотиков.

Принцип метода. Биоиндикация с помощью фототрофных микроорганизмов состоит в анализе групповой структуры плёнок «цветения» почвы, сформированных водорослями и цианобактериями. При этом могут использоваться как природные образцы «цветущей» почвы, так и легко осуществить инициацию «цветения» путём простого увлажнения отобранных почвенных образцов. В последнем случае происходит пролонгирование сроков анализа до 2 недель – 1 месяца.

Анализ фототрофных микроорганизмов в разрастаниях на поверхности имеет ряд преимуществ перед другими методами биоиндикации, будь то сапротрофные микроорганизмы или фототрофный внутрипочвенный комплекс. Эти преимущества заключаются в следующем.

При наблюдении за поверхностью почвы в экосистемах легко определить сроки массового размножения фототрофных микроорганизмов («цветение» почвы), которые при этом, безусловно, находятся в деятельном, вегетирующем состоянии, учитывая активное протекание процесса фотосинтеза.

Наземные ФМС, формирующие сомкнутое сообщество, более адекватно отражают почвенные условия, чем одиночные особи фототрофов, рассеянные в толще почвы и отделённые друг от друга значительными пространствами.

«Цветение» почвы – редкий, уникальный для почвы пример размножения микроорганизмов до макроразрастаний. В эти периоды плотность наземных фототрофных популяций может достигнуть нескольких десятков млн. клеток на 1 см² или на 1 г «цветущей» почвы.

Отношения, которые складываются между организмами разных эколого-трофических групп в процессе формирования наземных разрастаний фототрофов, приводят к образованию сообществ, пронизанных сетью аллелопатических и пищевых связей. Поэтому в подобных сообществах

легче проследить отклонения от естественного хода сукцессий под влиянием антропогенных факторов.

К преимуществам анализа «цветения» почвы для целей почвенного мониторинга относятся и чисто методические, такие как использование меньшего разведения почвенной суспензии для количественного учёта клеток фототрофов по сравнению с разведениями для учёта бактерий или внутрипочвенных водорослей, или цианобактерий. Это повышает точность полученных показателей даже в случае меньшего объёма почвенных образцов, предназначенных для анализа.

Наблюдения над ФМС «цветения» почвы дают возможность наиболее оптимального сочетания количественного учёта и видового состава возбудителей процесса.

К недостаткам и ограничениям метода можно отнести следующие.

Сроки использования «цветения» почвы в целях биодиагностики состояния почвы ограничены позднелетним и осенним периодами, когда вследствие нормального сезонного хода сукцессий максимально реализуется видовое богатство наземных альгоценозов. Проведение анализов в более ранние сроки может только выявить отклонения от естественного хода сезонных сукцессий и констатировать эти отклонения для уточнения предполагаемого диагноза состояния почв в более поздний период.

Хотя «цветение» почвы – естественное явление для почв, иногда в особо засушливые годы или при постоянном рыхлении почвы (пропашные культуры) оно может и не развиваться.

Оборудование. Световой микроскоп, окуляр-микрометр, ступка с пестиком, дистиллированная вода, предметные и покровные стекла, микропипетка на 0,1 мл, спиртовка, чашки Петри, пинцеты.

Ход работы. Проведение экспресс-анализа состояния почвы по групповому анализу наземных ФМС включает этапы.

1. Взятие в поле репрезентативного среднего образца «цветущей» почвы в соответствующие периоды по стандартным микробиологическим методикам. В случае отсутствия «цветения» можно отбирать поверхностный слой почвы и инициировать ее «цветение» в лаборатории простым увлажнением почвы в чашках Петри или других прозрачных ёмкостях, проводя инкубирование в условиях, стандартизированных по освещению и температуре.

2. Отбор и подготовка почвенных образцов для альгологических и микробиологических исследований.

При отборе почвенных образцов используют стандартные методики, применяемые в микробиологических исследованиях в последние десяти-

летия [143]. Образцы почвы отбирают в стерильные бумажные пакеты. Дальнейшая тщательная подготовка почвы к анализу имеет важнейшее значение. При проведении количественного учёта почвенных микроорганизмов необходимо добиться того, чтобы клетки в подготовленной почвенной суспензии находились в виде одиночных свободноплавающих клеток. Для выполнения этого условия необходимо осуществить три процедуры: 1) диспергирование почвенных агрегатов, 2) десорбцию клеток микроорганизмов с почвенных частиц, 3) разделение микроколоний на отдельные составляющие их клетки. Правила справедливы для учёта бактерий, водорослей и грибов. Все три процесса осуществляются одними и теми же приёмами, при этом наиболее эффективными оказываются механические воздействия (растирание почвы, увлажненной до состояния пасты); обработка тканей на микроизмельчителе, мешалках, миксерах; обработка ультразвуком низкой частоты и мощности.

3. Проведение количественного учёта фототрофных микроорганизмов «цветения» почвы прямым микроскопическим методом с выделением пяти основных эколого-морфологических групп водорослей и цианобактерий: одноклеточные зелёные и жёлтозелёные, нитчатые зелёные и жёлтозелёные, диатомовые водоросли, безгетероцистные и гетероцистные формы цианобактерий. Продолжительность количественного учёта в 9-кратной повторности для одного варианта составляет около 1 часа. Применяемые в настоящее время методы прямого количественного учёта микроорганизмов (бактерий, водорослей, грибов) являются в той или иной степени модификацией метода С. Н. Виноградского. Среднюю пробу почвы массой 10 г или площадь «цветущей» почвы 10 см² после предварительной обработки помещают в мерную колбу или мерный цилиндр (объём почвенной суспензии – 100 мл, разведение 1:10). Колбу энергично встряхивают или осуществляют перемешивание жидкости с помощью пипетки. С помощью микропипетки на обезжиренное предметное стекло наносят каплю суспензии объёмом 0,01 мл на препарат и равномерно распределяют микробиологической петлей на площади 4 см² (квадрат 2x2 см). При данной площади на каждом стекле можно приготовить 3 препарата. Рекомендуется предварительно начертить расположение препаратов в натуральную величину на бумаге, на которую в дальнейшем кладут предметные стекла для приготовления мазков. Препараты высушивают на воздухе при комнатной температуре. Затем фиксируют в пламени горелки. Для микроскопирования на препарат наносят каплю воды и покрывают обезжиренным покровным стеклом. Препараты просматривают в световом микроскопе (окуляр x10 или x15; объектив – x40).

Количество микробных клеток (водорослей, фрагментов грибного мицелия или спор), содержащихся в 1 г или на 1 см² почвы, вычисляют по формуле:

$$N = \frac{4an}{S} \cdot 10^{10}$$

где: а – среднее число клеток в одном поле зрения; n – разведение; S – площадь поля зрения (мкм²); 4 – площадь мазка (см²). Это количество клеток содержится в 0,01 мл суспензии, которую наносили на препарат, и, значит, в 1 мл данной суспензии концентрация клеток в 100 раз больше. На этих же препаратах ведётся подсчёт длины грибного мицелия с помощью окуляр-микрометра. Количество просчитанных полей зрения на одном мазке – не менее 50. При количественном учёте длины грибного мицелия отдельно фиксируют экземпляры с пигментированным и бесцветным мицелием.

4. После микроскопирования подготовленных мазков производится математическая обработка результатов и составление шкал с учётом процентного участия в структуре сообщества различных групп фототрофов.

На основании полученных данных делается заключение о возможном агрохимическом статусе почвы и соответствии его норме для высшего растения даже раньше того, чем это отражается на качестве и количестве полученного урожая высших растений.

При «цветении» почвы размножение и сосуществование отдельных группировок фототрофов приводит к формированию сообщества, развитие которого подчиняется основным экологическим законам.

«Цветение» почвы обнаруживается визуально при осмотре интересных участков почвы и полей. Можно сравнительно легко провести рекогносцировочную оценку «цветения» почвы на глаз: мощность разрастаний, площадь покрытия почвы «цветением», сроки его появления на разных вариантах опыта, используя стандартные или модифицированные геоботанические приемы.

На поверхности почвы размножаются только те виды, которые входят в альго-цианобактериальный банк данной почвы, а не занесённые извне.

Концентрация клеток при «цветении» почвы на единице площади, в объёмной или весовой единице существенно выше, чем в глубинных слоях почвы, что повышает точность обработки образцов и достоверность выводов.

Только при «цветении» почвы водоросли и цианобактерии в полной мере проявляют себя как фототрофы, что делает более возможным сопоставление и прогнозирование их реакций по сравнению с реакцией высшего растения.

При «цветении» почвы в диагностических целях можно параллельно проводить исследования таких функциональных процессов, как фотосинтез и азотфиксация, что не достигаемо для внутрипочвенных комплексов.

Инициация «цветения» почвы легко воспроизводится в лабораторных условиях простым увлажнением почвы и может многократно воспроизводиться в зависимости от задач исследования. При этом, в отличие от инициированных сапротрофных сообществ, не требуется дополнительно источника энергии или пищи в виде крахмала, глюкозы, хитина и т. д.

Одна из особенностей развития наземных ФМС – наличие сезонных сукцессий, ярко выраженных в умеренной зоне и отражающих динамику биогенных элементов в почве. При этом полная реализация видового потенциала фототрофов в норме происходит только в конце вегетационного сезона. Вследствие этого в весенний и раннелетний периоды, когда доминирующими формами являются представители *Chlorophyta*, *Xanthophyta*, *Bacillariophyta*, возможны только сравнительные определения интенсивности развития данных таксономических групп по количественным показателям численности клеток и их биомассы. Варьирование этих показателей может быть значительным и отражает разницу обеспеченности почвы биогенными элементами.

Начиная со второй половины июля, когда полноценно заявляют о себе позднесукцессионные виды – безгетероцистные и гетероцистные цианобактерии – вплоть до послеуборочной перепашки почвы или ухода земли под снег, возможно биоиндикационное обследование почвы по её «цветению».

С этой целью предлагается проводить групповой анализ, основанный на выделении среди почвенных фототрофов 5 эколого-морфологических групп.

Переход от традиционного метода количественного учёта водорослей в объёмном водном препарате [144] к учёту на сухих мазках [145], при котором клетки находятся не в многомерном пространстве, а лежат на стекле практически в один слой, существенно облегчает задачи идентификации клеток среди почвенных частиц, а порой создаёт возможность родового или видового определения особей, что приводит к совмещению качественного и количественного учёта микрофототрофов.

Последующее обобщение полученных результатов по групповому составу ФМС, вычисленное в процентах и отражённое в таблицах, графиках, диаграммах, позволяет проводить быстрое и наглядное сопоставление результатов в разных вариантах и прогнозировать состояние почвы. При этом групповой анализ наземных ФМС вполне удовлетворительно заменяет другие виды мониторингового контроля состояния почвы.

Первичная реакция фототрофов при антропогенном воздействии на почву всегда активна, экспрессна, многозначна и вполне может рассматриваться как реакция «возмущения», при которой разнообразие вносимых в почву веществ приводит к многообразию ответных реакций, так как разные виды фототрофов, иногда очень близкие по систематическому положению, обладают различной устойчивостью к токсическому фактору (ксенобиотику или природному веществу). Поэтому наличие в среде посторонних для неё веществ или веществ естественных, но в повышенной концентрации приводит к преобладающему росту наиболее устойчивых к ним видов и подавлению наиболее чувствительных форм [146].

Чем более длительными становятся антропогенные воздействия, тем глубже закрепляются и стабилизируются изменения в ценопопуляциях фототрофных микроорганизмов. Например, длительное применение азотных удобрений в высоких дозах, ТМ и других загрязняющих веществ приводит к снижению видового разнообразия ФМС. Видовое разнообразие естественных сообществ – важнейший параметр для контроля за состоянием природы. Удобрения могут вытеснять из природных ФМС олиготрофные виды, такие как, например, цианобактерии, которые не в состоянии конкурировать за азот с зелёными водорослями. На богатом агрофоне они теряют свои экологические преимущества, связанные со способностью к азотфиксации. По этой причине резко обедняется их флористический состав. В то же время почвы, насыщенные азотом, обеспечивают фитоценотический оптимум для нитчатых зелёных водорослей, которые и захватывают лидерство в ФМС почв, насыщенных минеральным азотом.

Высокая обеспеченность почвы фосфором приводит к массовому размножению цианобактерий в плёнках «цветения». Нейтрализация кислых почв известью обеспечивает как увеличение видового разнообразия, так и возрастание продуктивности сообщества. Способность безгетероцистных форм цианобактерий к миксотрофии отражена в их доминировании в наземных ФМС почв, удобренных навозом.

Используя групповой анализ наземных разрастаний, можно судить о биологическом благополучии почв по следующим показателям.

Полночленность фототрофной микробной ассоциации на поверхности почвы с наличием всех эколого-морфологических групп фототрофов: одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, нитчатые зелёные и жёлтозелёные водоросли, диатомеи, безгетероцистные и гетероцистные цианобактерии. Относительно равномерное процентное соотношение различных группировок. Видовое разнообразие, которое легко установить по форме клеток любому специалисту – ботанику, микробиологу, почвоведу, агроному.

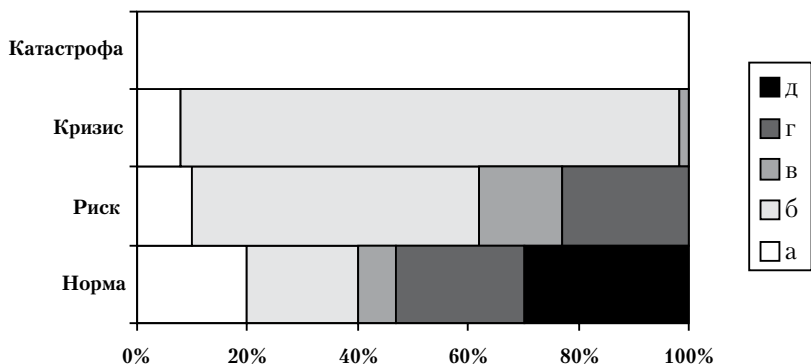


Рис. 2. Индикаторная шкала оценки биологического состояния почвы по её «цветению».

Условные обозначения: а – одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, б – нитчатые зелёные и жёлтозелёные водоросли, в – диатомеи, г – безгетероцистные цианобактерии, д – гетероцистные цианобактерии

Почву, на поверхности которой в конце вегетационного сезона развиваются подобные ФМС, можно считать пребывающей в состоянии, которое в современной прикладной экологии оценивается как «норма» (рис. 2).

О надвигающемся биологическом неблагополучии почвы свидетельствует тот факт, что в составе ФМС начинает явно доминировать какая-то группировка, причем в любой срок наблюдения именно эта группировка остается преобладающей. Можно предполагать, что почва вступает в зону «риска».

Исчезновение из наземных ФМС азотфиксирующих цианобактерий, важнейшей группы для природного азотного баланса почвы, – признак надвигающегося «кризиса».

Унификация видового состава сообщества на уровне немногих видов одноклеточных зелёных водорослей – показатель накопления почвой фитотоксических свойств, делающих её непригодной для высшего растения, т. е. явное состояние «катастрофы». В решении Регионального научно-методического семинара по критериям оценки изменения состояния почв, растительного и животного мира территорий с кризисной экологической обстановкой (г. Киров, 27 – 31 марта 1995 г.), организованного департаментом научно-технического обеспечения экологической безопасности Минприроды России, на основе данных экспериментальных результатов по групповому анализу «цветения» почвы дана рекомендация использовать водоросли и цианобактерии в качестве биологических индикаторов при оценке состояния пахотных почв.

Характеристика альго-микологических комплексов. Метод основан на одновременном микроскопическом определении на мазках количественных показателей популяций фототрофов и микромицетов. Параллельно в одних и тех же полях зрения просчитывают численность клеток различных групп водорослей и ЦБ, определяя их линейные размеры и соотнося форму клеток с определёнными геометрическими фигурами (объёмно-расчётный метод определения биомассы). Также определяют длину мицелия грибов с последующим расчётом их биомассы [147]. Сравнивая показатели биомассы грибов и водорослей, можно определить конкретный вклад каждой группы в создание микробной биомассы.

Исследования, проведённые в лесных и луговых почвах в зоне защитных мероприятий вблизи объекта хранения и уничтожения химического оружия, показали, что размеры альго-микологической биомассы составляют до нескольких тонн на 1 га [148]. Установленный факт позволяет считать, что альго-микологические комплексы играют существенную роль в процессах биотической саморегуляции почвы, при этом на степень развития водорослей и грибов оказывает влияние не только тип почвы и характер растительного опада, но и степень загрязнения почвы ксенобиотиками.

Например, анализ соотношения компонентов наземного фототрофно-гетеротрофного комплекса в лабораторных микрокосмах показывает, что с повышением степени загрязнения почвы таким поллютантом, как свинец, в структуре сообщества неуклонно увеличивается доля почвенных грибов с параллельным сокращением доли водорослей, вплоть до полного их исчезновения при 1000 ПДК (табл. 14).

Таблица 14

Влияние свинца на соотношение биомассы грибов и водорослей в структуре наземных популяций, %

Рв	1 ПДК	10 ПДК	100 ПДК	1000 ПДК
Грибы	30,4	58,5	70,5	100
Водоросли	69,6	41,5	29,5	0

Микологический анализ (биоиндикация по соотношению в почве микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием). Назначение и область применения. Индикация состояния почвы, уровня её загрязнения различными поллютантами по интенсивности развития микромицетов, имеющих пигментированный и бесцветный мицелий. Метод не требует видовой и родовой идентификации грибов. Доступен для пользователей с минимальным опытом работы с микроскопом.

Микроскопические грибы – наиболее стабильный и постоянный компонент почвенных микробоценозов. Накапливая значительную биомассу

(до нескольких тонн на 1 га) и обладая значительной суммарной длиной мицелия (до нескольких километров в 1 г почвы), грибы играют очень важную роль в превращении любых соединений, попадающих в почву. Мощный гидролитический ферментативный аппарат позволяет микромицетам утилизировать сложнейшие соединения природного и антропогенного происхождения. Как показано многими исследователями, накопление в почве поллютантов стимулирует размножение грибов с окрашенным меланинсодержащим мицелием [31, 149, 150]. Поэтому преобладание в структуре популяций почвенных микромицетов форм с тёмноокрашенным мицелием – показатель химического загрязнения почвы.

Оборудование. Микроскоп, предметные и покровные стёкла, окуляр-микрометр, пипетки и микропипетки, ступка, пестик, мерный цилиндр, весы. В случае предварительного консервирования почвенных образцов – пузырьки с притертой пробкой и 4%-ный раствор формалина.

Принцип метода. Определение соотношения в популяции грибов форм с окрашенным и бесцветным мицелием базируется на методе прямого микроскопического количественного учёта с измерением длины мицелия с помощью окуляр-микрометра или окулярной сеточки или по учёту численности фрагментов грибного мицелия.

Среднюю пробу почвы массой 10 г после предварительной обработки помещают в мерную колбу или мерный цилиндр (объём почвенной суспензии – 100 мл, разведение 1:10). Колбу энергично встряхивают или осуществляют перемешивание жидкости с помощью пипетки. С помощью микропипетки на обезжиренное предметное стекло наносят каплю суспензии объёмом 0,01 мл на препарат и равномерно распределяют микробиологической петлей на площади 4 см² (квадрат 2х2 см). При данной площади на каждом стекле можно приготовить 3 препарата. Рекомендуется предварительно начертить расположение препаратов в натуральную величину на бумаге, на которую в дальнейшем кладут предметные стекла для приготовления мазков. Препараты высушивают на воздухе при комнатной температуре. Затем фиксируют в пламени горелки. Для микроскопирования на препарат наносят каплю воды и покрывают обезжиренным покровным стеклом. Препараты просматривают в световом микроскопе (окуляр х10 или х15; объектив – х40).

Длину грибного мицелия, содержащегося в 1 г почвы, вычисляют по формуле:

$$N = \frac{4an}{S} \cdot 10^{10},$$

где: а – средняя длина мицелия в одном поле зрения или количество фрагментов грибного мицелия; n – разведение; S – площадь поля зрения (мкм²); 4 – площадь мазка (см²). Отдельно просчитывают длину мицелия пигментированного и бесцветного. Высчитывают их процентное соотношение в структуре популяции. Количество просчитанных полей зрения на одном мазке – не менее 50.

Критерий оценки состояния почвы по исследованным показателям.

Феномен аккумуляции меланинсодержащих грибов неоднократно отмечался для городских почв – урбанозёмов, а также для почв техногенных территорий. Полагают, что увеличение доли тёмноокрашенных грибов может быть связано с известной устойчивостью некоторых видов к ряду загрязнений – радиации, ТМ и др. [149]. Пигменты меланины являются соединениями, способствующими повышению выживаемости организмов в экстремальных условиях за счёт способности к детоксикации ядовитых веществ.

Определение содержания тёмноокрашенных грибов фоновых и загрязнённых территорий вблизи ОХУХО выявило следующую картину (табл. 15). В загрязнённых почвах представительство тёмноокрашенных грибов превышает 50%, причём для некоторых почв существенно достигая 95,7% в аллювиальной дерновой глеевой почве. Полученные результаты согласуются с литературными данными, по которым в загрязнённых почвах обилие тёмноокрашенных грибов на 15 – 30% больше, чем на фоновых участках[149].

Таблица 15

Содержание грибов с тёмноокрашенным мицелием в фоновых и загрязнённых почвах, %

Почва	Дерново- подзолистая супесчаная	Средне- подзолистая песчаная	Аллювиальная дерновая глеевая	Аллювиальная дерновая среднеподзолистая
Фоновая	23,2	49,9	15,3	25
Загрязнённая	56	83,6	95,7	83,6

Аналогичные результаты получены и в полевых опытах с пахотной дерново-подзолистой почвой, в которую был искусственно внесён ацетат свинца (табл. 16).

Таблица 16

Изменение структуры грибных популяций в дерново-подзолистой почве под влиянием свинца, %

Вариант	Мицелий окрашенный	Мицелий бесцветный
Контроль	47,5	52,5
600 мг Pb/кг	63,8	63,2
1200 мг Pb/кг	73,6	26,4

Таким образом, положение об индикационной роли тёмноокрашенных грибов в загрязнённых целинных почвах оказалось справедливым и для пахотной почвы.

Исследования последних лет показали, что информативным показателем является определение не только длины мицелия, но и подсчёт грибных зачатков (фрагментов мицелия). Коэффициент корреляции между этим показателем и длиной мицелия 0,90 ($p < 0,05$). Исходя из величины коэффициента корреляции, который фактически является свидетельством прямолинейной зависимости между содержанием фрагментов мицелия и его длиной у меланинсодержащих грибов, трудоёмкий способ измерения длины с помощью окуляр-микрометровой сеточки можно заменить на более лёгкий и экспрессный способ подсчёта под микроскопом грибных зачатков для определения степени загрязнения почвы.

Одним из эффективных методов определения уровня загрязнения почвы различными поллютантами может быть метод создания оценочных шкал с применением микологических критериев. Наличие в структуре популяций более 50% меланинсодержащих грибов является сигналом о возможном загрязнении среды. Для проведения микологического анализа необходим отбор почвенных образцов на потенциально опасных территориях. Дальнейшая подготовка почвы к анализу проводится по стандартным микробиологическим методикам определения численности микроорганизмов методом прямого количественного учёта под микроскопом. Если невозможно проведение анализа непосредственно после отбора проб, навески почвенных образцов (1 или 10 г) в необходимой повторности обрабатывают 4%-ным раствором формалина и приступают к анализу в удобное для исследователя время.

Из представленных результатов можно проследить ещё одно направление использования данной группы микроорганизмов грибов: выделение в чистую культуру наиболее устойчивых к свинцу штаммов, проверка их на устойчивость к другим тяжёлым металлам с перспективой создания на их основе биопрепаратов для детоксикации загрязнённых почв.

Сукцессионный анализ. Пространственно-временное существование ФМС неизбежно приводит к различному характеру сосуществования фототрофных популяций и связанных с ними гетеротрофных партнёров в зависимости от конкретных условий. При этом динамический характер изменения количественных показателей ФМС (численности клеток и биомассы) сопровождается их качественными перестройками-сукцессиями. Триггерным фактором в ходе сукцессий при наличии одного и того же видового пула фототрофов в почве может быть как динамика

биогенных и токсических элементов, так и связи – прямые и опосредованные – с другими компонентами сообщества. Вследствие этого направленность альгоценозогенеза на поверхности почвы детерминирована как комплексом экзогенных воздействий, так и совокупностью эндогенных факторов, господствующих внутри ФМС. К последним относятся связи между отдельными видами фототрофов, между их популяциями, а также разнообразные взаимодействия фототрофов с гетеротрофным комплексом ФМС – бактериями, грибами, беспозвоночными. Вероятно, динамика этих взаимодействий определяет ход аутогенной сукцессии ФМС, а совокупность внешних и внутренних факторов становится причиной сезонных сукцессий.

К настоящему времени отсутствует целостное представление о механизме альго-цианобактериальной сукцессии как в почве, так и на её поверхности. В то же время накоплен достаточно обширный материал, ярко характеризующий отдельные детали этого процесса.

Выбрав в качестве образца классические положения общей экологии [151], подойдём к рассмотрению этой проблемы с изучения взаимодействий внутри ФМС на уровне межвидовых взаимоотношений фототрофов, а также сопряжённости в развитии фототрофного и гетеротрофного комплексов при «цветении» почвы.

Известно, что сообщества, образующиеся при «цветении» почвы, представлены организмами разных трофических уровней. В силу этого они пронизаны многочисленными биотическими связями, как трофическими, так и биохимическими. Чем выше плотность фототрофных популяций (а в плёнках «цветения» она может достигать десятков миллионов клеток на 1 см²), тем более напряжёнными становятся эти связи. Существуют разнообразные методы выявления связей разных уровней в сообществах, конкретная методика которых зависит от целей исследования и групп организмов, которые анализируются в той или иной ситуации. Наличие постоянно повторяющихся комплексов фототрофов с постоянными доминантами и постоянно сопутствующей сапротрофной микрофлорой заставляет предполагать, что взаимодействия на уровне фототрофов определяют во многих чертах стабильность формирующегося сообщества, хотя сила и прочность биотических связей в альго-цианобактериальных ценозах легко нарушаются внешним вмешательством.

Под сукцессией наземных ФМС можно понимать последовательную их смену, в ходе которой возникающие новые сообщества отличаются другим видовым составом, разными количественными соотношениями фототрофных группировок и разными доминантами. Ежегодно повторя-

ящееся заселение поверхности перепаханной почвы водорослями и цианобактериями из имеющегося в почве пула клеток – пример типичной вторичной сукцессии. В ходе её происходит временное развитие альго-цианобактериального ценоза, т. е. сезонная сукцессия. Типичный ход такой сукцессии легко моделируется простым увлажнением исследуемой почвы и выдерживанием её на свету.

Совокупность применяемых в исследованиях методов позволила выделить в развитии сообществ при «цветении» почвы 4 сериальные стадии.

1. Независимое развитие видов друг от друга, фактический нейтрализм, что наблюдается на обнажённой, увлажнённой почве, представляющей для данной группы фототрофов своеобразный экологический вакуум. Становление наземного сообщества происходит за счёт внутрипочвенного пула клеток. Интенсивность и скорость формирования ФМС определяется и прогнозируется величиной этого пула. Чем больше запас клеток в почве, тем с большей скоростью происходит нарастание плотности клеток в наземных ФМС. При искусственном разрушении плёнок и инициации «цветения» такой почвы в модельных опытах его можно наблюдать уже через сутки.

2. По мере размножения клеток и их пространственного сближения сначала проявляется эффект взаимного стимулирования группировок, что может быть связано с рядом причин: предоставление «убежища» для одноклеточных, выделение экзометаболитов, содержащих как питательные вещества, так и стимуляторы роста. Это стадия высокой сопряженности в развитии группировок и видов.

3. С возрастанием интенсивности физических и метаболических (биохимических) контактов водорослей и цианобактерий друг с другом растёт напряжённость конкурентных отношений. Выделяемые организмами метаболиты практически мгновенно действуют на партнёров. Поэтому сообщество с высокой сопряжённостью видов и группировок недолговечно. Происходит дифференциация экологических ниш группировок, что обеспечивает становление и стабилизацию сообщества на определённом уровне видового насыщения. Наблюдаемая на 3-й стадии структура ФМС соответствует модели геометрического распределения обилия видов.

4. Верхний предел развития популяций может определяться перекрытием экологических ниш вследствие дальнейшего нарастания биомассы сообщества за счёт абсолютного доминирования одного или немногих видов. Происходит снижение видового разнообразия и, вероятно, вследствие этого уменьшение прочности сообщества [152], которое достигает своей климаксовой стадии и разрушается. На его месте возникает новое, с новы-

ми доминантами. Происходят повторяющиеся сезонные сукцессии, в ходе которых компоненты наземных ФМС распределены в пространстве и во времени с определенной закономерностью.

Такая временная гетерогенность способствует периодическому процветанию в различные сроки различных групп водорослей и цианобактерий за счёт изменения их конкурентных преимуществ. Эти преимущества возникают в ходе неравномерного потребления из почвы элементов минерального питания высшим растением, что приводит в конечном итоге к осенней вспышке размножения цианобактерий, не чувствительных к нехватке азота. Применяемые минеральные и органические удобрения меняют баланс питательных веществ в почве и изменяют циклический ход сезонной сукцессии [153, 154].

Хотя в природных условиях ход сукцессий возобновляется ежегодно, любой из этапов может быть сжат, растянут или ликвидирован совсем при действии возбуждающих факторов, к которым в экосистемах относятся различные агрохимикаты и поллютанты.

Серии проведённых нами модельных опытов, в которых в качестве токсикантов рассматривались повышенные концентрации мышьяка, свинца и метилфосфоновой кислоты, позволяют выявить особенности действия загрязняющих веществ на функционирование микробных сообществ почвы на различных стадиях сукцессии.

Так, повышение концентрации мышьяка в почве стимулирует размножение одноклеточных зелёных водорослей, сокращает время их генерации, увеличивает удельную скорость роста, меняет характер сукцессии. Однако наряду с активацией размножения фототрофных микроорганизмов на пионерных стадиях развития ФМС соединениями мышьяка провоцируют массовое размножение в почве опасных фитопатогенных грибов р. *Fusarium* (до 200 тыс. макроконидий/см²), сопровождающееся повышенной активностью нематод (до 200 экземпляров/см²). Фузариозно-нематодный комплекс обладает большой потенциальной опасностью для высших растений, создавая угрозу двойного поражения растений.

Одноклеточные зелёные водоросли являются наиболее стабильным компонентом ФМС на всех стадиях сукцессии. За 107 суток экспозиции было проведено 14-кратное определение количественных показателей альгофлоры. При этом минимальная численность водорослей (от 300 до 3500 клеток/см²) с абсолютным доминированием р. *Soccostyxa* наблюдалась в контрольном варианте А-0, что является вполне характерной особенностью для почв лесных биогеоценозов.

Накопление As в почве полностью меняет характер динамики *Chlorophyta* и видовую структуру ФМС. Происходит постоянное возрастание

численности и биомассы клеток зелёных водорослей с абсолютным доминированием видов *Chlamydomonas*, достигая к концу 3-го месяца инкубирования макроскопических разрастаний («цветение» почвы) с плотностью около 200 тыс. клеток/см².

Наиболее разнообразна микрофлора и микрофауна в варианте с максимальным содержанием мышьяка (35 ПДК). Стартовая экспансия фототрофов на поверхности почвы после её увлажнения начинается раньше, чем в других вариантах, достигая на 4-е сутки плотности клеток свыше 1000/см²). Среди доминантов отмечены *Chlorochytrium paradoxum*, виды *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chlorococcum*, *Coccomyxa*. Нитчатые зелёные (*Klebsormidium flaccidum*) появляются на 20-е сутки, на 60-е сутки начинают размножаться цианобактерии (преимущественно *Phormidium autumnale*). В цианобактериальных плёнках плотность клеток достигает 0,5 млн./см² к концу экспозиции. Способность цианобактерий размножаться подвижными гормогониями обеспечивает быструю колонизацию субстрата. По мере освоения пространства нити цианобактерий становятся экологическими нишами, в которых происходит массовое размножение зелёных водорослей. Ранее было показано, что при формировании «цветения» почвы проявляется высокий уровень сопряжённости в развитии зелёных водорослей и цианобактерий с коэффициентом ассоциативности Пирсона $r_4 = 0,542 - 0,680$. В климаксовой стадии текстура сообщества напоминает лишайниковоподобную «псевдоткань», в формировании которой, помимо цианобактерий и водорослей, принимают участие гифы грибов. Древность происхождения цианобактерий, способность выживать в экстремальных условиях и возможность захвата разнообразных экологических ниш в современной биосфере часто приводит к цианобактериальной экспансии там, где нерегулируемое вмешательство человека нарушает нормальное функционирование экосистем. В частности, показано, что водные цианобактериальные маты образуют сорбционный барьер для тяжёлых металлов, а некоторые гетеротрофные спутники водных цианобактерий осуществляют детоксикацию тяжёлых металлов путём образования нерастворимых сульфидов.

Вероятно, и в почве цианобактерии могут играть значительную роль в ремедиации земель, подверженных загрязнению тяжёлыми металлами.

Выявление специфических микробных комплексов. Загрязнение провоцирует массовое размножение в почве опасных фитопатогенных грибов р. *Fusarium* (до 200 тыс. макроконидий/см²), сопровождающееся повы-

шенной активностью нематод (до 200 экземпляров/см²). Фузариозно-нематодный комплекс обладает большой потенциальной опасностью для высших растений, создавая угрозу их двойного поражения.

Исследования, проведенные в 2003 – 2007 гг., показали, что фузариозная контаминация почвы характерна не только для агроценозов, но и для ксеноценозов, к примеру почв с повышенным содержанием таких ксенобиотиков, как As и Pb. Так, в почве с концентрацией As, превышающей ПДК в 35 раз, численность макроконидий *Fusarium sp.* доходит до 40000/г почвы.

Проверка данной почвы на фитотоксичность с использованием в качестве тест-объектов семян различных сельскохозяйственных культур показала, что гибель проростков ржи составила 20%, пшеницы – 50%, ячменя – 32%, льна – 13%, а патоконкомплекс, помимо *Fusarium sp.*, включал представителей круглых червей – нематод семейства *Rhabditidae*, отряда *Rhabditida*. Подобный фузариозно-нематодный комплекс выделен также из почв с повышенным содержанием Pb. Микроскопирование невсхожих семян показало, что они полностью были покрыты мощным сетчатым чехлом, состоящим из мицелия и спор гриба и многочисленных нематод. Полный лизис поражённых семян происходил через 5-7 суток. Вероятно, имеются механизмы, объединяющие нематод и фузариев в комплексы и в отсутствии высших растений. В этот период фузариии живут как сапрофиты, а нематоды как микофаги. Появление семян провоцирует биотрофию гриба. Нематоды при этом могут играть роль инокуляторов при фузариозном заражении растений. Скорее всего, в подобных случаях происходит наложение химического токсикоза почвы на биологический. Гибель растений сопровождается одновременным массовым размножением фитопатогенов, увеличивая заражённость почвы. Следовательно, проблема антифузариозной детоксикации актуальна не только для агрогенных, но и для техногенных почв.

Другой характерной особенностью загрязнённых почв является способность видов плесневых грибов аспергилла и пеницилла переходить к половому размножению с массовым образованием аскоспор, что характерно для экстремальных условий существования данных микромицетов.

Следовательно, выявление в почвах массовых фузариозно-нематодных комплексов и многочисленных аскоспор однозначно указывает на химический токсикоз почвы.

Оценка состояния различных групп организмов в реальной почвенной обстановке с использованием ГИС. Впервые в 2005 г. был проведён анализ биологического состояния почвы вблизи объекта по хранению химического оружия по показателям количественных параметров альгомикофлоры

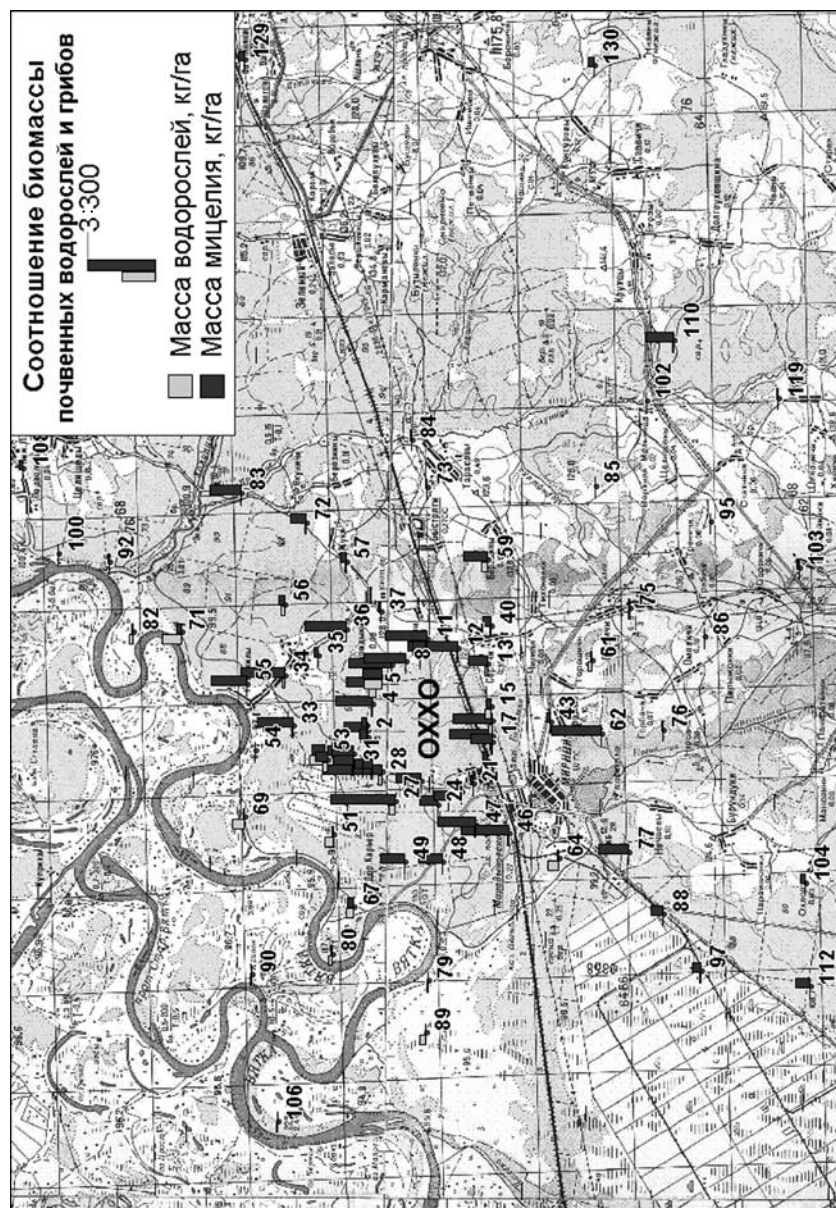


Рис. 3. Соотношение водорослей и грибной биомассы в почвах территории зоны защитных мероприятий объекта по хранению химического оружия (масштаб 1:170 000)

с использованием методов биотестирования и картографирования [155]. Наложение результатов, полученных при количественном учёте данных групп микроорганизмов, на карту зоны защитных мероприятий объекта хранения химического оружия выявило определённые закономерности в распределении биомассы водорослей и грибов (рис. 3).

Биотестирование. Биотестирование в оценке состояния различных групп организмов преследует две цели. Во-первых, с помощью организмов-биотестеров можно найти достаточно эффективные приёмы ограничения массового размножения фитопатогенов или биореставрации природных систем. С другой стороны, чувствительность организмов, применяемых для биотестирования, позволяет быстро и дёшево установить химическое или биологическое неблагополучие исследуемых экосистем.

Для разработки способов подавления размножения фитопатогенных грибов, а также для определения уровня химической токсикации почвы и воды использовали методы биотестирования.

Одним из объектов исследования были грибы рода *Fusarium*, которые являются одними из наиболее опасных в мире фитопатогенных и токсиногенных грибов. До сегодняшнего дня являются чрезвычайно актуальными попытки найти оптимальные методы контроля за развитием данных грибов в природе. Первым этапом подобных разработок всегда служит система скрининга антагонистов среди природных штаммов микробов-антагонистов. Обычно серии таких исследований включают тестирование на антифузариозную активность комбинации из чистых культур патогена и антагониста на искусственных питательных средах, затем аналогичные исследования в почве на уровне микробных взаимодействий и на последнем этапе – взаимодействия на уровне триотрофа: восприимчивое к патогену растение – сам патоген – и микроб-антагонист. Выбрав в качестве микробов-антагонистов различные штаммы цианобактерий, получена убедительную картину принципиальной возможности использования цианобактерий как факторов подавления фузариозного развития, становления супрессивности почвы и биоиндукторов растений (табл. 17).

Таблица 17

Антифузариозная активность почвенных цианобактерий

Вид гриба	Диаметр зон лизиса, мм		
	<i>Nostoc paludosum</i>	<i>Nostoc linckia</i>	Смесь цианобактерий
<i>Fusarium culmorum</i>	15	20	40
<i>Fusarium nivale</i>	15	25	20

В опытах с *F. culmorum* и *F. nivale* на недельные культуры грибов, которые развивались в чашках Петри в виде мощных пышных бело-розовых газонов, было нанесено по 1 мл культур цианобактерий, выращенных на безазотистой агаризованной (1%) среде Громова №6 с титром 500 тыс. кл./мл среды. Цианобактериальная паста на газоне гриба образовывала диск диаметром 1,5 см. Подавление грибов в форме подсыхания мицелия около пленок цианобактерий началось на 4-е сутки. На 7-е сутки появились зоны лизиса и внутриагарное исчезновение пигмента (в контрольном варианте по-прежнему агар от диффундирующего грибного пигмента был окрашен в тёмно-рубиновый цвет). Микроскопирование показало полное разрушение мицелия, наличие незначительного количества хламидоспор. Величина зон лизиса колебалась от 15 до 40 мм и была максимальной при воздействии цианобактериальной смеси. При этом наиболее сильный антигрибной эффект смеси проявился при воздействии на *F. culmorum*. (табл. 18).

Таблица 18

**Влияние цианобактерий на мицелиальный рост
Fusarium culmorum (мм/см²) в почве**

Сутки с начала опыта	Контроль (<i>Fusarium culmorum</i>)	<i>Nostoc paludosum</i>	<i>Nostoc linckia</i>	<i>Microchaeta tenera</i>
1	0,65±0,075	0,48±0,023	0,62±0,689	0
3	20,2±4,100	0,14±0,031	0,14±0,027	0
7	>5000	0	0	0

Цианобактерии способны подавлять агрессивность фузариума даже в условиях мощного провокационного заражения семян. Так, в опытах с озимой рожью инфицирование зерновок проводили выдерживанием их в течение часа на газонах *F. nivale* в чашках Петри с периодическим встряхиванием. Инфицированные семена раскладывали на фильтры в стерильных чашках Петри. Повторность каждого варианта 3-кратная. В опытных вариантах на инфицированные семена наносили культуры цианобактерий. Опыт проводили при 60% влажности семян. Наблюдения, проведенные на 4-е сутки, показали снижение заражённости растений при цианобактериальной обработке по сравнению с контролем от 2 (*Microchaeta tenera*) до 6,3 раза (*Nostoc linckia*). Цианобактерии оказывают также на озимую рожь сильный ростактивирующий эффект. Длина корней в опытных вариантах увеличивается до 7,6 раза, а высота проростков до 6 раз (табл. 19).

Таблица 19

Снижение фитопатогенных свойств *Fusarium nivale* по отношению к озимой ржи под влиянием цианобактерий (4-суточные проростки, лабораторный опыт)

Вариант	Количество поражённых растений, %	Длина корней, см	Высота проростков, см
Контроль (<i>Fusarium nivale</i>)	95	0,88	0,21
<i>Nostoc paludosum</i>	37	5,74	1,24
<i>Nostoc linckia</i>	15	6,67	0,98
<i>Microchaete tenera</i>	45	5,71	0,82

При количественном учёте морфологически дифференцированных структур гриба выявлено, что под влиянием цианобактериальной обработки произошло значительное изменение структуры популяции фитопатогенного гриба *Fusarium nivale*. Это проявляется в резком снижении длины мицелия на один проросток. Наиболее сильный фунгицидный эффект оказали *Nostoc linckia* и *Microchaete tenera* (табл. 20).

Таблица 20

Изменение структуры популяции гриба *Fusarium nivale*, развивающегося на проростках озимой ржи под влиянием цианобактериальной обработки

Вариант	Длина мицелия, м/растение	Микроконидии, млн./растение	Макроконидии, млн./растение	Цианобактерии, млн./растение
1. Контроль (обработка <i>F. nivale</i>)	1200,0±36,3	36,2±3,6	2,5	не вносили
2. <i>F. nivale</i> + <i>N. paludosum</i>	66,3±3,3	13,4±1,0	2,8	2,4
3. <i>F. nivale</i> + <i>N. linckia</i>	40,1±10,6	18,7±1,2	0,3	6,2
4. <i>F. nivale</i> + <i>M. tenera</i>	40,6±2,1	12,7±4,6	4,1	15,6
5. <i>F. nivale</i> + смесь трёх видов цианобактерий	78,71±0,2	15,0±2,6	3,1	12,7

Таким образом, система комплексного биотестирования антифузариозной активности цианобактерий доказала принципиальную возможность создания на их основе биопрепаратов, обладающих мощным фузариостатическим потенциалом, что было подтверждено и в полевых условиях при работе в лесных питомниках с сеянцами ели и сосны [134].

Биотестирование химического загрязнения почвы проводили с использованием семян различных сельскохозяйственных культур. В данных биотестах также возможно использование многоуровневых испытаний. На первом этапе желательно определение наиболее чувствительных культур. С этой целью определяли всхожесть семян различных растений в почве с разным уровнем содержания мышьяка (табл. 21).

Таблица 21

Фитотестирование почвы с различным содержанием As

Содержание As	Всхожесть, %			
	Рожь	Ячмень	Пшеница	Лен
0,05 ПДК	90	65	100	100
10 ПДК	90	65	95	100
17 ПДК	93	65	90	93
35 ПДК	70	33	50	87

Результаты показывают, что из испытуемых растений желательными для биотестирования свойствами обладает пшеница, которая имеет 100% всхожесть и происходит резкое снижение этого показателя по мере увеличения концентрации мышьяка.

Использование высших растений для оценки токсичности почвы или почвенной вытяжки.

Назначение и область применения. Высшие растения, как дикорастущие, так и культурные, обладают сравнительно слабой избирательностью при поглощении веществ из почвы или раствора. Поэтому через корневую систему, а также при прорастании семян в растительный организм могут проникать соединения, не нужные растению, чуждые или обладающие токсическим воздействием. Действие токсических соединений может проявляться сразу (семена не прорастают) или иметь отсроченное воздействие (вызывать понижение энергии прорастания, силы роста, всхожести, вызывать гибель проростков). Для целей биотестирования пригодны растения, обладающие высокой чувствительностью к ксенобиотикам уже на ранних этапах развития. Проведённые исследования показывают, что этой цели соответствует ряд сельскохозяйственных злаковых культур определённых сортов, районированных в Кировской области, а также сидеральная культура горчица белая.

Принцип метода. По стандартным гостированным методикам, принятым в растениеводстве [156], определяются такие показатели состояния культуры, как жизнеспособность семян, энергия прорастания, сила роста и всхожесть (или гибель всхожих проростков).

Оборудование. Сушильный шкаф, чашки Петри, фильтрофальная бумага, химические стаканчики, семена исследуемых культур, пинцет.

Реактивы. Трифенилтетразолий хлорид. Для окрашивания зародышей используют 0,5%-ный водный раствор тетразола (5 г тетразола растворяют в 1000 мл дистиллированной воды с рН 6,0–7,0).

Ход работы. Производят калибровку семян тестируемых культур (отбирают семена, одинаковые по размеру, выбраковывая щуплые, нестандартные, с внешними признаками каких-либо отклонений). Отбор проб проводят по ГОСТ 12036-85.

Определение жизнеспособности семян проводят в 3-х пробах по 100 семян в каждой.

Тетразольно-топографический метод определения жизнеспособности семян.

Метод основан на способности дегидрогеназ живых клеток восстанавливать бесцветный раствор хлористого тетразола в формазан. В результате зародыш таких семян приобретает красный (малиновый) цвет, зародыш мёртвых (погибших) семян остается неокрашенным.

Подготовка к анализу. Семена замачивают в воде в течение 15 – 18 часов (на ночь) при температуре 20 °С. Допускается не замачивать семена, которые легко разрезаются, а также изменять срок замачивания.

Проведение анализа. Семена капусты, томата, перца, баклажана, редиса, горчицы, редьки окрашивают целыми. Остальные семена разрезают вдоль на две половинки: зерновые – вдоль зародыша, зернобобовые, овощные, технические – на две семядоли вдоль корешка. Каждую подготовленную сотню половинок семян промывают несколько раз водой, полностью погружают в раствор тетразола и выдерживают в темноте. Целые семена не промывают перед погружением в раствор тетразола. Температура и срок выдержки – в зависимости от культуры. Другая сотня половинок семян аннулируется. При анализе семян промытые половинки или целые семена помещают в химический стаканчик и в растворе тетразола оставляют на 1,5 часа при температуре 20 °С или на 40 – 50 мин. при 30 °С (выдерживание в термостате). К жизнеспособным семенам относятся те, у которых зародыш окрашен полностью. При обработке результатов жизнеспособность семян вычисляют в процентах. При расхождении результатов от контроля на 10% и более делают вывод о токсичности испытуемой почвы или почвенной вытяжки по отношению к исследуемой культуре.

Определение энергии прорастания и всхожести. Откалиброванные семена при проращивании можно помещать непосредственно на по-

верхность тестируемой почвы в чашках Петри с почвенной вытяжкой, рулонным методом (размещение семян на фильтровальной бумаге, свёрнутой рулоном и помещенной в почвенную вытяжку). Оценку и учёт проросших семян при определении **энергии прорастания** производят на 3-и сутки с момента постановки опыта; определение **всхожести** проводят на 7-е сутки. День закладки семян на проращивание и день подсчёта энергии прорастания или всхожести считают за одни сутки.

При неявно выраженной токсичности почвы одним из показателей её воздействия на семена является определение показателя **силы роста семян** методом морфофизиологической оценки проростков (на 5-е сутки после закладки семян на проращивание).

По данной методике определяют процентное количество сильных, слабых и ненормальных проростков, а также количество не проросших семян (отдельно набухших, загнивших и твёрдых). Критерием оценки сильных проростков являются следующие показатели: длина ростка для пшеницы, ржи, тритикале – 2,5 см; для ячменя и овса – 1,5 см; для кукурузы – 3,0 см. Количество корешков у злаков – не менее 3. Длина главного зародышевого корешка должна быть у злаков не менее 3 см.

Полученные результаты оформляются в виде графиков и таблиц. Отклонение изучаемых показателей на 10% и более по сравнению с контролем указывает на токсичность изучаемого объекта.

Тетразольно-топографический метод определения токсичности среды с использованием цианобактерий.

Среди фототрофных микроорганизмов эукариотные зелёные водоросли *Chlorella vulgaris* и *Scenedesmus quadricauda* входят в перечень организмов, включённых в гостируемые методики, связанные с определением уровня загрязнения окружающей среды. В то же время, на наш взгляд, эти водоросли не относятся к идеальным представителям организмов-биотестеров. Среди их недостатков в этом плане можно перечислить следующие: хлорелла, например, является одним из наиболее устойчивых в экологическом плане микрфототрофов, выдерживая значительный уровень загрязнения почвы и воды нитратами, ТМ, микотоксинами. Именно представители данного вида одними из первых поселяются на техногенных пустошах, вулканическом пепле и последними в ходе сукцессий выбиваются из фототрофных сообществ при действии загрязняющих веществ. Сценедесмус – организм, имеющий сравнительно узкий ареал, капризный в культивировании и кажется совсем случайным объектом, взятым для биотестирования.

Среди фототрофных микроорганизмов цианобактерии (прокариотные синезелёные водоросли) занимают особое место. Именно они обладают наивысшим биотическим потенциалом, в массе развиваясь и в почве и в воде. Среди них встречаются как особо стойкие, так и наиболее чувствительные к внешним воздействиям штаммы. Их сравнительно легко выделить в альгологически чистую культуру из окружающей среды, так как многие виды фактически являются монодоминантными культурами при «цветении» воды и почвы. С ними проще работать, чем с другими прокариотами вследствие естественной окраски и более крупных размеров, и проще, чем с водорослями, так как они не имеют целлюлозной клеточной стенки и обладают гораздо большим разнообразием путей метаболизма.

В данной работе использовали штаммы цианобактерий из коллекции фототрофных микроорганизмов кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии Вятской ГСХА. Среди цианобактерий, используемых в данном исследовании, было 3 вида ностока и один вид микрохеты. Приводим краткую характеристику видов, согласно определителю М. М. Голлербаха и др. [157].

Nostoc paludosum Kütz, № 18. Колонии микроскопические, мелкие или едва заметные простым глазом, до 0,5 мм в поперечнике, слизистые, без крепкого перидерма, синезелёной или желтоватой окраски. Трихомы рыхлолежащие, бледносинезелёные, (2,5) 3,0 – 3,5 (4,0 – 4,5) мкм ширины. Клетки бочонкообразные, реже эллипсоидные 4,6 мкм ширины. Споры эллипсоидные, реже – почти шаровидные, 4,0 – 4,5 (6) мкм ширины и 6 – 8 (9) мкм длины, с гладкой бесцветной или слегка коричневой оболочкой.

Данный штамм изолирован Г. Н. Перминовой из дерново-подзолистой почвы на целинном участке опытного поля ВГСХА.

Nostoc linckia (Roth.) Born. et Flah., № 271. Колонии сначала шаровидные, потом неправильно распростёртые, слизистые, синева-зелёной, грязно-зелёной или коричневой окраски. Влагалища бесцветные, ясно заметные только на периферии колоний. Трихомы сильно извитые, густо переплетающиеся, бледносинезелёные, 3,5 – 4 (4,7) мкм в ширину. Клетки бочонкообразные, длина их равна, несколько меньше или больше ширины, 6 – 7 мкм ширины и 7 – 8 мкм длины, с гладкой коричневой или, очень редко, бесцветной оболочкой.

Выделение штамма в чистую культуру провела А. Л. Ковина из дерново-подзолистой почвы уххоза ВГСХА.

Nostoc muscorum (Ag.) № 13. Колонии сначала шаровидные, потом плоско распространенные, 2 – 5 см в поперечнике. Влагалища хорошо заметны только на периферии, желтокоричневые. Трихомы тесно переплетающиеся, 3 – 4 (5) мкм ширины. Клетки коротко бочонкообразные или цилиндрические, иногда длина их до 2 раз превышает ширину. Гетероцисты почти шаровидные, 6 – 7 мкм в диаметре. Споры удлинённые, 4 – 8 мкм ширины и 8 – 12 мкм длины, с гладкой жёлтой оболочкой.

Оригинатор вида – А. Н. Третьякова выделила в чистую культуру из чернозёмов Курской области.

Microchaete tenera Thur № 265. Нити различно изогнуты, 6 – 8,5 мкм ширины и до 1 мм длиной, одиночные или соединённые в небольшие группы. Влагалища гомогенные, тонкие, бесцветные. Трихомы 4 – 6 мкм ширины. Клетки у основания нитей прямоугольно-цилиндрические, без перетяжек у поперечных перегородок, на вершинах нитей сильно укорачивающиеся, более или менее бочонкообразные, перешнурованные у поперечных перегородок. Гетероцисты базальные и интеркалярные, такой же ширины, как и прилежащие к ним вегетативные клетки. Споры цилиндрические, 6 – 7,5 мкм ширины и 13 – 17 мкм длиной, с коричневой оболочкой, одиночные или по 2 рядом.

Вид выделен А. Л. Ковиной из почвы паркового газона г. Кирова.

В музейной культуре цианобактерии поддерживаются в пробирках на агаризованной среде Громова № 6 без азота. Для экспериментальной работы, как правило, их культивируют в люминостатах при 8 – 10-часовом дополнительном освещении в конических колбах Эрленмейера объёмом 500 мл на жидкой среде Громова № 6 без азота. Доказано, что наивысшая жизненная активность характерна для 4-8-недельных культур. В этот период популяции ЦБ находятся на логарифмической (экспоненциальной) фазе развития, имеют минимальную численность отмерших клеток, в среде ещё не накапливаются метаболиты, вызывающие аутоингибирование культуры. Использование безазотистой среды связано с тем, что все испытываемые штаммы ЦБ являются азотфиксаторами и не нуждаются для своей жизни в связанных соединениях азота.

Для определения уровня токсического воздействия на ЦБ ксенобиотиков использована модификация тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности живых клеток. При этом в качестве субстрата взяты бесцветные соли тетразолия, в частности 2,3,5-трифенилтетразолий хлорид (ТТХ), который, акцептируя мобилизованный дегидрогеназой водород, превращается в 2,3,5-трифенилформазан (ТФФ), имеющий красную или малиновую окраску [158].

Для количественного определения дегидрогеназной активности, например, почвенной вытяжки, количество формазана измеряли колориметрически. В случае определения жизнеспособности семян выявляли процент окрашенных зародышей. Жизнеспособность клеток ЦБ при выращивании их на средах с антибиотиками можно определять под микроскопом по наличию в клетках малиновых кристаллов формазана [159].

Именно эта методика была положена в основу нашей работы по определению уровня токсичности сред с помощью ЦБ, при этом нами внесены существенные дополнения и изменения, связанные с предварительной подготовкой культур, унификацией микроскопических измерений, определением титра клеток, при котором культура наиболее чувствительна к токсиканту, и т. п.

В результате дополненная нами методика включала следующие этапы работы:

1. Подготовительный этап сводился к наращиванию необходимой биомассы ЦБ путём внесения инокулята в стерильную питательную среду с последующей экспозицией в люминостате.

2. Для работы с токсикантами образовавшуюся биоплёнку ЦБ разбивали на гомогенизаторе Homogenizer type 302 (9000 оборотов в минуту), так как в жидкой среде все испытанные штаммы по мере роста приобретают текстуру в виде псевдоткани, состоящей из переплетённых трихомов и нитей. Работа с ненарушенной биоплёнкой очень затруднена, так как доступ токсикантов к отдельным клеткам неравномерный и при микроскопировании мазков невозможен просмотр препарата в одной плоскости. При этом выбран такой режим гомогенизации, при котором разрушалась перидерма трихомов, достигался выход отдельных нитей, но не повреждались отдельные клетки.

3. В приготовленной суспензии подсчитывали титр клеток и в случае необходимости разбавляли дистиллированной водой до нужной величины.

4. Полученную однородную суспензию подвергали центрифугированию на центрифуге High speed centrifuge type 310 в том объёме культуры, который в дальнейшем использовался для закладки одного варианта опыта.

5. Среда, в которой выращивали ЦБ, сливалась после центрифугирования, и концентрат клеток помещали в испытуемый токсикант, в ту ёмкость (колбы или пенициллиновые пузырьки), в которых проводили дальнейшую экспозицию с токсикантом.

6. Экспозиция культур на свету продолжалась в течение 19 часов, затем несколько раз проводили отмывку культуры ЦБ от токсиканта путём

центрифугирования или дистиллированной водой, или средой Громова в зависимости от цели опыта.

7. В оставшуюся после промывания массу цианей добавляли 0,075%-ный раствор ТТХ и выдерживали 3 часа.

8. Готовили мазки на предметных стёклах (3-кратная повторность из каждого варианта) и с помощью иммерсионного микроскопа просчитывали не менее 500 клеток в каждой повторности, дифференцируя клетки с ярко-красными кристаллами формаза на внутри (считая их жизнеспособными с выраженной дегидрогеназной активностью) и клетки без кристаллов (считая их неактивными и нежизнеспособными).

В ходе эксперимента на токсичность в водном растворе испытывали соли свинца (Pb), мышьяка (As), метилфосфоновой кислоты (МФК) и модельные токсиканты – соли кадмия (Cd) и хрома (Cr).

Влияние свинца на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum*.

В данном опыте токсикант (ацетат свинца) вносился непосредственно в среду Громова, в которой популяция ЦБ отмывалась после центрифугирования. Выбранные концентрации соответствовали 100, 1000, 100000 и 200000 ПДК (30, 300, 30000, 60000 мг/л) по свинцу для водной среды. В ходе экспозиции культуры в течение 20 часов уже визуальный осмотр контрольных и опытных колб показал резкое различие в окраске растворов. Так, в контрольном варианте и при 100 ПДК окраска была ярко-красной, 1000 ПДК – розовая, 100000 ПДК – бледно-розовая и при 200000 – полное отсутствие окраски. Данные внешнего осмотра полностью соответствуют результатам микроскопического исследования, которые приведены в табл. 22.

Таблица 22

Влияние свинца на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%) при экспозиции в среде Громова

Вариант	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
Контроль	98,09±0,62	1,90
100 ПДК	95,79±0,91	4,21
1000 ПДК	82,08±7,05	17,92
100000 ПДК	5,99±1,9	94,01
200000 ПДК	3,35±1,9	96,65

Как видно из табл. 22, повышение концентрации Pb приводит к резкому снижению дегидрогеназной активности клеток. Замена при отмывании и экспозиции питательной среды Громова дистиллированной водой понижала устойчивость клеток к токсиканту (табл. 23).

Таблица 23

**Влияние свинца на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)
при экспозиции в дистиллированной воде**

Вариант	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
Контроль	91,47±1,5	8,54
100 ПДК	88,2±3,16	11,8
1000 ПДК	18,45±4,59	81,55
10000 ПДК	17,07±6,74	82,92
50000 ПДК	11,12±1,6	88,87
100000 ПДК	4,93±0,34	95,06

Сравнение результатов, приведенных в табл. 22 и 23, показывает, что клетки популяции ЦБ в том случае, когда экспозиция происходит не в питательной среде, а в дистиллированной воде, более чувствительны к действию токсиканта. Поэтому при диагностике загрязнения природных сред (почвенной вытяжки, воды) желательно использовать воду для отмывания при центрифугировании и экспозиции выбранного титра клеток. Данный показатель (титр клеток) также играет существенную роль в чувствительности клеток к токсиканту, что было выявлено при действии одной и той же концентрации свинца на популяцию *N. paludosum* с разным титром (табл. 24).

Таблица 24

**Влияние титра клеток *Nostoc paludosum* на выживаемость (%)
в растворе ацетата свинца (100 ПДК Pb)**

Титр клеток/мл	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
$2,21 \cdot 10^8$	88,2±3,16	11,8
$2,21 \cdot 10^7$	44,55±2,1	55,44
$4,42 \cdot 10^6$	21,6±3,7	78,37
$2,21 \cdot 10^6$	11,17±0,18	88,83

Плотность популяции является существенным фактором, обеспечивающим её устойчивость во внешней среде. Это может быть связано с экскудацией слизистых метаболитов, которые являются одним из механизмов удержания и обезвреживания токсикантов. Поэтому в целях повышения чувствительности популяции ЦБ в качестве организмов-биотестов необходимо дополнительно к экспозиции в воде использовать существенные разбавления гомогенизированной популяции не менее чем в 100 раз, добиваясь плотности клеток в пределах 1-2 млн./мл.

Влияние мышьяка на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum*.

В данной серии опытов в качестве токсиканта использовался хлорид мышьяка. Соединения мышьяка входят в продукты разложения таких ви-

дов химического оружия, как люизит и двойные смеси люизита с ипритом, и потенциально могут оказаться в почве при функционировании объекта и в случае аварийных ситуаций на объектах хранения и уничтожения химического оружия. Выявлена тенденция снижения жизнеспособности клеток по мере увеличения концентрации мышьяка (табл. 25).

Таблица 25

Влияние мышьяка на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)

Вариант (As, мг/мл)	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
Контроль (вода)	93,93±93	6,07
10 ⁻⁴	94,59±2,05	5,41
10 ⁻³	95,43±4,8	4,57
10 ⁻²	25,48±7,31	74,52
10 ⁻¹	0	100

При концентрации As 0,1 мг/мл клетки ЦБ полностью утрачивают дегидрогеназную активность. Таким образом, *N. paludosum* может быть использован в качестве тест-организма на наличие данного поллютанта в окружающей среде.

Влияние метилфосфоновой кислоты на жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum*.

Метилфосфоновая кислота (МФК) является одним из продуктов разложения химического оружия, содержащего фосфорорганические компоненты. Опыты, проведённые с данной культурой ЦБ при экспозиции клеток с токсикантом в среде Громова и дистиллированной воде, выявили такую же тенденцию, как и для свинца: жизнеспособность клеток существенно выше с использованием питательной среды и, наоборот, повышается процент нежизнеспособных клеток при их экспозиции с токсикантом в воде (табл. 26).

Таблица 26

**Влияние МФК на гибель клеток *Nostoc paludosum* (%)
при экспозиции в среде Громова и воде**

Вариант (МФК, моль/л)	Среда Громова	Дистиллированная вода
Контроль	0,96	24,8
10 ⁻⁴	1,61	30,6
10 ⁻³	90,03	97,6
10 ⁻²	100	100

На выживаемость клеток в растворе МФК оказывает влияние и титр клеток: устойчивость популяции ослабевает с понижением плотности клеток (табл. 27).

Таблица 27

**Влияние титра *Nostoc paludosum* на выживаемость (%) популяции
в растворе МФК с концентрацией $1 \cdot 10^{-4}$ моль/л**

Титр <i>N. paludosum</i> , кл./мл	Жизнеспособные клетки	Нежизнеспособные клетки
$2,21 \cdot 10^8$	$98,39 \pm 1,29$	1,61
$2,21 \cdot 10^7$	$91,7 \pm 2,14$	7,15
$4,42 \cdot 10^6$	$88,41 \pm 3,17$	11,59
$2,21 \cdot 10^6$	$70,04 \pm 16,4$	29,96

Влияние МФК на жизнеспособность различных видов цианобактерий.

Следующая серия опытов была связана с выявлением наиболее чувствительных видов цианобактерий к такому токсиканту, как МФК. Характеристика испытуемых штаммов была приведена выше. Результаты тетразолюно-топографического метода определения жизнеспособности клеток приведены в табл. 28.

Таблица 28

**Влияние МФК ($1 \cdot 10^{-3}$ моль/л) на жизнеспособность (%)
клеток различных видов цианобактерий**

Вид цианобактерий	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
<i>Nostoc paludosum</i>	$91,56 \pm 2,07$	8,44
<i>Nostoc linckia</i>	$79,27 \pm 2,54$	20,73
<i>Nostoc muscorum</i>	$78,65 \pm 12,4$	21,35
<i>Microchaete tenera</i>	$70,5 \pm 6,0$	29,50

Исходя из полученных результатов, шкала толерантности испытанных видов колеблется в пределах 20% выживаемости. Для МФК наиболее чувствительным видом оказалась *M. tenera*, а наиболее стойким – *N. paludosum*. Два других вида ностока занимают место между этими полюсами и обладают практически одинаковой стойкостью к МФК.

Таким образом, любой из 4-х штаммов ЦБ можно использовать в биотестировании с применением тетразолюно-топографического метода.

Данный метод с использованием *N. paludosum* применили для биотестирования проб снеговой воды и почвенных вытяжек, отобранных в определённых мониторинговых точках вблизи объекта уничтожения химоружия «Марадьковский». Результаты биотестирования приведены в табл. 29.

Сравнение полученных результатов с результатами биотестирования по гостированным методикам с использованием дафний, инфузорий и хлореллы показали большую чувствительность ЦБ. Данные цианобактериаль-

ного анализа показали слабую токсичность снеговой воды и почвенной вытяжки в трёх точках (34, 37 40), тогда как биотесты с «официальными» организмами выявили только по реакции инфузорий умеренную токсичность снеговой воды в тт. 34 и 40 и полную нечувствительность хлореллы и дафний. Следовательно, ЦБ могут быть существенным дополнением к сертифицированным методикам при биотестировании природных объектов окружающей среды на различные виды загрязнений.

Таблица 29

**Жизнеспособность клеток *Nostoc paludosum* (%)
в тестируемых объектах**

Объект	Клетки с кристаллами	Клетки без кристаллов
Дистиллированная вода	83,86±1,73	16,14
Снеговая вода		
Точка 34	49,23±4,24	50,77
Точка 37	59,25±1,63	40,75
Точка 40	77,01±3,48	22,99
Почвенная вытяжка		
Точка 17	73,17±3,42	26,83
Точка 18	78,7±8,79	21,3
Точка 27	82,17±3,37	17,83
Точка 40	64,67±1,43	35,33

**Оценка биоиндикационного значения комплексов
актиномицетов в экосистемах**

Антропогенное вмешательство в экосистемы приводит к уменьшению или увеличению числа видов или частоты их встречаемости – следовательно, к изменениям системы взаимоотношений в биоценозе. Поэтому структурные параметры определённой таксономической группы микробного сообщества могут служить тестом на нарушение почвенных условий в результате хозяйственной деятельности.

Актиномицеты – спорообразующие, грамположительные бактерии, способные к формированию ветвящегося мицелия, подобного грибному, но в 5 – 7 раз более тонкому. В известном приближении актиномицеты сходны по сложности морфологии с несовершенными грибами, за которые их и принимали в прошлом. На поверхности агаризованных питательных сред большинство представителей актиномицетов растут в виде опушенных колоний, образованных расходящимися от центра разветвлёнными нитями, формируют субстратный и воздушный мицелий. Для них характерно

морфологическое разнообразие клеток. Размножаются актиномицеты обрывками мицелия или спорами. Споры образуются бесполом путём на воздушном или субстратном мицелии, располагаются одиночно, парами, цепочками или сосредоточены в спорангиях. Некоторые из них подвижны. Тип спорогенеза и морфологические признаки, наряду с хемотаксономическими признаками, служат основой для подразделения порядка Actinomycetales на группы и роды (более 100 родов) [160, 161]. Представители почти всех известных в настоящее время родов актиномицетов выделены из почв или обнаружены в почвах [162].

Функциональная роль актиномицетов связана с обеспечением растений элементами минерального питания и пополнением пула гидролитических ферментов почвы. Актиномицеты образуют тёмноокрашенные пигменты-меланины, являющиеся предшественниками гумусовых веществ в почве, принимая участие в формировании почвенного плодородия [163].

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 антропогенных нагрузок на ту или иную почву.

Изучение структурной организации комплексов актиномицетов в почвах

К почвенным актиномицетам в том или ином местообитании применимо понятие комплекса, аналогично понятию комплекса почвенных микроорганизмов, предложенного [164].

Для характеристики структуры комплекса актиномицетов используется методический подход, основанный на дифференцированном учёте актиномицетов, выделяемых из почвы или других природных субстратов. Для оценки родовой и видовой представленности актиномицетов в почве используют следующие количественные показатели: частота встречаемости, частота доминирования, доленое участие родов и видов в комплексе [162]. За частоту встречаемости принимают отношение числа образцов, в которых род (вид) встречался, к общему количеству проанализированных образцов. Под частотой доминирования понимают отношение числа образцов, в которых доля рода (вида) составляла более 50% от всех родов (видов) актиномицетного комплекса, к общему числу проанализированных образцов. Доленое участие (относительное обилие, доля) в актиномицетном комплексе определяют как отношение численности актиномицетов определённого таксона к общей численности учтённых актиномицетов.

На основе показателей временной и пространственной частот встречаемости комплекс почвенных актиномицетов разделяют на следующие группы видов: типичные доминирующие (пространственная и временная частоты встречаемости $\geq 90\%$), типичные частые (оба показателя $\geq 40\%$), типичные редкие (< 40 и $> 60\%$ соответственно) и случайные (оба показателя $< 40\%$).

При оценке воздействия техногенных факторов используются количественные и качественные показатели: общая численность колониеобразующих единиц (КОЕ/г), содержание представителей отдельных родов, для стрептомицетов – секций и серий, видовое разнообразие и изменение состава, пространственной и временной динамики комплексов почвенных актиномицетов.

Как правило, нарушения в сообществах актиномицетов выявляются на основе оценки основных синэкологических показателей и разнообразия. Наиболее популярен в описании антропогенных изменений структуры комплексов индекс разнообразия Шеннона $H = -P(i) \log_2 P(i)$, где $P(i)$ – вероятность значимости для каждого вида. Значения индекса Шеннона снижаются при уменьшении числа видов и менее равномерном соотношении их численностей.

Сравнение актиномицетных комплексов в почвах различных экосистем проводят с использованием коэффициентов сходства Сёренсена $S = 2C_{\min} / A + B$, где $C_{\min}$ – сумма минимальных частот встречаемости общих для первого и второго объектов видов актиномицетов, A – сумма частот встречаемости актиномицетов первого объекта, B – сумма частот встречаемости актиномицетов второго объекта.

Для сравнительных экологических исследований целесообразно использовать среду и способ выделения, наиболее просто осуществимые и пригодные для выделения постоянно встречающихся в почве родов и видов актиномицетов: поверхностный посев из разведений на плотные питательные среды – казеин-глицериновый агар и среду с пропионатом натрия.

При посеве проб на питательные среды исследуются культурально-морфологические особенности и выявляются отклонения от фоновых характеристик [165 – 167].

Сравнение стрептомицетных комплексов в почвах различных экосистем

Изучали комплексы стрептомицетов в дерново-подзолистых почвах травяных биогеоценозов, расположенных вблизи объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» в Оричевском районе Кировской

области. Высокой частотой встречаемости в почвах травяных биогеоценозов характеризовались виды: *Streptomyces higrscopicus*; *S. xanthocidicus*; *S. carpaticus*; *S. chromofuscus*; *S. odorifer*; *S. zaoomyceticus*. Частота встречаемости отдельных видов стрептомицетов в почвах различалась в зависимости от способа хозяйственного использования биогеоценоза: сенокосного (луга) или пастбищного (табл. 30).

Таблица 30

Частота встречаемости стрептомицетов в дерново-подзолистых почвах луговых и пастбищных биогеоценозов

Виды, встречающиеся в почвах пастбищ	Частота встречаемости	Виды, встречающиеся в почвах лугов	Частота встречаемости
<i>S.aburaviensis</i>	10	<i>S.albus</i>	10
<i>S.althioticus</i>	10	<i>S.aureofaciens</i> *	50
<i>S.antimycoticus</i>	10	<i>S.carpaticus</i> *	10
<i>S.arenae</i>	10	<i>S.chromofuscus</i> *	10
<i>S.aureofaciens</i> *	10	<i>S.chrysomallus</i>	10
<i>S.bottropensis</i>	10	<i>S.endus</i> *	10
<i>S.caniferus</i>	10	<i>S.higrscopicus</i> *	10
<i>S.carpaticus</i> *	30	<i>S.helvaticus</i>	10
<i>S.chromofuscus</i> *	40	<i>S.gelaticus</i>	10
<i>S.endus</i> *	10	<i>S.globisporus</i>	10
<i>S.higrscopicus</i> *	30	<i>S.graminofasiens</i>	10
<i>S.noursei</i>	10	<i>S.griseofuscus</i>	20
<i>S.odorifer</i> *	10	<i>S.luteogriseus</i>	10
<i>S.pseudogriseolus</i>	20	<i>S.naschollensis</i>	10
<i>S.speliomycini</i>	10	<i>S.odorifer</i> *	20
<i>S.xanthocidicus</i> *	20	<i>S.prasinus</i>	10
<i>S.zaoomyceticus</i> *	10	<i>S.plicatus</i>	10
		<i>S.flavogriseus</i>	10
		<i>S.xanthocidicus</i> *	20
		<i>S.wedmorensis</i>	10
		<i>S.zaoomyceticus</i> *	30

Примечание: * помечены виды, общие для того и другого биогеоценоза.

Сравнение двух типов биогеоценозов – луговых и пастбищных – на одной и той же дерново-подзолистой почве, проведённое с помощью коэффициента Сёренсена составило 42,1%. Общие для того и другого местообитания виды относятся в основном к сериям Chromogenes и Achromogenes

секции *Cinereus*. Встречаются общие виды также среди представителей секций и серий *Helvolo-flavus Helvolus* и *Cinereus Aureus*. Основные отличия заключались в различном спектре редких и случайных видов, а также в неодинаковом относительном обилии представителей отдельных секций и серий. В почвах лугов чаще всего встречались представители вида *S. aureofaciens*, а в почвах пастбищ – *S. chromofuscus*.

Реакция комплексов почвенных актиномицетов на некоторые виды воздействий

Влияние способов хозяйственного использования торфяных почв на синэкологические показатели актиномицетного комплекса.

Исследования актиномицетного состава торфяных почв низинного типа выполнены в 1989 – 1993 гг. в пределах торфомассива Гадово болото (Оричевский район, Кировская лугоболотная опытная станция). По ботаническому составу торф древесно-осоковый. Степень разложения 30 – 60%, зольность 5 – 15%. Образцы торфа отбирали на следующих участках: 1) целинный торфяник, торфяник в севообороте, торфяник, используемый как пастбище; 2) выработанный торфяник, выработанный торфяник в севообороте, выработанный торфяник под лесорекультивацией. Целинная осушенная торфяная почва была взята в качестве контроля, с которым сравнивались по структуре актиномицетных комплексов все остальные почвенные разности.

Актиномицеты, выделенные из торфяных почв с помощью селективных приёмов (прогревание почвы при 100 °С в течение 1 часа, использование среды с пропионатом натрия, длительный срок инкубации – 3–4 недели), были представлены видами родов *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, *Saccharomonospora*, *Streptoverticillium* и актиномицетами, условно объединёнными нами в группу олигоспоровых.

Суммарная численность всех перечисленных родов актиномицетов целинной торфяной почвы составила $(0,3 - 1,4) \times 10^6$ КОЕ/г торфа в зависимости от сезона. Торфяная почва, используемая в севообороте, по численности актиномицетов достоверно не отличалась от целинной – $(0,3 - 2,1) \times 10^6$ КОЕ/г торфа. Существенно более высокая численность актиномицетов обнаружена в некоторые сроки в торфяной почве при пастбищном использовании – $(0,02 - 1,2) \times 10^7$ КОЕ/г.

По широте родового спектра комплекс актиномицетов осушенной почвы сходен с комплексом чернозёмов и резко отличается от комплекса дерново-подзолистых почв. Характерным признаком актиномицетного комплекса низинных торфяников является постоянное

присутствие видов, принадлежащих к роду *Saccharomonospora* и группе олигоспоровых актиномицетов, редких в почвах зональных типов и более характерных для растительных субстратов. Частая встречаемость этих актиномицетов в торфяных почвах может быть связана с органической природой торфа, состоящего из растительных остатков разной степени разложения.

Территория, где проведена добыча торфа на топливо и удобрения, – выработанные торфяники – при естественном зарастании остаются длительное время (более 25 лет) значительно более бедными в отношении численности актиномицетов по сравнению с ненарушенной торфяной почвой. Численность актиномицетов в выработанном торфе сохраняется на уровне $(0,2 - 7,4) \times 10^4$ КОЕ/г и сопоставима с количеством актиномицетов на глубине 30 – 50 см целинной торфяной почвы. Лесохозяйственная рекультивация выработанного торфяника не сопровождалась достоверным увеличением численности актиномицетов по сравнению с естественным зарастанием. При сельскохозяйственной рекультивации выработанных торфяников численность актиномицетов за тот же период возросла до $(0,2 - 1,0) \times 10^6$ КОЕ/г торфа. Несмотря на малую плотность актиномицетного населения, мицелиальные прокариоты представлены в выработанном торфянике большим набором родов, чем в целинной торфяной почве. Индекс разнообразия актиномицетов, отражающий величину их родового спектра, в выработанных торфяниках в среднем выше ($H=0,78 - 1,01$), чем в ненарушенных торфяных почвах ($H=0,28 - 0,75$). Это обстоятельство может быть связано с большой гетерогенностью остаточного слоя торфа. Наличие микропестроты в остаточном слое торфа неоднократно отмечалось для альгоразрастаний и является следствием мозаичности в распределении элементов питания или биогенной токсичности.

Таксономическая структура актиномицетного комплекса, определяемая числом и составом доминирующих родов, соотношением типичных и случайных родов в комплексе, оказалась специфичной для ненарушенной торфяной почвы (табл. 31).

Большинство родов оказались типичными (доминантными и часто встречающимися). Отсутствие случайных родов или их минимальное количество в комплексе свидетельствует об ответной реакции осушенных торфяников на стресс, вызванный осушением торфяной залежи.

Частая встречаемость в торфяниках сахаромоноспор и олигоспоровых видов, доминирование этих организмов в рекультивированных выработанных торфяниках, особенно в торфах с низкой степенью разложения торфа, связаны, очевидно, с присутствием в этих субстратах растительных

остатков разной степени разложения. Органогенная природа торфяников служит причиной того, что «редкие» в большинстве типов зональных почв актиномицеты, более характерные для растительных субстратов (компосты, сено, растения), являются типичными для осушенных торфяных почв.

Таблица 31

Структура комплексов почвенных актиномицетов в ряду торфяных субстратов

Роды актиномицетов	Торфяные субстраты						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Streptomyces</i>	д	д	д	д	д	д	д
<i>Micromonospora</i>	д	д	д	д	д	д	д
<i>Saccharomonospora</i>	д	—	с	с	д	ч	—
<i>Streptoverticillium</i>	с	с	р	ч	д	ч	р
Олигоспоровые	ч	с	ч	с	д	ч	с
<i>Streptosporangium</i>	ч	ч	ч	ч	—	с	—

Примечание: 1 – ненарушенный торфяник; 2 – торфяная почва в севообороте; 3 – торфяная почва под пастбищем; 4 – выработанный торфяник; 5 – сельскохозяйственно-рекультивированные выработки; лесная рекультивация; 6 – почва; 7 – подстилка; д – типичные доминирующие роды (пространственная и временная частота встречаемости более 50%); ч – типичные частые роды (пространственная и временная частота встречаемости более 30%); с – случайные роды (оба показателя частоты встречаемости не превышают 30%); р – редко встречающиеся роды (пространственная частота встречаемости менее 30%, временная более 30%); «—» – род не обнаружен.

Если при хозяйственном использовании ненарушенных осушенных торфяников структура комплексов мало изменяется, то при выработке и последующей рекультивации выработанных торфяников наблюдаются значительные изменения актиномицетных комплексов, реализующиеся сужением соотношения типичных и случайных родов за счёт уменьшения числа типичных доминирующих родов с последующим увеличением числа доминантов при сельскохозяйственной рекультивации выработки. При лесохозяйственной рекультивации выработанного торфяника в комплексе актиномицетов торфяной почвы уменьшается родовой спектр.

Структура актиномицетных комплексов осушенных торфяных почв значительно отличается от структуры комплексов дерново-подзолистых почв, располагающихся на прилегающем к торфянику водоразделе и больше напоминает структуру актиномицетных комплексов чернозёмов.

В ряду исследованных субстратов: выработанный торфяник – рекультивированный выработанный торфяник – целинный торфяник – торфяная почва в севообороте – торфяник под пастбищем гидролитическая кислотность и содержание подвижного алюминия снижается, а рН солевой вытяжки, сумма обменных оснований и степень насыщенности ими почвенного поглощающего комплекса, содержание подвижного Са, Р, К, наоборот, возрастают (табл. 32).

Таблица 32

Агрохимические свойства исследованных торфяных почв

Агрохимический показатель	Выработанный торфяник	Рекультивированная торфяная почва		Целинная торфяная почва	Торфяная почва в севообороте	Торфяная почва пастбища
		Под лесом	В севообороте			
Гидролитическая кислотность, мг-экв/100 г	67,3	$\frac{36,3}{58,8}$	59,4	37,0	29,8	31,5
Подвижный А1, мг/100 г	4,1	$\frac{0,36}{2,70}$	2,0	2,4	1,3	1,6
Обменная кислотность, мг-экв/100 г	0,84	$\frac{0,34}{1,90}$	0,52	0,38	0,61	0,46
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г	32,0	$\frac{134}{65,0}$	113	130	128	150
рН сол.	4,50	$\frac{4,96}{3,68}$	4,80	5,36	5,40	5,90
Подвижные формы:						
СаО, мг/100 г	1700	$\frac{3700}{2020}$	2800	4200	4757	4827
Р ₂ О ₅ , мг/100 г	5,0	$\frac{23,8}{23,8}$	43,0	6,10	38,7	65,0
К ₂ О, мг/100 г	11,5	$\frac{33,3}{31,7}$	27,0	23,0	59,0	96,0

Примечание: почва/подстилка.

Отмечена положительная связь с величиной рН солевой вытяжки, суммой обменных оснований и с содержанием подвижного Са, особенно тесная для стрептомицетов, микромоноспор и сахаромоноспор, что, оче-

видно, определяет увеличение численности отмеченных родов при рекультивации торфяников, сопряжённой с улучшением обеспеченности торфа элементами минерального питания и изменением кислотности среды.

Исследованная в сравнительном аспекте структура комплексов актиномицетов в низинных торфяниках при различных способах их хозяйственного использования позволила установить, что наиболее значительные перестройки в структуре комплекса, реализующиеся в изменении показателей численности, индексов разнообразия, частоты встречаемости, количества и состава типичных доминантных родов в комплексе, происходят при промышленной разработке торфа и последующей рекультивации остаточного торфяного слоя.

Проведение лесной и особенно сельскохозяйственной рекультивации выработанных торфяников сильно изменяет структуру комплекса актиномицетов. Так, сельскохозяйственное освоение расширяет спектр доминирующих родов с двух до пяти. Практически все выделяемые роды актиномицетов становятся доминантными, поскольку возрастают их пространственная и временная частоты встречаемости. Лесная рекультивация выработанных торфяников, напротив, ведёт к редукции родового спектра комплекса актиномицетов в результате выпадения некоторых родов.

Это позволяет использовать комплекс актиномицетов в целях диагностики нарушения болотных экосистем и разработки способов их восстановления.

Изменение комплекса актиномицетов выработанного торфяника при длительном внесении минеральных удобрений.

В двух вариантах стационарного полевого опыта: контроль без удобрений и участок с внесением полного минерального удобрения в дозе $N_{120}P_{60}K_{120}$ исследовали структуру комплекса почвенных актиномицетов с использованием индексов разнообразия по Шеннону и показателей частоты встречаемости. Под влиянием длительного применения минеральных удобрений (17 лет) произошла перестройка структуры комплекса почвенных актиномицетов вследствие изменения частоты встречаемости отдельных актиномицетных таксонов. Если в почве контрольного варианта доминировали представители рода *Streptomyces* виды секций *Cinereus* серий *Achromogenes*, *Chromogenes*, *Chrysomallus*, то в варианте с внесением NPK в разряд доминантов перешли виды рода *Micromonospora*, а род *Streptomyces* в качестве доминантов представляли только виды серии *Cinereus Chrysomallus* (рис. 4).

Виды, принадлежащие к серии *Cinereus Aureus*, из ряда случайных в контроле перешли в разряд типичных в варианте с NPK. Практически не изменилась в удобренном варианте почвы частота встречаемости видов

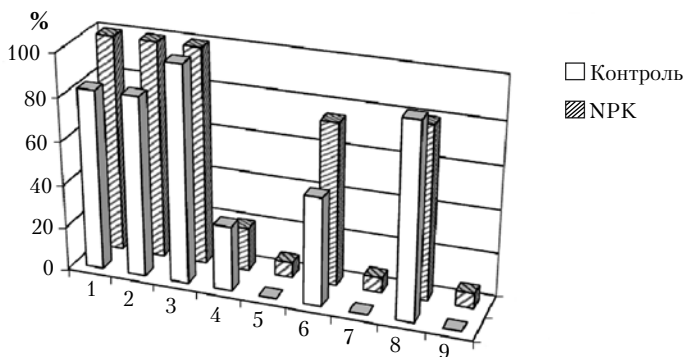


Рис. 4. Изменение структуры комплекса актиномицетов выработанного торфяника под многолетними травами при длительном применении минеральных удобрений: 1 – *Cinereus Achromogenes*, 2 – *Cinereus Chromogenes*, 3 – *Cinereus Chrysomallus*, 4 – *Cinereus Aureus*, 5 – *Cinereus Violaceus*, 6 – *Helvolor-flavus*, 7 – *Roseus Lavendulae-roseus*, 8 – *Micromonospora*, 9 – *Streptosporangium*

серии *Helvolor-flavus* *Helvolus*, спектр видового разнообразия сузился за счёт выпадения видов стрептомицетов, принадлежащих к секциям и сериям *Cinereus Violaceus*, *Roseus Lavendulae-roseus* и актиномицетов, принадлежащих к роду *Streptosporangium*.

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 NPK.

Разнообразие организмов в сообществе определяется влиянием пространственной неоднородности среды и набором трофических ресурсов. Неосвоенный выработанный торфяник, как правило, характеризуется большей степенью пространственной неоднородности среды, чем окультуренная торфяная почва. Наличие микропестроты в остаточном слое торфа объясняется мозаичностью в распределении элементов питания и биогенной токсичностью. При длительном применении минеральных удобрений пространственный фактор теряет свою значимость вследствие выравнивания структуры почвенного покрова. Устойчивая во времени пространственная неоднородность в контрольном варианте служит основой для более высокого видового разнообразия ($H=1,51-1,77$) в сравнении с относительной выравниваемостью под влиянием длительного применения удобрений (рис. 5).

Несмотря на то, что применение минеральных удобрений значительно увеличивает общую продуктивность сообщества, разнообразие трофических ресурсов (злаковый травостой) по сравнению с контрольным вариантом (разнотравье, древесная поросль), напротив, снижается. Это, в свою очередь, может вести к сужению спектра выделяемых таксонов в этом варианте. Систематическое внесение под многолетние травы НРК минерального удобрения, снижение индекса разнообразия не оказало существенного влияния на общую численность актиномицетов вследствие компенсации плотностью наиболее устойчивой микромоноспоровой группы.

Плотность заселения торфа актиномицетами колеблется в контрольном варианте в пределах $3,0 - 5,3 \times 10^5$ КОЕ/г торфа, а в варианте с НРК – $1,4 \times 10^6$ КОЕ/г торфа в зависимости от срока отбора образцов. При внесении минеральных удобрений сезонная динамика численности актиномицетов приобретает выраженный характер. Очевидно, временные колебания численности актиномицетов связаны с периодичностью поступления трофического ресурса и поэтому проявились в большей степени ($P > 0,99$) в варианте с хорошо сформированным за счёт минеральных удобрений травостоем.

Таким образом, длительное применение минеральных удобрений в посевах многолетних трав не вызвало значительных изменений в структуре родового комплекса почвенных актиномицетов, который представлен в выработанном торфянике тремя родами: *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*, за исключением того, что микромоноспоровые, часто встречающиеся в контрольной почве, выходят в разряд доминирующих

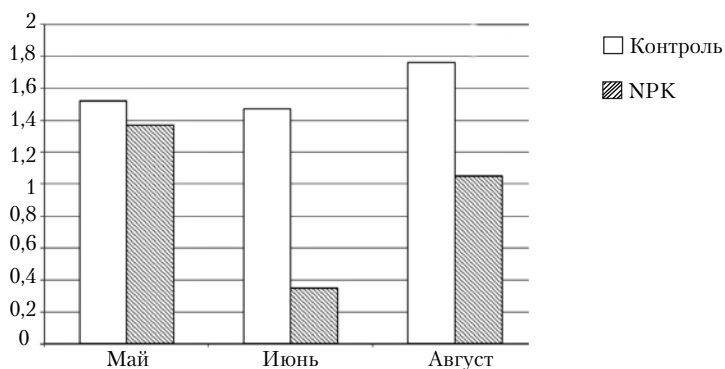


Рис. 5. Динамика индекса разнообразия (H) актиномицетов в выработанном торфянике без внесения удобрений при длительном применении минеральных удобрений (НРК) и в контрольных пробах

при длительном применении НРК. Значительные изменения произошли в видовой представленности рода *Streptomyces*.

Изменения актиномицетного комплекса дерново-подзолистой почвы под воздействием удобрений.

Представление об изменениях в структуре комплексов почвенных актиномицетов под воздействием хемотропных нагрузок в зональной дерново-подзолистой почве дают результаты, полученные в стационарном опыте, заложенном в 1994 г. лабораторией агрохимии НИИСХ Северо-Востока для разработки экологически безопасных технологий комплексного использования органических и минеральных удобрений, сидератов и средств защиты. Почва опытного поля – дерново-подзолистая средне-суглинистая, сформированная на элювии пермских глин, характеризовалась следующими агрохимическими показателями: pH – 4,8–5,2; гумус – 2,1%, содержание P_2O_5 – 8–10, K_2O – 14–16 мг/100 г почвы. Для изучения структуры актиномицетных комплексов образцы почвы отбирали из пахотного горизонта в год закладки опыта под озимой рожью в следующих вариантах: контроль – без удобрений; навоз – 30 т/га; навоз – 90 т/га; навоз – 30 т/га + $N_{30}P_{30}K_{30}$; навоз 90 т/га + $N_{30}P_{30}K_{30}$; $N_{90}P_{90}K_{90}$; навоз 30 т/га + $N_{90}P_{90}K_{90}$; навоз 90 т/га + $N_{90}P_{90}K_{90}$. До внесения удобрений в почву была произведена запашка сидератов.

Актиномицеты дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы опытного поля были представлены двумя родами *Streptomyces* и *Micromonospora*. Доминантами почти во всех вариантах опыта являлись стрептомицеты, относящиеся к секциям и сериям *Albus Albus* и *Imperfectus*, которые постоянно выделялись из почвы и имели высокую ($\geq 80\%$) пространственную частоту встречаемости. Общая численность актиномицетов в почве контрольного варианта составила десятки тысяч колониеобразующих единиц (КОЕ) на грамм, а индекс видового разнообразия $H=1,38$. Если принять структуру актиномицетного комплекса контрольной почвы без внесения удобрений за эталон, соответствующий состоянию гомеостаза микробной системы дерново-подзолистой почвы, то изменения в состоянии микробного сообщества, происходящие под воздействием различных хемотропных нагрузок (минеральные удобрения, навоз, их сочетания), можно оценить, по степени структурных перестроек актиномицетного комплекса. Перестройки в структуре комплекса актиномицетов в удобренных вариантах реализуются в изменении численности, индексов разнообразия, частоты встречаемости отдельных видов актиномицетов. Так, в унавоженных вариантах количество доминантных и часто встречающихся видов увеличивается за счёт представителей и серий *Cinereus*

Chromogenes, Cinereus Achromogenes, Helvolo-flavus Helvovus. Представители же рода *Micromonospora*, типичные частые в почве контрольного варианта, лишь случайно (частота встречаемости не превышает 20%) выделяются из почв после внесения навоза (рис. 6). Индексы разнообразия видов возрастают в этих вариантах до 1,52 – 1,76 без существенных изменений в общей численности актиномицетов. Совместное применение навоза и невысоких доз минеральных удобрений ($N_{30}P_{30}K_{30}$) стимулировало возрастание общей численности актиномицетов на порядок по сравнению с почвой контрольного варианта, а также расширение общего спектра актиномицетов за счёт появления видов, принадлежащих к сериям Cinereus Violaceus и Roseus Laven-dulae-roseus. Однако индекс разнообразия, отражающий не только разницу в количестве видов, но и соотношение долей участия каждого вида в комплексе, оставался в этих вариантах на уровне 1,45 – 1,70.

Комплекс актиномицетов почвы, получившей высокие дозы минеральных удобрений ($N_{90}P_{90}K_{90}$), характеризовался наиболее высоким видовым разнообразием – $H=1,89$, высокой численностью и увеличением числа доминантов до пяти. Фактически в этом варианте наблюдалась концентрация доминирования, т. е. увеличение в комплексе доли доминантных форм. Совместное применение высоких доз минеральных удобрений ($N_{90}P_{90}K_{90}$) и навоза (30 т/га) в меньшей степени изменяло структуру актиномицетного комплекса, чем раздельное внесение минеральных удобрений в той же дозе. Индекс разнообразия в этом варианте составил 1,57.

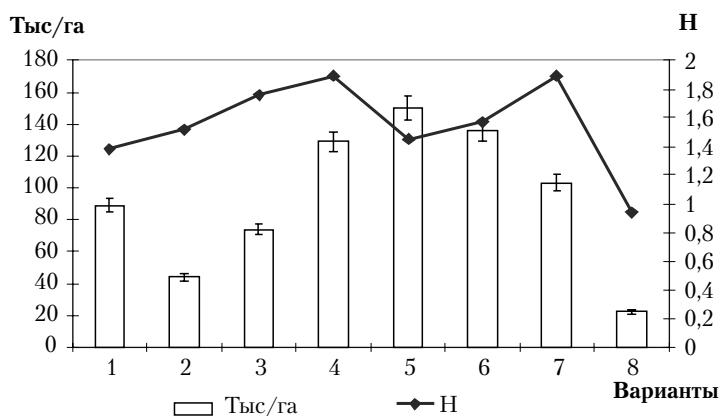


Рис. 6. Численность (тыс./га) и (H) разнообразие актиномицетов дерново-подзолистой почвы в контроле (1), при внесении: 30 т/га навоза (2), 90 т/га навоза (3), $(NPK)_{90}$ (4), 30 т/га навоза+ $(NPK)_{30}$ (5), 30 т/га навоза + $(NPK)_{90}$ (6), 90 т/га навоза+ $(NPK)_{30}$ (7), 90 т/га навоза + $(NPK)_{90}$ (8)

Изменения в структуре актиномицетных комплексов почв рассмотренных вариантов происходили по типу «зоны стресса» [168] с активацией развития микроорганизмов как компенсаторного механизма в адаптации к новым экологическим условиям. Наиболее существенные изменения в видовой структуре комплекса актиномицетов по сравнению с комплексом контрольной почвы произошли в почве варианта с совместным внесением минеральных и органического удобрения в высоких дозах (навоз 90 т/га + $N_{90}P_{90}K_{90}$). В этом случае реакция микробного сообщества почвы, о которой мы судим по структуре актиномицетного комплекса, шла по типу «зоны резистентности». Снижалось видовое разнообразие актиномицетов – $H=0,94$, развивались только виды, устойчивые в данных экологических условиях. При этом снижалась в 4 раза по сравнению с контрольным вариантом общая численность актиномицетов (рис. 6), что может указывать на переход комплекса в состояние депрессии.

Таким образом, анализ особенностей состава и структуры актиномицетного комплекса дерново-подзолистой почвы показал, что адаптационная способность микробного сообщества к различным хемотропным нагрузкам довольно высока. Это может быть связано с буферными свойствами и наличием в почве большого запаса (пула) почвенных организмов. Необходимы значительные уровни воздействия для того, чтобы произошли регистрируемые изменения в составе сообществ. При низких уровнях воздействия изменения в структуре актиномицетных комплексов отражают переход микробной системы почвы в состояние стресса, обусловленные поступлением свежей органики и (или) минеральных удобрений. Микроорганизмы активно включаются в процесс трансформации и приводят систему в состояние равновесия. Очевидно, применение навоза в дозах 30 т/га и 90 т/га отдельно и в сочетании с невысокими дозами минеральных удобрений ($N_{30}P_{30}K_{30}$) не нарушали границу адаптационной способности микробного сообщества дерново-подзолистой почвы. Применение высоких доз минеральных удобрений ($N_{90}P_{90}K_{90}$), особенно в сочетании с высокими дозами навоза (90 т/га), приводило к появлению ряда негативных для почвенного микробного сообщества эффектов: снижению численности и разнообразия организмов с одновременным ростом степени доминирования небольшого числа видов.

Актиномицеты использовали в качестве диагностической группы для выяснения характера влияния на почвенную микробиоту нового органического удобрения, полученного на основе утилизации отходов лесопереработки. Комплекс актиномицетов дерново-слабоподзолистой легкосуглинистой почвы в результате внесения органического удобрения в дозе

Изменение численности и структуры комплексов актиномицетов при внесении органического удобрения из отходов лесопереработки

Вариант	Общая численность на среде с пропионатом, 10 ⁴ КОЕ/г	Численность стрептомицетов на среде с пропионатом, 10 ⁴ КОЕ/г	Численность микромонопоров на среде с пропионатом, 10 ⁴ КОЕ/г	Численность стрептомицетов на среде КГ, 10 ⁴ КОЕ/г	Индекс разнообразия Шеннона H, бит/г	Количество доминантных родов	Доминантные секции и серии рода <i>Streptomyces</i>
Под картофель (1000 кг/га)							
Контроль	18,6± 1,93	17,0± 1,77	0,87± 0,334	12,33± 1,58	1,819	2 (<i>Streptomyces</i> , <i>Micromonospora</i>)	Cinereus Achromogenes, Albus Albus, Imperfectus
Опыт	26,4± 2,02*	22,9± 1,86*	1,7± 0,350	15,26± 1,58	2,552*	3 (<i>Streptomyces</i> , <i>Micromonospora</i> , <i>Streptosporangium</i>)	Cinereus Achromogenes, Albus Albus, Imperfectus, Cinereus chromogenes. Helvolor-flavus Helvolus, Cinereus aureus
Под ячмень (300 кг/га)							
Контроль	22,87± 1,99	16,6± 1,81	4,3± 0,72	13,2± 1,16	2,075	4 (<i>Streptomyces</i> , <i>Micromonospora</i> , <i>Streptosporangium</i> олигоспоровые)	Albus Albus, Imperfectus Roseus Lavendulae-roseus
Опыт	18,8± 1,99	12,2± 1,81	5,4± 0,73	6,4± 1,16*	1,814	2 (<i>Streptomyces</i> , <i>Micromonospora</i>)	Albus Albus, Imperfectus Roseus Lavendulae-roseus

Примечание: * P≥095

1 т/га при посадке картофеля характеризовался по сравнению с комплексом почвы контрольного варианта более высокими показателями общей численности актиномицетов, численности представителей доминантных родов *Streptomyces* и *Micromonospora* (табл. 33).

В варианте с удобрением расширился с 2 до 3-х родов спектр доминантов за счёт увеличения в 2 раза частоты встречаемости и относительного обилия видов рода *Streptosporangium*. Представители этого рода в естественных почвах в число доминантов обычно не входят, составляя минорный компонент актиномицетного комплекса, и часто приурочены к кислым, трудноразлагаемым субстратам. Существенно увеличилось при внесении удобрения видовое разнообразие стрептомицетов, за счёт возрастания доли участия в комплексе пигментированных форм *Cinereus Chromogenes*, *Cinereus Aureus*, *Cinereus Violaceus*, *Helvolo-flavus Helvolus* с высокой метаболической активностью. Индекс разнообразия Шеннона в почве опытного варианта при этом увеличился почти в 2 раза по сравнению с контролем.

Использование органического удобрения в дозе 300 кг/га под ячмень оказало на комплекс почвенных актиномицетов более слабое, чем в первом случае, влияние. Существенных изменений в общей численности актиномицетов, численности и встречаемости родов *Streptomyces* и *Micromonospora* не произошло, за исключением наметившейся тенденции к снижению численности и видового разнообразия стрептомицетного комплекса. Мало изменилась при внесении удобрения и видовая представленность стрептомицетов: в том и другом вариантах доминировали виды одних и тех же секций и серий, практически отсутствовали редкие и случайные представители в комплексе.

Вместе с тем в почве удобренного варианта кардинально изменилась родовая структура доминирования. Если в контроле представители всех родов актиномицетов отмечались с высокой частотой встречаемости (100%) и, следовательно, являлись доминантными (такая упрощённая структура доминирования характерна для нарушенных экосистем), то внесение удобрения привело к восстановлению в почве традиционной для дерново-подзолистых почв структуры актиномицетного комплекса, в составе которого доминируют лишь представители родов *Streptomyces* и *Micromonospora*, а частота встречаемости и относительное обилие в комплексе олигоспоровых актиномицетов и стрептоспорангиумов снижаются до привычных значений (табл. 34).

Возросла доля участия в комплексе микромоноспор, более требовательных к факторам роста, чем стрептомицеты.

Таким образом, полученные результаты говорят о том, что при внесении в почву нового удобрения из отходов лесопереработки в дозе 300 кг/га, существенных изменений микробной системы почвы не происходит. Удобрение оказывает на почву, скорее всего, стабилизирующее действие, способствуя восстановлению в почве структуры комплекса актиномицетов, характерной для почв естественного сложения.

Таблица 34

Изменение частоты встречаемости (%) и долевого участия (%) различных родов актиномицетов при внесении органического удобрения из отходов лесопереработки

Вариант	<i>Streptomyces</i>		<i>Micromonospora</i>		Группа олигоспоровых		<i>Streptosporangium</i>	
	Встречаемость	Доля	Встречаемость	Доля	Встречаемость	Доля	Встречаемость	Доля
Под картофель (1000 кг/га)								
Контроль	100	91,7	80	4,8	40	2,1	40	1,4
Опыт	100	86,5	100	6,9	60	3,3	80	3,3
Под ячмень (300 кг/га)								
Контроль	100	72,7	100	18,9	100	2,3	100	6,1
Опыт	100	66,1	100	29,2	60	1,8	60	2,9

Внесение в почву удобрения в дозе 1000 кг/га сопровождается существенным возрастанием численности, разнообразия и изменением структуры актиномицетного комплекса, реализующимся в расширении спектра доминантов, увеличении частоты встречаемости пигментированных форм стрептомицетов и относительного обилия моноспоровых актиномицетов. Это может свидетельствовать о мобилизации почвенной микробной системой гидролитического блока в ответ на внесение в почву значительного количества органики и об улучшении трофического режима почвы.

Выявленные изменения в структуре микробного комплекса дерново-подзолистых почв при внесении удобрений должны учитываться в определении предельно допустимых агротехногенных нагрузок на почву, обеспечивающих экологическую безопасность применяемых в сельском хозяйстве технологий.

Изменение структуры комплексов актиномицетов почвы под влиянием протравливания семян.

Актиномицеты образуют гидролитические ферменты, участвующие в разложении труднодоступных органических веществ. Поэтому от жизнедеятельности в почве мицелиальных прокариот зависит деградация и трансформация используемых в растениеводческой практике пестицидов.

В связи с этим актиномицеты были использованы нами в качестве индикаторов изменения состояния микробного сообщества дерново-подзолистой почвы, обусловленного наличием в ней остаточных пестицидов. Для защиты посевов зерновых колосовых культур от комплекса наиболее вредоносных грибных заболеваний на Северо-Востоке Нечерноземья в настоящее время широко используется химический препарат Байтан-универсал. Его основное действующее вещество – триадименол – относится к группе гетероциклических производных алифатических углеводов.

Изменения комплекса актиномицетов дерново-подзолистой почвы в ризосфере озимой ржи, вызываемые предпосевной обработкой семян байтаном, изучали в условиях мелкоделяночного полевого опыта. Дерново-подзолистая легкосуглинистая почва опытного участка характеризовалась следующими агрохимическими показателями: pH – 4,55, обменная кислотность – 0,11 мг-экв/100 г, содержание подвижного алюминия – 0,58 мг/100 г, содержание P_2O_5 – 154 и K_2O – 168 мг/кг почвы. Образцы почвы с корнями озимой ржи сорта Фалёнская-4 отбирали в фазу молочно-восковой спелости растений.

Общая численность актиномицетов в ризосфере озимой ржи на дерново-подзолистой почве колебалась в пределах $(6,24-6,43 \pm 1,0) \times 10^5$ КОЕ/г почвы. В комплексе, выявляемом на среде с пропионатом натрия, постоянно обнаруживались представители родов *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Streptosporangium*. С высокой частотой (до 80%) встречались в комплексе актиномицеты и других – олигоспоровых родов.

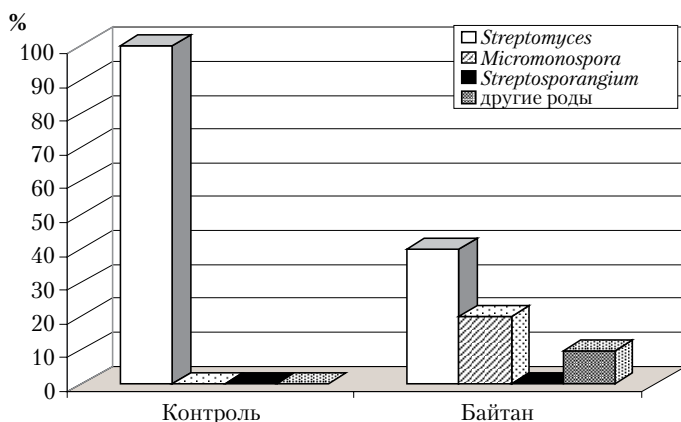


Рис. 7. Изменение частоты доминирования (%) отдельных родов актиномицетов в ризосферном комплексе озимой ржи на дерново-подзолистой почве под влиянием обработки семян байтаном

В результате посева озимой ржи протравленными семенами при незначительном изменении общей численности и частоты встречаемости представителей отдельных родов существенно изменились количественные соотношения между родами и видами в комплексе ассоциированных с корнями актиномицетов.

Если в контрольном варианте относительное обилие стрептомицетов в комплексе составляло 69,3%, то в опыте оно снизилось до 39,5%. Долевое участие микромонопор, 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%.

Сокращение количественной представленности стрептомицетов в варианте с байтаном сопровождалось снижением частоты доминирования этого рода в комплексе от 100 до 40%. Спектр доминантов актиномицетного комплекса в опытном варианте расширился за счёт микромонопор и представителей других родов (рис. 7).

Выраженные изменения под влиянием остаточных количеств байтана произошли и в видовой представленности рода *Streptomyces*. Индекс видового разнообразия стрептомицетов H снизился с 1,82 в контроле до 0,82 в ризосфере растений опытного варианта. Снижение значений индекса разнообразия связано со снижением частоты встречаемости и долевого участия в комплексе видов стрептомицетов, объединённых в серии *Chromogenes*, *Aureus*, *Violaceus* секции *Cinereus*. Виды стрептомицетов секций и серий *Cinereus* *Achromogenes*, *Albus* *Albus*, *Imperfectus* доминировали как в контроле, так и в варианте с протравителем. Случайными или редкими в контроле и в опыте оставались виды секции и серии *Albus* *Albocoloratus* (рис. 8).

Полученные результаты свидетельствуют об изменении структуры комплекса почвенных актиномицетов в ризосфере озимой ржи под влиянием предпосевного протравливания семян байтаном.

Реакция комплексов актиномицетов ризосферы на почвенную кислотность и токсичность алюминия.

Исследовали структуру комплексов актиномицетов, ассоциированных с корнями сельскохозяйственных растений на кислой ($pH_{\text{сол.}} 4,55$; подвижный алюминий 0,58 мг/100 г; обменная кислотность 0,11 мг-экв./100 г почвы) и нейтральной ($pH_{\text{сол.}} 6,5$; подвижного алюминия нет) дерново-подзолистой почве.

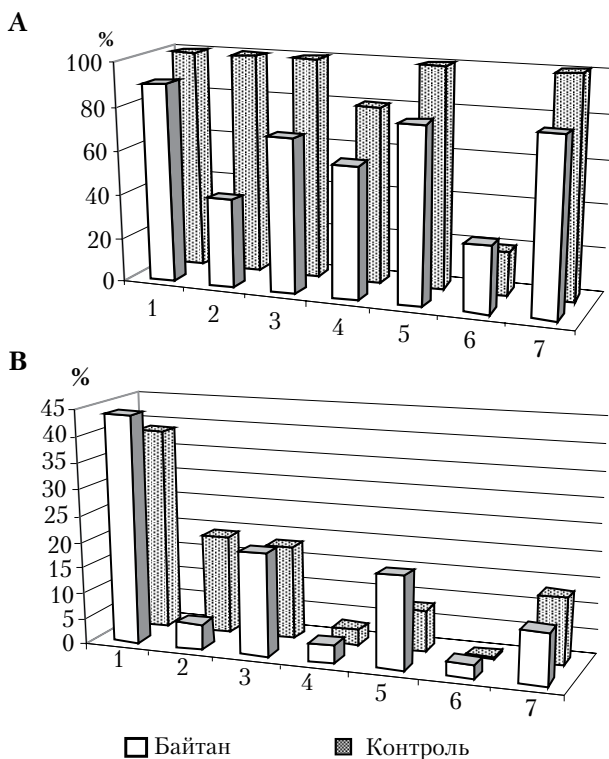


Рис. 8. Влияние обработки семян байтаном на частоту встречаемости (А) и долю участия (В) в ризосферном комплексе озимой ржи стрептомицетов секций и серий: *Cinereus Achromogenes* – 1, *Cinereus Chromogenes* – 2, *Cinereus Aurea* – 3, *Cinereus Violaceus* – 4, *Albus Albus* – 5, *Albus Albocoloratus* – 6, *Imperfectus* – 7

Численность актиномицетов в ризосфере озимой ржи варьировала в пределах $(1,5 - 2,3) \times 10^6$ КОЕ/г в нейтральной почве и в пределах $(2,5 - 3,9) \times 10^5$ КОЕ/г в кислой почве.

На нейтральной почве показатели частоты доминирования и процентного содержания микромонопоров в ризосферном комплексе озимой ржи превышали аналогичные показатели для стрептомицетов. На кислой почве доминирующую позицию в ризосфере озимой ржи на первых этапах развития занимали стрептомицеты. Другой отличительной чертой комплекса актиномицетов озимой ржи на кислой почве являлось относительно высокое (13 – 19%) доленое участие в комплексе стрептоспорангиумов, доля которых в нейтральной почве не превышала для большинства сортов 3 – 5%.

Под воздействием повышенной кислотности почвы изменялась не только численность, но и структура комплексов актиномицетов прикорневой зоны растений и почвы. На кислом фоне снижалась доля и частота доминирования микромонопор и увеличивалось доленое участие и частота доминирования стрептомицетов, а также отмечалось возрастание относительного обилия в комплексах представителей рода *Streptosporangium* (табл. 35).

Таблица 35

Комплекс актиномицетов прикорневой зоны растений и дерново-подзолистой почвы в зависимости от почвенной кислотности

Фон	Экологическая ниша	Относительное обилие/частота доминирования, %			
		<i>Streptomyces</i>	<i>Micromonospora</i>	<i>Streptosporangium</i>	Олигоспоровых
Нейтральный	Прикорневая зона озимой ржи	41/30	56/50	2	1
	Прикорневая зона овса	69/93	25/0	2	4
	Почва	48/50	42/10	5	5
Кислый	Прикорневая зона озимой ржи	60/80	12/0	15	13
	Прикорневая зона овса	77/100	16/0	5	2
	Почва	67/80	24/10	5	4

Под влиянием кислотности наблюдали изменения в видовой представленности актиномицетов рода *Streptomyces*. На нейтральном почвенном фоне спектр встречаемых в прикорневой зоне видов стрептомицетов был шире, чем на кислом фоне. Так, если в кислой почве встречались представители 7-ми секций и серий: *Cinereus Achromogenes*, *Cinereus Chromogenes*, *Cinereus Violaceus*, *Cinereus Aureus*, *Imperfectus*, *Albus Albus* и *Helvolo-flavus Flavus*, то в нейтральной, помимо отмеченных выше (за исключением представителей *Cinereus Violaceus*), встречались также стрептомицеты, относящиеся к секциям и сериям *Roseus Lavendulae-roseus*, *Roseus Ruber*, *Roseus Roseoviolaceus*, *Helvolo-flavus Helvolus*. В почве междурядий как на кислой, так и на нейтральной почве спектр встречаемых видов был сравнительно невысоким. В прикорневой зоне растений и в неризосферной почве выявлены общие тенденции в изменении частоты встречаемости отдельных видов стрептомицетов под влиянием почвенной кислотности:

увеличивалась частота встречаемости представителей секций и серий *Cinereus Chromogenes*, *Cinereus Aureus* и снижалась частота встречаемости представителей секции и серии *Helvolo-flavus Flavus*.

Итак, повышенная кислотность почвы существенно изменяет структуру актиномицетных комплексов прикорневой зоны растений. Для всех исследованных культур выявлено снижение общей численности мицелиальных прокариот в корнеобитаемом слое в условиях кислых почв. Под воздействием повышенной кислотности наиболее существенно снижаются численность, долевое участие и частота доминирования представителей наиболее чувствительных к этому фактору актиномицетов рода *Micromonospora*. В меньшей степени снижается численность стрептомицетов, но изменяется видовой состав и частота встречаемости представителей отдельных секций и серий стрептомицетного комплекса.

Таким образом, специфическая структура комплексов актиномицетов может являться показателем изменений в микробной системе почв, происходящих в процессе их хозяйственной эксплуатации (сельскохозяйственное использование, в том числе применение минеральных и органических удобрений, средств химической защиты растений, мелиоративные мероприятия). Изменения численности, таксономического разнообразия актиномицетов, нарушения горизонтальной структуры актиномицетного комплекса могут служить целям биоиндикации и биодиагностики как осушенных торфяников, так и зональных дерново-подзолистых почв и использоваться при выборе экологически безопасных агротехнологий.

Биотестирование почв с помощью тест-объекта Daphnia magna Straus

Почва служит связующим звеном между живыми и неживыми компонентами биосферы и является накопителем большинства загрязняющих веществ. Опасность загрязнения почв определяется уровнем её возможного отрицательного влияния на контактирующие среды (вода, воздух), пищевые продукты и прямо или косвенно на человека [129].

Загрязнение почв учитывают при определении и прогнозе степени их опасности для здоровья и условий проживания населения в населённых пунктах, разработке мероприятий по их рекультивации, технических решений по реабилитации и охране водосборных территорий, оценке эффективности санитарно-экологических мероприятий и текущего санитарного контроля над объектами, воздействующими на окружающую среду населённого пункта.

Одним из методов оценки экологического состояния почв является биотестирование – проведение анализа токсичности почв с помощью живых организмов. Тест-организмы оперативно сигнализируют об опасном воздействии химического загрязнения на их жизнедеятельность, причем воздействия не отдельного компонента, а их смесей, часто неизвестной природы, а также воздействия токсических веществ, не выявляемых другими методами анализа.

Токсические эффекты, регистрируемые методами биотестирования, включают комплексный, синергетический, антагонистический и дополнительные воздействия всех химических, физических и биологических компонентов, присутствующих в исследуемом объекте, неблагоприятно влияющих на физиологические, биохимические и генетические функции тест-организмов.

В период с 2005-го по 2007 г. лабораторией биотестирования Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области проводился экотоксикологический анализ почв на территории санитарно-защитной зоны (СЗЗ) и зоны защитных мероприятий (ЗЗМ) комплекса объектов хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» (КОХУХО «Марадыковский»). Проанализировано более шестисот водных вытяжек из почв, отобранных из двух верхних почвенных горизонтов на 150 точках сети систематического наблюдения.

Для установления токсичности проб в качестве тест-объекта использовались ветвистоусые ракообразные (*Daphnia magna*). Отбор проб почвы и выполнение анализа осуществлялись в соответствии с методиками, внесёнными в Федеральный государственный реестр ФР.1.39.2001.00283 [169], ФР.1.39.2007.03222 [170].

При биотестировании отдельно проводился анализ верхнего почвенного горизонта (A_0) и гумусового горизонта (A_1). В точках, расположенных на территории агроценоза, анализировался пахотный горизонт (A_n).

Экотоксикологический анализ с применением ветвистоусых ракообразных *Daphnia magna* заключался в определении смертности тест-объекта в опытных пробах за 96 часов экспозиции. Критерием острой токсичности являлась гибель 50% и более дафний по сравнению с контролем. Не оказывающими острого токсического действия признавались пробы, в которых гибель дафний не превышала 10%.

В ходе исследований было установлено, что водные вытяжки из второго почвенного горизонта более чем в 99% случаев не обладали острым токсическим действием. Гибель дафний в них находилась в пределах от 0%

до 10%. Лишь на шести станциях установлена гибель рачков в интервале от 10 до 50%. Одна проба (т. 96) показала наличие острого токсического эффекта.

Вытяжки из верхних почвенных горизонтов существенно превосходили по токсичности таковые из нижележащих слоёв. Частота проявления их острого токсического действия составила 4%. При выяснении причин острой токсичности проб верхних почвенных горизонтов было установлено, что в 17 случаях из 18 одно из условий процедуры биотестирования не соответствовало требованиям методики: содержание растворённого кислорода в ряде почвенных вытяжек к концу острого эксперимента (через 96 часов) оказывалось ниже установленных методикой значений (менее 2 мг/дм³). Можно предположить, что причиной гибели дафний здесь явилось не столько содержание в пробе токсических веществ (что также не исключается), сколько нехватка кислорода. Достоверно токсичной оказалась водная вытяжка из почвы, отобранной в 2005 г. в т. 53 (бывшее место расположения установки «Долина» по уничтожению аварийных боеприпасов). Экотоксикологический анализ водных вытяжек из таких почв следует проводить с применением устройств для экспонирования рачков (методика ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.9-06), что позволяет устранить негативное влияние дефицита растворённого кислорода на тест-объект.

При анализе полученных результатов почвенных вытяжек с территорий СЗЗ и ЗЗМ объекта ХУХО также было установлено, что подавляющая часть токсичных проб приурочена к лесным фитоценозам. Острая токсичность почвенных вытяжек в данном случае может быть связана с природными особенностями лесных почв подзоны средней и южной тайги, а именно с высоким содержанием гуминовых кислот в верхних почвенных горизонтах, которое обуславливает повышенную кислотность почвенных вытяжек. Кроме того, в вытяжках из верхнего почвенного горизонта лесных почв (лесная подстилка) содержится много органических веществ, на окисление которых за 96 часов эксперимента расходуется большое количество кислорода.

Однако следует отметить тот факт, что далеко не все почвенные пробы лесных фитоценозов обладали токсичностью, а станции, на которых установлена острая токсичность почвенных вытяжек, пространственно тяготеют к объектам хранения и уничтожения химического оружия «Марадьковский». Тенденция проявления токсичных проб может быть обусловлена попаданием в окружающую среду различных загрязняющих веществ, образующихся в том числе и при сжигании продуктов детоксикации отравляющих веществ на объекте по уничтожению химического оружия.

Биотестирование почв экспресс-методом с применением прибора «Биотестер»

Для установления острой токсичности проб в качестве тест-объекта используется культура инфузорий (*Paramecium caudatum*). Методика разработана ООО «Спектр» (г. Санкт-Петербург) и внесена в Федеральный государственный реестр ФР. 1.31.2003.00735.

Данная методика основана на способности тест-объекта реагировать на присутствие в водных вытяжках из почв веществ, представляющих опасность для их жизнедеятельности, и направленно перемещаться по градиенту концентраций (в направлении изменения концентрации) этих веществ (хемотаксическая реакция), избегая их вредного воздействия. Параметры поведенческой реакции инфузорий определяются с помощью прибора «Биотестер-2».

Критерием токсического действия является значимое различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы в контрольной пробе, не содержащей токсических веществ, с этим же показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе (опыт).

Количественная оценка параметра тест-реакции, характеризующего токсическое действие, выражается в виде индекса токсичности (Т). По величине индекса анализируемые пробы классифицируются на 3 группы:

- I – допустимая степень токсичности ($0,00 < T < 0,40$);
- II – умеренная степень токсичности ($0,41 < T < 0,70$);
- III – высокая степень токсичности ($T > 0,71$).

В лаборатории биотестирования Регионального центра государственного и экологического контроля и мониторинга по Кировской области в 2006 г. в ходе комплексного обследования санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий объекта хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» было проанализировано 228 проб почв, отобранных со 122 точек из 2-х горизонтов – органогенного и минерального, а также смешанного. Пробы отбирались с мая по октябрь. Анализ полученных данных показал, что 210 водных вытяжек из почвы (92,1%) имеют допустимую степень токсичности. Умеренную степень токсичности показали 18 проб (7,9%), из них 50,0% составляют пробы из органогенного слоя, 16,7% составляют пробы минерального слоя и 33,3% – из смешанного. Сильной токсичности пробы не показали.

В 2007 г. было проанализировано 196 проб, отобранных со 104 точек. Анализ показал, что 189 водных вытяжек из почвы (96,4%) имели допустимую степень токсичности, остальные вытяжки из проб показали уме-

ренную степень токсичности (3,6%). Из них 28,6% составляют пробы из органогенного слоя почвы, 14,3% из минерального слоя и 57,1% – из смешанного слоя.

Таким образом, данные исследования подтверждают пригодность данной инструментальной методики оценки острой токсичности для почвенных вытяжек.

Биотестирование почв с использованием тест-системы «Эколюм»

Методика, допущенная для целей государственного экологического контроля ПНД ФТ 16.1:2.3:3.8–04, устанавливает определение острой интегральной токсичности водных экстрактов из объектов окружающей среды (почва) в лабораторных и полевых условиях с использованием измерительного прибора «Биотокс-10» и тест-системы «Эколюм». В качестве тест-системы «Эколюм» используются биосенсоры, представляющие собой лиофилизированные культуры люминесцентных генноинженерных бактерий *Escherichia coli* М-17. Биосенсор производится согласно ТУ 2639-236-00209792-01 и выпускается в стеклянных флаконах. Люминесцентные бактерии оптимальным образом сочетают в себе различные типы чувствительных структур, ответственных за генерацию биоповреждений (клеточная мембрана, цепи метаболического обмена, генетический аппарат), с экспрессностью, объективным и количественным характером отклика целостной системы на интегральное воздействие поллютантов. Методика основана на определении изменений интенсивности биолюминесценции тест-системы «Эколюм» при воздействии токсических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, в сравнении с контрольной, не содержащей токсических веществ. Острое токсическое действие исследуемой пробы на тест-систему «Эколюм» определяется по ингибированию их биолюминесценции за 30-минутный период экспозиции. Количественная оценка параметра тест-реакции выражается в виде индекса токсичности. Методика допускает три пороговых уровня токсичности.

Лабораторией биотестирования Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга объекта хранения и уничтожения химического оружия по Кировской области в 2007 г. на территории СЗЗ и ЗЗМ объекта ХУХО «Марадыковский» проведён экотоксикологический анализ почв по методике с использованием тест-системы «Эколюм».

Отбор проб почвы, их хранение и транспортировка осуществлялись в соответствии с ГОСТ 17.4.4.02-84. Со 104 участков мониторинга из 2-х

горизонтов: органогенного и минерального, а также смешанной почвы, в мае–ноябре было отобрано и проанализировано 196 проб. 156 почвенных вытяжек показали 1-ю группу токсичности (образец не токсичен), что составило 79,5%. 37 почвенных вытяжек показали 2-ю группу токсичности (образец токсичен), что составило 18,9%. 3 пробы (1,5%) показали 3-ю группу токсичности (образец сильно токсичен). Зависимость токсичности проб от отобранного горизонта в проведённых исследованиях не выявлена.

Данные исследования подтверждают пригодность предложенной методики для оценки острой интегральной токсичности почвенных вытяжек.

Для оценки эффективности тест-объекта инфузорий и тест-системы «Эколюм» в обнаружении загрязнения техногенным минеральным фосфором был заложен микроделяночный полевой опыт с моделированием загрязнения почвы пирофосфатом натрия (ПФН) на трёх площадках с типичными для зоны воздействия объекта почвами: дерново-подзолистыми супесчаными, подзолистыми песчаными, аллювиальными среднесуглинистыми. Выбранные почвы свойственны для подзоны средней и южной тайги. В Кировской области подзолы занимают 35% территории края, а дерново-подзолистые – 45%. Пойменные почвы (аллювиальные) располагаются по долинам рек – 5,6% площади области [171, 172].

Доза внесения пирофосфата натрия соответствовала уровню предельного выпадения (ПВ) ПФН на поверхность почвы, который рассчитывался исходя из предположения, что весь фосфор, входящий в состав ФОВ, при сжигании продуктов детоксикации будет выброшен в атмосферу в форме пирофосфата натрия. Расчёт производился при помощи компьютерной программы, разработанной на основе работы [173] с учётом розы ветров, расстояния и направления от источника выброса до площадки.

Расчётные дозы ПВ следующие: для подзолистой почвы 1 ПВ составило 4,9 г ПФН на 1 м² поверхности почвы, для дерново-подзолистой – 4,5 г/м², для аллювиальной – 5,26 г/м².

Опыт включал 3 варианта: контроль, внесение 1 ПВ и 10 ПВ пирофосфата натрия. Контролем служили пробы почв с делянок без внесения пирофосфата. Размещение вариантов в опыте систематическое. Опыт выполнен в четырёхкратной повторности, заложен в конце мая. Почва находилась под естественной растительностью, скошенной непосредственно при закладке опыта. Смешанные образцы почвы с опытных делянок отбирались согласно основным генетическим горизонтам, свойственным каждому типу исследуемых почв. На площадке с подзолистой почвой пробы отбирались из трёх горизонтов почвенного профиля: А₀ – лесная подстилка мощностью 2-3 см, А₁ – грубогумусовый горизонт мощностью 3 см, А₂ –

подзолистый элювиальный горизонт мощностью до 10 см. На площадках, представляющих дерново-подзолистые и аллювиальные почвы, для исследования были отобраны образцы из двух почвенных горизонтов. A_1 (A_1) – дернина мощностью 5-7 см, A_2 – гумусо-элювиальный (дерновый) мощностью 10-15 см.

Пробоотбор образцов почвы производили через 10 дней после внесения поллютанта.

Paramecium caudatum [174] и бактерии системы «Эколюм» [175] показали высокую чувствительность к исследуемому загрязнению. Результаты биотестирования представлены (табл. 36, 37; рис. 9, 10, 11).

Таблица 36

Оценка уровня токсичности почвы при загрязнении её пиррофосфатом натрия по тест-объекту *Paramecium caudatum*

Вариант		Значения индекса токсичности Т в исследуемых образцах, у. е.		
		Контроль	1 ПВ	10 ПВ
Подзолистая почва	A_0	$0,15 \pm 0,04^1$	$0,26 \pm 0,07^1$	$0,65 \pm 0,04^2$
	A_1	$0,14 \pm 0,02^1$	$0,23 \pm 0,01^1$	$0,36 \pm 0,12^1$
	A_2	$0,12 \pm 0,02^1$	$0,21 \pm 0,02^1$	$0,31 \pm 0,08^1$
Дерново-подзолистая	A_1	$0,13 \pm 0,08^1$	$0,11 \pm 0,05^1$	$0,41 \pm 0,05^2$
	A_2	$0,08 \pm 0,01^1$	$0,28 \pm 0,02^1$	$0,44 \pm 0,06^2$
Аллювиальная почва	A_1	$0,17 \pm 0,02^1$	$0,37 \pm 0,09^1$	$0,44 \pm 0,06^2$
	A_2	$0,09 \pm 0,01^1$	$0,17 \pm 0,04^1$	$0,25 \pm 0,06^1$

Примечание: ¹ группа I – допустимая степень токсичности; ² группа II – умеренная степень токсичности

Таблица 37

Оценка уровня токсичности почвы при загрязнении её пиррофосфатом натрия по тест-системе «Эколюм»

Вариант		Значения индекса токсичности Т в исследуемых образцах, у. е.		
		Контроль	1 ПВ	10 ПВ
Подзолистая почва	A_0	$20,45 \pm 2,35^2$	$55,22 \pm 10,82^3$	$64,00 \pm 12,5^3$
	A_1	$19,74 \pm 3,87^1$	$54,55 \pm 10,69^3$	$55,62 \pm 10,9^3$
	A_2	$4,70 \pm 0,92^1$	$29,97 \pm 5,86^2$	$48,30 \pm 9,47^2$
Дерново-подзолистая	A_1	$1,80 \pm 0,35^1$	$16,49 \pm 3,23^1$	$30,94 \pm 6,03^2$
	A_2	$1,60 \pm 0,30^1$	$25,99 \pm 5,09^2$	$42,02 \pm 8,04^2$
Аллювиальная почва	A_1	$16,55 \pm 3,24^1$	$30,50 \pm 5,97^2$	$30,46 \pm 5,97^2$
	A_2	$10,30 \pm 1,45^1$	$33,89 \pm 6,64^2$	$41,25 \pm 8,08^2$

Примечание: ¹ группа I – проба не токсична; ² группа II – проба токсична; ³ группа III – проба обладает высокой токсичностью

Почва без внесения загрязняющего вещества (ЗВ) на всех опытных площадках оказалась не токсичной по бактериям и тест-объекту *Paramecium caudatum* (группа «допустимая степень токсичности»).

Биотестирование почвы (*Paramecium caudatum*), отобранной на делянках с внесением 1 ПВ пирофосфата натрия, показало, что все пробы обладают допустимой степенью токсичности. Однако значения индекса токсичности заметно возросли по сравнению с контрольными вариантами. Наибольшее увеличение индекса Т отмечалось в горизонте A_2 дерново-подзолистой почвы – в 3,5 раза по сравнению с контролем. В остальных образцах токсичность по сравнению с пробами без внесения ЗВ увеличивалась в 1,7 – 2,2 раза, кроме образца горизонта A_2 аллювиальной почвы, где значимого изменения токсичности не отмечалось. Это можно объяснить высокой сорбционной способностью горизонта A_1 аллювиальной почвы за счёт преобладания глинистой фракции в гранулометрическом составе и повышенного содержания полуторных окислов железа и алюминия, способных образовывать комплексы со многими соединениями [176, 177].

Тест-система «Эколюм» оказалась чувствительнее тест-объекта *Paramecium caudatum* к ПФН. Пробы с делянок, загрязнённых одной расчётной дозой ПФН (1 ПВ) по тест-системе «Эколюм», относятся ко второй группе токсичности. Авторы [178] при исследовании чувствительности различных тест-объектов к арсениту натрия ранее отмечали, что бактерии являются более чувствительным тест-объектом, чем инфузории, что согласуется с полученными нами данными. При внесении 10 расчётных доз пирофосфата натрия значения индекса токсичности и по тест-системе «Эколюм», и по тест-объекту *Paramecium caudatum* значительно отличались от контроля (табл. 36, 37; рис. 9, 10, 11).

По хемотаксической реакции инфузорий нами выявлено увеличение токсичности почвы в 2,6 – 5,5 раза по сравнению с контрольными вариантами. Наибольшее отклонение индекса Т от контроля наблюдалось при тестировании образцов дерново-подзолистой почвы, взятых с горизонта A_2 . Тестирование проб подзолистой почвы выявило, что из трёх исследуемых горизонтов после загрязнения наиболее токсичной стала лесная подстилка (A_0). Можно сказать, что это явление закономерно, так как наибольшей сорбционной способностью в профиле подзолистых почв обладают верхние горизонты.

Тестирование проб аллювиальной почвы после внесения 10 ПВ исследуемого вещества выявило большее увеличение индекса токсичности в горизонте A_2 (в 2 раза), чем в горизонте A_1 . При внесении 1 ПВ наблюдалась противоположная картина, что также можно объяснить сорбционными

свойствами изучаемой почвы: насыщение ионообменного комплекса почвы даёт возможность ПФН двигаться вниз по почвенному профилю [171, 178, 179].

Результаты тестирования проб по тест-системе «Эколюм» согласуются с данными, полученными при помощи инфузорий. Горизонт A_2 дерново-подзолистой почвы также оказался наиболее токсичным из всех образцов: индекс Т в варианте с загрязнением 10 ПВ равен 42,02 у. е. против 1,80 у. е. в контрольном варианте.

Аллювиальная почва также проявила в горизонте A_2 большую токсичность по сравнению с пробой горизонта A_1 . Как и при тестировании на инфузориях, эта разница составила около 2 раз. Следует отметить, что угнетение биолюминесценции бактерий под действием вытяжек из почв, загрязнённых пирофосфатом натрия, оказалось значительнее, чем воздействие тех же проб на хемотаксическую реакцию инфузорий. К примеру, пробы с внесением 10 ПВ вещества обладали по тест-системе «Эколюм» средней и высокой степенью токсичности. Тем не менее корреляция между результатами, полученными по этим методикам, оказалась высокой: коэффициент $r=+0,72$.

Таким образом, биотестирование образцов почв, загрязнённых пирофосфатом натрия в условиях полевого эксперимента, показало, что тест-объекты *Paramecium caudatum* и бактерии тест-системы «Эколюм» оказались достаточно чувствительными к загрязнению минеральным техногенным фосфором и дали дифференцированную оценку токсичности изучаемых образцов. Резюмируя данные, полученные в ходе исследований, можно сделать вывод: тест-система «Эколюм» и тест-объект *Paramecium caudatum* являются эффективными для целей обнаружения загрязнения почв техногенным минеральным фосфором.

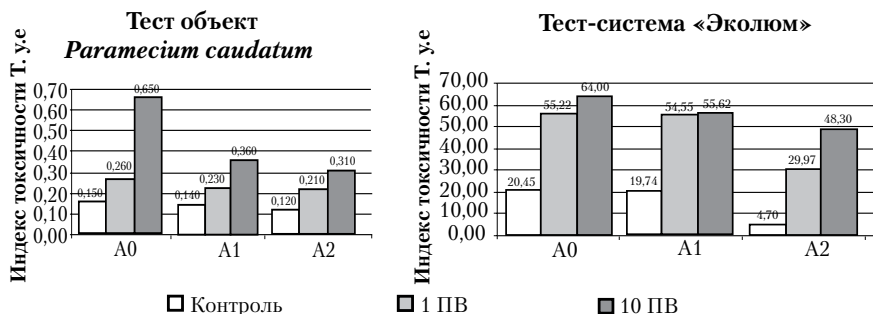


Рис. 9. Изменение уровня токсичности подзолистой почвы через 10 дней после внесения ПФН по тест-системе «Эколюм» и тест-объекту *Paramecium caudatum*

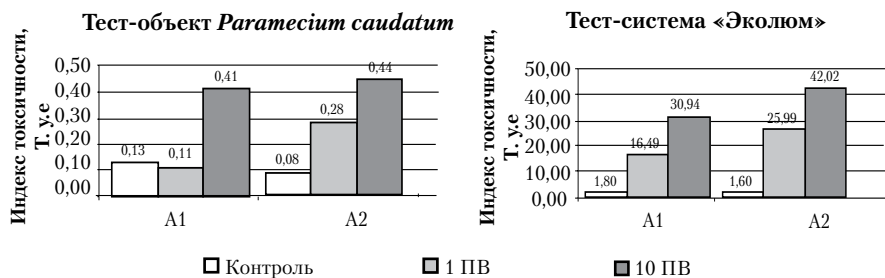


Рис. 10. Изменение уровня токсичности дерново-подзолистой почвы через 10 дней после внесения ПФН по тест-системе «Эколюм» и тест-объекту *Paramecium caudatum*

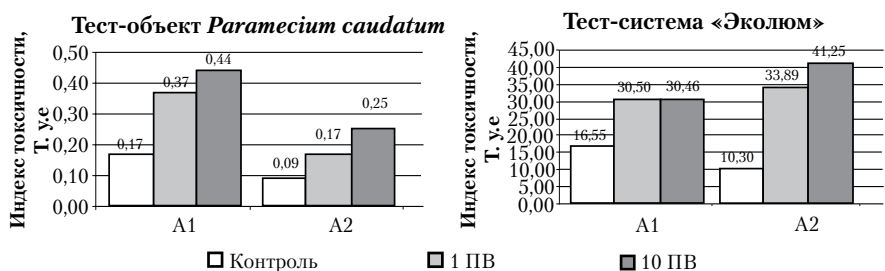


Рис. 11. Изменение уровня токсичности аллювиальной почвы через 10 дней после внесения ПФН по тест-системе «Эколюм» и тест-объекту *Paramecium caudatum*

Биотестирование почв с использованием микроводоросли хлорелла

Лабораторией биотестирования Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области проведены эксперименты по определению токсичности водных вытяжек из почвы по изменению оптической плотности тест-культуры зелёной протокочковой водоросли хлорелла *Chlorella vulgaris* [180, 181]. Методика разработана сотрудниками Красноярского государственного университета и допущена для целей государственного экологического контроля ФР.1.39.2004.01143.

Как всем зелёным растениям, хлорелле для роста и в лабораторных условиях, и в природе необходимы свет, определённая температура, углекислый газ, вода и минеральное питание. Культиваторы, используемые для суточного выращивания (КВ-05) и 22-часовой экспозиции (КВМ-05),

а также среда Тамия, создают оптимальные условия для интенсивного роста культуры (4-6 делений в сутки). Критерием токсичности пробы по стимуляции является увеличение оптической плотности на 30% и более, по подавлению – уменьшение оптической плотности на 20% и более по сравнению с её ростом на контрольной среде, приготовленной на дистиллированной воде.

Согласно методике качество водной вытяжки устанавливается на основе её токсикологических характеристик через величину биологически безопасного разбавления (табл. 38).

Таблица 38

Токсикологические характеристики качества испытуемой водной вытяжки

Концентрация тестируемой вытяжки (%), при которой превышен критерий токсичности	Качество водной вытяжки
100	Слаботоксичная
33	Среднетоксичная
11	Токсичная
3,7	Сильнотоксичная
1,2	Гипертоксичная

Однако в экспериментах по определению острой токсичности водных вытяжек из почвы хлорелла получает дополнительное минеральное и органическое питание. Содержание в почве подвижных форм элементов питания, переходящих в водную вытяжку, – дополнительный фактор роста и развития водоросли. Это приводит к тому, что даже при разбавлении до 33-, 11-, 3,7-, 1,2%-ных концентраций отмечается стимуляция роста и увеличение оптической плотности культуры водоросли.

Пробы почв отобраны с пробных площадок мониторинга в различных фитоценозах в зоне влияния объекта по уничтожению химического оружия «Марадыковский» в Кировской области. Проведён анализ отобранных проб для определения возможного влияния свойств почвы на оценку степени токсичности водной вытяжки из почв, определённой по тест-культуре зелёной протококковой водоросли хлорелла *Chlorella vulgaris*.

Все пробы показали стимуляцию роста численности клеток водоросли в опытных вариантах по сравнению с контролем. Как и следовало ожидать, наиболее токсичными (по шкале – от токсичных до гипертоксичных) являются верхние органогенные горизонты в подзолистых почвах. Именно в них происходят процессы разложения органических остатков с высвобождением биогенных элементов, стимулирующих развитие водорослей. В нижележащих песчаных подзолистых горизонтах идёт активное вымывание катионов вниз по профилю, отмечается резкое снижение содержания гумуса и элементов питания, что, естественно, отражается на результатах биотестиро-

вания. Стимуляция роста водоросли значительно ниже, и степень токсичности по этому показателю оценивается на уровне от нетоксичной до среднетоксичной. Пробы из дерновых горизонтов дерново-подзолистых и аллювиальных почв – от слабо- до среднетоксичных. Эти горизонты богаты специфическим органическим веществом – гумусом, который связывает элементы питания растений прочно, часть из них не переходит в водную вытяжку, и, соответственно, уровень стимуляции развития тест-культуры ниже.

Сравнение результатов экотоксикологического анализа проб почвы по проценту гибели дафний (*Daphnia magna*), индексу токсичности по инфузориям (*Paramecium caudatum*), результатов химического анализа с данными, полученными с использованием культуры *Chlorella vulgaris* (увеличение оптической плотности во всех пробах: от слаботоксичных до гипертоксичных) не согласуются. Для оценки качества водной вытяжки из почвы по тест-культуре *Chlorella vulgaris* можно использовать критерий токсичности только по подавлению-уменьшению оптической плотности.

Тяжёлые металлы в системе «почва – дикорастущее растение»

В Кировской области уровень антропогенного давления на природную среду относительно невысок. Но в центральной части области, где сосредоточены промышленные предприятия, экологическая обстановка может быть охарактеризована как предкризисная [182]. Один из серьёзных источников загрязнения в центральной части Кировской области – Кирово-Чепецкий химический комбинат (КЧХК). Это ведущее предприятие химии в области и одно из крупнейших в России. В состав комбината входят завод полимеров и завод минеральных удобрений. Общий выброс загрязняющих веществ комбинатом в 2005 г. составил 8 тыс. т, из них 65% приходится на завод минеральных удобрений [183]. По состоянию на 01.01.2000 г. в пойме р. Вятки складировано более 8 млн. т отходов комбината, из них 437 тыс. т – радиоактивных, 1063 тыс. т – токсичных, в том числе 409 тыс. т – ртутьсодержащих [184]. Одними из загрязнителей являются тяжёлые металлы (ТМ), используемые на предприятии, в частности Hg, в ртутных электролизерах. Загрязнение ртутью отмечается вблизи промышленной площадки завода полимеров КЧХК до уровней, превышающих предельно-допустимые концентрации (ПДК).

ТМ обладают высокой токсичностью и степенью аккумуляции [185]. Существенная доля ТМ, загрязняющих природную среду, аккумулируется в почве и из неё поступает в растения, а затем по пищевым цепям – в живые

организмы, вызывая нарушение их жизнедеятельности [186]. Различные виды растений отличаются по способности поглощать и накапливать в своих тканях ТМ. По характеру накопления ТМ А. J. М. Baker [187] выделяет три группы растений: эксклудеры, индикаторы, аккумуляторы.

У *эксклудеров* концентрация металла в побегах поддерживается на постоянно низком уровне в широком диапазоне внешних концентраций вплоть до критических, выше которых начинается неограниченное поступление металла в растение. Корень играет роль «барьера» на пути проникновения избыточного количества металла в наземную часть, поэтому соотношение концентраций побег/корень <1 . У *индикаторных* видов растений поглощение и транспорт металла в наземную часть пропорциональны концентрации металла в почве. Соотношение концентраций побег/корень около 1. Их удобно использовать в биомониторинге. *Аккумуляторы* характеризуются повышенным содержанием металла в органах, независимо от его содержания в среде. Эти растения имеют надёжные механизмы детоксикации, которые позволяют накапливать высокие количества ТМ. Соотношение концентраций побег/корень >1 .

Особый случай накопления ТМ представляют *растения-гипераккумуляторы* – организмы, которые преодолели большинство физиологических барьеров, ограничивающих накопление металлов в побегах. В побегах таких растений концентрация ТМ может превышать содержание в корнях. По определению А. J. М. Baker и R. R. Brooks [188], растение относится к гипераккумуляторам, если оно содержит в побегах Au более 0,001 % сырой массы; Cd – 0,01; Ni, Co, Cu, Cr, Pb – 0,1; Zn, Mn – 1.

Известно, по меньшей мере 400 видов растений, являющихся гипераккумуляторами ТМ: 300 – Ni, 26 – Co, 24 – Cu, 19 – Se, 16 – Zn, 11 – Mn, 4–5 – Pb, 1 – Tl, 1 – Cd [189, 190]. Большинство гипераккумуляторов относится к семейству Крестоцветные (*Brassicaceae*): к родам ярутка (*Thlapsi*) и бурачок (*Alyssum*) [191]. Выявлено 10 видов-гипераккумуляторов Zn из рода ярутка; некоторые из них накапливают также Cd и Pb. 48 видов растений из рода бурачок содержат в листьях большие количества Ni – от 1280 до 29400 мкг/г сухой массы [188]. Растения горчицы сарептской (*Brassica juncea* L.) аккумулируют Cd, Se, Cu, Ni и Zn. Существуют виды-гипераккумуляторы, принадлежащие к другим семействам. Гипераккумуляторами Zn являются фиалка (сем. *Violaceae*), смолёвка (сем. *Caryophyllaceae*), армерия (сем. *Limoniaceae*), полевица (сем. *Poaceae*) и др. [192].

Накопление того или иного элемента в растении зависит от экологических факторов. Среди них велика роль почвы как питательной сре-

ды растений (рН, содержание гумуса, элементов питания и т. д.). Кроме того, аккумуляция элементов определяется и видовыми особенностями растительного организма, которые обуславливают состав и соотношение элементов в тканях. Этот фактор чётко проявляется в условиях, когда нет избытка или недостатка элементов.

В течение ряда лет проводились исследования по оценке степени загрязнения почв тяжёлыми металлами и определению их содержания в растениях, произрастающих на территории Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации.

В почвах и дикорастущих растениях Кировской области нами исследовано содержание тяжёлых металлов Cu, Zn, Hg, Co, Ni, Mn, Pb, Cr. Для оценки степени загрязнения ТМ почв и растений в районе Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации из мониторинговых площадей были выбраны 4 пробных участка, отличающихся по степени удалённости от источника загрязнения (рис. 12). Участки 1 и 2 находились в непосредственной близости от завода минеральных удобрений Кирово-Чепецкого химического комбината (КЧХК): один – к северу на 100 м, а второй – к северо-западу на 1 км; участок 3 располагался на северо-востоке в 45 км от комбината (в направлении господствующих зимних ветров); участок 4 – на юго-восток в 23 км от КЧХК (в направлении летних ветров). На данных участках в 2004 – 2005 гг. производился отбор проб почв и растений на содержание

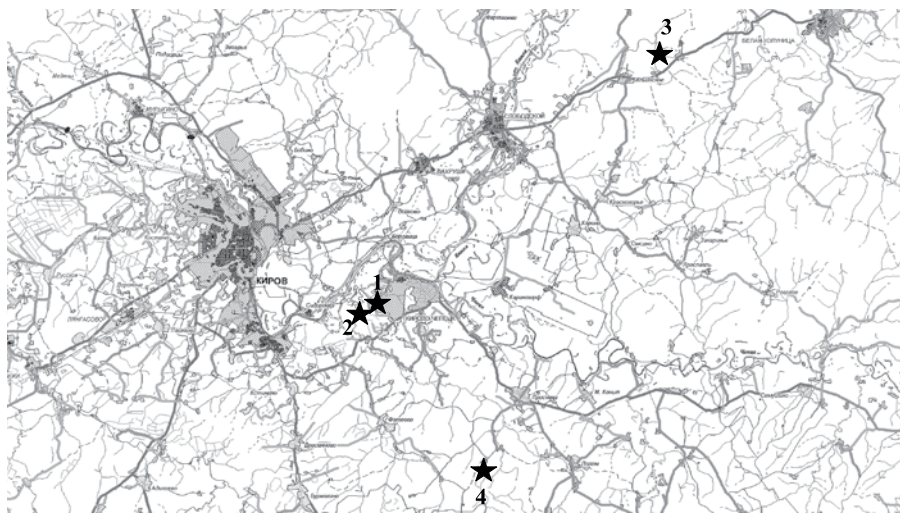


Рис. 12. Карта-схема расположения участков отбора проб для исследований

Примечание: ★ – места отбора проб почвы и растительности для определения содержания тяжёлых металлов

ТМ. Характеристика почв и растительности пробных участков представлена в табл. 39.

Таблица 39

Характеристика почв и растительности пробных участков

Участок	Тип почвы	Тип фитоценоза	Доминанты
1	Аллювиальная дерновая сильно оподзоленная	Ельник снытево-кострецовый	Сныть обыкновенная, кострец безостый
2	среднесуглинистая на аллювии	Ельник хвощево-снытевый	Хвощ лесной, сныть обыкновенная
3	Дерново-среднеподзолистая супесчаная на водноледниковых песках подстилаемых элювием мергелистых глин	Сосново-пихтовый ельник чернично-кислично-зеленомошный	Кислица обыкновенная, черника обыкновенная, мхи (плевроциум Шребера, дикранум, гилокомиум этажный, родобриум)
4	Слабоподзолистая супесчаная на водноледниковых песках	Ельник-кисличник с единичной осиной и пихтой	Кислица обыкновенная, щитовник мужской

Для определения концентрации ТМ в корнеобитаемом слое почвы отбирали смешанную пробу методом конверта на глубине 0 – 5 и 5 – 15 см. Определение содержания ртути в растениях проводили из смешанной пробы, составленной из 20 – 40 индивидуальных растительных проб. Концентрацию Cu, Zn, Mn, Co, Ni, Cr и Pb в растениях и почвах определяли методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на атомно-эмиссионном спектрометре Spectro Ciros^{CCD} по утверждённой методике [193].

Содержание ртути в почвах и растениях определяли методом беспламенной атомной абсорбции на анализаторе ртути РА-915+. Для измерения массовой доли общей ртути в почве использовали методику, разработанную НПФ АП «ЛЮМЕКС» [194]. Применение этой методики определения ртути в растениях затруднено из-за большого количества органического вещества в растительных образцах и отсутствия стандартов с высоким содержанием ртути. Чтобы адаптировать методику применительно не только к почвам, но и к растениям, мы добавляли в растительные пробы мелкозернистый кварц в соотношении 1:20 [195].

В почвах исследованных участков валовое содержание большинства ТМ не превышало их кларк и ПДК (табл. 40), что свидетельствует о низком уровне загрязнения ТМ. Вместе с тем экспериментально установлено, что содержание ртути в почве всех участков не превышает ПДК (2,1 мг/кг сухой почвы), но в 10-20 раз превышает кларк ртути в земной коре (0,08 мг/кг сухой почвы по Виноградову, 1962).

Таблица 40

**Валовое содержание тяжёлых металлов в почвах Кировской области,
мг/кг воздушно-сухой массы**

Участок	Глубина отбора, см	Zn	Cu	Mn	Co	Ni	Pb	Cr	Hg	Суммарное содержание ТМ	Доля необходимых растениям ТМ, %
1	0 – 5	57	29	1035	10	53	12	43	1,70	1241	95
	5 – 15	53	27	953	12	59	11,4	48	0,67	1164	91
2	0 – 5	21	8,8	513	5,3	17	8,1	18	0,35	592	96
	5 – 15	20	8,5	520	5,4	18	7,9	20	0,27	600	95
3	0 – 5	33	3,1	1967	2,9	5,8	18,5	8,3	0,29	2039	99
	5 – 15	21	2,5	840	2,1	5,0	9,1	7,6	0,15	887	99
4	0 – 5	17	4,9	180	3,7	11	7,0	13	0,22	237	90
	5 – 15	15	3,7	107	2,2	8,8	7,2	19	0,12	163	84
Кларк		83	47	1000	18	58	16	83	0,08		
ПДК		100'	66'	1500'	100''	85'	32'	50''	2,10'		

Примечание: ' Кларк в земной коре по А. П. Виноградову (цит. по Ильин) [196]; '' ПДК_н России [197]; ''' ПДК_н Германии [198]

Максимальное количество Mn, Zn, Cu и Hg содержится в верхнем слое почвы (глубина 0 – 5 см), что является результатом фиксации ртуты органическим веществом почвы. Наибольшим содержанием Zn, Cu, Hg, Cr, Co и Ni отличается участок 1, который находится на 100 м к северу от завода минеральных удобрений КЧХК. В почве участка 4, удалённого от антропогенных источников загрязнения, содержание Mn, Zn, Pb, Hg невысоко. Наименьшие значения концентраций других тяжёлых металлов (Cu, Cr, Co и Ni) характерны для почвы участка 3.

Общее представление о накоплении элементов даёт суммарное содержание ТМ в почвах. Максимальное суммарное количество ТМ отмечено в почве участков 1 и 3, наименьшее – в почве участка 4. Доля элементов Zn, Cu, Mn, Co, Ni, необходимых растениям, на исследуемых участках составила 84 – 99% от суммарного содержания этих ТМ. Доля марганца в суммарном содержании ТМ была максимальна и составляла 65 – 96%.

Для мониторинга содержания ТМ были использованы следующие виды растений: малина обыкновенная (*Rubus idaeus* L.), чистотел большой (*Chelidonium majus* L.), крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), сныть обыкновенная (*Aegopodium podagraria* L.), ель гибридная (*Picea x fennica* (Regel) Kom.),

кислица обыкновенная (*Oxalis acetosella* L.), копытень европейский (*Asarum europaeum* L.), хвощ лесной (*Equisetum silvaticum* L.), кострец безостый (*Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub), черёмуха обыкновенная (*Padus racemosa* (Lam.) Gilib.) и щитовник мужской (*Dryopteris filix mas* (L.) Schott). Выбор растений был обусловлен их высокой встречаемостью на всех исследованных участках. Исследованию на содержание ТМ подвергались листья и подземные органы растений.

В целом на исследуемых участках во всех растениях, за исключением копытня европейского, цинка содержится больше в подземной части (табл. 41). Накопление цинка в корневой системе малины обыкновенной, чистотела большого и костреца безостого было наибольшим. Концентрация цинка в подземной части малины обыкновенной превосходила его концентрацию в почве в 5-6 раз. Относительно низкие значения содержания цинка отмечены в подземной части крапивы двудомной. Содержание металла в листьях крапивы двудомной, чистотела большого, костреца безостого и черёмухи обыкновенной было меньше или сопоставимо с его содержанием в почве. У остальных видов растений количество цинка в листьях значительно выше, чем в почве. Особенно это характерно для копытня европейского и малины обыкновенной. На участке 3 с высокой концентрацией Zn листья копытня европейского содержали металла в 1,5 и 2,5 раза больше, чем почва и подземная часть растений соответственно. Содержание Zn в сухой массе растений колебалось от 4 мг/кг (кострец безостый) до 77 мг/кг (копытень европейский).

Низкое содержание меди (5 – 6 мг/кг сухой массы) обнаружено в хвое ели гибридной и листьях черёмухи обыкновенной на всех исследованных участках. Значения концентраций этого элемента у данных видов были меньше или сопоставимы с количеством Cu в почве. Чистотел большой и копытень европейский характеризовались преимущественным накоплением меди в подземной части. На участке 3 содержание элемента в подземной части чистотела большого в 6 и 15 раз выше, чем соответственно в листьях и почве. В почвах участка 2 нами установлено невысокое содержание меди. По отношению к меди на данном участке наибольшей аккумулярующей способностью обладали листья хвоща лесного и малины обыкновенной, содержание элемента в сухой массе которых составило 0,017%, что соответственно превышает содержание его в почве в 6 и 19 раз.

Способность к аккумуляции марганца у листьев и корней растений на всех участках примерно одинакова. Исключение составляют лишь кислица обыкновенная, у которой эффект аккумуляции ярче выражен у подземной части растения, и малина обыкновенная, у которой высокое

Таблица 41
Содержание тяжёлых металлов в растениях Кировской области, мг/кг сухой массы

Вид растения	№ участка	Zn		Cu		Mn		Co		Ni		Pb		Cr		Hg	
		Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть	Листья	Подземная часть
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
	2	38	55	51,5	11,9	288	265	0,40	0,95	4,4	8,4	3,5	4,3	3,7	11,7	1,60	0,53
	3	16	40	11,1	23,0	165	295	0,55	1,90	8,6	41,5	1,6	5,4	2,1	78,5	0,65	0,41
	4	41	61	16,5	14,2	315	395	0,98	1,55	8,9	10,6	2,7	4,9	1,8	11,2	0,80	0,73
Пшеница	2	46	35	9,7	10,0	615	278	0,40	0,70	5,3	9,5	1,8	4,0	4,9	5,7	0,15	0,22
	3	54	66	8,9	14,2	845	1550	0,14	1,05	2,6	10,5	5,4	11,1	2,3	20,0	0,10	0,34
	4	31	27	8,0	6,6	1750	2375	1,30	5,70	10,5	29,0	7,7	11,8	1,6	57,5	0,09	0,25
	1	23	42	7,6	8,9	173	320	0,08	1,20	2,5	12,0	2,1	1,7	1,4	9,2	0,32	0,30
Красная дубовая	3	21	29	16,0	8,3	123	210	0,07	2,70	1,5	43,0	1,0	3,7	1,9	95,0	0,17	0,14
	1	31	85	7,0	9,3	267	207	0,06	0,32	1,0	8,4	1,5	1,0	1,0	3,0	0,43	0,14
	3	30	143	6,5	41,0	495	660	0,12	0,32	1,4	5,5	1,5	3,1	1,6	5,2	0,17	0,14
	1	35	108	23,0	16,5	160	720	0,05	1,25	1,5	14,5	1,8	4,4	1,9	7,7	0,16	0,45
Костёр белый	3	4	14	2,7	–	37	184	0,05	0,50	1,1	10,2	0,4	1,0	1,8	7,5	0,03	0,13

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Копытень европейский	2	55	49	7,3	12,2	390	365	0,23	0,48	3,2	6,4	3,9	2,6	3,5	6,0	0,17	0,13
	3	72	70	5,5	25	420	238	0,22	0,74	2,4	4,7	3,3	2,9	3,3	6,6	0,05	0,77
	4	77	86	6,3	12,1	1150	1300	0,20	0,55	1,7	3,2	5,6	7,6	2,3	2,4	0,09	0,08
Кислица обыкновенная	2	50	84	8,3	10,6	325	485	0,44	1,25	4,2	9,7	2,9	6,2	5,4	12,5	0,15	0,47
	3	32	68	10,7	12	925	1125	0,22	0,42	1,7	3,2	6,5	8,8	2,7	3,9	0,12	0,24
Малина обыкновенная	4	31	95	6,6	6,1	790	2600	0,19	1,05	2,5	7,7	5,6	16,5	2,3	4,7	0,15	0,13
	2	74	102	162,5	8,8	710	505	0,51	0,78	4,6	7,1	4,0	4,0	2,6	3,3	0,17	0,38
	3	61	165	52,0	13,5	581	720	0,22	0,80	2,0	8,9	5,1	6,9	2,2	14,7	0,10	0,28
Черемуха обыкновенная	4	35	91	14,3	14,5	1650	790	0,44	7,75	4,6	16,5	7,0	13,5	2,3	18,0	0,08	0,30
	2	19	He определения	5,5	He определения	240	He определения	0,12	He определения	3,8	He определения	2,1	He определения	1,2	He определения	0,09	He определения
	3	15		6,2		1566		0,20		2,1		6,7		1,3		0,09	
	4	14		4,8		3000		0,20		4,1		11,8		1,1		0,06	
	2	31	He определения	5,2	He определения	220	He определения	0,12	He определения	3,8	He определения	1,7	He определения	2,0	He определения	0,11	
Ель гибридная	3	29		5,5		417		0,21		4,2		2,6		2,4		0,04	
	4	20		5,5		440		0,17		2,6		2,9		0,7		0,16	

содержание марганца в листьях. Так, корни и корневища кислицы обыкновенной содержали марганца в 1,5-3,3 раза больше, чем листья, а листья малины обыкновенной – в 1,5-2 раза больше по сравнению с подземной частью растений. На участке 4 нами выявлено, что содержание марганца в хвое ели гибридной, листьях черёмухи обыкновенной, подземных органах малины обыкновенной, кислицы обыкновенной и щитовника мужского выше, чем в почве. Так, листья черёмухи обыкновенной, подземная часть растений кислицы обыкновенной и щитовника мужского содержали элемента в 17-20 раз больше, чем почва. На данном участке максимальное количество металла содержали листья черёмухи обыкновенной (0,3%) и подземная часть кислицы обыкновенной (0,26%). Наименьшие значения по содержанию марганца в листьях были характерны для крапивы двудомной и костреца безостого на участке 3.

По сравнению с корнями и корневищами листья всех исследованных растений на 4 пробных участках характеризовались меньшим накоплением *кобальта*. Минимальную концентрацию элемента имели листья крапивы обыкновенной, чистотела большого, костреца безостого. Аккумуляция *кобальта* происходила в большей степени в подземной части растений. Максимальное количество элемента обнаружено в листьях хвоща лесного и щитовника мужского, особенно на участке 4. Концентрация кобальта в подземной части щитовника мужского и малины обыкновенной на участке 4 была высокой, превосходящей содержание в почве в 2 и 2,6 раза. Подземная часть растений копытня европейского содержала наименьшее количество данного металла.

Содержание *никеля*, как и кобальта, в корневищах и корнях исследованных растений было выше, чем в листьях. В большинстве случаев количество никеля в тканях растений было ниже, чем в почве. Наибольшее содержание элемента было определено в подземных частях растений крапивы двудомной и костреца безостого на участке 3; малины обыкновенной, хвоща лесного и щитовника мужского – на участках 3 и 4. Так, на участке 3 в корнях и корневищах крапивы обыкновенной и хвоща лесного содержание Ni было в 8 раз больше, чем в почве. Подземные органы копытня европейского имели наименьшую концентрацию никеля. Пределы колебаний содержания элемента в сухой массе растений составляли 1 мг/кг (кострец безостый) и 10,5 мг/кг (щитовник мужской).

При сопоставлении концентрации *свинца* в разных частях растений выявлено, что аккумуляторами элемента являются корни и корневища. Например, содержание Pb в подземных частях малины обыкновенной и кислицы обыкновенной на участке 4 было в 2 и 3 раза выше накопления этого металла

в листьях. Сравнительно низкие значения содержания элемента определены в листьях растений крапивы двудомной, чистотела большого, костреца безостого. Пределы колебаний концентраций свинца в сухой массе растений находятся от 2 мг/кг (кострец безостый) до 12 мг/кг (черёмуха обыкновенная). Концентрация свинца в большинстве растений на исследованных участках была ниже, чем в почве. Исключение составили данные по содержанию свинца в листьях черёмухи обыкновенной и подземных частях растений малины обыкновенной, кислицы обыкновенной и щитовника мужского на участке 4. Среднее количество металла в почве данного участка (на глубине 0 – 15 см) было невысоким. Однако содержание элемента в листьях черёмухи обыкновенной и подземных частях растений малины обыкновенной, кислицы обыкновенной, щитовника мужского на данном участке выявлено в 1,5 – 2,3 раза выше концентрации свинца в почве.

У всех исследованных растений количество *хрома* в листьях было ниже, чем в корнях и корневищах. Абсолютные значения содержания *Сг* в сухой массе растений в пределах 0,7 мг/кг (ель гибридная) и 5,4 мг/кг (кислица обыкновенная). В тканях большинства растений концентрация элемента не превышала его количества в почве. Исключение составили подземные части малины обыкновенной и щитовника мужского на участках 3 и 4, крапивы двудомной и хвоща лесного – на участке 3. Крапива двудомная и хвощ лесной на участке 3 отличались наибольшей аккумуляцией металла в подземной части, превосходящей содержание металла в почве в 10-12 раз. Наименьшее содержание *хрома* на всех исследованных нами участках было определено в корнях и корневищах копытня европейского.

У большинства растений содержание *ртути* в тканях не превышало её концентрации в почве. Такие растения, как хвощ лесной и чистотел большой, накапливали металл преимущественно в листьях. Содержание элемента в корнях и корневищах исследуемых растений изменялось в пределах от 81 до 774 мкг/кг сухой массы. Наибольшая концентрация элемента характерно для хвоща лесного: содержание ртути в листьях в 1,2-3 раза больше, чем в подземных органах, и в 3-5 раз больше, чем в почве. Листья черёмухи обыкновенной отличались наименьшим содержанием ртути.

Для общей оценки мы рассчитали *суммарное содержание ТМ* в растениях и почве. Для большинства видов суммарное содержание ТМ было сопоставимо с суммарным количеством элементов в почве, за исключением участка 4 (рис. 13). При относительно невысокой концентрации ТМ в почве данного участка высокое содержание металлов обнаружено в листьях черёмухи обыкновенной и малины обыкновенной, подземной части кислицы обыкновенной, растениях копытня европейского и щитовника мужского. В листьях черёмухи обыкновенной определено наибольшее сум-

марное содержание ТМ (3%). Способность аккумулировать ТМ выражена в меньшей степени у листьев костреца безостого на участке 3. Содержание ТМ в подземных органах исследованных растений изменялось от 220 мг/кг (кострец безостый) до 2730 мг/кг сухой массы (кислица обыкновенная). Среднее значение доли необходимых растениям элементов в суммарном содержании ТМ составило 96 – 99%.

У большинства исследованных растений содержание Zn, Co, Ni, Pb и Cr было выше в подземной части, чем в листьях. Накопление ТМ в большей степени в корнях может свидетельствовать о том, что растения являются по отношению к ТМ эксклюдерами [187]. Корень у таких растений играет роль «барьера» на пути проникновения избыточных количеств металла в наземную часть. Аккумуляторами различных видов ТМ можно считать малину (Cu), хвощ (Hg), черёмуху (Pb, Mn), содержащих в листьях металла больше, чем в корнях. Изученные нами виды растений различаются по накоплению ТМ, что является признаком их экологической стратегии.

Таким образом, концентрация Co, Ni, Pb и Cr в растительных тканях, за редким исключением, была ниже, чем в почве. Наибольшим накоплением всех ТМ отличались малина и щитовник, которые содержали данных элементов в десятки раз больше, чем почва. Небольшие количества металлов, кроме цинка, являющегося для растений необходимым элементом, накапливали чистотел и кострец. Наибольшую долю в суммарном содержании ТМ в растениях, как и в почвах, составляли необходимые растениям элементы.

Для большинства растений содержание ТМ было сопоставимо с количеством элементов в почве (за исключением участка 4). При относительно невысокой концентрации ТМ в почве данного участка сравнительно высокое их содержание обнаружено в листьях черёмухи и малины, подземной части кислицы, растениях копытня и щитовника (рис. 13). Повышенная концентрация ТМ в этих растениях, вероятно, связана с другими факторами, например, с кислотностью почвы, содержанием в ней гумуса и элементов питания.

Изучение содержания ТМ в почвах и дикорастущих растениях позволило сделать следующие выводы:

При сравнительно низком содержании ТМ в почве дикорастущие растения способны аккумулировать их в количестве, превосходящем в несколько раз концентрацию ТМ в почве.

Большинство растений по отношению к ТМ являются эксклюдерами, накапливая элементы преимущественно в корнях.

В качестве биоиндикаторов содержания ТМ в почвах Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации можно использовать расте-

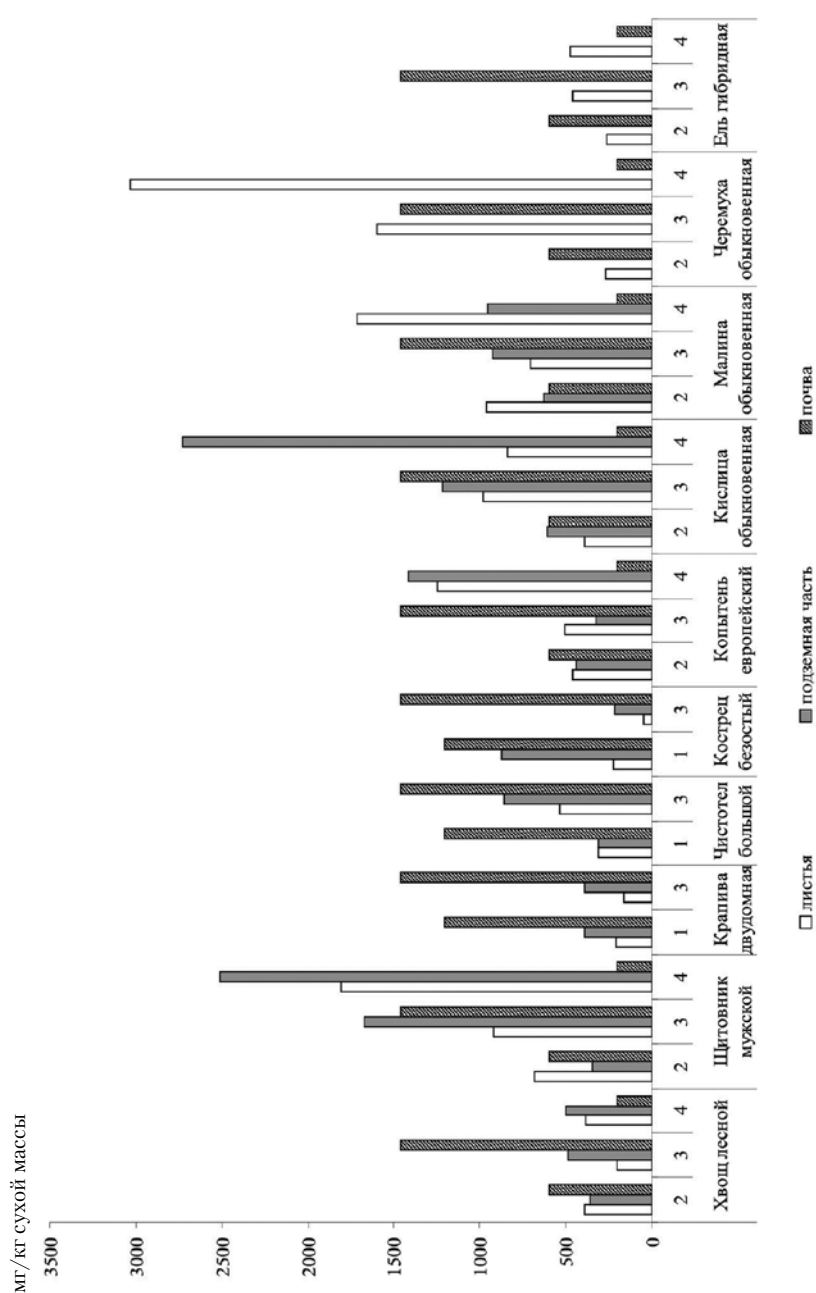


Рис. 13. Суммарное содержание тяжёлых металлов в почвах и растениях на исследуемых участках (1, 2, 3, 4), мг/кг сухой массы

ния малины обыкновенной (Cu), хвоща лесного (Hg), черёмухи обыкновенной (Pb, Mn), листья которых способны аккумулировать элементы в большей степени по сравнению с подземными органами.

2.3. Гидробиологический мониторинг

Мониторинг поверхностных водных объектов по макрозообентосу

Оценка экологического состояния поверхностных водотоков предполагает включение данных гидробиологического мониторинга, позволяющего определить совокупный эффект комбинированного воздействия загрязняющих веществ на водные экосистемы.

Для гидробиологического анализа качества вод могут быть использованы практически все группы организмов, населяющих водоёмы и водотоки: планктонные и бентосные беспозвоночные, простейшие, водоросли, макрофиты, бактерии и рыбы. Каждая группа организмов в качестве биологического индикатора имеет свои преимущества и недостатки. Однако, по мнению большинства специалистов-гидробиологов, в преобладающем числе водоёмов наиболее чётко отражают степень загрязнения организмы зообентоса и их сообщества [199].

Зообентос представлен донными беспозвоночными животными, которые полностью или часть жизненного цикла проводят в воде и участвуют практически во всех пищевых цепях внутри водоёма. Большинство представителей донных макробеспозвоночных имеет продолжительный жизненный цикл – несколько месяцев и лет, поэтому их сообщества аккумулируют изменения условий существования в течение достаточно длительных периодов.

Бентофауна определённого участка водоёма является надёжным индикатором долговременных процессов трансформации водных экосистем под влиянием антропогенного фактора. При этом перестройки, которые происходят в донных биоценозах, отражают характер и степень загрязнения как водных масс, так и грунта [199].

Показатели зообентоса входят в качестве основных элементов в программу гидробиологических наблюдений, осуществление которых определено ГОСТом 17.1.3.07–82 «Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоёмов и водотоков» [200].

Результаты гидробиологического мониторинга поверхностных водных объектов на территории Кировской области.

Материалом для гидробиологического мониторинга послужили пробы зообентоса, отобранные в период с 2001-го по 2006 г. на водоёмах Кировской области. Сборы гидробиологического материала проводились во время нескольких комплексных экспедиций, организованных лабораторией биомониторинга Института биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук и Вятского государственного гуманитарного университета. Отбор и обработка проб велись в соответствии со стандартными гидробиологическими методами [71, 199, 200].

География и хронология исследований представлена в табл. 42.

Таблица 42

Районы гидробиологического наблюдения поверхностных водных объектов Кировской области

№ п/п	Название водного объекта	Район исследования	Год исследования
1	р. Вятка	От д. Верхние Кропачи Слободского р-на до г. Кирова	2001
2	р. Чепца	От с. Коньп Кирово-Чепецкого р-на до г. Кирово-Чепецк	2001
3	р. Ивкинка	Санаторий «Сосновый бор» Куменского р-на	2001
4	р. Быстрица	Выше пос. Стрижи Оричевского р-на	2001
5	р. Прость	Государственный природный заповедник «Нургуш»	2004
6	оз. Нургуш	Государственный природный заповедник «Нургуш»	2004
7	р. Вятка	Зона защитных мероприятий комплекса объектов по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский»	2004
8	притоки р. Вятки	Зона защитных мероприятий комплекса объектов по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский»	2004
8	р. Лобань	Кильмезский р-н, в районе Кильмезского могильника ядохимикатов	2006
9	р. Осиновка	Кильмезский р-н, в районе Кильмезского могильника ядохимикатов	2006

Местоположение станций отбора проб по возможности было приурочено к гидрологическим постам государственной системы мониторинга состояния окружающей среды.

На большинстве водных объектов, указанных в табл. 42, были выполнены качественные сборы макрозообентоса. На реках Осиновка и Лобань, наряду с качественными, отбирались и количественные пробы.

Оценка состояния водных объектов на территории государственного природного заповедника «Нургуш». На территории государственного природного заповедника «Нургуш» насчитывается более 60 пойменных озёр, иллюстрирующих все стадии процесса зарастания пойменных водоёмов по болотно-луговому типу с полной минерализацией органики. Озёра с пойменными речками – протоками образуют единую водную систему, сообщающуюся с современным руслом Вятки.

Объектами гидробиологических исследований, проводимых на территории заповедника в июле 2004 г., являлись пойменное озеро Нургуш и р. Прость (основной водоток единой водной системы заповедника). На этих водоёмах было проведено рекогносцировочное обследование и заложено 4 станции наблюдения, три из которых располагались на р. Прость и одна на оз. Нургуш.

В результате обработки проб установлено, что зообентос изучаемых водоёмов насчитывает 81 вид водных беспозвоночных, относящихся к 43 семействам, 9 классам, 5 типам (*Porifera*, *Nemathelminthes*, *Annelida*, *Mollusca*, *Arthropoda*).

Таксономический анализ показал, что наиболее богатыми в видовом отношении являются *Mollusca* – 15 видов из 8 семейств, *Trichoptera* – 13 из 4 семейств, *Odonata* – 12 из 6 семейств. Наименее представленными являются отряды *Aranei*, *Branchiura* и *Megaloptera*, насчитывающие по одному виду.

Донные отложения **р. Прость** представлены илистыми грунтами с примесью древесно-растительных фрагментов, имеющих различную степень разложения. В составе зообентоса реки отмечено 66 видов животных из 35 семейств. Наиболее богаты в видовом отношении *Mollusca* – 12 видов, *Trichoptera* – 11, *Coleoptera* и *Odonata* – по 8 видов.

Таксономическое богатство на всех трёх станциях реки оказалось приблизительно одинаково и насчитывало от 29 (на станции № 2) до 32 видов (на станции № 3). Оценка состояния качества воды в р. Прость по методике Вудивисса показала, что биотический индекс равен 9 баллам, что соответствует 2-му классу качества воды (чистый водоём).

Донные отложения **оз. Нургуш** представлены песчаными и илистыми грунтами. В составе зообентоса оз. Нургуш отмечено 33 вида из 25 семейств. Наиболее разнообразно представлены *Hirudinea* – 5 видов, *Odonata* – 5, *Mollusca*, *Coleoptera* и *Trichoptera* – по 4 вида.

Биотический индекс воды оз. Нургуш составил 9 баллов (2-й класс качества воды, чисто).

Тот факт, что на водоёмах ГПЗ «Нургуш» не было получено наивысшего значения биотического индекса – 10, не должен рассматриваться

как следствие загрязнения. Естественное состояние водоёмов подобного типа (малопроточные, пойменные водоёмы с высокими концентрациями гуминовых веществ и невысоким содержанием кислорода) не предполагает обитания в них личинок веснянок (высший индикаторный таксон в методике Вудивисса), без присутствия которых не может быть получено значение биотического индекса в 10 баллов.

Биоиндикация качества воды рек Вятки и Чепцы в зоне санитарной охраны питьевого водозабора г. Кирова.

В период с 2000-го по 2002 г. проведена работа по изучению качества воды р. Вятки и её притока р. Чепцы.

Актуальность исследований обусловлена необходимостью осуществления биологического мониторинга р. Вятки (источника питьевого водоснабжения г. Кирова) в зоне санитарной охраны городского водозабора, где остро проявляется влияние крупных промышленных центров (г. Слободской, г. Кирово-Чепецк и г. Киров). В качестве фоновых водоёмов обследовались реки Быстрица и Ивкинка.

На изучаемых водных объектах было заложено 13 станций отбора проб. На р. Чепце станции по течению располагались следующим образом: с. Коньп, выше г. Кирово-Чепецка – ст. 1; пос. Единение, выше г. Кирово-Чепецка – ст. 2; с. Ильинское, выше г. Кирово-Чепецка – ст. 3; в черте г. Кирово-Чепецка, перед впадением в р. Вятку – ст. 4. На р. Вятке станции были расположены следующим образом: выше г. Слободского – ст. 5; ниже г. Слободского, но выше г. Кирово-Чепецка – ст. 6; ниже Кирово-Чепецкого химического комбината – ст. 7; в районе дома отдыха «Боровица», ниже г. Кирово-Чепецка – ст. 8; в окрестностях пос. Сидоровка, ниже впадения р. Просницы (предполагаемый источник загрязнения от Кирово-Чепецкого химкомбината) – ст. 9; в 1 км выше водозабора г. Кирова – ст. 10; ниже г. Кирова – ст. 11. На фоновых реках было заложено по одной станции.

Результаты исследований показали, что всего в пробах обнаружено 143 вида водных беспозвоночных, относящихся к 103 родам, 65 семействам, 22 отрядам, 11 классам, 6 типам. Фаунистический список водных беспозвоночных животных Кировской области дополнился 17 видами.

Установлено, что наибольшим видовым разнообразием характеризуется зообентос р. Вятки – 96 видов (67,1%). В реках Чепце, Быстрице и Ивкинке присутствует соответственно 37, 47 и 19 видов. Наиболее богатыми по таксономическому составу являются отряды *Diptera* (23 вида), *Trichoptera* (20) и *Ephemeroptera* (19). Общих видов для биоценозов всех изученных рек не выявлено.

Результаты биоиндикации показали, что биотический индекс р. Чепцы на ст. 1 – 3 равен 9 баллам (чистый водоём). На ст. 4 отмечается снижение биотического индекса до 8, что обусловлено влиянием г. Кирово-Чепецка. Для р. Вятки на большинстве исследуемых станций этот показатель также оказался равным 9 баллам. На станциях 7 и 10 зарегистрировано уменьшение биотического индекса до 8, что объясняется влиянием стоков г. Кирово-Чепецка и Нововятского района г. Кирова на экосистему реки. На ст. 11 биотический индекс равен 6 (умеренно загрязнённый водоём), что наглядно подтверждает негативное влияние г. Кирова на качество воды р. Вятки.

В фоновых водотоках биотический индекс равнялся 9 баллам.

Показатель сапробности (по С. Г. Николаеву) на р. Чепце обнаружил наибольшую загрязнённость органическими веществами на ст. 1, где показатель сапробности соответствовал α -мезосапробной зоне. На ст. 2 и ст. 3 индекс сапробности снизился, и водоток характеризовался как чистый (олигосапробный), а на ст. 4 под влиянием г. Кирово-Чепецка вновь увеличился до значений β -мезосапробного водоёма. Сапробность р. Вятки изменялась от β -мезосапробных до α -мезосапробных значений. Более высокое загрязнение по данному показателю получено на станциях 5, 9 и 1. Река Ивкинка по показателю сапробности характеризовалась как чистый (олигосапробный) водоём.

Таким образом, по результатам биоиндикационных исследований участки рек Вятки и Чепцы, расположенные выше промышленных центров (г. Кирово-Чепецк и г. Киров), характеризуются как чистые, а по показателю сапробности как умеренно загрязнённые (β -мезосапробные). Повышенную загрязнённость воды отражают количественные и качественные изменения в составе зообентоса р. Вятки на ст. 5, ст. 7 (ниже г. Кирово-Чепецка), ст. 10 (водозабор г. Кирова) и р. Чепцы на ст. 4 (г. Кирово-Чепецк). Наибольшая загрязнённость отмечена на участке, расположенном ниже г. Кирова (ст. 11). В целом экологическое состояние фоновых водотоков лучше, чем на реках Вятке и Чепце.

Результаты многолетнего мониторинга р. Вятки в районе водозабора г. Кирова (ст. 10) представлены на рис. 14.

Биоиндикационные показатели р. Вятки в районе городского водозабора с 1995-го по 2005 г. стабильно улучшались. Биотический индекс за этот период вырос с 7 до 9 баллов. В 2003 – 2005 гг. р. Вятка по данному показателю имела второй класс качества воды (чистый водоём). На рис. 14 хорошо прослеживается обратная зависимость биотического индекса Вудивисса от индекса загрязнённости воды (ИЗВ).

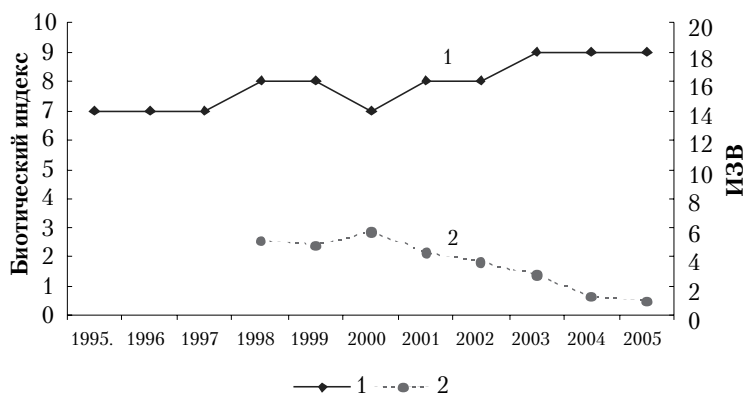


Рис. 14. Динамика биотического индекса (1) и индекса загрязнённости воды* (2) р. Вятки в районе водозабора г. Кирова с 1995-го по 2005 г.

Гидробиологический мониторинг поверхностных водных объектов на территории зоны защитных мероприятий комплекса объектов по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский».

Изучение зообентоса водоёмов, попадающих в зону защитных мероприятий комплекса объектов по хранению и уничтожению химического оружия «Марадыковский» (ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский»), проводилось в 2004 г. во время фонового обследования данной территории. Гидробиологические исследования осуществлялись на 13 водных объектах. Это участок реки Вятки от д. Тиваненки Оричевского района до д. Шестаковы Котельничского района, её притоки первого порядка – реки Молома, Большая Холуница, Погиблиця, Истобница, притоки второго порядка – реки Берёзовка, Холуница, Пыча, Низяна; Карповые озёра, старичное озеро Куприха, озеро Лопатинское – памятник природы Кировской области, а также крупный искусственный водоём – пруд на р. Погиблиця у пгт. Мирный.

Для получения гидробиологической информации на этих водоёмах было заложено 32 станции, на каждой из которых выполнен комплекс гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований.

Закладка и нумерация пунктов наблюдения осуществлялась в соответствии с единой схемой комплексного экологического мониторинга в ЗЗМ КОХУХО с учётом рекомендаций, изложенных в методиках [71, 201] и стандартах [202]. Пункты гидробиологических наблюдений, по возмож-

* – значения индекса загрязнённости воды приведены по данным Вятского научно-технического информационного центра мониторинга и природопользования

ности, совмещались со створами государственной службы наблюдений и контроля за загрязненностью объектов природной среды.

Схема расположения пунктов наблюдения представлена на рис. 15, список створов – в табл. 43.

Таблица 43

Перечень створов наблюдения за гидробиологическими показателями поверхностных водных объектов на территории ЗЗМ КОХУХО «Марадьковский»

№ п/п	Номер створа на схеме	Наименование водного объекта	Месторасположение створа
1	128	р. Вятка	д. Тиванёнки Оричевского района; створ является фоновым для участка р. Вятки в зоне возможного влияния КОХУХО
2	124	р. Вятка	Ниже пос. Истобенск Оричевского района; створ выбран для контроля возможного источника загрязнения основного русла р. Вятки
3	100	р. Вятка (основное русло)	Окр. д. Подволочье Оричевского района; выше устья р. Б. Холуницы (фоновый для оценки влияния р. Б. Холуницы)
4	82	р. Вятка (основное русло)	Ниже устья р. Б. Холуницы (контрольный для оценки влияния р. Б. Холуницы)
5	54	р. Вятка (основное русло)	Ниже д. Новожилы Оричевского района
6	80	р. Вятка (основное русло)	Окр. д. Жел. – дор. карьер Оричевского района
7	66	р. Вятка (основное русло)	Выше устья р. Погиблицы (фоновый для оценки влияния р. Погиблицы)
8	79	р. Вятка (основное русло)	Ниже устья р. Погиблицы (контрольный для оценки влияния р. Погиблицы)
9	90	р. Вятка (старое русло)	Перед слиянием основного и старого русел; створ выбран для контроля возможного загрязнения основного русла р. Вятки
10	106	р. Вятка	Ниже слияния основного и старого русел
11	122	р. Вятка	Выше впадения р. Моломы
12	149	р. Вятка	г. Котельнич
13	146	р. Вятка	с. Шестаковы Котельничского района; створ является контрольным для участка р. Вятки в зоне возможного влияния ОХУХО

№ п/п	Номер створа на схеме	Наименование водного объекта	Месторасположение створа
14	87	р. Погиблиця	У д. Корсаки Оричевского района; выше пгт. Мирный
15	159	р. Погиблиця	Ниже сбросов пгт. Мирный и воинской части
16	66–1	р. Погиблиця	Створ расположен в устье реки перед впадением в р. Вятку
17	131	р. Бол. Холуница	д. Поздяки Оричевского района
18	102	р. Бол. Холуница	У автодорожного моста
19	84	р. Бол. Холуница	д. Тарасовы Оричевского района
20	83	р. Бол. Холуница	Выше впадения р. Холуницы
21	92	р. Бол. Холуница	Створ расположен в устье реки перед впадением в р. Вятку
22	45	р. Берёзовка	В черте пгт. Мирный
23	129	р. Холуница	д. Смолиха Оричевского района, выше пос. Зеленый
24	93	р. Холуница	Перед впадением в р. Б. Холуница, ниже пос. Зеленый
25	141	р. Пыча	У д. Заболотье Оричевского района
26	139	р. Истобница	с. Спасо-Талица Оричевского района
27	140	р. Низяна	У д. Пустоши Оричевского района
28	142	р. Молома	У д. Омеличи Котельничского района, створ является контрольным для участка р. Моломы в зоне возможного влияния ОХУХО
29	63	Пруд на р. Погиблице	В черте пгт. Мирный Оричевского района
30	69	Карповые озера	Пойменное озеро ниже д. Новожилы Оричевского района
31	115	оз. Куприха	Озеро-старика в пойме р. Вятки на территории Котельничского района
32	120	оз. Лопатинское	В 3-х км к западу от с. Пищалье Оричевского района

Материалом для исследования явились 256 качественных проб зообентоса, отбиравшихся в количестве восьми штук на каждой станции.

В результате обработки проб установлено, что зообентос изучаемых водоемов насчитывает 208 таксонов разной систематической принадлежности. В составе бентофауны обнаружены следующие основные систематические группы: губки, гидры, нематоды, малощетинковые черви, пиявки,

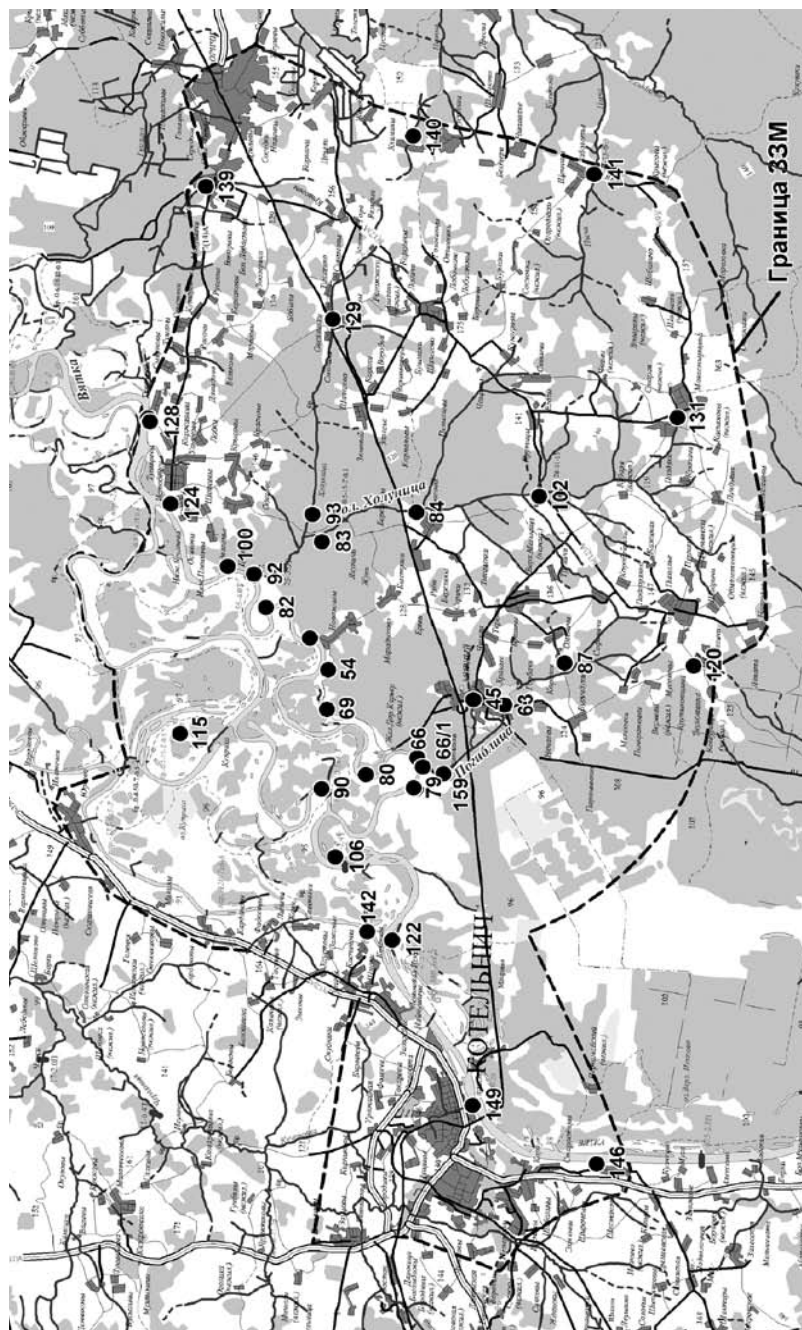


Рис. 15. Схема расположения станций гидробиологического мониторинга в ЗЗМ КОХУХО «Марадьковский» (Масштаб 1:300000)

двустворчатые и брюхоногие моллюски, ракушковые раки, высшие ракообразные, водяные клещи, водяные клопы, личинки вислокрылок, стрекоз, жуков, подёнок, веснянок, ручейников, хирономид и других двукрылых.

Зообентос реки Вятки насчитывает 100 таксонов (48% выявлено таксономического богатства), реки Б. Холуницы – 81 (38,2%), р. Погиблицы – 52 (25%); в остальных водоёмах обнаружено от 18 до 36 таксонов (8,6 – 17,3%).

Для биоиндикационной оценки состояния донных биоценозов использовали олигохетный индекс и биотический индекс Вудивисса.

Результаты биоиндикационных оценок показали, что для большинства водоёмов (80% обследованных станций) установлено значение биотического индекса в 9 баллов. Это соответствует второму классу качества воды (чистые водоёмы) и естественному состоянию рек Кировской области. Водоёмов, имеющих значение биотического индекса 10 баллов (1-й класс качества воды), не выявлено. Это может быть обусловлено достаточно высокой степенью освоённости территории района.

Динамика биоиндикационных показателей р. Вятки представлена в виде диаграммы (рис. 16).

Анализ диаграммы показывает, что на участке от ст. 128 до ст. 66 биотический индекс удерживался в пределах 9 баллов. В точке 106, расположенной ниже пгт. Мирный, он уменьшился до 8, а в точке 122 – до 6. На участке от ст. 100 до ст. 122 отмечается снижение биоразнообразия макрозообентоса. В т. 146, 149 (ниже впадения р. Моломы) наблюдается восстановление наблюдаемых показателей до значений фоновой станции.

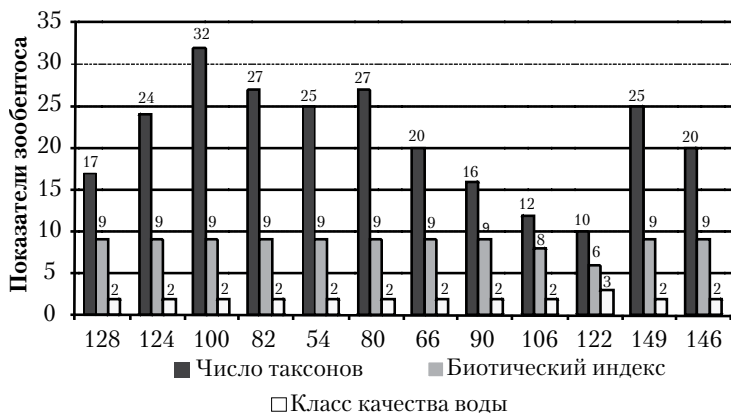


Рис. 16. Показатели макрозообентоса и оценка качества воды на станциях (ось абсцисс) р. Вятки в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский»

Можно предположить наличие негативного антропогенного воздействия на данном участке р. Вятки. Однако нельзя не учитывать естественных условий: высокой проточности воды и боковой эрозии на обследуемом участке русла, оказывающих неблагоприятное влияние на состояние популяций макрозообентоса.

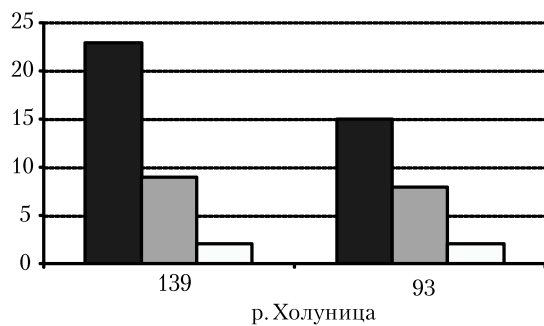
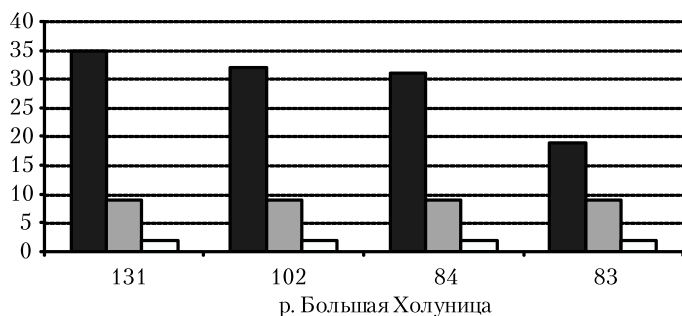
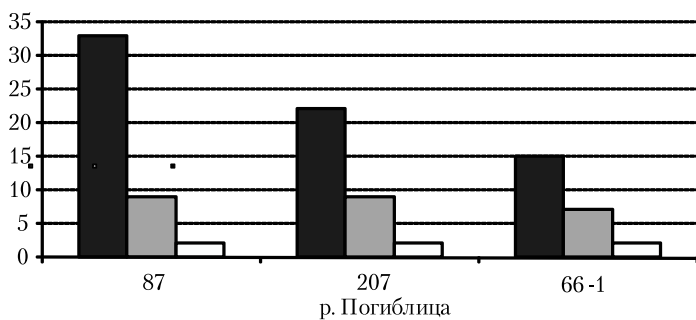
Из притоков Вятки наиболее значительному антропогенному влиянию подвергается р. Погиблицы (рис. 17), для которой на станциях 87 и 207 было установлено значение биотического индекса, равное 9 баллам. На станции 66–1, перед впадением р. Погиблицы в р. Вятку, биотический индекс составил 7 баллов. Под влиянием антропогенного фактора, а именно сброса сточных вод с очистных сооружений пгт. Мирный, воинской части, а также торфодобычи, наблюдается снижение биоразнообразия с 31 таксона в среднем течении до 11 устьевой части. Река Погиблицы может рассматриваться как источник загрязнения р. Вятки.

Применение методов биоиндикации по различным структурным показателям зообентосных сообществ позволило установить, что наибольшей устойчивостью характеризуются донные сообщества р. Б. Холуница, где обнаружено наибольшее видовое разнообразие, отмечено наличие олигосапробных видов. Данный водоток в системе гидробиологического мониторинга малых рек в ЗЗМ КОХУХО можно рассматривать в качестве фонового. Для рек Б. Холуница и Холуница также, как и для р. Погиблицы, отмечается снижение числа таксонов при движении от верховий к устью (рис. 17).

Из стоячих водоёмов наиболее благополучная обстановка отмечена для Карповых озёр. Полученные макрозообентосные показатели соотносятся с таковыми оз. Нургүш, расположенном на территории государственного природного заповедника (рис. 18).

Значения олигохетного индекса (отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов) не выявили высоких уровней органического загрязнения водоёмов. Класс качества воды по данному показателю изменялся от 1 (очень чистые воды – р. Вятка, Карповые озёра) до 3 (умеренно загрязнённые – р. Берёзовка).

Несмотря на то, что высокого уровня загрязнения водоёмов по биоиндикационным показателям не выявлено, установлен ряд фактов, свидетельствующих о негативных изменениях в гидробиоценозах. Это снижение биоразнообразия при движении от верховий к устьевым участкам рек, отсутствие представителей моллюсков на станциях 122 и 139, а также наличие соматических повреждений бентосных организмов в виде опухолевидных образований (ст. 90) и усыхания конечностей, жабр, хвостовых нитей и усиков (ст. 131, 140, 141).



■ Число таксонов ■ Биотический индекс
 □ Класс качества воды

Рис. 17. Показатели макрозообентоса и оценка качества воды малых рек (ось ординат) на разных станциях (ось абсцисс) рек в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский»



Рис. 18. Гидробиологические показатели (ось ординат) пойменных озёр р. Вятка

Оценка состояния малых рек в районе Кильмезского могильника ядохимикатов.

Кильмезский могильник ядохимикатов представляет потенциальную опасность для природного комплекса Кировской области, в т. ч. для водной среды. С 1990 г. при анализе грунтовых вод в районе ядомогильника начали обнаруживаться пестициды ТХАН, 2,4-Д-аминная соль, гексахлоран, ртутьсодержащие вещества [3]. По данным Кировского областного центра охраны окружающей среды и природопользования, в большинстве поверхностных водных объектов в районе ядомогильника установлено превышение ПДК по железу, марганцу, свинцу, ртути, фенолу и ДДТ. Наиболее загрязнена р. Осиновка, в её донных отложениях в непосредственной близости от ядомогильника содержатся тяжёлые металлы [201].

Осенью 2006 г. в районе ядомогильника впервые были проведены гидробиологические наблюдения. Объектами исследования явились реки Лобань и Осиновка – левобережные притоки второго и третьего порядков р. Вятки.

Длина р. Лобань – 169 км, площадь водосбора – 2810 км², среднегодовой расход воды – 1,66 м³/с. Длина р. Осиновка – 14 км, площадь водосбора – 68,8 км², среднегодовой расход воды – 0,05 м³/с, река дренирует подземные воды ядомогильника. Атмосферные осадки, выпадающие на территории захоронения ядохимикатов, поступают в р. Осиновку и далее в р. Лобань.

Отбор проб зообентоса проводили на шести станциях. Три станции располагались на р. Осиновке (ст. 1 – вблизи ядомогильника; ст. 2 – ниже урочища Орехово; ст. 3 – в устье); одна (ст. 4) – на левом притоке р. Осиновка;

две – на р. Лобань (ст. 5 – выше устья р. Осиновки; ст. 6 – ниже устья р. Осиновки) (рис. 19).

В результате исследований установлено, что донная фауна изучаемых рек представлена 79 видами из 58 родов, 48 семейств, 20 отрядов, 9 классов и 5 типов беспозвоночных. В составе бентофауны обнаружены следующие группы: гидры (*Hydrida*), нематоды (*Nematoda*), малощетинковые черви (*Oligochaeta*), пиявки (*Hirudinea*), двустворчатые и брюхоногие моллюски (*Mollusca*), ветвистоусые (*Cladocera*), веслоногие (*Copepoda*) и ракушковые (*Ostracoda*) рачки, водяные клещи (*Hydrachnidia*), водяные клопы (*Heteroptera*), личинки вислокрылок (*Megaloptera*), стрекоз (*Odonata*), жуков (*Coleoptera*), подёнок (*Ephemeroptera*), ручейников (*Trichoptera*), хирономид (*Chironomidae*) и других двукрылых (*Diptera*). Из основных групп зообентоса не выявлены высшие ракообразные (*Malacostraca*) и личинки веснянок (*Plecoptera*).

Наиболее богаты в видовом отношении подёнки (15 видов), моллюски (11), двукрылые (11), ручейники (9) и жуки (8). Стрекозы представлены пятью видами, клопы и олигохеты – четырьмя, пиявки – двумя, ногохвостки – одним.

В зообентосе р. Лобань зарегистрирован 71 вид (89,9% от числа всех обнаруженных), причём на ст. 5 отмечено 46 видов, на ст. 6 – 51. Биомасса

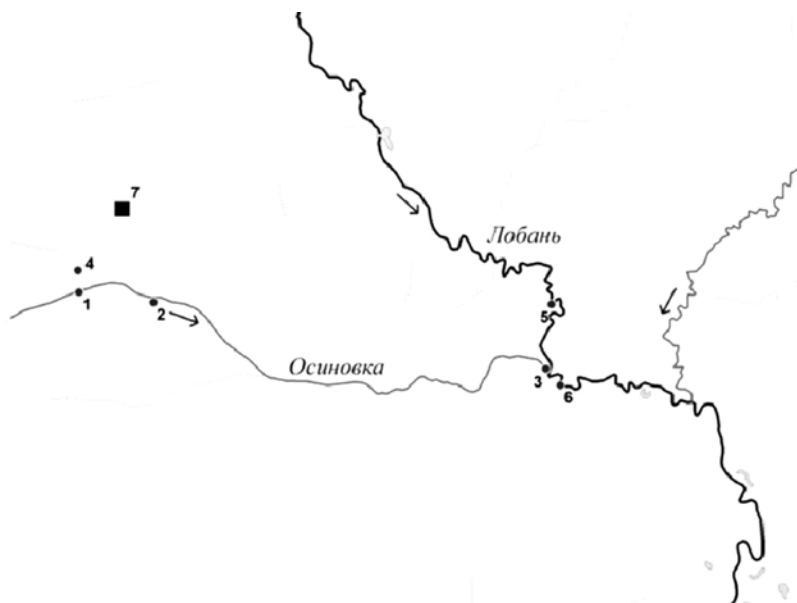


Рис. 19. Схема расположения станций гидробиологического мониторинга в районе Кильмезского ядомогильника: 1 – 6 – номера станций, 7 – ядомогильник

зообентоса на ст. 5 составила 14,9 г/м² при численности 25220 экз./м². Доминирующими организмами на данном участке являлись олигохеты, доля которых составила 44,9% численности и 63,2% биомассы.

На участке р. Лобань, расположенном ниже впадения р. Осиновки (ст. 6), биомасса донных организмов равнялась в среднем 21,4 г/м², а численность – 10540 экз./м². По численности превалировали олигохеты (43,2%), а по биомассе – моллюски (84,8%).

Видовое богатство зообентоса р. Осиновки и её притока составило соответственно 20 и 5 видов, или 26 и 6,5% числа всех обнаруженных видов, что значительно ниже биоразнообразия р. Лобань. В бентофауне этих рек полностью отсутствовали личинки подёнок (*Ephemeroptera*), веснянок (*Plecoptera*), ручейников (*Trichoptera*) и мошек (*Simuliidae*). Численность зообентоса в р. Осиновки от верховий (ст. 1) к устью (ст. 3) снижалась в 2,8 раза, биомасса, напротив, возрастала в 2,9 раза. Это объясняется малыми размерами бентосных организмов в верхних участках реки, где доминировали ракушковые рачки и мелкие двустворчатые моллюски. На устьевом участке по численности и биомассе лидировали олигохеты. В притоке р. Осиновки численность и биомасса зообентоса были сравнительно невысоки. Доминирующая роль принадлежала личинкам хирономид, их доля в общей численности составляла 55,5%, в биомассе – 99,4%.

Анализ данных биоиндикации (табл. 44) показал, что воды обеих станций р. Лобань, расположенных выше (ст. 5) и ниже (ст. 6) впадения р. Осиновки, по значению биотического индекса Вудивисса соответствуют второму классу качества воды (чистые). Биотический индекс для р. Осиновки на ст. 1 и 2 и в притоке (ст. 4) был низким, что характеризует эти участки как грязные (пятый класс качества воды) и свидетельствует о крайне неблагоприятном состоянии речной экосистемы. В устье р. Осиновки (ст. 3) значение биотического индекса возрастало (четвёртый класс качества воды, загрязнённый водоём), что, по-видимому, обусловлено удалением от источника загрязнения и самоочистительными процессами.

Таблица 44

**Оценка качества воды рек Осиновка и Лобань
по биоиндикационным показателям**

Показатель	Номера станций					
	1	2	3	4	5	6
Биотический индекс Вудивисса, баллы	3	3	4	2	9	9
Олигохетный индекс, %	4,4	24,6	67,6	11,1	41,7	36
Индекс Балушкиной	10,4	10,34	1,91	7,5	3,8	1,96

По олигохетному индексу Гуднайта и Уитлея, отражающему долю численности олигохет в суммарной численности зообентоса, воды р. Лобань отнесены к третьему классу (умеренно загрязнённые). На участках верхнего и среднего течения р. Осиновки (ст. 1 и 2), а также в притоке р. Осиновки данный показатель соответствовал первому и второму классам качества воды (очень чистые и чистые), что противоречит реальной ситуации. Это несоответствие может объясняться тем, что индекс Гуднайта и Уитлея характеризует степень органического загрязнения. В данном случае токсическое влияние ядохимиката, во многом обусловленное наличием тяжёлых металлов в воде и донных отложениях, может служить причиной уменьшения численности олигохет. Лишь в устьевой части реки, где концентрации токсикантов снижаются, олигохеты размножаются в массе и характеризуют данный участок как грязный (пятый класс качества воды). Повышенная чувствительность олигохет к тяжёлым металлам и неэффективность применения индекса Гуднайта и Уитлея для оценки состояния водных экосистем в условиях токсического загрязнения ранее отмечалась другими авторами [203].

Индекс Балашкиной [71, 199] характеризует воду р. Лобань на обеих станциях как умеренно загрязнённую (табл. 44). Река Осиновка по данному показателю в верхнем и среднем участках течения оценивается как грязная, в устьевой части – умеренно загрязнённая. Воды притока р. Осиновки отнесены к загрязнённым. В целом по биоиндикационным показателям р. Лобань оценивается как чистая-умеренно загрязнённая, а р. Осиновка и её приток – как грязные.

Рассматривая влияние р. Осиновки на р. Лобань, следует отметить, что биоиндикационные показатели на участке, расположенном ниже впадения р. Осиновки (ст. 6), оказались лучше, чем на расположенном выше участке (ст. 5). Это можно объяснить повышенной скоростью течения и наличием на ст. 6 гравийно-песчаных грунтов, значительная пористость которых способствует интенсивному выносу загрязняющих веществ. На одинаковых для обеих станций песчано-илистых грунтах на ст. 6 отмечено снижение количества видов с 23 до 18, а также уменьшение численности и биомассы зообентоса в 1,6-1,7 раза. Кроме того, в пробах со ст. 6 обнаружены личинки хирономид с поражением органов зрения. «Слепые» особи составляли 11% числа всех хирономид в пробе. Причиной выявленного соматического поражения может служить действие токсических веществ.

В ходе гидробиологического мониторинга поверхностных водных объектов, проведённого на территории Кировской области в период с 2001 по 2006 гг., выполнена инвентаризация таксономического состава макрозообентоса, составлены фаунистические списки водных беспозвоночных,

проведена биоиндикационная оценка качества воды. По результатам биотического индекса Вудивисса, большинство наблюдаемых рек отнесены к классу чистых. Под влиянием Киров – Кирово-Чепецкой промышленной агломерации и пгт. Мирный отмечено снижение биоиндикационных характеристик до значений умеренно загрязнённых водоёмов. Наиболее напряжённая ситуация выявлена на р. Осиновка в районе Кильмезского могильника ядохимикатов. Большинство исследованных водотоков справляются с антропогенной нагрузкой и находятся в состоянии относительного экологического благополучия.

Применяемые в работе методики гидробиологического мониторинга позволяют сделать оценку состояния поверхностных водных объектов, а собранный материал послужит своеобразной точкой отсчёта для систематических гидробиологических наблюдений.

Биоиндикаторы сапробности водоёмов – пресноводные нематоды

Основным методологическим подходом в гидробиологическом мониторинге и прогнозировании считают системный подход, рассматривающий водоём как сложную многоуровневую иерархически построенную систему [204]. Такой подход предусматривает планирование и ведение работ (контроля) на разных уровнях организации биосистем с учётом особенностей среды. Это может быть индикация загрязнения по состоянию организмов, популяций, биоценозов.

В качестве биоиндикаторов сапробности водоёмов могут выступать виды и формы биоценологического комплекса, адаптированные к ведущим факторам биоценоза и соответственного биотопа.

Для целей биологической индикации вод поверхностных водоёмов целесообразно использовать нематод (*Nematoda*) – группу беспозвоночных животных с очень простой организацией строения, широко распространённую и многочисленную в различных биогеоценозах. Водные нематоды обитают главным образом в верхних слоях грунта (2 – 5 см), они образуют большие скопления около корней водных макрофитов, встречаются в обрастаниях на различных субстратах. Таким образом, эти животные входят в состав трёх основных гидроценозов – мейобентос, ризоценоз, перифитон. Характерным ценозом для свободноживущих водных нематод считается мейобентос, где среди прочих обитателей они занимают одно из первых мест по численности и видовому составу.

В силу небольших размеров этих животных (1 – 2 мм) применяют своеобразные методы сбора и обработки. В гидробиологии сбор водных нематод

производят стандартным методом [205, 206]. Для сбора и выявления нематод-биоиндикаторов не требуется сложного оборудования. Пробой (качественного характера) служит верхний слой грунта, взятого с небольшой глубины (10 – 30 см). Удобным средством сбора проб может послужить пластиковый футляр от фотоплёнки. Пробы из разных водоёмов или участков одного водоёма этикетировывают с указанием даты сбора, места положения, типа, названия водоёма, с указанием биоценоза. Зафиксированные пробы 4%-ным раствором формалина транспортируют в лабораторию для дальнейшей обработки. Здесь предстоит отделить нематод от грунта при помощи трёх достаточно распространённых и доступных методов, модифицированных автором.

1. Вороночный метод Бермана предполагает работу с живым материалом и зависит от активности нематод. Пробу помещают в марлевый или шёлковый мешочек, осторожно опускают в воронку с водой и подвешивают на «коромысле» так, чтобы мешок находился в толще воды. Носик воронки должен иметь отрезок резиновой трубки с зажимом. Через сутки осадок из воронки через зажим сливают в чашку Петри и исследуют под бинокулярным микроскопом (МБС – 9). С помощью тонкой иглы с загнутым концом (энтомологическая булавка, вмонтированная в цанговый карандаш) нематод выбирают в часовое стекло с несколькими каплями воды. В поле зрения бинокуляра нематоды различимы по характерному им S-образному движению.

2. Метод отмучивания. Предполагает использование фиксированного материала. Пробу помещают в химический стакан емкостью 0,5 л, заливают водопроводной водой, хорошо перемешивают стеклянной палочкой. Легкие частицы грунта и нематоды всплывают; как только песок осядет на дно, верхний слой воды осторожно сливают через сито из мельничного газа с размером ячеек 0,3х0,13 мм. При отсутствии такой ткани можно использовать капроновую ленту. Фильтрат промывают под слабой струей воды и смывают в чашку Петри.

3. Метод флотации основан на всплывании нематод из грунта в более тяжёлом по удельному весу (флотирующем) растворе; тяжёлые частицы грунта оседают на дно. В качестве флотирующей жидкости используют растворы с плотностью, равной 1,33 г/см³. Эта плотность несколько больше удельного веса нематод. Можно использовать растворы: 50% сахарозы, 28% гипосульфита (тиосульфата) натрия, 22% сернокислого магния [207, 208]. Пробу помещают в лабораторный стакан с насыщенным раствором, например, тиосульфата натрия, несколько минут энергично перемешивают, затем дают почве осесть. Лёгкие частицы, черви и др. мелкие животные всплывают на поверхность. Верхний слой жидкости промывают на сите (см. выше) и сливают в чашку Петри. Промытую пробу разбирают под бинокулярном.

Определение и выявление биоиндикаторных групп пресноводных нематод следует проводить на временных глицериновых препаратах под микроскопом серии МБР или МБИ. Предварительно нематод проводят через глицерин. Для этого их помещают на предметное стекло со шлифованной лункой в каплю водного раствора глицерина (1:16). После испарения воды, обычно на следующий день, следует добавить еще раствор глицерина. Данную процедуру повторяют, пока черви не окажутся в капле чистого глицерина. Во время этой операции имеет смысл предохранять материал от попадания пыли. В глицерине материал остается ещё на 1 сутки, после чего может быть использован для изготовления непосредственно глицериновых микропрепаратов.

С помощью определительной табл. 45 устанавливают систематическое положение индикаторных групп нематод. В таблице приводятся основные критерии отрядов и семейств водных нематод, в основу выделения которых положены морфологические признаки (структура кутикулы, тип пищевода, строение стомы, гонад и др. – рис. 20).

Индикаторами загрязнения водоёмов в местах сброса теплоэлектростанций, выходов промышленных и непроемочных сточных вод и на участках рек, подверженных влиянию деревообрабатывающих предприятий, является численность нематод за счёт представителей из отрядов в следующей последовательности *Diplogasterida*, *Rhabditida*, *Araeolaimida* [209 – 211], которая достоверно выше (50 – 80% от общей численности). В чистых водоёмах или на участках, удалённых от источников загрязнения, преобладают виды из отр. *Enoplida*, *Monhysterida*, *Chromadorida*, *Mononchida*, *Dorylaimida*. В родниках и ключах доминируют хромадорида, в карстовых озёрах имеют численное преимущество хищные нематоды, например, виды рода *Paractinolaimus* (*Dorylaimida*).

Предложенный метод пресноводных нематод на сопоставлении их экологических групп не требует знания конкретных видов и практически не зависит от географического положения пункта исследования.

Таблица 45

Ключ для определения отрядов пресноводных нематод

Теза/ антитеза	Характерные признаки отряда и семейства	Номер отряда и се- мейства на рис. 20
1(2)	Кутикула гладкая. Пищевод без бульбуса, расширяющийся к заднему концу. Стома, как таковая, отсутствует; имеется хорошо развитое копьё. Пара-ризиобионты. <i>Dorylaimida</i> .	Рис. 1, 10.
2(1)	Кутикула гладкая или кольчатая. Копья нет.	

Теза/ антитеза	Характерные признаки отряда и семейства	Номер отряда и се- мейства на рис. 20
3(4)	Кутикула гладкая. Головные щетинки отсутству- ют. Пищевод цилиндрический. Стома обшир- ная, бочонковидная, вооруженная одним или не- сколькими онхами. Хищные формы. <i>Mononchida</i> .	Рис. 3, 9.
4(7)	Кутикула гладкая или кольчатая. Стома иной фор- мы. Пищевод почти цилиндрический, без буль- бусов. Головные щетинки, как правило, хорошо развиты. Хвостовые железы с выводным каналом имеются. Гонады самок парные. Гидробионты. <i>Enoplida</i> .	
5(6)	Кутикула гладкая или едва заметно кольчатая. Стома четко различима, имеет форму воронки или бокала. Гидробионты. <i>Tobrilidae (Enoplida)</i>	Рис. 11.
6(5)	Кутикула явственно кольчатая. Стома не разли- чима сжатая, щелевидная. Гидробионты. <i>Tripylidae (Enoplida)</i> .	Рис. 2.
7(8)	Кутикула кольчатая. Стома невооруженная, поч- ти цилиндрическая, ее передняя широкая часть короче задней узкой части. Пищевод с задним бульбусом, несущим дробильный аппарат. Хво- стовые железы хорошо развиты. Девисапробион- ты. <i>Plectidae (Araeolaimida)</i> .	Рис. 4, 14, 17.
8(11)	Кутикула гладкая или кольчатая. Пищевод с хоро- шо развитым одним или двумя бульбусами. Голов- ные щетинки очень короткие. Хвостовые железы отсутствуют.	
9(10)	Стома узкая, цилиндрическая. Задний бульбус пищевода имеет склеротизированный дробиль- ный аппарат. Эусасаробионты. <i>Rhabditidae (Rhab- ditida)</i> .	Рис. 5.
10(9).	Стома широкая, вооруженная зубами. Задний бульбус без дробильного аппарата. Эусапробион- ты. <i>Diplogasteridae (Diplogasterida)</i> .	Рис. 6, 8.
11(8)	Кутикула гладкая или кольчатая с орнаментацией. Пищевод цилиндрический или с большим задним бульбусом. Хвостовые железы имеются.	
12(13)	Кутикула, как правило, гладкая. Пищевод без бульбусов, расширенный в основании. Амфиды круглые, обычно хорошо заметны. Головные ще- тинки короткие. Стома обычно плохо развита, без вооружения. Гонады самок в большинстве случаев непарные, всегда прямые. Гидробионты. <i>Monhysterida</i> .	Рис. 12.

13(12).	Кутикула кольчатая орнаментированная. Пищевод с задним бульбусом или без него. Амфиды спиральные, хорошо заметны. Головные щетинки развиты. Стома хорошо различима, вооруженная онхами или небольшими зубами. Гибробионты. <i>Chromadorida</i> .	Рис. 7, 13.
---------	--	-------------

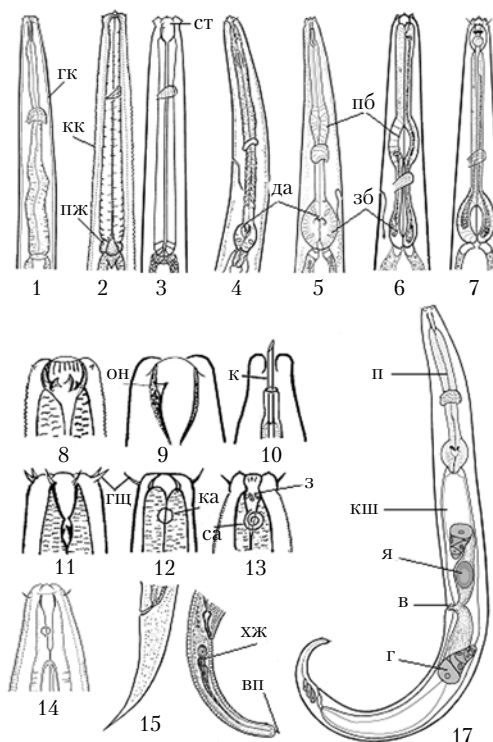


Рис. 20. Схематизированные рисунки отрядов и семейств нематод.

Пресноводные нематоды: 1 – 7 – строение пищевода: 1 – отр. *Dorylaimida*; 2 – сем. *Tripylidae*; 3 отр. *Mononchida*; 4 – сем. *Plectidae*; 5 – сем. *Rhabditidae*;

6 – сем. *Diplogasteridae*; 7 – отр. *Chromadorida*. Рис. 8–14 – строение стомы:

8 – сем. *Diplogasteridae*; 9 – отр. *Mononchida*; 10 – отр. *Dorylaimida*;

11 – сем. *Tobrilidae*; 12 – отр. *Monhysterida*; 13 – отр. *Chromadorida*;

14 – сем. *Plectidae*; 15 – хвост без хвостовых желез; 16 – хвост с хвостовыми железами; 17 – самка с парными, загнутыми гонадами.

Принятые сокращения: *гк* – гладкая кутикула, *кк* – кольчатая кутикула, *пж* – пищеводные железы, *ст* – стома, *да* – дробильный аппарат, *пб* – передний бульбус, *зб* – задний бульбус, *он* – онхи, *к* – копьё, *гш* – головные щетинки, *ка* – круглый амфид, *з* – зубы (от онхов отличаются подвижностью), *са* – спиральный амфид, *хж* – хвостовые железы, *впж* – выводящий проток хвостовых желез, *п* – пищевод, *киш* – кишечник, *г* – гонады, *в* – вульва, *я* – яйцо.

Биотестирование поверхностных и грунтовых вод

В 2006 – 2007 гг. лабораторией биомониторинга и биотестирования Регионального центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области проводилось биотестирование природных поверхностных и грунтовых вод на территории санитарно-защитной зоны (СЗЗ) и зоны защитных мероприятий (ЗЗМ) комплекса объектов хранения и уничтожения химического оружия «Марадыковский» (КОХУХО «Марадыковский»). Были исследованы 15 поверхностных водных объектов: 60-километровый участок р. Вятки от д. Тиваненки Оричевского района до д. Шестаковы Котельничского р-на, её притоки первого порядка – реки Молома, Большая Холуница, Погиблицы, Источница, притоки второго порядка – реки Березовка, Холуница, Пыча, Низяна; Карповые озера, а также крупный искусственный водоём – пруд на р. Погиблицы у пгт. Мирный. На них была заложена 31 станция отбора проб (табл. 46). Также анализировались пробы из 11 наблюдательных скважин в СЗЗ КОХУХО и 6 колодцев. Нумерация пунктов наблюдения дана в соответствии с единой схемой комплексного экологического мониторинга в СЗЗ и ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский».

Таблица 46

Перечень станций отбора проб воды из поверхностных водных объектов в ЗЗМ КОХУХО «Марадыковский»

№ п/п	Номер станции	Наименование водного объекта	Место отбора проб
1	128	р. Вятка	д. Тиваненки Оричевского района; станция является фоновой для участка р. Вятки в зоне возможного влияния КОХУХО
2	124	р. Вятка	Ниже пос. Источенск Оричевского района; станция выбрана для контроля возможного источника загрязнения основного русла р. Вятки
3	55 (ЗМИ)	р. Вятка (основное русло)	У зоны международной инспекции
4	66	р. Вятка (основное русло)	Выше устья р. Погиблицы (фоновая для оценки влияния р. Погиблицы)
5	79	р. Вятка (основное русло)	Ниже устья р. Погиблицы (контрольная для оценки влияния р. Погиблицы)
6	122	р. Вятка	Выше впадения р. Моломы
7	149	р. Вятка	г. Котельнич
8	146	р. Вятка	с. Шестаковы Котельничского района; станция является контрольной для участка р. Вятки в зоне возможного влияния КОХУХО

№ п/п	Номер станции	Наименование водного объекта	Место отбора проб
9	87	р. Погиблиця	У д. Корсаки Оричевского района; выше пгт. Мирный
10	64	р. Погиблиця	На территории пгт. Мирный
11	159-1	р. Погиблиця	Выше сбросов очистных сооружений пгт. Мирный и воинской части
12	159	р. Погиблиця	Ниже сбросов очистных сооружений пгт. Мирный и воинской части
13	131	р. Бол. Холуница	У д. Поздяки Оричевского района
14	102	р. Бол. Холуница	У автодорожного моста на трассе Мирный – Оричи
15	84	р. Бол. Холуница	У д. Тарасовы Оричевского района
16	92	р. Бол. Холуница	Станция расположена в устье реки перед впадением в р. Вятку
17	45	р. Берёзовка	В черте пгт. Мирный
18	129	р. Холуница	У д. Смолиха Оричевского района, выше пос. Зеленый
19	93	р. Холуница	Перед впадением в р. Б. Холуница, ниже пос. Зеленый
20	141	р. Пыча	У д. Заболотье Оричевского района
21	139	р. Истобница	У с. Спасо-Талица Оричевского района
22	140	р. Низяна	У д. Пустоши Оричевского района
23	142	р. Молома	У д. Омеличи Котельничского района, станция является контрольной для участка р. Моломы в зоне возможного влияния КОХУХО
24	147	р. Молома	У с. Юрьево Котельничского района, станция является фоновой для участка р. Моломы в зоне возможного влияния КОХУХО
25	62	р. Бражиха	У пгт. Мирный
26	126	р. Токовица	У д. Кунгуровы
27	127	Ручей без названия	У д. Панышины
28	150	р. Черняница	У д. Веснины Котельничского района
29	151	р. Черняница	У д. Екименки Котельничского района
30	63	Пруд на р. Погиблице	В черте пгт. Мирный Оричевского района
31	69	Карповые озера	Пойменное озеро ниже д. Новожила Оричевского района

Для установления токсичности проб воды в качестве тест-объектов использовались зелёная водоросль хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), инфузория туфелька (*Paramecium caudatum* Ehrenberg), ветвистоусые ракообразные (*Daphnia magna* Straus). Отбор проб воды и проведение экотоксикологического анализа осуществлялись в соответствии с методиками, внесёнными в Федеральный государственный реестр ФР.1.39.2004.01143, ФР. 1.31.2003. 00734, ФР.1.39.2001.00283/ ФР. 1.39.2007.03223.

В результате биотестирования с использованием *Daphnia magna* (ФР.1.39.2001.00283/ ФР. 1.39.2007.03223) установлено, что все пробы природных поверхностных вод не оказывают острого токсического действия на данный тест-объект, т. е. являются безвредными. Гибель дафний в большинстве проб (более 80%) не зарегистрирована. В остальных пробах она не превысила 10% по сравнению с контролем.

Также для установления токсичности проб поверхностной воды в качестве тест-культуры использовалась зелёная водоросль хлорелла *Chlorella vulgaris* (ФР.1.39.2004.01143).

Методика основана на регистрации различий в оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла, выращенной на среде, не содержащей токсических веществ (контроль) и тестируемых пробах воды.

Критерием токсичности воды является снижение на 20% (подавление роста) или увеличение на 30% (стимуляция роста) величины оптической плотности культуры водоросли, выращенной в течение 22 ч. на тестируемой воде по сравнению с её ростом на контрольной среде, приготовленной на дистиллированной воде. Качество воды устанавливали по разбавлению, при котором рассчитанный процент отклонения величины оптической плотности по сравнению с контролем оказался выше критерия токсичности.

Таблица 47

Токсикологическая характеристика качества испытуемой воды

Концентрация тестируемой воды (%), при которой превышен критерий токсичности	Качество воды
100	Слаботоксичная
33	Среднетоксичная
11	Токсичная
3,7	Сильнотоксичная
1,2	Гипертоксичная

Были проанализированы 75 проб природных поверхностных вод.

В 2006 г. большинство проб воды из р. Вятки оценено как слаботоксичные по подавлению роста хлореллы, единственная проба воды (т. 149) оценена как токсичная по стимуляции роста хлореллы (только 27-кратное

разбавление делает её нетоксичной), что говорит о сильном эвтрофирующем загрязнении воды. Точка отбора расположена в г. Котельниче, ниже впадения в нее р. Моломы.

Нетоксичность воды р. Вятки отмечена в двух пробах: створ с. Истобенск (т. 124) и д. Шестаковы (т. 146).

В 2007 г. вода р. Вятки оценивается как не токсичная в четырех точках: створы д. Тиваненки (т. 128), д. Ковровы (т. 122), г. Котельнич (т. 149), д. Шестаковы (т. 146). Эвтрофирующее загрязнение отмечено в пробах воды из створов у с. Истобенска (т. 124) и в т. 79, расположенной на 500 м ниже устья р. Погиблицы.

Качество воды небольших рек Берёзовки, Прудиче, Большой Холуницы, Холуницы, Токовицы, Истобницы, Черняницы, Низяны, ручья у д. Панышины, и в 2006 г., и 2007 г. оценивается как слаботоксичное по снижению величины оптической плотности культуры водоросли. Проба воды из р. Пыча только в 2006 г. оценивалась как слаботоксичная, в 2007 г. как нетоксичная. Пробы воды из р. Бразихи определялись как среднетоксичные. Пробы воды из точек, расположенных на р. Моломе, в 2006 г. вызывали увеличение величины оптической плотности культуры водоросли по сравнению с контролем и оценивались как токсичные и среднетоксичные, что указывало на эвтрофирующее загрязнение этого водоёма. Загрязнение реки произошло из-за попадания в неё навоза. В 2007 г. пробы воды из этой реки были уже нетоксичны.

Пробы воды на р. Погиблице отбирались в 4 точках в 2006 г. и в 5 точках в 2007-м. В 2006 г. анализ проб воды из точек 63, 64, 159 показал, что вода р. Погиблицы загрязнена и вызывает стимуляцию роста клеток хлореллы. Только в пробе воды в т. 87 стимуляция была незначительна.

В 2007 г. многократно отбирались пробы на р. Погиблице в точках ниже и выше сброса хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пгт. Мирный. Экотоксикологический анализ изученных проб свидетельствует о недостаточно эффективной работе очистных сооружений.

Ещё одним тест-объектом, с помощью которого проводился экотоксикологический анализ проб поверхностных вод, явилась инфузория туфелька *Paramecium caudatum* (ФР. 1.31.2003.00734).

Методика биотестирования поверхностных и грунтовых вод экспресс-методом с применением прибора «Биотестер-2» основана на способности тест-объекта реагировать на присутствие в воде веществ, представляющих опасность для жизнедеятельности, и направленно перемещаться по градиенту концентраций (в направлении изменения концентрации) этих веществ (хемотаксическая реакция), избегая их вредного воздействия.

Критерием токсического действия принято значимое различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы с контрольной пробой, не содержащей токсических веществ (контроль), в сравнении этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе (опыт).

Количественная оценка параметра тест-реакции, характеризующего токсическое действие, производится посредством расчёта соотношения числа клеток инфузорий контрольной и исследуемой проб и выражается в виде индекса токсичности (Т). По величине индекса анализируемые пробы классифицируются на 3 группы (табл. 48).

Таблица 48

Классификация анализируемых проб

Группа	Величина токсичности, «Т»	Вывод о степени токсичности пробы
1	$0,00 < T < 0,40$	Допустимая степень токсичности
2	$0,41 < T < 0,70$	Умеренная степень токсичности
3	$T > 0,71$	Высокая степень токсичности

В 2006 г. анализ показал, что 87,3% отобранных проб имеют допустимую степень токсичности.

4 пробы воды (12,7%) имели умеренную степень токсичности. Это пробы, отобранные из р. Вятки выше впадения в неё р. Моломы (створ д. Ковровы), 500 м ниже устья р. Погиблицы, створ у с. Истобенск и створ у д. Тиваненки.

В 2007 г. лабораторией проанализировано 45 проб природных поверхностных вод. Только в двух точках пробы показали умеренную степень токсичности. Это пруд на р. Погиблице (т. 63). Проба была взята в апреле и, возможно, причина загрязнения связана с таянием загрязнённого снега. И проба воды из р. Погиблица (500 м выше сброса хозяйственно-бытовых сточных вод пгт. Мирный, место расположения старых очистных сооружений).

Все остальные пробы поверхностных вод имели допустимую степень токсичности.

Проб с высокой степенью токсичности выявлено не было.

Пробы воды из 6 колодцев, расположенных в населённых пунктах, в 2006 г. были отобраны в марте и мае, в 2007 г. в апреле и августе. Всего было проанализировано 23 пробы.

При биотестировании грунтовой воды из колодцев с использованием *Daphnia magna* наличие острого токсического эффекта не выявлено. Выживаемость дафний в большинстве проб составила 100%. Отмеченная в 1/5 части проб гибель ракообразных не превысила 10%-ного порога.

Экотоксикологический анализ с помощью *Chlorella vulgaris* показал, что чистая вода отмечена в колодцах 169 и 175 в марте 2006 г., в мае того же

года было отмечено эвтрофное загрязнение воды в данных колодцах. Биотестирование в 2007 г. проб воды из данных колодцев показало, что вода очистилась и не является токсичной.

Качество воды из других колодцев чаще оценивалось как слаботоксичное по снижению оптической плотности.

Анализ данных, полученных при биотестировании проб воды из колодцев с использованием тест-объекта *Paramecium caudatum*, показал, что качество воды оценено допустимой степенью токсичности. То есть вода в колодцах в 2006 г. была удовлетворительного (хорошего) качества.

В 2007 г. 83,3% проанализированных проб воды из колодцев имели допустимую степень токсичности, 2 пробы имели умеренную степень токсичности (16,7%).

Проб с высокой степенью токсичности выявлено не было.

Результаты тестирования грунтовых вод из наблюдательных скважин с использованием *Daphnia magna* оказались несколько хуже. Безвредными (не оказывающими острого токсического действия) были признаны 74,4% проб. Приблизительно четверть проб вызвала гибель дафний в интервале от 10 до 50% по сравнению с контролем. Одна проба обладала острым токсическим действием. Учитывая, что разгрузка грунтовых вод осуществляется в р. Вятку, можно предположить наличие их загрязняющего действия на главную водную артерию Кировской области.

С использованием тест-объекта *Chlorella vulgaris* проанализировано 34 пробы воды из наблюдательных скважин, которые отбирались в 2006 г. в июне, в 2007 г. – мае, июне и сентябре. Экотоксикологический анализ показал, что наиболее чистая вода отмечена во 2, 6, 7, 8, 9 скважинах. В скважинах 1, 5, 11 и в 2006, 2007 гг. качество воды оценивалось как слаботоксичное. В 3, 4, 10 скважинах показатели в разные годы и месяцы колебались от нетоксичных до токсичных.

Биотестирование проб воды с помощью тест-объекта *Paramecium caudatum* свидетельствует о том, что пробы обладают допустимой степенью токсичности, за исключением пробы воды из наблюдательной скважины № 3, отобранной в 2006 г., которая оценена была как проба, обладающая умеренной степенью токсичности.

Проб с высокой степенью токсичности выявлено не было.

Биотестирование поверхностных и грунтовых вод экспресс-методом с использованием тест-системы «Эколюм»

Методика биотестирования вод экспресс-методом с использованием тест-системы «Эколюм» допущена для целей государственного экологи-

ческого контроля ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11-04 и устанавливает определение острой интегральной токсичности поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных и очищенных сточных вод из объектов окружающей среды в лабораторных и полевых условиях с использованием измерительного прибора «Биотокс-10» и тест-системы «Эколюм». В качестве тест-системы «Эколюм» используются биосенсоры, представляющие собой лиофилизированные культуры люминесцентных генноинженерных бактерий *Escherichia coli* M-17. Биосенсор производится согласно ТУ 2639-236-00209792-01 и выпускается в стеклянных флаконах. Люминесцентные бактерии оптимальным образом сочетают в себе различные типы чувствительных структур, ответственных за генерацию биоповреждений (клеточная мембрана, цепи метаболического обмена, генетический аппарат), с экспрессностью, объективным и количественным характером отклика целостной системы на интегральное воздействие поллютантов. Методика основана на определении изменений интенсивности биолюминесценции тест-системы «Эколюм» при воздействии токсических веществ, присутствующих в анализируемой пробе, в сравнении с контрольной пробой, не содержащей токсических веществ.

Острое токсическое действие исследуемой пробы на тест-систему «Эколюм» определяется по ингибированию их биолюминесценции за 30-минутный период экспозиции. Количественная оценка параметра тест-реакции выражается в виде индекса токсичности. Методика допускает три пороговых уровня токсичности (табл. 49).

Таблица 49

Классификация анализируемых проб

Группы	Величина индекса токсичности, «Т»	Вывод о степени токсичности пробы
1	Меньше 20	Образец не токсичен (допустимая степень токсичности)
2	От 20 до 49,9	Образец токсичен
3	Равно или больше 50	Образец сильно токсичен

Отбор проб природной поверхностной воды производился в период с апреля по ноябрь 2007 г. в 29 точках, расположенных в СЗЗ объекта УХО «Марадыковский». Основными водными объектами здесь являются р. Вятка и её притоки первого порядка (р. Большая Холуница, р. Погиблицца), притоки второго порядка (р. Берёзовка, р. Холуница, р. Бражиха), озёра Карповые и 2 искусственных пруда в пгт. Мирный. Всего было отобрано 45 проб, в отдельных точках пробы отбирались неоднократно. Анализ показал, что 24 пробы (53,3% от общего количества проб) не были токсич-

ны, 18 проб воды (40,0%) – токсичны и 3 пробы (6,7%) – сильно токсичны. В числе исследованных проб семь были взяты из р. Вятки, все они оказались нетоксичными. Токсичной оказалась вода р. Бражиха (в двух пробах, взятых в разное время), пруд на р. Погиблице, оз. Карповые, р. Погиблице, р. Большая Холуница в районе автодорожного моста, р. Токовица, р. Низяна, р. Пыча. Река Большая Холуница (створ – д. Поздняки), р. Черняница (створ – д. Веснины и створ д. Екименки) оказались сильно токсичными, что указывает на эвтрофное загрязнение природной поверхностной воды.

В 2007 г. экспресс-методом с использованием тест-системы «Эколюм» был проведён экотоксикологический анализ 12 проб воды из колодцев. Пробы отбирались с апреля по сентябрь. Качество воды в колодцах оценивалось как нетоксичное.

В этом же году экспресс-методом были исследованы 23 пробы, отобранные из наблюдательных скважин в период с мая по сентябрь. В 18 пробах (78,3%) вода была нетоксичная, в 5 пробах (21,7%) – токсичная. Пробы с токсичной водой были получены из скважин 1, 2, 8, 10, 11, при неоднократном исследовании показатели в разные месяцы колебались от токсичных до нетоксичных.

Проведённые исследования позволяют заключить, что методика определения острой интегральной токсичности природных поверхностных и грунтовых вод с использованием тест-системы «Эколюм» предоставляет возможность оперативно изучать состояние этих природных сред, давать объективную оценку их некоторых качественных характеристик.

2.4. Мониторинг растительного мира

Методические основы выделения популяций сосны обыкновенной как элементарных единиц мониторинга вида и биоиндикации среды

Постоянно усиливающееся загрязнение окружающей среды негативно сказывается на жизнедеятельности растений, животных и человека. Поэтому необходима постоянная оценка качества среды и её благоприятности для проживания людей. Для этого применяются, прежде всего, методы физико-химического контроля, дающие базовую информацию о локальных и глобальных загрязнениях среды, содержании определённых поллютантов в различных компонентах экосистем. Однако эти методы не позволяют выявить комплексный эффект всего многообразия форм воздействия загрязняющих веществ на качество среды и состояние живых

организмов. Эту задачу можно решить только с помощью биологических методов контроля окружающей среды, разработке которых в последнее время уделяется большое внимание [6, 212 – 214]. При этом естественные и антропогенные изменения среды оцениваются по наличию или состоянию биоиндикаторов, в качестве которых используются группы особей одного вида или сообщества. Биоиндикаторами являются различные виды растений, млекопитающих, беспозвоночных, рыб [215]. Из древесных растений для этого используются, например, сосна обыкновенная, берёза повислая [214, 215].

Исследования по биоиндикации среды, по нашему мнению, должны проводиться на основе существующей популяционно-хорологической структурированности вида-биоиндикатора. При этом элементарной единицей биоиндикации будет являться популяция вида-биоиндикатора. Популяция, как известно, является также единицей биомониторинга вида [216]. Такая большая практическая значимость популяции обусловлена прежде всего тем, что она является элементарной эволюционной единицей, в которой начинает действовать один из важнейших элементарных эволюционных факторов – естественный отбор, и в связи с этим происходит элементарное эволюционное явление – изменение генотипического состава данной группы особей [217]. Ниже популяционного уровня естественный отбор как процесс дифференцированного выживания и воспроизведения в ходе микроэволюции наиболее приспособленных к данной среде обитания особей не действует, а имеющиеся здесь группировки особей возникли в результате действия других биологических процессов. Поэтому наименьшей структурной единицей вида адекватно реагирующей на изменение среды путём изменения генотипического состава её, будет являться только популяция. Для практического использования популяции в качестве элементарной единицы биомониторинга вида и биоиндикации среды необходимо знать её пространственные границы. Она занимает, как известно, центральное место в системе иерархических подразделений вида. В связи с этим выделение популяций связано с изучением общей структурной организации вида или так называемой популяционно-хорологической структуры.

Нами установлено, что популяционно-хорологическая структура сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) на востоке европейской части России отражается спецификой географической изменчивости генетически детерминированных морфологических признаков-маркёров разного масштаба [218 – 222]. В процессе исследований мы руководствовались известным положением о том, что в каждой популяции, как правило, встречаются все фенотипы вида [216, 223, 224]. При этом географически

изменяется не состав фенотипов, а фенотипическая структура особей, входящих в то или иное структурное подразделение вида. Поэтому каждое структурное подразделение вида должно характеризоваться специфическими и относительно стабильными в пространстве частотами соответствующих признаков-маркёров. Для выявления популяционной структуры вида и пространственного размещения внутривидовых структурных подразделений изучалась географическая изменчивость каждого выделенного признака-маркёра, полагая при этом, что данная дифференциация сосны обыкновенной есть микроэволюционный процесс, направленный на приспособление популяций и надпопуляционных структур к конкретным лесорастительным условиям, сопровождающийся возникновением генотипических и фенотипических различий между ними.

В данной работе излагаются методические основы этих исследований, которые могут использоваться при изучении популяционно-хорологической структуры не только сосны обыкновенной, но и других видов древесных растений.

В качестве рабочего постулата принимается определение 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 экотопы – всех фенотипических параметров [225].

Для популяционных исследований используются шишки, семена, семенные чешуи, микростробилы, другие органы и части генеративной сферы, морфологические признаки которых, как известно, являются наиболее генетически детерминированными, информативными, давно и успешно применяются многими исследователями при изучении внутривидовой изменчивости, проблем таксономии и систематики [226 – 229].

Насаждения (пробные площади), в которых отбираются образцы шишек, должны: а) располагаться в пространстве по возможности равномернее и ближе друг к другу; б) отражать существующее разнообразие экологических условий обитания вида, а выборки деревьев, с которых осуществляется сбор шишек, быть репрезентативными; в) иметь возраст 70 – 120 лет, в составе не менее 50% сосны, полноту 0,5 и выше; г) представлять природные популяции, в наименьшей мере подверженные хозяйственной деятельности человека.

Сбор шишек на пробной площади производится индивидуально с каждого дерева. Объём выборки деревьев и собираемых с них шишек определяется исходя из величины эндогенной и индивидуальной изменчивости наиболее вариабельного изучаемого морфологического признака.

Для изучения популяционной структуры используется комплекс мерных, счётных признаков, индексов и фенотипов. Абсолютные значения большинства морфологических признаков в значительной мере зависят от экологических условий. Поэтому они отражают, как правило, не генетическую гетерогенность вида, а специфику изменчивости в пространстве экологических условий. Наиболее информативными признаками-маркерами популяционно-хорологической структуры вида являются индексы и фенотипы генеративных органов. При этом маркерами популяций являются, как правило, фенотипы.

Фенотип – это элементарная, обязательно дискретная вариация признака и свойства организма, отражающая определённые черты генотипа, маркирующая частотой встречаемости в пространстве генетические особенности группы особей [76, 81, 216]. Классическими примерами фенотипов являются вариации гороха по цвету: жёлтый, зелёный; по строению поверхности: гладкий, морщинистый, изучение частоты встречаемости которых в потомстве позволило Г. Менделю [230] открыть известные законы наследования признаков. Фенотипы растений могут встречаться среди морфологических, анатомических, биохимических и других признаков как вегетативных, так и генеративных органов [76, 81, 216]. У древесных растений фенотипы наиболее часто встречаются среди генеративных органов: шишек, семян, микростробилов [231 – 234].

Выделение фенотипов включает следующие этапы: 1) сбор коллекции шишек, семян и другого растительного материала; 2) проверка имеющихся классификаций признаков и выявление спектра дискретной изменчивости по отдельным комплексам признаков; 3) выявление элементарных признаков, описание и выделение дискретных вариаций; 4) оценка генотипической обусловленности развития выделенных дискретных вариаций; 5) оценка информативности фенотипа [234, 235].

Работа по выделению фенотипов начинается с создания коллекции генеративных органов сосны: шишек, семян, микростробилов. Коллекция должна включать материал со всего ареала вида или значительной его части. Для выделения фенотипов достаточно собрать по одной наиболее развитой шишке, по одному микростробилу с каждого дерева. На пробной площади должно быть не менее 100 деревьев. Для изучения эндогенной и временной изменчивости признаков отбирается 20 – 25 деревьев, с которых в течение 3-х лет собирается по 40 – 50 шишек, микростробилов. Для изучения внутриклоновой изменчивости используются 15 – 20 клонов. От каждого клона собирается по 10 шишек и микростробилов с 10 рамет. Собранный растительный материал каждого дерева (раметы) хранится индивидуально в специальных коллекционных коробках.

На втором этапе исследований по литературным данным выявляются все имеющиеся классификации изучаемого комплекса признаков. По каждой классификации проводится многократная идентификация изучаемых объектов нескольких коллекционных выборок одним исследователем, затем их однократная идентификация разными исследователями. При получении близких результатов классификация считается объективной, а выделяемые вариации признаков – дискретными. Такие вариации признака подлежат дальнейшей оценке на соответствие понятию фена. Получение неоднозначных результатов классификации свидетельствует о том, что выделяемые вариации на индивидуальном уровне не дискретны, а представляют собой субъективно вычленяемые части непрерывного распределения признака в популяции.

Далее проводится сравнение изучаемых объектов разных популяционных выборок, имеющих в коллекции, по отдельным комплексам признаков (окраске, форме, строению органов и т. п.) с целью получения общего представления о спектре изменчивости и наличии дискретных вариаций. Последовательность выполнения поясним на конкретном примере.

В литературе имеются сведения о том, что фенами древесных растений могут быть вариации окраски семян [231, 236, 237]. При этом отмечается, что особенно изменчива окраска семян сосны обыкновенной. Известно, что окраска семян у этого вида индивидуальна и стабильна в онтогенезе [226]. Имеется несколько классификаций окраски семян, которые по принципу построения аналогичны, но по числу выделяемых вариаций различны. Классификация Л. Ф. Правдина [226] включает 5 вариаций, С. А. Мамаева [227] – 5, Н. А. Кузьминой [238] – 15, В. Л. Черепнина [239] – 10.

Основными вариациями окраски семян в этих классификациях являются: чёрная, тёмно-серая, тёмно-коричневая, коричневая, светло-коричневая, пёстрая, серая. Экспериментально нами было установлено, что семена одной и той же выборки по каждой из рассматриваемых классификаций идентифицируются неоднозначно как разными исследователями при одинаковых условиях освещения, так и одним исследователем при разной освещенности.

Это означает, что рассматриваемые классификации семян субъективны, так как построены на оценке цвета преобладающего пигмента, достоверность выделения которого зависит от индивидуальных особенностей зрительного восприятия исследователей, а выделяемые вариации не дискретны, так как изменение признака на индивидуальном уровне происходят постепенно через множество промежуточных форм.

Основными вариациями окраски микростробилов являются: жёлтая, розовая и красная; апофиза семенной чешуи шишек: плоский, слабобугорчатый, сильнобугорчатый, крючковатый. Результаты анализа по этим классификациям аналогичны эксперименту с идентификацией семян по окраске.

Таким образом, можно сделать вывод, что рассматриваемые классификации окраски семян и микростробилов, строения апофиза сосны субъективны, выделяемые по ним вариации признаков не дискретны, а следовательно, не отвечают понятию фена. Поэтому проводят третий этап исследований.

На данном этапе сложные признаки разлагаются на более простые составляющие. Среди простых (элементарных) признаков выявляются дискретные вариации, которые проверяются на объективность идентификации. Поясним это на примере окраски микростробилов. Окраска их хорошо просматривается невооружённым глазом, без микроскопа. Изучать изменчивость окраски можно только на свежесобранных микростробилах, так как через 5-6 дней после сбора пигменты обычно разрушаются, и материал становится не пригодным для анализа.

При рассмотрении микростробилов разных деревьев легко устанавливается, что поверхность их окрашена всегда одним слоем пигмента без рисунка. У одних деревьев пигмент жёлтый, у других – красный. На индивидуальном уровне по каждому пигменту наблюдается непрерывная изменчивость от светлых тонов до тёмных. Понятно, что вычленяемые некоторыми исследователями вариации в непрерывной изменчивости цветовой тональности каждого из двух пигментов типа светло-розовый, розовый, красный, малиновый или светло-жёлтый, жёлтый, тёмно-жёлтый носят субъективный характер и дискретными не являются. Дискретны лишь вариации по цвету пигмента. Таким образом, по цвету микростробилов можно выделить две дискретные вариации: жёлтая и красная. Дискретность данной вариации подтверждена также результатами идентификации одних и тех же выборок микростробилов разными исследователями. После этого переходим к четвёртому этапу исследований, на котором даём оценку генотипической обусловленности выделенных дискретных вариаций.

Известно, что по генетической структуре признаки делятся на элементарные (простые) и сложные. Аналогично тому, как генотип особи различается на элементарные наследственные единицы – гены, фенотип также состоит из совокупности элементарных единиц – фенов, каждый из которых контролируется аллелями одного гена [240]. Следовательно для заключения о том, что данный признак действительно элементарный, то есть является феном, необходим генетический анализ.

Однако в настоящее время генетически изучены признаки лишь у незначительного числа видов растений и животных [76, 81, 216]. У сосны обыкновенной генетика признаков пока не изучена. Причина этого заключается, прежде всего, в том, что в связи с длительностью онтогенеза данный вид растений представляет собой сложный объект для генетического анализа [217, 241, 242].

Поэтому в большинстве случаев в популяционных исследованиях, в селекции животных и растений в качестве фенов используются признаки генетически не изученные, а следовательно, не всегда элементарные, то есть соответствующие представлениям генетиков. Однако считается, что на данном уровне развития наших знаний это вполне обоснованная необходимость [76, 216]. По нашему мнению необходимо хотя бы косвенно установить уровень генетической детерминированности фена, используя следующие соображения.

Считается, что оценку генотипической обусловленности фенов можно проводить без смены поколений [243]. Если признак стабилен в кроне дерева, то он независим по отношению к формирующим его условиям среды, а развитие его определяется преимущественно генотипом. Кроме того, исходя из литературных данных аргументом в пользу генотипической детерминации признака может служить стабильность его во времени и в разных экологических (лесотипологических) условиях одной популяции, а также в пределах клона [244, 245]. Исследования показали, что выделенные нами дискретные вариации окраски семян и микростробилов, типа развития апофиза не изменяются в пределах кроны дерева и в разные годы наблюдений. Они стабильны у рамет данного клона. Микроэкологическая неоднородность условий произрастания, интегральным отражением которых является тип леса, также не влияет на стабильность частот выделенных вариаций. Например, частоты вариаций окраски семян и микростробилов стабильны в разных типах леса одного насаждения. Аналогичные данные получены для выделенных дискретных вариаций типа развития апофиза [234, 235]. Таким образом, можно сделать вывод, что данные дискретные вариации жёстко контролируются генотипом особи и полностью соответствуют понятию фена.

Исследования по выделению фенов заканчиваются оценкой их информативности. Под информативностью фена понимается способность его дифференцировать население вида на ареальные подразделения того или иного уровня структурной организации путём статистически достоверно значимого перепада частот на их границах. Информативность оценивается сравнением пределов изменчивости частот разных фенов в ареале вида или значительной части его. При этом чем больше межгрупповая изменчивость частот, тем информативнее фен [246].

До начала изучения изменчивости признаков-маркёров популяционной структуры вида в пространстве устанавливается их масштаб. Под масштабом фена, индекса или другого генотипически детерминированного признака нами понимается уровень структурной организации вида, на котором он дифференцирует население на ареальные группы особей путём маркирования их специфическими и стабильными частотами. Масштаб признаков-маркёров определяется с помощью разработанных нами методик [221, 246]. Необходимость и суть масштабирования признаков-маркёров заключается в следующем.

Исследования показали, что популяционно-хорологическая структура сосны обыкновенной на востоке европейской части России представлена тремя иерархическими уровнями, включающими популяции, группы популяций и миграционные комплексы [220, 222, 247,]. В соответствии с этими уровнями у данного вида есть признаки-маркёры популяционного, группово-популяционного и миграционно-зонального масштаба. Как мы уже отмечали, основу организации популяционной структуры вида составляет популяция. Поэтому важно выделить популяционный уровень организации вида.

У многих видов животных в настоящее время известны десятки и сотни фенов и других признаков-маркёров популяционной структуры. Проблема выделения популяционного уровня у них решается путём непосредственного изучения изменчивости в пространстве многих признаков-маркёров. При этом по специфичности и стабильности частот этих маркёров в пределах ареала выделяются внутривидовые группировки особей нескольких иерархически соподчинённых уровней. Низший из них, как правило, считается популяционным. Каждой совокупности признаков-маркёров (фенов, индексов, мерных и счётных признаков) присваивается масштаб маркируемого ею уровня структурной организации, например, фены популяционного масштаба, фены группово-популяционного масштаба и т. д.

У древесных растений, имеющих большие ареалы и ограниченное количество признаков-маркёров популяционной структуры вида, подобные исследования очень трудоёмки и продолжительны во времени. Кроме того, проведение географических исследований по ограниченному количеству признаков-маркёров не всегда позволяет выделить несколько уровней внутривидовой структурной организации, а если их всё же удастся выявить, то нет полной уверенности в том, что наиболее низкий из них соответствует популяционному уровню. В связи с этим у древесных растений признаки популяционного масштаба необходимо выделять перед

началом географических исследований. Для сосны обыкновенной данная методическая задача нами решается следующим образом.

Многочисленные исследования последних лет свидетельствуют, что на болоте и в пространственно-смежных участках суши формируются две разные популяции сосны [229, 248 – 250]. Если это так, то на границе болота и суши частоты одной группы признаков-маркёров должны изменяться, другой группы – оставаться стабильными. Первая группа признаков будет иметь популяционный масштаб, вторая – надпопуляционный. Группа признаков надпопуляционного масштаба может включать маркёры всех уровней популяционной структуры рангом выше популяции, до вида включительно.

Наши исследования показали, что маркёрами популяционного уровня структурной организации сосны обыкновенной являются фены генеративных органов. К ним относятся: фены окраски семян первого слоя – чёрная и коричневая, третьего – наличие или отсутствие его; фены окраски шишек – серо-зелёная, коричневая, песочная; фены окраски микростробиллов – жёлтая и красная; фены типа развития апофиза – передний (ПТРА) и задний (ЗТРА). К маркёрам групп популяций относятся индексы формы шишек, формы апофиза и его составных частей.

Для определения границ популяций и групп популяций частоты каждого признака-маркёра наносятся на карты-схемы района исследований. В результате анализа изменчивости частот в пространстве выделяются районы специализации и относительно высокой стабилизации, в зависимости от масштаба признака-маркёра являющиеся популяциями или группами популяций. Между выделенными структурными подразделениями вида проводятся границы. С помощью критерия χ^2 они оцениваются на однородность включенных в них выборок и достоверность различий между собой.

В процессе исследований применяется естественно-исторический подход к выделению внутривидовых подразделений, заключающийся в сопоставлении структуры изменчивости вида с физико-географической структурой его ареала [228]. В результате этого устанавливается наличие связи популяционно-хорологической структурированности вида с единицами физико-географического районирования или с определенными формами рельефа. Например, популяция дуба черешчатого формируется в границах ландшафтного урочища [228], сосны – в границах физико-географического района [221]. Поэтому формирование популяций в границах определенных единиц физико-географического районирования у видов лесных древесных растений, вероятно, представляет собой общую закономерность.

Исходя из того, что современная популяционная структура сосны обыкновенной сформировалась в процессе микроэволюции вида на протяжении многих тысячелетий и миллионов лет, механизм формирования её можно познать только при условии изучения палеогеографии и истории развития вида в районе исследований в связи с природно-климатическими особенностями плейстоцена и голоцена, которые, как известно, оказали решающую роль в становлении существующих ареалов растений и облика природы в целом [226, 251 – 254]. Такая постановка вопроса актуальна также в связи с представлением о популяции как естественно-исторической структуры [255]. Здесь, вероятно, справедлив тезис о том, что, не изучив прошлого, нельзя понять настоящего. Именно при таком историческом подходе были получены наиболее существенные успехи в решении вопросов внутривидовой изменчивости, таксономии и систематики древесных растений [226, 256, 257].

Феногеографические исследования сосны обыкновенной на территории Кировской области показали, что частоты фенов на границах популяций изменяются постепенно. Поэтому границы популяций представляют собой сравнительно широкие полосы территории, в пределах которых наблюдается трансформация частот признаков одной ареальной совокупности особей данного уровня структурной организации вида к другой. Ширина границ между популяциями, по-видимому, равна ширине зоны трансформации специфики одних физико-географических условий в другие. Установлено также, что частоты фенов в разных популяциях в большинстве случаев различаются на небольшую величину. Кроме того, имеется много пространственно разобщённых популяций, характеризующихся практически одинаковыми значениями частот фенов. При наличии отмеченной специфики трансформации частот фенов в ареале вида выделить популяции и установить границы между ними можно только при условии анализа большого количества популяционных выборок. Поэтому пробные площади, на которых собираются шишки, микростробилы и другой растительный материал, как мы уже отмечали, должны располагаться в пространстве, по возможности, равномернее и как можно ближе друг к другу.

Процесс выделения популяций сосны обыкновенной на основе предлагаемого методического подхода рассмотрим на примере использования в качестве признака-маркёра фенов третьего слоя окраски семян. Район исследований находится в подзоне южной тайги Кировской области. Северная граница его проходит примерно по широте г. Кирова, южная – по широте г. Советска, западная и восточная – по границе Кировской области. Согласно указанным требованиям в данном районе были заложены пробные

площади, на каждой из которых со 100 деревьев собрано по одной наиболее развитой шишке. Каждая шишка помещалась в отдельную коробку и подвергалась сушке. После этого из шишек извлекались семена. Семена каждой шишки помещались в отдельную ячейку коллекционной коробки. Затем у семян каждого дерева с помощью микроскопа МБС определялись фены третьего слоя окраски. Их два. У семян одних деревьев популяционной выборки третий слой окраски семян есть, у семян других деревьев его нет. В результате были определены частоты данных фенов в каждой выборке.

Так как по признаку окраски семян имеется всего два фена, то при выделении популяций можно ограничиться феноеографическими исследованиями одного из них. Для этого нами использован фен отсутствия третьего слоя окраски семян. Частоты его приведены на карте-схеме района исследований (рис. 21). Анализ частот показывает, что в пределах определённых территорий они отличаются специфичностью и высокой стабильностью. Это позволило провести границы между районами со специфичными частотами фена и таким образом сгруппировать выборки в шесть ареальных совокупностей. Так как данный фен, как мы уже отмечали, имеет популяционный масштаб, то маркируемые им совокупности особей являются популяциями.

Далее объективность проведенной группировки частот оценивается с помощью критерия χ^2 . Статистический анализ показал, что группировка выборок в популяции таким образом, как это показано на рисунке, правильная, действительно отражающая природную дифференциацию вида по данному признаку, так как каждая популяция однородна внутри себя по частотам каждого изучаемого фена третьего слоя окраски семян ($\chi^2 < \chi^2_{0,05}$), а пространственно смежные популяции достоверно различаются между собой (табл. 50).

Таблица 50

Результаты сравнения достоверности различий пространственно смежных популяций по фенам третьего слоя окраски семян

№ п/п	Номера сравниваемых популяций	$\chi^2_{\text{факт.}}$
1	1–2	19,62
2	1–3	3,98
3	2–3	46,59
4	3–4	52,27
5	4–5	51,35
6	4–6	15,36
7	5–6	5,25

Примечание: для числа степеней свободы $k=(2-1)(2-1)=1$ $\chi^2_{0,05}=3,84$; $\chi^2_{0,01}=6,64$; $\chi^2_{0,001}=10,83$ [258]



Рис. 21. Карта-схема изменчивости сосны обыкновенной в Кировской области по фену отсутствия третьего слоя окраски семян, а – частота фена (%), б – граница популяций, в – номер популяции. Популяции: 1 – Моломско-Ветлужская, 2 – Вятско-Пижемская, 3 – Средне-Вятская, 4 – Центрально-Вятско-Увальская, 5 – Чепецко-Косинская, 6 – Лобанско-Кильмезская.

В дальнейшем при анализе популяционной дифференциации населения вида по другим изучаемым фенам оценивается совместимость пространственного расположения ареальных группировок особей, маркируемых данным феном, с границами популяций, приведённых на рисунке. Для этого на карту-схему района исследований с границами популяций, выделенных по фенам третьего слоя окраски семян (рис. 21), наносятся частоты фенов каждого изучаемого признака. Выборки частот в пределах границ

каждой популяции объединяются. Полученные группы частот с помощью критерия χ^2 оцениваются на однородность включенных в них выборок и достоверность различий между собой.

О возможности использования некоторых видов культурных растений для биоиндикации почв, загрязнённых ртутью

В связи с обострением проблемы загрязнения окружающей среды всё большее значение приобретает экологический мониторинг. Мониторинг биосферы позволяет разрабатывать и принимать своевременные рекомендации по ограничению выброса загрязняющих веществ в окружающую среду. Оценку состояния окружающей среды можно дать, во-первых, сравнивая значение содержания поллютантов в её объектах с разработанными нормативами, во-вторых, по оценке состояния живых организмов. Биологический мониторинг является более эффективным в этом отношении, так как основан на способности организмов быстро реагировать на действие неблагоприятного фактора. В качестве биоиндикатора состояния окружающей среды часто используют растения. Произрастая на загрязнённых территориях, растения реагируют на неблагоприятное воздействие поллютанта изменением процессов жизнедеятельности, в некоторых случаях происходят необратимые изменения и гибель организмов. Для биоиндикации чаще используют культурные растения, которые отличаются от дикорастущих видов меньшей устойчивостью к воздействию неблагоприятных факторов среды.

Среди загрязнителей почв особую опасность представляют тяжёлые металлы (ТМ), обладающие высокой токсичностью и степенью аккумуляции [185]. Существенная доля ТМ, загрязняющих природную среду, аккумулируется в почве и из неё поступает в растения. Среди ТМ особое место занимает ртуть. Этот элемент не является необходимым для живых организмов, при невысоких концентрациях в среде способен накапливаться в организме, вызывая симптомы токсичности [259].

В качестве объектов исследования были выбраны: пелюшка (*Pisum arvense* L.) сорта Надежда, кресс-салат (*Lepidium sativum* L.), салат (*Lactuca sativa* L.) сорта Московский парниковый, ячмень (*Hordeum distichum* L.) сорта Новичок, редис (*Raphanus sativus* var. *radicula*) сортов Софит, Французский завтрак и сорт 18 дней. В опытах использовали верхний 15 см слой типичной подзолистой почвы со следующими агрохимическими характеристиками: pH_{KCl} – $5,6 \pm 0,1$, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ – $6,0 \pm 0,2$, содержание гумуса – 1,55%. В почву вносили азот, фосфор, калий из расчёта 0,2 г, 0,15 г, 0,15 г соответственно на действующее вещество [260]. Растения выращивали в сосудах

с дном. От осадков их укрывали плёнкой. Полив растений осуществляли водопроводной водой.

Загрязнение почвы создавали внесением моногидрата нитрата ртути (II) – $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ из расчёта 18, 36, 90 и 180 мг соли на кг сухой почвы, что соответствовало содержанию 5, 10, 25, 50 ПДК ртути [197]. Известно, что при содержании в почве ПДК ртути (2,1 мг/г сухой почвы) не происходит накопления ощутимых количеств металла в сельскохозяйственной продукции. Н. Г. Зырин и Л. К. Садовникова [261] показали, что дозу ртути (при внесении в виде нитрата ртути (II)) выше 20 мг/кг (≈ 10 ПДК) можно считать токсичной для ячменя на дерново-подзолистой почве.

Определения функциональных показателей и накопления биомассы проводили через 15 (40), 25 (80), 30, 40 и 50 дней от появления всходов у пелюшки, ячменя, кресс-салата, редиса и салата сорта Московский парниковый соответственно.

Измеряли линейный рост побегов и корней, содержание хлорофиллов и каротиноидов в листьях на спектрофотометре UV – 1700 («Shimadzu», Япония) в ацетоновой вытяжке при 662, 644, 470 нм. Активность пероксидазы растений оценивали йодометрическим методом, по методике, разработанной Д. М. Михлиным и З. С. Броневицкой [262]. Интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) анализировали по цветной реакции тиобарбитуровой кислоты с малоновым диальдегидом, образующимся в процессе ПОЛ [263]. Интенсивность дыхания подземной части растений измеряли с помощью ИК-газоанализатора «Infralit-4» (Германия). Опыты проводили в 3-4 биологических повторностях, аналитические определения – в 4-5-кратной повторности. Полученные данные обрабатывали с использованием стандартных статистических методов. На рисунках и таблицах приведены средние арифметические величины со стандартным отклонением. Сравнение показателей проводили с использованием критерия Стьюдента.

Рост служит хорошим индикатором состояния растений, так как интегрирует воздействие стресс-фактора на все процессы и функции растительного организма. Поглощенная ртуть приводила к ингибированию роста большинства растений. У пелюшки, салата и кресс-салата под действием ионов ртути происходило торможение роста корня (табл. 51). При дозе ртути 25 ПДК сырая биомасса корней 15-дневных растений пелюшки и кресс-салата была в 1,5 – 4,5 раза меньше, чем в контроле. У 40-дневных растений пелюшки в присутствии ртути в среде выращивания усиливалось накопление надземной биомассы на 25 – 65% по сравнению с контролем.

Наиболее восприимчив к действию ртути был салат сорта Московский парниковый. Полевая всхожесть семян этой культуры при дозе 25 ПДК

Влияние ртути на показатели роста растений

Варианты	Длина, см		Сырая масса, г/растение		Сухая масса, г/растение	
	Корень	Побег	Корень	Побег	Корень	Побег
1	2	3	4	5	6	7
15-дневные растения пелюшки						
Контроль	13,4±1,0	30,6±2,8	0,50±0,04	3,08±0,91	0,049±0,009	0,40±0,14
10 ПДК	11,0±1,1***	33,6±3,0***	0,37±0,05***	2,86±0,47	0,047±0,009	0,34±0,06*
50 ПДК	10,5±0,9***	31,9±4,5	0,33±0,04***	3,37±0,70	0,038±0,004***	0,44±0,13
40-дневные растения пелюшки						
Контроль	14,4±1,2	84,5±5,8	0,54±0,12	13,4±3,0	0,087±0,024	2,24±0,53
10 ПДК	14,8±1,2	80,8±8,7	0,60±0,13	16,8±3,7***	0,121±0,020***	3,69±0,74***
50 ПДК	11±0,9***	86,2±5,8	0,63±0,19*	18,1±4,1***	0,091±0,036	3,25±0,81***
20-дневные растения кресс-салата						
Контроль	9,10±0,8	30,1±1,2	0,24±0,02	2,27±0,50	0,039±0,004	0,34±0,07
15 ПДК	7,8±0,4***	27,0±0,9***	0,18±0,02***	2,31±0,44	0,028±0,003***	0,24±0,03***
30 ПДК	7,4±0,5***	26,1±1,0***	0,16±0,02***	2,33±0,40	0,024±0,002***	0,23±0,04***
30-дневные растения кресс-салата						
Контроль	8,2±0,9	18,5±1,4	0,53±0,08	2,23±0,30	0,066±0,011	0,22±0,03
10 ПДК	7,5±0,9**	18,1±1,1	0,19±0,03***	2,05±0,22*	0,028±0,004***	0,22±0,02
25 ПДК	7,2±1,1***	15,6±0,9***	0,11±0,01***	1,89±0,20***	0,018±0,002***	0,18±0,02***

1	2	3	4	5	6	7
50-дневные растения салата с. Московский парниковый						
Контроль	6,6±0,7	16,2±1,3	1,01±0,18	8,09±1,26	0,060±0,011	0,85±0,13
10 ПДК	4,4±0,7***	15,7±2,2	0,29±0,08***	3,70±0,83***	0,032±0,008***	0,21±0,06***
40-дневные растения редиса с. Софит						
Контроль	8,3±1,04	33,3±3,7	0,25±0,05	17,00±3,12	0,022±0,005	1,08±0,20
10 ПДК	6,8±0,6***	24,0±2,2***	0,24±0,05	7,05±1,16***	0,021±0,004	0,40±0,07***
25 ПДК	5,9±0,8***	20,0±2,3***	0,16±0,05***	5,64±1,17***	0,014±0,004***	0,29±0,06***
40-дневные растения редиса с. 18 дней						
Контроль	8,1±0,9	23,5±3,1	0,37±0,08	7,91±1,48	0,045±0,012	0,56±0,14
10 ПДК	5,6±0,9***	23,2±3,9	0,34±0,06	8,16±2,83***	0,034±0,007***	0,74±0,19***
25 ПДК	6,2±0,6***	30,0±3,1***	0,31±0,08**	10,75±2,48***	0,027±0,004***	0,72±0,14***
40-дневные растения редиса с. Французский завтрак						
Контроль	7,4±0,7	18,0±2,1	Измерения не проводили		0,013±0,003	0,27±0,04
15 ПДК	6,4±0,5***	19,0±1,3*			0,011±0,002**	0,33±0,04***
30 ПДК	5,6±0,5***	19,6±1,8**			0,011±0,002**	0,32±0,06***

Примечание: здесь и далее: различия между опытом и контролем достоверны при: * p≤0,05; ** p≤0,01; *** p≤0,001

снижалась до 10%. При 10 ПДК происходило ингибирование роста корня: его длина снижалась в 1,5 раза, накопление сырой и сухой биомассы – соответственно в 3,5 и 2 раза. У опытных растений отмечено снижение сырой и сухой биомассы побега в 2 и 4 раза соответственно по сравнению с контролем.

Из исследованных сортов редиса более чувствительными к действию ртути оказались растения сорта Софит. При внесении в почву 10 ПДК ртути снижение длины и биомассы побега составило 30 и 60%, при дозе 25 ПДК – 40 и 70%. Длиннокорнеплодные сорта редиса – Французский завтрак и сорт 18 дней оказались более устойчивы к действию ионов ртути, чем круглокорнеплодный сорт Софит. У растений данных сортов в присутствии ртути в среде выращивания отмечено увеличение роста побега на 10 – 35% по сравнению с контролем. У растений редиса, за исключением сорта Софит, испытанные концентрации ртути не оказывали влияния на накопление биомассы корнеплодов (табл. 52). Биомасса корнеплода у опытных растений была в 1,3 – 1,8 раза ниже, чем в контроле.

Таблица 52

**Накопление биомассы корнеплодов редиса при внесении
в почву нитрата ртути (II)**

Сорт редиса		Сырая масса, г/растение	Сухая масса, г/растение
Софит:	Контроль	9,9±2,5	0,44±0,11
	10 ПДК	6,0±1,2***	0,24±0,07***
	25 ПДК	7,2±1,0***	0,29±0,04***
18 дней:	Контроль	15±5	0,64±0,20
	10 ПДК	12±4	0,59±0,14
	25 ПДК	12±4	0,61±0,07
Французский завтрак:	Контроль	8,9±1,5	0,45±0,09
	15 ПДК	9,5±1,6	0,44±0,07
	30 ПДК	9,4±1,4	0,42±0,09

Наиболее устойчивым к ионам ртути оказался рост вегетативных органов ячменя (табл. 53). Длина корней 25-дневных растений при 10 – 50 ПДК была на 10% ниже, чем в контроле. У молодых растений отмечено увеличение длины и сырой биомассы побегов в среднем на 30%. У зрелых 80-дневных растений в присутствии ртути в 1,5 раза повышалась сухая масса стеблей и листьев.

Увеличение биомассы надземной части у 40-дневных растений пелюшки, ячменя и длиннокорнеплодных сортов редиса можно рассматривать как ответную реакцию на действие ртути. Эффект положительного

влияния нитрат-ионов на растения при внесении в почву нитрата ртути исключать нельзя, однако не это оказывает действие, так как при добавлении в почву 25 ПДК ртути дополнительно поступало всего 0,03 г $\text{NO}_3^-/\text{кг}$ почвы. Исходное содержание гидролизуемого азота составляло 0,2 г/кг почвы, или 0,9 г $\text{NO}_3^-/\text{кг}$. Кроме того, в почву перед опытом вносили азотные удобрения в дозе 0,1 г $\text{NO}_3^-/\text{кг}$ почвы. Следовательно, содержание нитрат-ионов в почве было в 33 раза больше, чем было внесено с нитратом ртути. Необходимо также отметить, что увеличение роста надземной массы растений было характерно лишь для растений ячменя и не свойственно другим изученным нами культурам.

Ионы ртути оказывали ингибирующее действие на формирование репродуктивных органов ячменя (табл. 54). При дозах 25 и 50 ПДК у растений уменьшалась биомасса и число колосьев в 1,5 – 2,5 раза по сравнению с контролем. Уменьшение биомассы происходило не только из-за уменьшения числа колосьев, но и снижения во всех вариантах средней массы колоса на 20 – 25%. При действии 50 ПДК ртути число зерен в колосе уменьшалось на 15%. Достоверных изменений массы зерен в колосе нами не выявлено.

Таким образом, вегетативный рост преобладал над репродуктивным. Репродуктивные органы опытных растений дольше сохраняли зелёную окраску. Исследованиями А. Ф. Титова и сотр. [264] выявлено, что при выращивании ячменя на песке с дозой свинца (II) 400 мг/кг (12,5 ПДК) происходила задержка прохождения фаз развития растений.

Таким образом, доза ртути 10 ПДК и выше оказывала токсический эффект на большинство культурных растений, что проявилось в ингибировании их роста. По данным литературы [261], дозу ртути (при внесении в виде раствора $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$) выше 20 мг/кг (≈ 10 ПДК) можно считать токсичной для ячменя на дерново-подзолистой почве. Согласно данным А. В. Ковды [265], содержание в питательном растворе ртути 500 мкг/л (2,5 мкМ) приводило не только к уменьшению общей биомассы растений овса, но и к снижению массы репродуктивных органов в 2 раза и более.

Согласно современным представлениям большинство токсикантов вызывает в растениях окислительный стресс. Уровень окислительного стресса мы оценивали по активности одного из антиоксидантных ферментов – пероксидазы и по интенсивности ПОЛ в тканях растений.

В тканях подземной части всех исследованных овощных культур под влиянием высоких доз ртути происходило увеличение активности пероксидазы (табл. 55). Корни кресс-салата превосходили по активности данного фермента другие растения в 2-6 раз. При 10 ПДК активность пероксидазы увеличивалась в 1,7 раза по сравнению с контролем и снижалась при

Влияние ртуты на формирование колоса у растений ячменя

Вариант	Число колосьев, шт/растение	Масса колосьев, г/растение		Сырая масса колоса, г/шт	Число зерен в колосе	Масса зерна, г/шт
		сырая	сухая			
Контроль	6,94±0,94	11,3±1,2	4,93±0,53	1,72±0,11	21,2±1,2	0,11±0,01
5 ПДК	6,77±1,09	10,4±1,7	4,44±0,73*	1,62±0,10*	21,6±1,4	0,10±0,01
25 ПДК	3,88±0,81***	7,3±1,0***	3,26±0,44***	1,43±0,08***	22,4±1,5	0,11±0,01
50 ПДК	3,35±0,72***	5,2±1,0***	2,09±0,47***	1,32±0,11***	18,0±0,9***	0,10±0,01

Влияние ртуты на активность пероксидазы, мл 0,01 н I2/г сырой массы

Культура	Подземная часть			Листья	
	Контроль	10 ПДК	25 ПДК	Контроль	25 ПДК
Кресс-салат (20-дневные растения)'	18,3±0,5	33,8±0,6***	19,4±0,9	6,6±0,4	7,1±0,4
Салат	5,6±0,5	7,5±0,1*	–	4,2±0,4	–
Редис сорта 18 дней	7,7±0,1	7,2±0,3	16,2±0,4***	8,6±0,3	16,4±0,6**
Редис сорта Французский завтрак'	3,4±0,2	4,3±0,2*	6,0±0,4**	6,3±0,5	8,89±0,5*

Примечание: здесь и далее прочерк означает отсутствие растений из-за ингибирования прорастания семян при действии ртуты

25 ПДК. Изменение активности пероксидазы в корнях растений кресс-салата носило двухфазный характер. С увеличением дозы токсиканта возрастал уровень окислительного стресса, что приводило к ингибированию данного фермента. Наиболее вероятной причиной снижения активности пероксидазы – белка цитоплазмы – может быть его разрушение в условиях стресса.

У растений редиса при высокой дозе ртути происходило усиление активности фермента и в корнях, и в листьях. Активность пероксидазы в листьях редиса сорта 18 дней была в 2 раза выше, чем в контроле. Вероятно, различия в изменении активности фермента у исследуемых культур обусловлены видовыми особенностями растений. Можно полагать, что активация пероксидазы является ответной реакцией на окислительный стресс. С одной стороны, увеличение пероксидазной активности в тканях растений в условиях стресса является защитной реакцией, препятствующей ПОЛ мембран, с другой – может служить биохимическим тестом устойчивости растений к стресс-фактору.

Сходные данные получены А. S. Khan и N. Y. Chaudhry [266] для тыквенных культур, в корнях которых под действием хлорида и нитрата ртути (II) происходит увеличение активности пероксидазы. При экспозиции 2-недельных проростков гороха в течение 2 час. на 0,01 мМ растворе $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ активность фермента возрастала на 24% [267].

При высоких концентрациях поллютантов происходит образование большого количества АФК, которые вызывают перекисное окисление клеточных структур, в первую очередь, ненасыщенных жирных кислот мембран. Нами установлено, что внесение ртути в почву приводило к усилению ПОЛ в корнях растений (табл. 56). Так, при дозе ртути 25 ПДК концентрация малонового диальдегида (МДА) в корнях редиса (сорта Софит и 18 дней), салата и кресс-салата была в 1,2 – 1,8 раза выше, чем в контроле. В корнеплодах и листьях растений, за исключением салата и редиса сорта Софит (при 25 ПДК), не выявлено достоверных изменений в интенсивности ПОЛ.

В корнях 25-дневных растений ячменя при действии 25 и 50 ПДК ртути содержание МДА повышалось на 20% по сравнению с контролем (рис. 22).

Таким образом, высокая интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ) у растений, выращенных на загрязненном ртутью субстрате, свидетельствует об индукции металлом окислительного стресса, что может привести к нарушению целостности мембраны и повреждению клеток.

Таблица 56

**Влияние ртути на содержание малонового диальдегида
в тканях овощных растений, мкмоль/г сырой массы**

Орган растения	Контроль	10 ПДК	25 ПДК
Кресс-салат (20-дневные растения)'			
Корни	4,5±0,21	4,8±0,1	5,4±0,1**
Листья	6,2±0,2	6,6±0,1	6,9±0,2*
Кресс-салат (30-дневные растения)			
Корни	2,5±0,2	2,9±0,1*	3,7±0,2*
Листья	5,7±0,3	6,1±0,2	6,2±0,1
Салат с. Московский парниковый			
Корни	5,0±0,2	8,8±0,2***	—
Листья	7,0±0,5	8,7±0,1**	
Редис с. Софит			
Корни	6,0±0,1	6,1±0,2	7,3±0,2***
Корнеплоды	4,4±0,2	4,4±0,1	5,2±0,1**
Листья	7,8±0,5	7,2±0,2	9,0±0,2*
Редис с. 18 дней			
Корни	5,1±0,2	6,2±0,4**	6,3±0,1***
Корнеплоды	4,5±0,4	4,8±0,1	4,7±0,1
Листья	7,7±0,9	7,8±0,7	8,0±0,1
Редис с. Французский завтрак'			
Корни	4,6±0,2	5,5±0,1**	6,1±0,1***
Корнеплоды	4,0±0,1	3,9±0,1	4,0±0,1
Листья	7,2±0,1	7,3±0,1	7,5±0,1

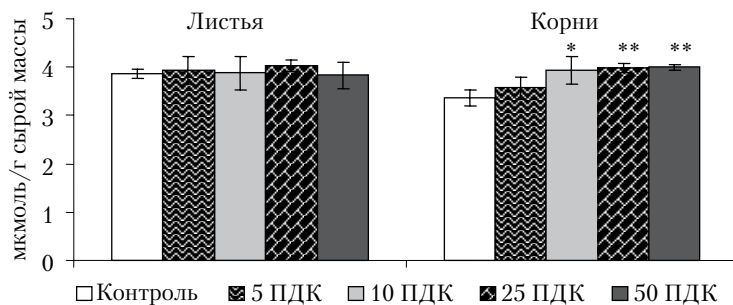


Рис. 22. Влияние ртути на содержание МДА в тканях 25-дневных растений ячменя, мкмоль/г сырой массы

Наиболее чувствительным показателем реакции растений на действие ртути является дыхание – источник энергии для жизнедеятельности организмов. В результате дыхания образуются многочисленные соединения, служащие исходным материалом для биосинтезов. Дыхание зависит от многих факторов внешней среды. Стрессовые условия, подавляя общую метаболическую активность и рост, могут усиливать дыхание для целей репарации повреждения, синтеза специфических метаболитов, выполняющих защитные функции [268, 269].

Под действием ртути усиление интенсивности дыхания корней опытных растений салата сорта Московский парниковый составляло 30%, корней 20-дневных растений кресс-салата – 50% от контроля (рис. 23). Дыхательная способность корнеплодов с корнями у трех сортов редиса при 25 ПДК повышалась на 45%. У 15-дневных растений пелюшки интенсивность дыхания корней была на 35% выше, чем в контроле. При 25 и 50 ПДК ртути в почве в корнях 25-дневных растений ячменя отмечена интенсивность дыхания на 20% выше, чем в контроле.

При внесении в почву нитрата ртути (II) происходило изменение скорости дыхания листьев растений. Выявлено, что изменение дыхания листьев опытных растений пелюшки составляло 35 – 40% от контроля (рис. 24). Под действием ртути у листьев редиса сорта 18 дней, 30-дневных растений кресс-салата и салата уровень дыхания был выше на 15 – 35% по сравнению с контролем. Достоверных изменений дыхания листьев 20-дневных растений кресс-салата в присутствии ртути в почве не выявлено.

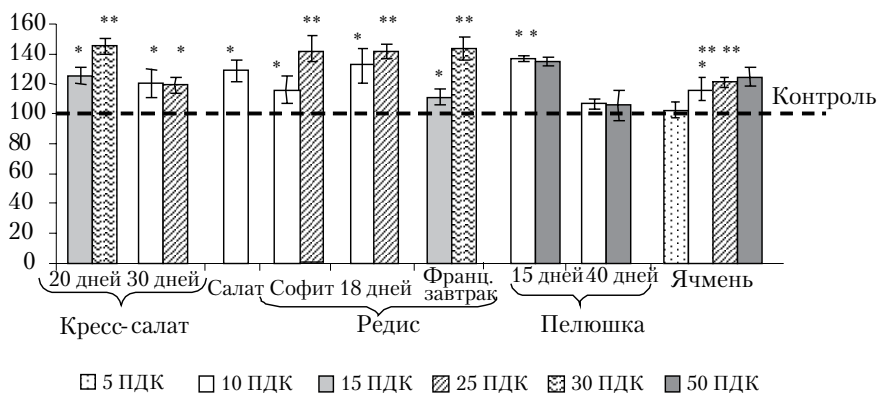


Рис. 23. Интенсивность дыхания подземных органов кормовых и овощных растений в присутствии ртути, % к контролю

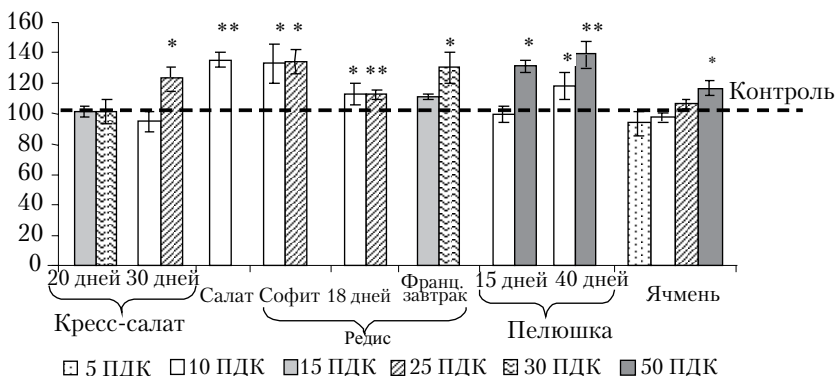


Рис. 24. Интенсивность дыхания листьев кормовых и овощных растений в присутствии ртути, % к контролю

Таким образом, у всех исследованных культур интенсивность дыхания подземной части растений при высокой дозе ртути в почве была достоверно выше, чем в контроле. Наибольший эффект ртуть оказывала на дыхание растений салата. При 10 ПДК интенсивность дыхания корней и листьев салата сорта Московский парниковый была на 30 – 35% выше, чем в контроле.

Можно выделить несколько причин усиления дыхания растений. Во-первых, это увеличение энергетических затрат на процессы поддержания и репарацию повреждений под действием стресс-фактора. Во-вторых, под действием невысоких концентраций ТМ возможно усиление активности ферментов, участвующих в процессе дыхания. Данные литературы [270] свидетельствуют об увеличении содержания некоторых ферментов цикла Кребса и их активности в *Silene italica* и *Glycine max* при действии Cd, Pb и Ni. В-третьих, увеличение дыхания может свидетельствовать об активном синтезе кислот цикла Кребса (малат, цитрат, изоцитрат, сукцинат) хелаторов ТМ [271], обеспечивающих металлоторансформацию растений.

Таким образом, установлено, что в большей степени влиянию ртути подвержены процессы роста и метаболизма подземной части растений, чем надземной. Это связано с тем, что исследуемые растения накапливают ртуть преимущественно в корнях [272], т. е. проявляют стратегию эксклюдера по классификации А. J. М. Baker [187].

Известно, что фотосинтетический аппарат растений отличается высокой чувствительностью к ТМ [273]. Однако единого мнения относи-

тельно действия на него различных концентраций этих металлов пока не существует. Нами установлено, что наличие нитрата ртути в питательной среде приводит к изменениям в пигментном комплексе растений. Реакция пигментного фонда зависела от вида растений и дозы токсиканта.

Установлено, что при высокой дозе ртути в почве листья опытных растений содержали меньшие концентрации хлорофилла *a* по сравнению с контролем (табл. 57). Содержание хлорофилла *b* и каротиноидов в большинстве случаев уменьшалось. В листьях растений редиса сорта Софит нами отмечено увеличение концентрации каротиноидов на 15 – 25% по сравнению с контролем. Наиболее чувствительным к действию ртути оказался пигментный комплекс растений редиса сорта 18 дней. У опытных растений выявлено уменьшение концентрации фотосинтетических пигментов: хлорофиллов – на 26%, каротиноидов – на 37%. Н. М. Казниной [274] показано, что при выращивании растений ячменя на песке с дозой ацетата свинца 800 мг/кг (≈ 25 ПДК) до фазы 2-х листьев содержание зеленых пигментов в листьях снижалось на 30 – 40%.

Снижение содержания хлорофиллов может быть вызвано рядом причин. Наиболее вероятная причина – ингибирование ферментов, участвующих в синтезе хлорофилла. D. D. K. Prasad и A. R. K. Prasad [275] показали, что при выращивании проростков проса на растворе с дозой ионов ртути 100 мМ происходит снижение активности дегидратазы 5-аминолевулиновой кислоты на 30% по сравнению с контролем. Одной из причин может быть также снижение содержания ферментов синтеза пигментов. Возможно, под действием токсиканта разрушаются белки-ферменты. Кроме того, в результате окислительного стресса происходит необратимая окислительная деструкция пигментов.

Таблица 57

Содержание фотосинтетических пигментов в листьях растений под действием ртути (II), мг/г сухой массы

Вариант	Хлорофилл <i>a</i>	Хлорофилл <i>b</i>	Каротиноиды
1	2	3	4
20-дневные растения кресс-салата			
Контроль	9,34 $\pm$ 0,18	3,63 $\pm$ 0,09	2,32 $\pm$ 0,06
15 ПДК	8,84 $\pm$ 0,39	3,40 $\pm$ 0,06*	2,10 $\pm$ 0,11*
30 ПДК	8,38 $\pm$ 0,24**	3,23 $\pm$ 0,07**	1,97 $\pm$ 0,07**
30-дневные растения кресс-салата			
Контроль	6,45 $\pm$ 0,11	2,17 $\pm$ 0,05	1,94 $\pm$ 0,08
10 ПДК	5,81 $\pm$ 0,19**	2,32 $\pm$ 0,02*	1,81 $\pm$ 0,13
25 ПДК	5,75 $\pm$ 0,04**	2,18 $\pm$ 0,16	1,75 $\pm$ 0,05*

1	2	3	4
50-дневные растения салата сорта Московский парниковый			
Контроль	8,43±0,16	4,66±0,17	1,95±0,10
10 ПДК	7,42±0,12**	3,94±0,11**	1,77±0,02*
40-дневные растения редиса сорта Софит			
Контроль	8,19±0,07	3,74±0,10	1,76±0,01
10 ПДК	8,09±0,06	3,40±0,10**	2,03±0,05***
25 ПДК	7,73±0,03**	3,24±0,17**	2,18±0,01**
40-дневные растения редиса сорта 18 дней			
Контроль	5,18±0,28	2,23±0,06	1,50±0,12
10 ПДК	3,85±0,08**	1,68±0,08**	0,97±0,03***
25 ПДК	3,87±0,12**	1,63±0,05***	0,96±0,02**
40-дневные растения редиса сорта Французский завтрак			
Контроль	6,86±0,14	2,82±0,11	1,61±0,04
15 ПДК	5,45±0,05***	2,31±0,06**	1,27±0,03***
30 ПДК	5,12±0,07***	2,24±0,07**	1,34±0,03**
15-дневные растения пелюшки			
Контроль	6,96±0,18	2,26±0,09	2,00±0,10
10 ПДК	6,62±0,29	2,05±0,15	1,91±0,16
50 ПДК	6,68±0,13	1,98±0,06	2,09±0,02
40-дневные растения пелюшки			
Контроль	5,31±0,13	1,39±0,08	1,66±0,04
10 ПДК	5,33±0,10	1,27±0,04	1,53±0,04
50 ПДК	4,72±0,06*	1,25±0,03	1,42±0,03*
25-дневные растения ячменя			
Контроль	10,15±0,32	3,53±0,05	2,77±0,07
5 ПДК	9,67±0,15	3,46±0,08	2,62±0,05
10 ПДК	10,64±0,55	3,31±0,21	3,00±0,21
25 ПДК	10,76±0,26	4,00±0,16*	2,79±0,09
50 ПДК	10,71±0,20	3,95±0,18*	2,87±0,10

Таким образом, в ходе проделанной работы выявлены виды, сорта растений и их показатели, которые можно использовать для биоиндикации загрязнённых ртутью почв. Установлено, что токсический эффект ртути заключается в изменении роста и физиологических параметров растений. Под действием ртути нарушается рост растений, в тканях увеличивается активность антиоксидантного фермента пероксидазы и содержание малонового диальдегида, в листьях снижается концентрация фотосинтетических пигментов. Наиболее чувствительным показателем реакции рас-

тений на действие ртути является дыхание – источник энергии для жизнедеятельности организмов. Токсический эффект ртути заключается в усилении интенсивности дыхания растений вследствие активизации процессов, направленных на поддержание функциональной целостности и репарацию повреждений в условиях стресса. Чувствительность растений к действию ртути видо- и сортоспецифична. Растения салата сорта Московский парниковый в большей степени подвержены влиянию токсиканта, пелюшка и ячмень – наиболее устойчивые виды. Из исследованных сортов редиса наибольшую чувствительность к токсическому действию ртути имеет сорт Софит. Различные органы растений характеризуются разной восприимчивостью к воздействию поллютанта. По сравнению с побегами корни растений сильнее реагируют на присутствие ртути в среде выращивания, что связано с большей аккумуляцией в них ртути.

Итак, из исследованных видов культурных растений лучшим биоиндикатором загрязнения ртутью почв по всем морфо-физиологическим параметрам является салат сорта Московский парниковый.

Биомониторинг растительного покрова в районах строительства объектов по уничтожению химического оружия

Растительность является основным компонентом биосферы и индикатором её состояния, поэтому в районах строительства объектов по уничтожению химического оружия, в районах, попадающих в зону возможного распространения отравляющих веществ, продуктов их разложения, необходимо до пуска объекта дать объективную оценку состояния растительности территории, оценку биоразнообразия растительного покрова, т. е. создать исходную базу данных по растительности. Изучение растительности проводится на постоянных пробных площадках, и дальнейшие систематические детальные наблюдения за фитоценозами, т. е. биомониторинг позволяет объективно оценивать влияние указанных объектов на растительность, фиксировать происходящие изменения в их составе и структуре.

Под изменением состояния фитоценозов следует понимать:

- изменение флористического состава, смену доминантных видов во флористическом составе; исчезновение редких и уязвимых видов, занесённых в Красные книги [276, 277]; видов, находящихся на границе своего ареала;
- изменение жизненности видов, т. е. морфологические и анатомические изменения вегетативных и генеративных органов растений: дефолиация, некрозы, хлорозы, покраснение. Например, при избытке

в почве *фосфора* повреждается всё взрослое растение. Наблюдается некроз ткани, общее пожелтение листьев; у более старых листьев концы и края становятся жёлтыми и коричневыми, появляются яркие некротические пятна, листья опадают; при избытке *серы* происходит общее огрубление растений, листья становятся мелкими, тускло-зелёными, стебли твёрдыми, позднее листья могут скручиваться внутрь и покрываться наростами, края их становятся коричневыми, затем бледно-жёлтыми; при избытке *хлора* происходит общее огрубление растений, листья становятся мелкими, тускло-зелёными, стебли твёрдыми, у некоторых растений на более старых листьях появляются пурпурно-коричневые пятна, после чего листья опадают [278]; прекращение цветения и плодоношения, появление различных уродств в строении цветков, плодов и вегетативных органов;

- изменение степени проективного покрытия видами;
- количественное соотношение эколого-ценотических групп.

Биомониторинг растительного покрова включает: а) закладку постоянных пробных площадей (ППП). Постоянные пробные площади закладываются, по возможности, в типичных участках лесных массивов, луговых, степных, болотных, прибрежно-водных фитоценозах недалеко от точек отбора проб и для контроля в идентичных фитоценозах в чистой (фоновой) зоне. При исследовании травяных и кустарниковых сообществ (луговых, болотных, степных, прибрежно-водных) размер пробных площадей составляет – 100 м², лесных – 400 м²; б) геоботанические описания растительных сообществ на PPP. В лесных фитоценозах дается характеристика древесного яруса (древостоя), подроста, подлеска (кустарникового яруса), травяно-кустарничкового и мохово-лишайникового ярусов [279]. В луговых, степных, болотных, прибрежно-водных фитоценозах – травянистого и мохового ярусов [280].

Для каждого фитоценоза приводятся оценки категории состояния или жизненности вида.

В лесных фитоценозах в основе шкалы категорий жизненного состояния деревьев лежат следующие признаки: 1) хлорозы и некрозы у листьев (хвои) – дехромация; 2) снижение продолжительности жизни хвои; 3) ускоренное отмирание ветвей основной части кроны; 4) снижение охвоенности (облиственности) кроны – дефолиация. Категории состояния дерева указываются по 10-балльной шкале; для стоящих деревьев используются баллы от 0 до 5. Баллы 6-9 используются для обозначения буреломных и ветровальных стволов [281].

Для сосны оценивается верхняя 2/3 часть кроны; для ели верхняя 1/2 часть кроны.

Ниже приведена шкала жизненного состояния деревьев (рис. 25, 26).

0 – здоровые деревья – без внешних признаков ослабления; с густой зеленой кроной, с нормальными для данного возраста, сезона и условий местопроизрастания приростами последних лет. Дефолиация: 0 – 5%; дехромация: 0%.

1 – ослабленные деревья – характеризуются слабо ажурной кроной, повреждением до 1/3 фотосинтезирующего аппарата, укороченным приростом в высоту, усыханием отдельных ветвей (менее 1/4), повреждением или небольшим местным отмиранием ствола, отдельных корневых лап; хвоя часто светлее обычного. Дефолиация: для хвойных 10 – 20%, для лиственных 10 – 30%; дехромация: 5–10%.

2 – сильно ослабленные деревья – с ажурной кроной, с повреждением и усыханием до 2/3 фотосинтезирующего аппарата. У хвойных пород хвоя светло-зелёная или серовато-матовая. У лиственных пород листва мельче и светлее обычной, преждевременно опадает, крона изрежена, усохших ветвей от 1/4 до 1/2. Прирост сильно укорочен или отсутствует. Деревья суховершинные, со значительными повреждениями, поражениями ствола, корневых лап; в ряде случаев наблюдается частичное заселение дерева стволовыми вредителями при местном типе ослабления. Дефолиация: для хвойных 20 – 50%, для лиственных 30 – 60%, дехромация: 10 – 20%.

3 – усыхающие – с сильно изреженной кроной усохших ветвей от 1/2 до 3/4; с повреждением более 2/3 фотосинтезирующего аппарата, листва (хвоя) желтеет и осыпается, текущего прироста по высоте нет, по стволу и корням возможны насечки и единичные свежие поселения стволовых вредителей. Дефолиация: для хвойных 50 – 70%, для лиственных 60 – 80%; дехромация: 30 – 50%.

4 – свежий сухостой – деревья, усохшие в текущем году, с жёлтой или бурой листвой (хвоей) или без нее; мелкие веточки сохраняются, кора сохранена или осыпалась лишь частично; по стволу – свежие поселения короедов, возможны личинки 1–3-го возраста. Усыхание хвойных деревьев без заселения короедами встречается редко, среди лиственных пород – чаще. Дефолиация: для хвойных 80 – 100%, для лиственных 80 – 100%; дехромация: 100%.

5 – старый сухостой – деревья, усохшие в прошлые годы; хвои (листвы) нет; вершинка, как правило, обломлена; кора и мелкие веточки легко отваливаются; стволовые вредители вылетают или вылетели. Дефолиация: 100%; дехромация: 100%.

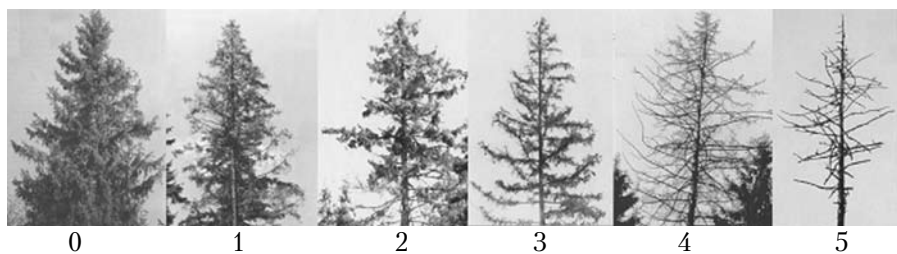


Рис. 25. Категории жизненного состояния ели

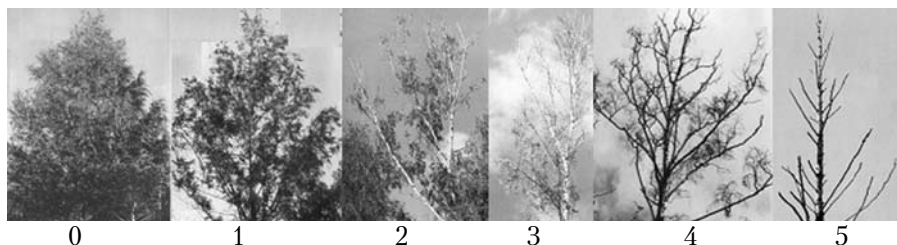


Рис. 26. Категории жизненного состояния березы пушистой

У подростка категория жизненного состояния определяется на основе следующих критериев:

1) жизнеспособные особи – прогрессирующий или стабильный прирост главной оси за последние 3 года, нормальное развитие ассимиляционных органов (отсутствие хлорозов, у хвойных – характерная для региона продолжительность жизни хвои), отсутствие повреждений насекомыми и болезнями;

2) особи низкой жизнеспособности – регрессирующий прирост главной оси за последние 3 года или отсутствие прироста (гибель верхушечной почки и усыхание верхней части главной оси), нарушение развития ассимиляционных органов (хлороз, у хвойных – снижение продолжительности жизни хвои), наличие повреждений насекомыми и болезнями и механических повреждений;

3) нежизнеспособные особи – полностью усохшие или сохранившие не более одной живой боковой ветви [282].

У подлеска (кустарникового яруса) категории состояния определяются на основе критериев, данных для подростка.

У травяно-кустарничкового яруса лесных фитоценозов и травянистой растительности лугов, степей принята следующая система обозначений жизненности: 1 – вид проходит полный цикл развития и нормально развивается, включая плодоношение; 2 – вид вегетативно развит неплохо, но не плодоносит; 3 – вид не плодоносит и очень сильно угнетен, ве-

гетерирует слабо, наблюдаются повреждения вегетативных и генеративных органов растений: дефолиация, некрозы, хлорозы, появление различных уродств в строении цветков, плодов и вегетативных органов [283]. Загрязнение среды может вызвать смену доминантных видов во флористическом составе; исчезновение редких и уязвимых видов (в первую очередь из сем. Бобовые – *Fabaceae*); видов, находящихся на границе своего ареала; изменение степени проективного покрытия видами; ярусную структуру.

При ботанической индикации трофности условий водной среды для отдельных видов растений можно использовать признаки их жизненного состояния. Чрезмерное развитие и угнетенное состояние растений говорит об изменении качества воды.

Некоторые виды макрофитов могут быть использованы для определения загрязнения водоёмов органическими и биогенными веществами. Индикаторами чистых вод являются рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), уруть (*Myriophyllum*); умеренно загрязнённых вод – мох *Fontinalis antipyretica*.; загрязнённых органическими веществами – элодея канадская (*Elodea canadensis*), рдесты плавающий и гребенчатый (*Potamogeton natans*, *P. pectinatus*), кубышка жёлтая (*Nuphar lutea*), кувшинка чистобелая (*Nymphaea candida*), роголистник погружённый (*Ceratophyllum demersum*), водяной лютик (*Ranunculus circinatus*), биогенными веществами – ряски (маленькая и тройчатая) – *Lemna minor*, *L. trisulca* и многокоренник – *Spirodela polyrrhiza* [284].

Растительные сообщества в ранге ассоциации, формации выделялись на доминантной основе.

Полевые материалы, полученные в результате экспедиционных работ, обрабатываются с помощью программного комплекса, разработанного в лаборатории биомониторинга Вятского государственного гуманитарного университета, программно совместимого с экспертно-аналитической системой государственного экологического контроля и мониторинга ГосНИИЭНП.

Биоразнообразие растительного покрова оценивалось по показателям: видовая насыщенность на площадках фиксированного размера 400 или 100 кв. м; видовое богатство – общее число зарегистрированных видов в растительных сообществах; степень гетерогенности растительных сообществ (по индексу Уиттекера $\beta_w = S / \alpha - 1$, где S – видовое богатство в пределах растительного сообщества, α – средняя видовая насыщенность на 400 или на 100 кв. м); структурное разнообразие растительных сообществ, которое оценивалось по соотношению эколого-ценотических групп видов в составе растительного покрова. В работе использовались эколого-

ценотические группы А. А. Ниценко [285, 286]. Выделены следующие группы сосудистых растений: неморальная, бореальная, нитрофильная (черноольховая), боровая, олиготрофная, опушечная, мезофитных и гигрофитных лугов, рудеральная, водно-болотная.

Для анализа растительности нами использовались диапазонные экологические шкалы Д. Н. Цыганова [287]. В них наиболее полно представлены и экологические факторы (увлажнение почвы, освещённость-затенения, содержания азота в почве, солевого богатства, кислотности почв), и виды растений средней полосы России.

Флористическое сходство сообществ рассчитывалось по коэффициенту Жаккара.

В полевой период 2004 – 2007 гг. была обследована территория санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий объекта утилизации химического оружия, входящая в состав подзоны южной тайги, где коренными зональными лесами являются темнохвойные (еловые, пихтово-еловые) кисличные типы леса. В результате хозяйственного освоения: промышленной вырубki лесов, распашки земель под сельскохозяйственное освоение, доля коренных (условно коренных) еловых лесов составляет менее 1/4 части всей лесной площади, где преобладающими являются сосняки, березняки.

В рамках фонового обследования состояния растительности было изучено и описано 144 участка. 48 из них – лесные участки: 8 – ельников с произрастанием сосны, берёзы, осины, пихты: черничных, кисличных, майниковых, осоковых, зелёномошных, сфагновых; 17 – сосняков с участием берёзы: черничных, кисличных, вейниковых, брусничных, марьянниковых, плауновых, разнотравных, лишайниково-зелёномошных; 21 – березняков с участием ели, ольхи, сосны, осины: черничных, брусничных, бруснично-черничных, кисличных, вейниковых, чернично-папоротниковых, снытьевых, крапивных, лишайниково-зелёномошных, сфагновых; 2 – ольшаника с произрастанием берёзы, таволгово-крапивного; 93 безлесных участка: лугов пойменных, суходольных, залежных, агроценозов, болот и антропогенно нарушенных участков.

На все эти участки были составлены и оформлены экопаспорта.

Результаты полевых исследований показали, что санитарное состояние древесной растительности на исследуемой территории соответствует 1–2 баллам, реже 0 и характеризуется как удовлетворительное. Основной причиной этого являются концентрированные рубки леса, мелкоконтурность сохранившихся лесных массивов, значительные рекреационные нагрузки.

Флора в районе исследования насчитывает 642 вида (42,8% от флоры Кировской области) из 89 семейств, 337 родов, непосредственно на постоянных пробных площадях зарегистрировано 428 видов сосудистых растений. В районе произрастает 32 вида охраняемых растений, что составляет 44,4% от таковых в области. Семь видов сосудистых растений: башмачок настоящий (*Cypripedium calceolus*), калипсо луковичная (*Calypso bulbosa*), дремлик болотный (*Epipactis palustris*), камнеломка болотная (*Saxifraga hirculus*), первоцвет крупночашечный (*Primula macrocalyx*), пухонос альпийский (*Baeothryon alpinum*), гроздовник ланцетовидный (*Botrychium lanceolatum*); 1 вид моховидных – буксбаумия безлистная (*Buxbaumia aphilla*); 1 вид водорослей – носток сливовидный (*Nostoc pruniforme*); 6 видов грибов: решетник азиатский (*Boletinus asiaticus*), осиновик белый (*Leccinum percan-didum*), паутинник фиолетовый (*Cortinarius violaceus*), ежевик коралловидный (*Hericium coralloides*), мутинус Равенеля (*Mutinus ravenelli*), сыроежка золотистая (*Russula aurea*) занесены в Красную книгу Кировской области [277]. Выявленные данные говорят о сходстве систематического состава растений исследуемой территории с флорой области в целом.

С пуском объекта изучение состояния растительности на постоянных пробных площадках рекомендуется проводить один раз в год, в июле на точках, расположенных по границе санитарной зоны.

Желательно во всех регионах, имеющих объекты уничтожения химического оружия, использовать для оценки состояния растительного покрова унифицированные методики закладки постоянных пробных площадей и проводимых на них исследований. Это позволит получить данные, сопоставимые друг с другом как в пространстве, так и во времени (проведение наблюдений на одном и том же объекте в одни и те же сроки).

Мониторинг фитопатологического состояния листьев деревьев и кустарников

Очень информативным признаком состояния древесных насаждений является поражение их фито- и энтомовредителями [288 – 290]. Они обычно поражают растения, у которых в результате антропогенной нагрузки снижается иммунитет. Поэтому степень повреждения растений патогенными организмами может служить индикатором состояния их иммунной системы в условиях аэротехногенного воздействия. Помимо индикаторного значения вредители листьев играют большую роль. Они уменьшают площадь ассимиляционной поверхности и тем самым способствуют незначительному накоплению питательных веществ в растениях. Как следствие – это снижение продуктивности сообщества. В 2007 г. [291] было проведено

рекогносцировочное обследование в зоне защитных мероприятий ОХУХО. Определено 33 вида наиболее массовых вредителей, поражающих листья деревьев и кустарников (табл. 58). Наиболее перспективными для биоиндикации повреждений породами деревьев являются: берёза (*Betula pendula*), ива (*Salix sp.*), ольха (*Alnus incana*), осина (*Populus tremula*), рябина (*Sorbus aucuparia*).

Оборудование. 1) секатор, 2) энтомологический сачок, 3) морилка, 4) полиэтиленовые пакеты, 5) этикетки, 6) бланки, 8) бинокляр.

Методика сбора. Сбор материала проводится после остановки роста листьев (июль – октябрь). Каждая выборка включает в себя 100 листьев (по 10 листьев с 10 деревьев). Выбирают растения с чётко выраженными видовыми признаками, достигшими генеративного возрастного состояния. Листья берут с деревьев, находящихся в одинаковых экологических условиях (уровень освещенности, увлажнения и т. д.). Листья для данного вида необходимо отбирать среднего размера из нижней части кроны с разных сторон дерева. Все листья, собранные для одной выборки, складывают в полиэтиленовый пакет с этикеткой. В этикетке указывается номер выборки, место сбора и дата проведения исследования. Производится осмотр и кошение сачком по древесно-кустарниковой растительности. Собранные насекомые собираются в морилку для дальнейшей идентификации. Для видовой диагностики вредителей рекомендуются следующие руководства [292 – 299]. Результаты обследования заносятся в бланк (табл. 59). Рассчитывается средняя степень повреждения (Δ) в столбец 13. После камеральной обработки ниже таблицы приводится список видов вредителей.

Оцениваемые параметры:

- Встречаемость – это % деревьев, прорежённых вредителем в точке пробоотбора.
- Степень повреждения – это % листьев, прореженных вредителем в точке пробоотбора.
- Видовое разнообразие вредителей и принадлежность их к различным систематическим группам.
- Соотношение групп вредителей по типам поражений.

Типы повреждений. Повреждения, наносимые насекомыми древесным и кустарниковым породам, имеют разнообразный характер, который зависит прежде всего от строения тех частей тела, которыми насекомые наносят повреждения. В связи с этим различают повреждения, наносимые насекомыми с типичным грызущим ротовым аппаратом (насекомые грызут или откусывают части растений), колюще-сосущим (насекомые сосут ткани растения) и повреждения, наносимые яйцекладом при откладке яиц в ткани растения. При этом в одних случаях насекомые находятся на по-

верхности растения, а в других – вредитель проникает в растение и продельвает в тканях разнообразные ходы. Для многих видов вредителей характер повреждения уникален, и они приурочены к одной или нескольким близким видам растений, поэтому видовую принадлежность большинства вредителей можно произвести по вызванным ими повреждениям.

Можно выделить следующие типы повреждений листьев:

1. Грубое объедание тканей листьев – листья съедены полностью, от них остаются лишь черешки или только жилки.

2. Листья выедены частично – с краёв в виде бухточек (жуки листовых долгоносиков), полукругами (пчела-листорез) или в виде отверстий.

3. Листья повреждены с поверхности – выедена мякоть, осталась лишь сеть жилок. Такое повреждение называют скелетированием, оно бывает полным или односторонним. Вредят жуки или личинки листоедов, молодые гусеницы, некоторые клопы.

4. В пластинке листа личинки протачивают ходы. Такое повреждение называется минированием, а повреждённые участки минами. Вызывают их гусеницы чешуекрылых, личинки пилильщиков, некоторых жесткокрылых, минирующих мушек. Принадлежность мины к группе вредителей определяется при вскрытии мины под бинокляром. Мины бывают ленто-видными, сильно извилистыми, в виде овальных пятен без отверстий или с отверстиями и чехликами.

5. Листья свёрнуты паутиной. При этом могут быть загнуты лишь края, иногда лист бывает свёрнут в трубку вдоль (трубковерты) или поперёк (листовертки) или несколько листьев свёрнуты в пучки, образуя паутинное гнездо, в котором живут группы гусениц.

6. Листья свёрнуты без паутины. В трубку может быть свёрнут лишь один лист вдоль или несколько листьев. В такие трубки насекомые предварительно откладывают яйца, а вышедшие из них личинки питаются увядшими листьями.

7. Уколы насекомых с колющим ротовым аппаратом. Повреждения подобного типа наносят многие виды тлей, листоблошки, щитовки, червецы. При этом на поверхности листьев иногда в виде капелек (медвяная роса) находятся экскременты насекомых.

8. Галлы – это разрастание частей растений под воздействием на ткани растения различных насекомых. Принадлежность к группе галлообразователей производится при вскрытии галла под бинокляром. Если в галле с относительно толстой стенкой личинка с хорошо развитыми ногами, то это галлы перепончатокрылых: пилильщиков (ивы) и орехотворок (другие породы). Личинки галлиц ног не имеют, стенки галла, как правило, тонкие.

Галлы листоблошек тонкостенные уплощенной формы с крупной полостью внутри, внутри неё находятся похожие на тлей насекомые. Галлы клещиков представляют собой войлочные или небольшие вздутия.

9. Микозы. Повреждения, вызываемые фитопатогенными грибами. Наиболее часто встречающиеся микозы относятся к ржавчинам (образуется налёт жёлтого, оранжевого или белого цвета) и пятнистостям (на листьях образуются налёты в виде пятен чёрного, серого или коричневого цвета).

10. Хлорозы. Проявляются в изменении цвета тканей листа. Они становятся жёлтыми или красными разной насыщенности и оттенков. Причиной образования такого типа повреждений является недостаток или переизбыток отдельных ионов в почве.

11. Некрозы. Точечные некрозы возникают вследствие попадания на лист капелек серной или азотной кислот после выпадения кислотных дождей. Краевые некрозы образуются при скоплении солей тяжёлых металлов по краю листовой пластинки. Межилковый некроз возникает в результате попадания в лист через устьица мельчайших капелек химических веществ.

Факторы, которые учитываются при оценке: 1) расстояние от объекта, 2) расстояние от магистральных дорог, 3) расстояние до ближайшего населённого пункта, 4) лесная формация.

Таблица 58

**Организмы, вызывающие повреждения деревьев на территории
ЗЗМ ОХУХО «Марадыковский»**

№ п/п	Вредитель	Порода	Встречаемость, %	Интенсивность повреждения
Микозы				
1	<i>Atopospora betulina</i> (Fr. et Fr.) Petr.	Берёза	33	++
2	<i>Gymnosporangium cornutum</i> Arthur ex F. Kern	Рябина	60	+++
3	<i>Septoria strobi</i> Lasch. ex Sacc.	Рябина	73	+++
4	<i>Septoria termulae</i> Pas.	Осина	33	++
5	<i>Marssonnia salicicola</i> (Bres.) P.Magn.	Ива	27	+
6	<i>Pollaccia elegans</i> Serv.	Осина	7	+
7	<i>Phyllactinia guttata</i> (Wallr. Et Fr.)	Ольха	13	+
Галлы				
8	<i>Acalitus longisetosus</i> (Nalepa, 1892)	Берёза	20	+
9	<i>Aculus tetanothrix</i> (Nalepa, 1889)	Ива	7	+
10	<i>Eriophyes laevis</i> (Nalepa, 1889)	Ольха	13	+++

№ п/п	Вредитель	Порода	Встреча- емость, %	Интенсивность повреждения
11	<i>Eriophyes tiliae</i> (Pagenstecher, 1857)	Липа	7	+
12	<i>Phyllocoptes populi</i> (Nalepa, 1894)	Осина	20	+
13	<i>Dasineura rosaria</i> (H. Loew, 1850)	Ива	33	++
14	<i>Dasineura marginemtorquens</i> (Bremi, 1847)	Ива	7	+
15	<i>Harmandiola tremulae</i> (Winnertz, 1853)	Осина	33	++
16	<i>Wachtliella rosarum</i> (Hardy, 1850)	Шиповник	7	+
17	<i>Patania joergenseni</i> Enslin, 1916	Ива	7	+
18	<i>Sacchiphantes abietis</i> (Linnaeus, 1758)	Ель	13	+
Мины				
19	<i>Agromyza alnibetulae</i> Hendel, 1931	Берёза, ольха	33	++
21	<i>Stigmella nylandriella</i> (Tengsdt m, 1848)	Рябина	73	+++
22	<i>Stigmella salicis</i> (Stainton, 1854)	Ива	7	+
23	<i>Phyllocnistis unipunctella</i> (Stephens 1834)	Осина	20	++
24	<i>Coleophora lutipennella</i> (Zeller, 1838)	Дуб	33	+
25	<i>Lithocolletis tremulae</i> (Linnaeus, 1758)	Осина	7	+
Погрызы				
26	<i>Biston betularia</i> (Linnaeus, 1758)	Берёза	20	++
27	<i>Polygonia c-album</i> (Linneus, 1758)	Берёза, ива	7	+
28	<i>Phyllobius argentatus</i> (Linnaeus, 1758)	Берёза	27	+
29	<i>Chrysomela tremulae</i> Fabricius, 1787	Осина	33	++
30	<i>Chrysomela saliceti</i> Suffrian, 1849	Ива	33	++
31	<i>Chlorophanus viridis</i> (Linneus, 1758)	Ива	7	+
32	<i>Agelastica alni</i> (Linneus, 1758)	Ольха	33	++
33	<i>Cimbex femorata</i> (Linnaeus, 1758)	Берёза, ива	40	++

Примечание: +++ – сильное (более 70%), ++ – умеренное (от 30 до 70%), + – слабое повреждение (менее 30%)

Бланк учёта повреждений листьев деревьев и кустарников

- 1) Порода _____
 2) Номер участка пробоотбора _____
 3) Дата обследования _____

№ п/п	Группа повреждений	Номер обследованного дерева										Δ
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	Галлообразователи											
1а	<i>Галлицы</i>											
1б	<i>Галловые клещики</i>											
1в	<i>Перепончатокрылые</i>											
1г	<i>Тли</i>											
2	Минирование											
2а	<i>Минирующие мушки</i>											
2б	<i>Чешуекрылые</i>											
2в	<i>Пилильщики</i>											
2г	<i>Жесткокрылые</i>											
3	Погрызы											
3а	<i>Грубое объедание</i>											
3б	<i>Краевые</i>											
3в	<i>Скелетирование</i>											
3г	<i>Дырчатые</i>											
4	Паутинные гнезда											
5	Свертывание листьев											
5а	<i>Продольное</i>											
5б	<i>Поперечное</i>											
6	Сосущие насекомые											
7	Микозы											
7а	<i>Пятнистости</i>											
7б	<i>Ржавчины</i>											
7в	<i>Парша</i>											
8	Хлорозы											
9	Некрозы											
	Δ											

- 4) Список видов вредителей

2.5. Мониторинг животного мира

Методы изучения нематод почвы на предмет биоиндикации

Обоснование использования почвенных нематод (*Nematoda*) в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды. Известно, что почвенные беспозвоночные животные обладают весьма заметными ответными реакциями на разные виды загрязнения: уменьшением общего обилия (плотности особей и биомассы), снижением таксономического разнообразия, изменением трофической структуры в сторону уменьшения доли сапрофагов и увеличения фитофагов, возрастанием эвритопных видов и др.

Среди многочисленных групп беспозвоночных животных, рассматриваемых на предмет биоиндикации, обнадеживающие результаты дают почвенные нематоды – стойкие обитатели разных типов почв и растений, тонко реагирующие на мельчайшие изменения окружающей среды.

Нематоды, или круглые черви, относятся к беспозвоночным животным, типу Круглые черви (*Nemathelminthes*), классу Нематоды, или Собственно круглые черви (*Nematoda*). Численность видов в мировой фауне превышает 1 млн.; в Кировской области обнаружено свыше 380 видов, их изучение продолжалось на протяжении 40 лет маршрутно и стационарно в 16 районах [300, 301].

Нематоды – в основном животные влаголюбивые, но существуют тысячи видов с различными особенностями и требованиями к условиям среды. Они встречаются в разных типах почв, пресной, солёной воде, а также в тканях растений, животных и человека в качестве паразитов.

Нематоды – вытянутые в длину черви, круглые в поперечнике, величина которых сильно варьирует (от 0,2 мм до нескольких см). Нематоды почвы – микроскопически малы и невидимы невооружённым взглядом (160 μ – 2 мм).

Обычно в 100 см³ пахотной почвы или садовой земли содержится 400 – 500 экземпляров нематод, нередко даже больше [302]. Видовой состав и размеры популяции почвенных нематод в значительной мере зависят от условий окружающей среды: почвенно-климатических факторов, растительного покрова и антропогенного фактора. Группа нематод имеет сравнительно простую организацию строения (рис. 25), многочисленна в самых различных биогеоценозах, широко распространена, являясь географическим убиквистом.

Некоторые индикационные признаки нематод (трофико-экологическая структура, численность, биомасса). Для биоиндикационных исследований в литературе рекомендуются три наиболее изученных и простых

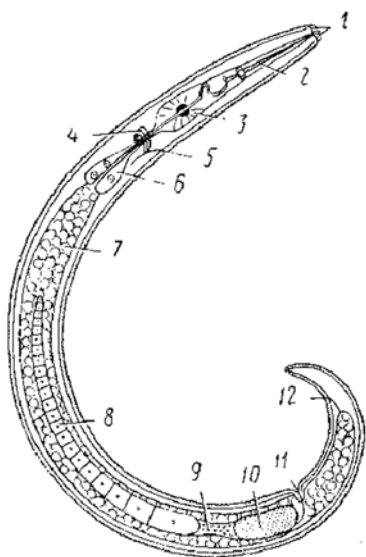


Рис. 25. Расположение главных органов в теле нематоды (*Paratylenchus* sp.)
 1 – губы, 2 – стилет (ротовой шип);
 3 – средний бульбус; 4 – нервное кольцо; 5 – экскреторная пора; 6 – задний бульбус; 7 – кишка; 8 – яичник;
 9 – семяприемник; 10 – яйцо;
 11 – вульва; 12 – анус

выделения которых положен способ питания нематод (экологическая и таксономическая классификация нематод А. А. Парамонова [303, 304], отражающий их трофическую структуру, например, строение ротового аппарата (рис. 26).

Пара-ризобионты живут в почве вокруг корней растений. Их размножение и развитие протекает в почве. На основании строения ротовой полости отмечают пара-ризобионты, вооруженные копьём, полым внутри и способным далеко выдвигаться наружу. Копьём прокалывается растительная ткань, и нематоды сосут соки растений. С проколом возможен занос грибной и бактериальной инфекции. Другая группа – пара-ризобионты, вооруженные онхами (неподвижными зубами). Хищные формы могут питаться своими, более мелкими собратьями. Третья группа – пара-ризобионты с невооружённой стомой («глоткой»). Это многочисленные почвенные формы, питающиеся почвенными микроорганизмами, мицелием грибов, простейшими, а также частицами растительной ткани – отхо-

в применении показателя состояния зоокомпонентов биогеоценоза: таксономическое разнообразие, трофико-экологическая структура, плотность и биомасса популяции, экологические индексы (сходства двух сообществ и др.). Применение этих показателей применимо и к почвенным нематодам.

Достаточно сложным является идентификация видов нематод, но необходимость в этом не всегда обязательна, достаточно определения более крупных таксонов – отряда, рода.

В условиях южной тайги под пологом хвойных лесов и континентального климата на территории Кировской области сформировался своеобразный нематодный комплекс, включающий в себя четыре экологические группы: пара-ризобионты, зусапробионты, девисапробионты, фитогельминты, в основу

дами живых корней; четвертая – пара-ризобионты, вооруженные зубами – подвижными хитиновыми образованиями. Способны заглатывать других нематод и микроскопических почвенных организмов. Часто встречаются в сапробиотических очагах; пятая – стилетные пара-ризобионты. Могут высасывать соки растений. Большинство рода *Tylenchus*. К пара-ризобионтам относятся виды отрядов: *Enoplida*, *Monchysterida*, *Chromadorida*, *Mononchida*, *Dorylaimida*.

Эусапробионты, или типичные гнилостные нематоды, находят благоприятные условия существования в среде сапробиотических очагов тканей и органов вегетирующих растений. Тяготеют к сапробиотическому детриту и бактериальной флоре как источникам питания. Могут активно проникать за пределы эусапробиотических очагов и распространять гнилостную инфекцию на здоровые ткани. Это виды отр. *Diplogasterida*, *Rhabditida*.

Девисапробионты – нетипичные сапрозои, вместе с использованием сапробиотической среды как источника своего существования способны поселяться в здоровых растительных тканях, питаться за их счёт и даже размножаться в них. Это виды из сем. *Cephalobidae*, *Panagrolaimidae*, *Plectidae*.

Фитогельминты встречаются всюду, чаще в корнях и прикорневой почве. Эта группа нематод характеризуется богатством и разнообразием форм, обладающих свойством широкого приспособления к условиям среды.

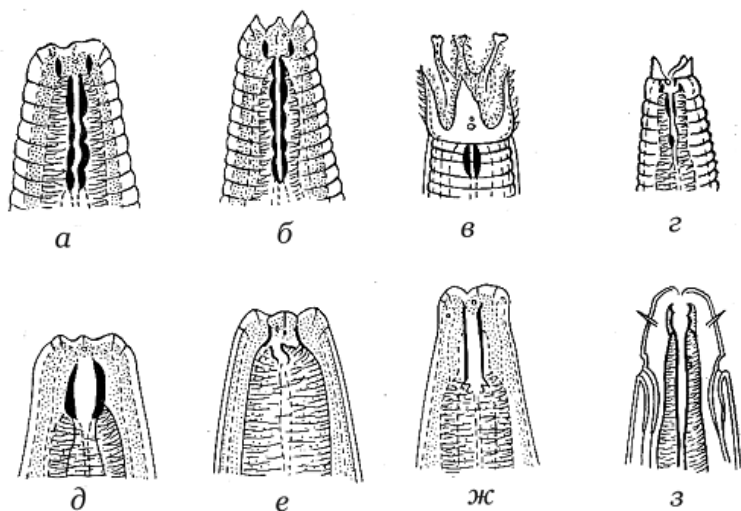


Рис. 26. Головной конец различных родов сапрозойных нематод:
а – *Cephalobus*; б – *Eucephalobus*; в – *Acrobeles*; г – *Acrobeloides*;
д – *Panagrolaimus*; е – *Diplogaster*; ж – *Rhabditis*; з – *Plectus*

Одни виды живут в среде, богатой кислородом, и предпочитают здоровые ткани растений, другие могут существовать в сапробиотической среде. Стома (глотка) фитогельминтов преобразована в стилет. Различают два вида фитогельминтов:

- фитогельминты неспецифического патогенного эффекта. Это представители отряда *Tylenchida*, которые питаются мицелием грибов и способны проникать в растительные ткани, содержащие сапробиотические очаги. Они не вызывают специфических фитогельминтозов; их собственный патогенный эффект всегда комбинируется с патогенным эффектом бактерий и грибов;
- фитогельминты специфического патогенного эффекта (рис. 27). Это виды отряда *Tylenchoidea*, вызывающие в тканях растений специфические фитогельминтозы (галлы, некрозы тканей, закручивание стеблей и листьев, недоразвитие колосьев и др.). Для них характерно антагонистическое отношение к сапробиотической среде. Нематоды этой группы угнетаются в ней и уходят из нее, если к этому имеется возможность.

Из всех обнаруженных нами видов нематод почвы полей, огородов, лесов Кировской области в общей сложности имеют место (в %): паразитизм – 33, эузапробионты – 7, деvisaпробионты – 26, фитогельминты неспецифического патогенного эффекта – 16, патогенные фитогельминты – 18.

Известное соотношение экологических групп нематод в естественных ценозах (без сильной антропогенной нагрузки), когда преобладают деvisaпробионты (в частности цефалобиды) наряду с паразитизмом при незначительном количестве патогенных фитогельминтов, называют гомеостатическим биоценоотическим комплексом. Такой комплекс свидетельствует о благосостоянии данного биотопа [305].

Трофическая структура в ненарушенной экосистеме более или менее постоянна; при антропогенных воздействиях это соотношение нарушается: например, для наземной энтомофауны – всегда снижается относительное обилие фитофагов. Предложено считать пороговым зна-

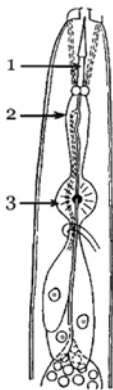


Рис. 27. Передняя часть тела фитопаразитической нематоды (*Tylenchoidea*).

1 – Стиллет. 2 – Место впадения протока спинной пищеводной железы. 3 – Бульбус

чением антропогенного фактора нагрузку, вызывающую изменение удельной массы одной из трёх указанных групп на 20%, а критическим – на 50%.

Наши данные по исследованию почвенных нематод в этом плане таковы:

1. В агроценозах обнаруженные нематоды относятся к четырём экологическим группам (% всех видов): фитогельминтов (36), девисапробионтов (31), пара-ризобионтов (27), эусапробионтов (6). По сравнению с естественными ценозами здесь другие соотношения экогрупп: почти вдвое меньше найдено пара-ризобионтов, значительно меньше количество видов девисапробионтов, на том же уровне присутствуют эусапробионты. Только здесь обнаружены потенциально патогенные виды *Ditylenchus dipsace*, *D. destructor*, *Pratylenchus pratensis*, *Paratylenchus prosectus*, *P. nanus*.

2. Исследование почвенных нематод смешанного леса проводилось в районе строительства объекта уничтожения химического оружия (ОУХО) «Марадыковский» в Кировской области. Было выяснено некоторое снижение деструкции органических веществ верхнего почвенного слоя по сравнению с другими опытными площадями. Отмечено перераспределение видов в отряде *Tylenchida*. Микофаги тут уступают фитоэктопаразитам из сем. *Criconeematidae* со значительным перевесом в численности. Криконематоды характеризуются наличием мощного стилета, способного перфорировать ткани корневой системы растений.

3. Процесс зарастания вырубок перераспределяет комплекс: если в спелом лесу обнаружено 79% свободноживущих нематод и 21% фитогельминтов, то на рубках пятилетней давности этот показатель соответствует 84 и 16%.

Таким образом, наши многолетние исследования нематодологической ситуации показывают, что при действии любого фактора антропогенной нагрузки (в т. ч. и химического загрязнения) на биогеоценоз всегда происходит перераспределение трофических групп почвенных нематод в сторону увеличения или уменьшения количества видов. Увеличение видов фитогельминтов (от 30% и более) нарушает гомеостаз биогеоценоза.

Численность и биомасса нематод.

В зоне воздействия строительства объекта уничтожения химического оружия (ОУХО) проводилось исследование почвенных нематод смешанного леса (Ходырев, 2000). Численность нематод (экз. на 5 см³) и биомасса (мг на 5 см³) на различных участках оказалось разной. Выше всего она отмечалась в окрестностях ОУХО: 46,6 экз/см³ $W_{\text{ср.}} = 0,373$ мг. На других площадках – соответственно 30,6 экз/см³ $W_{\text{ср.}} = 0,299$ и ниже.

На протяжении трех последних лет (2004 – 2006) полученные результаты по этим показателям изменялись незначительно.

Методические приемы работы с почвенными нематодами

Отбор проб почвы на нематод и их транспортировка. Основными предпосылками точной диагностики и количественного учета нематод служат, помимо методов определения, правильный отбор проб и их транспортировка и при необходимости соответствующее хранение.

Пробы почв отбирают в 10 – 20 точках (внутри очага с предполагаемыми поллютантами и в контроле) из горизонта 0 – 10 и объединяют в смешанный образец массой около 500 г. Пробы сразу после отбора упаковывают и доставляют в лабораторию для исследования.

Отбирают только сухие, не увлажненные росой или дождем, почвенные образцы. К каждому образцу прилагают сопроводительную записку с указанием местности, вида почвы и ее состояния, обработки почвы, погодных условий.

Почвенные пробы можно хранить в течение нескольких дней и даже недель в холодильнике (при 5 – 10 °С).

Обнаружение и подсчет нематод. Методы обнаружения почвообитающих нематод основываются или на их активности, способности к передвижению и размеру, или на плотности их популяций. Обнаружение и подсчет нематод с учетом имеющегося оборудования можно проводить двумя способами.

Первый способ. В чашку Остенбринка (рис. 28) с плоским дном подвешивают сетку, выложенную фильтром из ваты. Слой почвы толщиной 5 мм осторожно распределяют на ватном фильтре. Затем чашку заполняют водой так, чтобы она укрывала фильтр полностью, а почву – частично. Потери воды от испарения нужно регулярно возмещать, а воду в чашке менять через каждые три дня.

Нематоды, активно покидающие почву, проходят через ватный фильтр и сетку и собираются на дне чашки. Если из образцов легкой и средней почвы нематоды высвобождаются в основном за три дня, то время исследования тяжелых или богатых гумусом почв удлинится до 5 – 6 дней, причём через три дня нужно сменить воду.

Воду из чашки (суспензия нематод) после многократного встряхивания сливают в химический стакан или мерный цилиндр. Приблизительно через 20 мин. нематоды опускаются на дно сосуда, покрывающий их слой воды осторожно сливают, а остаток вместе с нематодами переносят на счётное стекло, подсчёт ведут под биноклем МБС-1.

С помощью этого метода можно обнаружить все виды свободно-живущих активных нематод (*Aphele-
lenchus*, *Aphelenchoides*, *Globodera*,
Heterodera, *Ditylenchus*, *Pazatylenchus*,
Pratylenchus, *Trichodorus*, *Tylencho-
rhynchus*, *Rotylenchus*, — нематоды-
сапрофиты). Ошибка опыта в преде-
лах 10 – 30% должна приниматься во внимание при подведении итогов.

Второй способ. Модифицированный вороночный метод Деккера (рис. 29). Модифицированный Деккером вороночный метод Бэрмана не требует сложного оборудования. Закрепленная в штативе воронка диа-
метром 10 – 15 мм с конусом примерно 50° имеет на выходе резиновый
шланг, закрытый зажимом. На ватный фильтр осторожно наносят тон-
кий (5 мм) слой почвы. В течение 2 – 3 дней из образцов легких и сред-
них почв выходит большинство активных нематод, для богатых гумусом
и тяжелых почв период исследования следует удлинить до 4 – 6 дней,
через три дня сменив воду в воронке. Нематоды проходят через ватный
фильтр и сетку и собираются в трубке воронки, откуда их, осторожно от-
крыв зажим, выпускают с частью воды.

Подсчет численности нематод проводят в чашках Петри (диаме-
тром 5 см) или специально разме-
ченных счетных стеклах. Добавление
слабого раствора перекиси водорода
(0,3%) позволяет несколько ускорить
выход нематод.

Выделенных нематод можно
содержать в холодильнике до окон-
чательного определения вида. Ват-
ный фильтр и почвенный субстрат
необходимо постоянно хорошо ув-
лажнять (компенсация потери от
испарения!).

Метод Деккера позволяет об-
наружить всех живущих в почве
активных нематод, причем точность
обнаружения, в зависимости от вида,
может составлять $75 \pm 15\%$.

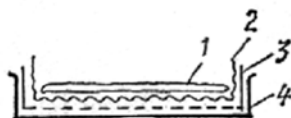


Рис. 28. Чашка Остенбринка
1 – чашка; 2 – сетка; 3 – ватный фильтр;
4 – исследуемый материал

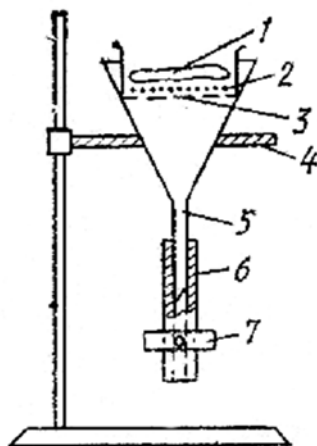


Рис. 29. Сетчатая воронка Деккера.
1 – исследуемый материал;
2 – ватный фильтр; 3 – сетка;
4 – штатив; 5 – воронка; 6 – резиновый
шланг; 7 – зажим

Необходимо избегать переувлажнения исследуемой почвы, чтобы нематоды были хорошо обеспечены кислородом.

Методы фиксации и определения нематод. Опытные нематологи могут определить род нематоды при малом увеличении микроскопа, просматривая чашки с суспензией нематод. Для определения же вида в большинстве случаев требуется исследование под микроскопом при очень сильном увеличении с применением определённых рабочих приёмов, таких как обездвиживание, умерщвление, фиксация и приготовление препаратов нематод.

Обездвиживание. Идентификацию нематод рекомендуется проводить на живых экземплярах, чьи морфологические и структурные особенности устанавливаются с большей достоверностью, чем у умерщвлённых или фиксированных особей. Однако большая подвижность некоторых видов затрудняет наблюдения, поэтому нематод следует обездвиживать, используя разные способы:

1. Нематод помещают в раствор дихлорэтилового эфира (2 капли на 50 мл воды), и вскоре они полностью теряют подвижность. При замене раствора чистой водой нематоды приобретают прежнюю активность.

2. Осторожное кратковременное нагревание до 45 – 50 °С вызывает у нематод тепловое оцепенение. Техника выполнения этого приёма заключается в следующем. Предметное стекло, на котором находится капля с нематодами, многократно и быстро проводят через пламя горелки либо кратковременно нагревают на водяной бане. Слишком сильное нагревание ведет к структурным изменениям тела нематоды.

Умерщвление. Длительное хранение нематод и, в частности, связанная с этим фиксация предусматривают их умерщвление. Обычно его проводят путём теплового воздействия, многократно проводя предметное стекло с нанесёнными на него нематодами через пламя газовой горелки.

Для умерщвления нематод можно применять химикаты, например, раствор Люголя (2 г йодида калия, 1 г йода и 100 мл дистиллированной воды), разведённый в соотношении 1:1000. К суспензии, содержащей нематод, добавляют одну или несколько капель такого разбавленного раствора.

Фиксация. Чтобы сохранить в течение длительного срока нематод, предназначенных для использования в качестве сравнительного, диагностического или коллекционного материала, их фиксируют. Фиксацию, которая следует непосредственно за умерщвлением нематод с целью подавления сразу же начинающихся процессов разложения, можно проводить с помощью различных фиксирующих растворов, которые одновременно

служат и средой для хранения. Ниже приведены прописи некоторых фиксирующих растворов.

Фиксирующий раствор ФА (мл): формалин (40%-ный) – 10, ледяная уксусная кислота – 10, дистиллированная вода – 80.

Фиксирующий раствор ФАА (мл): этиловый спирт (96%-ный) – 10, формалин (40%-ный) – 3, ледяная уксусная кислота – 0,5, дистиллированная вода – 20.

Стандартный фиксирующий раствор (мл): этиловый спирт (50%-ный) – 100, формалин (40%-ный) – 10, ледяная уксусная кислота – 10.

Фиксирующий раствор ТФД (мл): триэтаноламин – 2, формалин (40%-ный) – 7, дистиллированная вода – 91.

Примечание. Перед перенесением в фиксирующий раствор нематод следует умертвить, иначе они сморщиваются и деформируются.

Приготовление временных препаратов. Приготовление временно-го препарата может понадобиться при определении видов нематод. С помощью очень острой иглы, тщательно заточенной бамбуковой щепки или тонкой пипетки одну или несколько особей переносят в каплю фиксирующего раствора в середине предметного стекла. По краю капли располагают несколько коротких волокон стекловаты, диаметр которых примерно равен диаметру исследуемых нематод. Затем на каплю накладывают покровное стекло так, чтобы не образовалось пузырьков воздуха. Объём капли должен быть достаточным для заполнения пространства между предметным и покровным стеклами. Избыток жидкости удаляют с помощью фильтровальной бумаги или другого гигроскопического материала. Если нематоды равномерно распределились в центре зоны, закрытой покровным стеклом (контроль под стереомикроскопом), можно приступить к временной герметизации препарата. Используя тонкую кисточку, края покровного стекла запечатывают, например, лаком для ногтей. Тщательная заделка (под стереомикроскопом при небольшом увеличении) предупреждает улетучивание среды и обеспечивает возможность хранения препарата в течение нескольких дней. Если препарат нужен всего лишь на несколько часов, то для его герметизации края покровного стекла перед наложением на каплю достаточно смазать жиром или покрыть парафином (погружение в вазелин или расплавленный парафин).

Приготовление постоянных препаратов. Для приготовления сравнительного и диагностического материала необходимы постоянные препараты.

Фиксированных нематод помещают в очень маленькую каплю смеси глицерин-желатина (30 мл желатина, по 6 мл глицерина и дистиллиро-

ванной воды, по 2 мл молочной кислоты и фенола) на предметном стекле и хранят в непроницаемом для пыли месте до затвердевания (1 – 2 нед). После этого на предметное стекло наносят более крупную каплю жидкого желатина и накрывают препарат покровным стеклом. Еще через 10 – 20 дней края покровного стекла запечатывают каким-нибудь герметиком (например, лаком для ногтей) и снабжают препарат этикеткой.

Хорошей средой для постоянных препаратов нематод является чистый глицерин. Предпосылкой сохранности служит полная пропитка нематод глицерином. Чтобы избежать съёживания и деформации паразитов, необходимо соблюдать тщательность в работе. Умерщвлённых нематод сначала хранят не менее 12 – 24 час. в маленьких чашечках (часовые стекла, блок-чашки), заполненных фиксирующим раствором состава 10 мл 40%-ного формалина, 10 мл ледяной уксусной кислоты +80 мл дистиллированной воды. Затем фиксирующий раствор почти полностью отсасывают с помощью пипетки и добавляют 3 – 4 мл глицериноспиртовой смеси (2 мл глицерина, 8 мл 95%-ного спирта, 90 мл дистиллированной воды). Чашечку с нематодами помещают во второй сосуд и хранят в термостате при 50 °С, предохраняя от проникновения пыли. Вследствие постепенного испарения воды и спирта нематоды оказываются в конце концов в чистом глицерине, однако испарение должно происходить не слишком быстро, иначе нематоды могут сморщиться. Сморщивание нередко устраняют путём повторного добавления вышеуказанной спиртовой смеси. После этого следует вновь выждать процесс испарения, но оно должно идти в более медленном темпе. Для полного обезвоживания сосуд, содержащий нематоды, через несколько дней помещают на 48 час. в эксикатор, заполненный хлоридом кальция или другими гигроскопическими веществами. Далее нематод, находящихся теперь уже в чистом глицерине, переносят на предметное стекло в маленькую каплю глицерина. По периметру покровного стекла раскладывают волокна стекловаты, диаметр которых приблизительно соответствует диаметру нематод. Для заделки препарата края покровного стекла смазывают каким-либо герметизирующим материалом, например, лаком для ногтей. Приготовление препарата завершается этикетированием.

Определение нематод [306]. Для определения видов нематод необходимо их измерение. Применяются определенные символы, которые передают соотношение отдельных размеров тела друг к другу в сравнимых числах. Наиболее известна и применима формула Де Мана в модификации Micoletzky.

Обозначения:

L – общая длина тела

$$a = \frac{\text{общая длина тела}}{\text{длина пищевода}}$$

$$b = \frac{\text{общая длина тела}}{\text{наибольшая ширина тела}}$$

$$c = \frac{\text{общая длина тела}}{\text{длина хвоста}}$$

$$T = \frac{\text{длина семенника}}{\text{длина тела}} \text{ в процентах}$$

V (у самок) – расстояние от головного конца до вульвы в процентах от общей длины тела. Если имеется два яичника, то их длина в процентах добавляется, в виде поставленных цифр к значению положения вульвы, например,

$$V = 3050^{35}$$

O – отношение расстояния от отверстия протока дорзальной железы пищевода до переднего конца вздутый стилета к длине стилета.

Различить свободноживущих и паразитических нематод можно по строению головного отдела. Фитогельминты в ротовой полости имеют колюще-сосущий аппарат (стиллет). Определительные таблицы нематод размещены в книгах, указанных в списке литературы, а также в приложении.

Определение индивидуальной биомассы нематод (по Андраши, 1956).

По формуле $W = (L^2 l) / (16 \cdot 100000)$,

где W – масса животного (в мкг); L – минимальная толщина тела (в мкм); l – длина тела (в мкм). За длину тела принимается расстояние от губ до ануса плюс коноидный прирост, равный длине хвоста. Длина тела определяется на препаратах при увеличении в 216 раз, а толщина тела – при увеличении в 840.

Иэтс (Jeates) определил биомассу 1500 нематод и пришел к выводу, что индивидуальная биомасса почвенных нематод значительно колеблется – от 0,003 до 51,0 мкг как у разных видов, так и у представителей одного вида в течение жизненного цикла.

Оборудование. Бинокуляр МБС-1, микроскоп биологический, чашки Петри, предметные и покровные стёкла, штатив, металлическая сетка, воронка стеклянная, ватный фильтр, резиновый шланг, зажим, плоская чашка или блюдо, препаровальная игла (энтомологическая булавка № 00), горелка бунзеновская, тонкая кисточка, лак для ногтей, стекловата, пипетки, термостат, холодильник, эксикатор.

Материалы: исследуемые образцы почв, дистиллированная вода, раствор пероксида водорода (0,3%), дихлорэтиловый эфир, раствор Люголя, фиксирующий раствор ФА, ФАА, ТФД (см. текст) стандартный фиксирующий раствор, смесь глицерин-желатин (см. текст), чистый глицерин, 40%-ный раствор формалина, ледяная уксусная кислота.

Жужелицы (Coleoptera, Carabidae) как индикаторы антропогенных нарушений природных систем

Для решения многих вопросов прикладной экологии (экологической диагностики, прогнозирования состояния экосистем и др.) необходим анализ антропогенных изменений основных компонентов биогеоценозов. Внимание должно быть уделено тем объектам биоценозов, которые могут служить индикаторами природных процессов [39]. Жужелицы как относительно стенобионтные крупные представители почвенной мезофауны отвечают требованиям индикации состояния окружающей среды, так как имеют высокую численность, видовое и экологическое разнообразие, большую продолжительность активной жизни и могут служить объектами мониторинга [307]. Их сообщества легко перестраивают свою структуру в соответствии с изменившимися условиями. Повышенный интерес к этой проблеме объясняется резко возросшими антропогенными нагрузками на лесные биоценозы, особенно на пригородные леса.

В данной работе приведены результаты изучения изменений структуры населения жужелиц лесов под влиянием токсических выбросов от точечных источников эмиссии – завода минеральных удобрений и городской свалки.

Исследования проведены в зональных еловых и сосновых лесах в Кирово-Чепецком районе Кировской области. В качестве антропогенно нарушенных биоценозов изучено по 3 биотопа (на расстояниях от объекта загрязнения в 100, 500, 1500 м) в лесных массивах около завода минеральных удобрений г. Кирово-Чепецка и городской свалки твёрдых бытовых и промышленных отходов в окрестностях д. Березино. 6 контрольных участков, наиболее близких исследуемым по почвенно-растительным условиям, располагались в 6 км от с. Кстинино.

Методом почвенных ловушек Барбера [308] с фиксирующим 4%-ным формалином, расположенных по 10 в каждом биотопе, собрано 3218 экземпляров жужелиц, отработано 17900 ловушко-суток.

В результате работы нами были выявлены некоторые тенденции изменения карабидокомплексов лесов под влиянием антропогенных воздей-

ствий. Закономерности трансформации населения идентичны для разных типов леса и разных источников эмиссии. Установлено, что в загрязнённых биоценозах наблюдались сходные изменения в структуре населения жуужелиц по сравнению с контролем. Происходило снижение видового разнообразия (8 – 12 видов против 11 – 18), в ряде случаев появление в видовом составе рудеральных видов, не характерных для лесов – *Calathus melanocephalus* L., *Poecilus cupreus* L., *P. versicolor* Sturm и др. Накопление в подстилке и почве токсических веществ через трофические связи способствовало накоплению их в организме жуков и могло приводить к нарушению обменных процессов и гибели животных. Это ясно выражено в снижении численности жуужелиц (18 – 55% от численности в контроле). В структуре доминирования наблюдалось увеличение индекса доминирования пластичного лесного вида *Pterostichus oblongopunctatus* F., толерантного к изменению условий среды, и снижение степени доминирования стенобионтного лесного вида *Calathus micropterus* Duft., менее устойчивого. В экологическом составе по биотопическому преферендуму появлялись луго-полевые и луго-болотные виды. В спектре жизненных форм происходило снижение доли поверхностных и подстилочных и увеличение подстильно-почвенных форм; среди размерных групп – возрастание численности мелких видов и уменьшение доли крупных. В сезонной динамике активности был выражен только весенний подъём численности. Наши данные согласуются с исследованиями других авторов о влиянии антропогенных воздействий на карабидокомплексы [309 – 313]. Подобное сходство результатов позволяет использовать данные критерии в системе экологического мониторинга.

Наиболее показательными, на наш взгляд, оказались следующие критерии карабидокомплексов: видовое разнообразие, численность, структура доминирования в комплексе жуужелиц и экологический состав. Данные показатели могут быть использованы как основные составляющие экспресс-метода определения антропогенной нарушенности лесных биоценозов.

Отмечено, что наиболее серьёзные изменения в структуре карабидокомплексов проявились в биоценозах, ближе расположенных к объекту загрязнения. Так, например, индекс фаунистического сходства Жаккара при сравнении антропогенно нарушенных и контрольных лесов возрастал по мере удаления от завода минеральных удобрений: 33, 39, 71% соответственно, численность увеличивалась, составляя 18, 45, 55% от численности в контроле. Влияние данных антропогенных факторов на население жуужелиц при удалении от источника загрязнений ослабевает благодаря буферной роли лесной растительности.

Таким образом, исследования биоценотических комплексов жужелиц необходимы для оценки антропогенных воздействий на биоценозы в целом и прогноза последствий их влияния на почвенную мезофауну.

Методика изучения сообществ хортобионтов для оценки состояния экосистем

Насекомые являются обязательным и самым разнообразным компонентом всех экосистем, это делает их удобным объектом мониторинговых исследований. Наиболее важные в биоценотическом и хозяйственном значении представители их относятся к отрядам прямокрылых (*Orthoptera*), полужесткокрылых (*Hemiptera*), жесткокрылых (*Coleoptera*), перепончатокрылых (*Hymenoptera*), чешуекрылых (*Lepidoptera*), двукрылых (*Diptera*). Они составляют основную биомассу беспозвоночных животных в наземных природных сообществах. Для решения задачи использования насекомых в биомониторинге необходимо решить пять задач [314]: 1) обобщить и систематизировать данные по фауне, экологии и зонально-ландшафтному распространению беспозвоночных в регионе; 2) выбрать опорные точки на территориях, испытывающих различную степень антропогенной нагрузки; 3) определить для каждой ландшафтной зоны группы видов, по-разному реагирующих на антропогенное воздействие; 4) выбор единых методик для отбора проб; 5) создание общей базы данных по наземным беспозвоночным региона. В настоящей работе приводится методика оценки состояния экосистем на основании изучения комплекса хортобионтных насекомых. Хортобионты – это очень разнообразная группа насекомых, обитающая в травянистом ярусе биогеоценоза. Виды, заселяющие различные ярусы травянистой растительности, собираются методом кошения специальным сачком из плотной ткани типа бязи, коленкора, прочного тюля или вуали.

Методика сбора. Для количественных укусов применяют специальные сачки с диаметром обруча около 30 см, длиной ручки 100 – 150 см. За один раз делают, как правило, 20 – 100 взмахов сачком, после чего попавшихся насекомых быстро встряхивают на дно кисеи и вынимают из сачка. Собранных насекомых умерщвляют в морилках – стеклянных или пластиковых банках различного размера с плотной крышкой. Внутрь морилки помещают тонкие полоски фильтровальной бумаги, поглощающей избыточную влагу. Морилка заряжается этиловым эфиром, хлороформом или этилацетатом. Морилку надо постоянно освобождать от мёртвых насекомых. В стационарных условиях сухие насекомые раскладываются на постоянные ватные матрасы, фиксированных в жидкости насекомых по-

мещают в пробирках в большие ёмкости (пластиковые бутылки и банки) с раствором фиксирующей жидкости. Весь собранный материал снабжается временными этикетками, которые пишутся простым карандашом на кальке и содержат сведения о месте и времени сбора, биотопе (учётной площадке) и коллекторе. Матрасики с сухими насекомыми и ёмкости с пробирками хранят в прочных ящиках, не допускающих попадания влаги и компрессионной нагрузки. Результаты разбора проб заносятся в специальные бланки. Отдельно приводятся характеристики точек пробоотбора: координаты точки, расположение её по отношению к ближайшим населённым пунктам и основным транспортным магистралям, геоботанические описания, результаты химического анализа почв и воздуха.

Оборудование: 1) энтомологический сачок; 2) энтомологические матрасики; 3) калька для этикеток и конвертов; 3) пинцеты разного размера и формы; 4) химические реактивы для мора насекомых (хлороформ, этиловый эфир, этилацетат); 5) бланки с указанием номера участка, количества и названия ключевых групп.

Оцениваемые параметры сообщества

1) Число видов. Самый простой способ оценить уровень видового богатства – это подсчитать число видов в сообществе. Поэтому показатель S – количество видов в фаунистическом списке – широко используется на практике.

2) Относительное обилие таксонов разного ранга отрядов, семейств, видов. «Относительное обилие» вида определяется как доля отдельного вида в общем числе особей всех видов в данной выборке [315].

3) Индексы биоразнообразия [316, 317]. Для оценки видового богатства биологи широко применяют два индекса: Маргалёфа и Менхиника.

Индекс Маргалёфа

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N}$$

Индекс Менхиника

$$D_{Mh} = \frac{S}{\sqrt{N}},$$

где S – число видов или таксонов другого ранга в сообществе, N – общее число экземпляров, собранных в сообществе.

Другую составляющую видового разнообразия – выравненность видов по обилию в сообществе – можно охарактеризовать с помощью индексов Симпсона и Бергера-Паркера.

Индекс Симпсона:

$$D_{Sm} = \sum (n_i(n_i - 1) / N(N - 1))$$

Индекс Бергера-Паркера:

$$D_{B-P} = N_{max} / N,$$

где N_{max} – число особей самого обильного вида, n_i – число экземпляров вида i .

Индекс Симпсона слабо зависит от видового богатства и размера выборки, но очень чувствителен к присутствию в выборке наиболее обильных видов. Индекс Бергера-Паркера – один из самых простых и легко вычисляемых показателей. Он также слабо зависит от S , но на него влияет размер выборки. Экологически стабильное сообщество характеризуется высокими значениями индекса разнообразия и низкими значениями индексов доминирования. В том случае, когда индекс доминирования высок, это говорит об упрощении структуры сообщества, что может быть связано с антропогенным нарушением среды.

4) Соотношение трофических групп. Трофические связи являются важной характеристикой сообщества. Наиболее разнообразны трофические отношения личинок насекомых. Выделяются 6 основных групп личинок: 1) хищники – питаются живыми беспозвоночными, предварительно убивая их (жуки жужелицы и стафилины, некоторые клопы, мухи-журчалки, ктыри, мушки-зеленушки, муравьи); 2) фитофаги – питаются тканями живых растений (большинство чешуекрылых, злаковые мушки, мухи-пестрокрылки, жуки листоеды и долгоносики, большинство клопов, пилильщики из перепончатокрылых); 3) сапрофаги – питаются мёртвыми полуразложившимися остатками животного и растительного происхождения (тараканы, некоторые семейства жесткокрылых и двукрылых, ряд семейств жесткокрылых); 4) копрофаги – питаются экскрементами животных (жуки-навозники, падальные мухи); 5) некрофаги (жуки-могильщики); 6) паразиты (мухи-тахины, большеголовки и жужжала, наездники из перепончатокрылых). Пищевые предпочтения имаго так же разнообразны. Среди них имеются некта- и полинорофаги (многие перепончатокрылые и двукрылые), хищники (мухи-ктыри, жужелицы и стафилины), фитофаги (жуки-листоеды и долгоносики), сапрофаги (ряд групп двукрылых и жесткокрылых), паразиты, включая кровососов (из насекомых только двукрылые: оводы, кровососки, слепни, мошки, кровососущие комары и мокрецы). При антропогенном воздействии для хортобионтных двукрылых [318] выявлена тенденция уменьшения доли хищников и увеличения доли фитофагов и сапрофагов.

5) Присутствие видов, занесённых в российскую и региональную Красную книгу. Эти виды являются индикаторами слабой нарушенности территории. В Красную книгу Кировской области [277] занесено 37 видов насекомых и 41 вид в приложение к Красной книге. При оценке учитываются категория охраны, трофическая группа и лимитирующие факторы, которые ограничивают численность вида.

6) Присутствие синантропных видов. Синантропные организмы – это группа организмов, распространение которых в данной природной зоне приурочено к антропогенно изменённым или искусственно созданным человеком ландшафтам. В результате многолетних исследований Кировской области, начиная с 1997 г. выявлено 147 видов синантропных насекомых (табл. 60). Они относятся к 14 отрядам, 63 семействам. По приуроченности этих видов к определённым биотопам и характеру связей их с человеком выделено 7 групп синантропных насекомых: 1) антропофильные – это виды, непосредственно связанные с человеком прямыми трофическими связями. К этой группе относятся специфические паразиты и кровососы, предпочитающие питаться на человеке; 2) зоофильные – это виды, связанные прямыми трофическими связями с домашними и сельскохозяйственными животными; 3) амбарные – это насекомые, вредители пищевых запасов и технического сырья животного и растительного происхождения; 4) оранжерейные – насекомые, питающиеся на комнатных и оранжерейных растениях; 5) рудеральные – насекомые, приуроченные к обочинам дорог, пустырям, городским паркам. Они являются индикаторами аэротехногенного загрязнения, поскольку выдерживают высокую степень загрязнения окружающей среды; 6) пастбищные – насекомые, обитающие на территории, подверженной высокой сельскохозяйственной нагрузке (выпас скота, загрязнение стоками звероферм); 7) сидеральные – насекомые-фитофаги, связанные с сельскохозяйственными растениями. Первые две группы синантропов имеют большое значение как переносчики опасных заболеваний человека и домашних животных. Присутствие их является индикатором эпидемиологического состояния территории. Третья группа синантропных насекомых имеет важное экономическое значение. Они причиняют прямой ущерб запасам сырья и продуктам, используемым человеком. Три последние группы являются индикаторами антропогенной нагрузки.

Факторы, которые учитываются при оценке: 1) расстояние от объекта, 2) расстояние от магистральных дорог, 3) расстояние до ближайшего населенного пункта, 4) формация.

Синантропные насекомые Кировской области

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
Отряд Чешуйницы – Thysanura				
1	<i>Lepisma saccharina</i> Linnaeus, 1758	Lepismatidae	С	Амбарный
Отряд Таракановые – Blattoptera				
2	<i>Blatta orientalis</i> Linnaeus, 1758	Blattidae	Э	Амбарный
3	<i>Blattella germanica</i> (Linnaeus, 1767)	Blattellidae	Э	Амбарный
Отряд Прямокрылые – Orthoptera				
4	<i>Acheta domesticus</i> Linnaeus, 1758	Gryllidae	С	Амбарный
Отряд Кожистокрылые – Dermaptera				
5	<i>Forficula auricularia</i> Linnaeus, 1758	Forficulidae	С	Рудеральный
6	<i>Forficula tomis</i> (Kolenati, 1846)	Forficulidae	С	Рудеральный
Отряд Сеноеды – Psocoptera				
7	<i>Trogium pulsatorium</i> (Linnaeus, 1758)	Trogiidae	С	Амбарный
8	<i>Liposcelis divinatorius</i> M ller, 1764	Liposcelididae	С	Амбарный
9	<i>Lachesila pedicularia</i> (Linnaeus, 1758)	Lechesillidae	С	Амбарный
Отряд Пухоеды – Mallophaga				
10	<i>Trichodectes canis</i> (De Geer, 1778)	Trichodectidae	Кр	Зоофильный
11	<i>Felicola subrostratus</i> Burmeister, 1838	Trichodectidae	Кр	Зоофильный
Отряд Вши – Anoplura				
12	<i>Pediculus humanus</i> Linnaeus, 1758	Pediculidae	Пр	Антропофильный
13	<i>Phthirus pubis</i> (Linnaeus, 1758)	Pediculidae	Пр	Антропофильный
Отряд Равнокрылые – Homoptera				
14	<i>Brevicoryne brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	Aphididae	Ф	Сидеральный
15	<i>Colopha compressa</i> Koch, 1856	Pemphigidae	Ф	Рудеральный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
16	<i>Coccus hesperidum</i> Linnaeus, 1758	Coccidae	Ф	Оранжерейный
Отряд Полужесткокрылые – Heteroptera				
17	<i>Cimex lectularius</i> Linnaeus, 1758	Cimicidae	Пр	Антропофильный
Отряд Жесткокрылые – Coleoptera				
18	<i>Dermestes lardarius</i> Linnaeus, 1758	Dermestidae	Н	Амбарный
19	<i>Dermestes frischi</i> Kugelann, 1792	Dermestidae	Н	Амбарный
20	<i>Dermestes ater</i> De Geer, 1774	Dermestidae	Н	Амбарный
21	<i>Attagenus megatoma</i> Fabricius, 1798	Dermestidae	Н	Амбарный
22	<i>Attagenus schaefferi</i> (Herbst, 1792)	Dermestidae	Н	Амбарный
23	<i>Attagenus unicolor</i> (Brahm, 1791)	Dermestidae	Н	Амбарный
24	<i>Anthrenus museiorum</i> Linnaeus, 1761	Dermestidae	Н	Амбарный
25	<i>Cryptophagus confertus</i> Casey, 1900	Cryptophagidae	С	Амбарный
26	<i>Tillus elongates</i> (Linnaeus, 1758)	Cleridae	Н	Амбарный
27	<i>Necrobia violacea</i> Linnaeus, 1758	Cleridae	Н	Амбарный
28	<i>Tenebroides mauritanicus</i> Linnaeus 1758	Trogossitidae	С	Амбарный
29	<i>Mycetophagus quadriguttatus</i> M ller, 1821	Mycetophagidae	М	Амбарный
30	<i>Ptinus fur</i> Linnaeus, 1758	Ptinidae	С	Амбарный
31	<i>Ptinus villiger</i> Reitter, 1884	Ptinidae	С	Амбарный
32	<i>Ptinus raptor</i> Sturmm, 1837	Ptinidae	С	Амбарный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
33	<i>Niptus holosericeus</i> (Faldermann, 1835)	Ptinidae	С	Амбарный
34	<i>Cleonis pigra</i> (Scopoli, 1763)	Curculionidae	Ф	Рудеральный
35	<i>Leptinotarsa decemlineata</i> (Say, 1824)	Chrysomelidae	Ф	Сидеральный
36	<i>Cassida nebulosa</i> Linnaeus, 1758	Chrysomelidae	Ф	Сидеральный
37	<i>Cassida rubiginosa</i> M ller, 1776	Chrysomelidae	Ф	Рудеральный
38	<i>Omosita colon</i> (Linnaeus, 1758)	Nitidulidae	С	Амбарный
39	<i>Stegobium paniceum</i> (Linnaeus, 1758)	Anobiidae	С	Амбарный
40	<i>Hadrobregmus pertinax</i> (Linnaeus, 1758)	Anobiidae	С	Амбарный
41	<i>Anobium punctatum</i> (Degeer, 1774)	Anobiidae	С	Амбарный
42	<i>Oryzaephilus surinamensis</i> Linnaeus, 1758	Cucujidae	С	Амбарный
43	<i>Alphitobius diaperinus</i> (Panzer, 1797)	Tenebrionidae	С	Амбарный
44	<i>Blaps mortisaga</i> (Linnaeus, 1758)	Tenebrionidae	С	Амбарный
45	<i>Tribolium destructor</i> Uyttenboogaart, 1934	Tenebrionidae	С	Амбарный
46	<i>Tribolium confusum</i> Jacquelin du Val, 1868	Tenebrionidae	С	Амбарный
47	<i>Tribolium castaneum</i> (Herbst, 1797)	Tenebrionidae	С	Амбарный
48	<i>Tenebrio obscurum</i> Fabricius, 1792	Tenebrionidae	С	Амбарный
49	<i>Tenebrio molitor</i> Linnaeus, 1758	Tenebrionidae	С	Амбарный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
Отряд Перепончатокрылые – Hymenoptera				
50	<i>Lariophagus distinguendus</i> (F rster, 1841)	Pteromalidae	Пр	Амбарный
51	<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)	Formicidae	Э	Амбарный
Отряд Блохи – Siphonaptera				
52	<i>Ctenocephalides felis</i> (Bouch , 1835)	Pulicidae	Пр	Зоофильный
53	<i>Ctenocephalides canis</i> (Curtis, 1826)	Pulicidae	Пр	Зоофильный
54	<i>Nosopsyllus fasciatus</i> (Bosc, 1800)	Ceratophyllidae	Пр	Зоофильный
55	<i>Ceratophyllus penicilliger</i> Jordan, 1938	Ceratophyllidae	Пр	Зоофильный
56	<i>Ceratophyllus sciurorum</i> (Schränk, 1803)	Ceratophyllidae	Пр	Зоофильный
57	<i>Hystrihopsylla talpae</i> (Curtis, 1826)	Hystricho- psyllidae	Пр	Зоофильный
Отряд Двукрылые – Diptera				
58	<i>Culex pipiens</i> Linnaeus, 1758	Culicidae	Д	Антропофильный
59	<i>Ochlerotatus cantans</i> (Meigen, 1818)	Culicidae	Д	Антропофильный
60	<i>Ochlerotatus dorsalis</i> (Meigen, 1830)	Culicidae	Д	Антропофильный
61	<i>Odagmia ornata</i> (Maigen, 1818)	Simulidae	Д	Антропофильный
62	<i>Psychoda phalaenoides</i> (Linnaeus, 1758)	Psychodidae	Кп	Пастбищный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
63	<i>Dasineura berteroeae</i> Stelter, 1976	Cecidomyiidae	Ф	Рудеральный
64	<i>Heptatoma pellucens</i> (Fabricius, 1776)	Tabanidae	Д	Антропофильный
65	<i>Beris chalybeata</i> (Forster, 1771)	Stratiomyidae	С	Рудеральный
66	<i>Eristalis arbusorum</i> (Linnaeus, 1758)	Syrphidae	Д	Пастбищный
67	<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	Syrphidae	Д	Пастбищный
68	<i>Eristalis interrupta</i> (Poda, 1761)	Syrphidae	Д	Пастбищный
69	<i>Eristalinus sepulcralis</i> (Linnaeus, 1758)	Syrphidae	Д	Пастбищный
70	<i>Eristalinus aeneus</i> (Scopoli, 1763)	Syrphidae	Д	Пастбищный
71	<i>Rhingia campestris</i> Meigen, 1830	Syrphidae	Кп	Пастбищный
72	<i>Rhingia rostrata</i> (Linnaeus, 1758)	Syrphidae	Кп	Пастбищный
73	<i>Syritta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	Syrphidae	Кп	Пастбищный
74	<i>Drosophila funebris</i> Fabricius, 1787	Drosophilidae	С	Рудеральный
75	<i>Drosophila melanogaster</i> Meigen, 1830	Drosophilidae	С	Рудеральный
76	<i>Sepsis fulgens</i> Meigen, 1826	Sepsidae	Кп	Рудеральный
77	<i>Piophilina nigriceps</i> Meigen, 1826	Piophilidae	С	Рудеральный
78	<i>Piophilina varipes</i> Meigen, 1830	Piophilidae	С	Рудеральный
79	<i>Piophilina vulgaris</i> Meigen, 1820	Piophilidae	С	Рудеральный
80	<i>Seioptera vibrans</i> (Linnaeus, 1758)	Otitidae	Кп	Рудеральный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
81	<i>Tephrochlamys flavipes</i> (Zetterstedt, 1838)	Helomyzidae	Кп	Рудеральный
83	<i>Neoleria promineus</i> (Becker, 1897)	Helomyzidae	Кп	Рудеральный
84	<i>Copromyza borealis</i> Zetterstedt, 1847	Sphaeroceridae	Кп	Рудеральный
85	<i>Neuroctena anilis</i> Fall n, 1820	Dryomyzidae	С	Рудеральный
86	<i>Scathophaga stercoraria</i> (Linnaeus, 1758)	Scathophagidae	Х	Рудеральный
87	<i>Fannia canicularis</i> Linnaeus, 1761	Fannidae	Кп	Пастбищный
88	<i>Fannia incisurata</i> (Zetterstedt, 1838)	Fannidae	Кп	Пастбищный
89	<i>Fannia scalaris</i> (Fabricius, 1794)	Fannidae	Кп	Пастбищный
90	<i>Graphomya maculata</i> (Scopoli, 1763)	Muscidae	С	Пастбищный
91	<i>Haematobosca stimulans</i> (Meigen, 1824)	Muscidae	С	Пастбищный
92	<i>Hydrotaea albipuncta</i> (Zetterstedt, 1845)	Muscidae	С	Пастбищный
93	<i>Hydrotaea armipes</i> (Fall n, 1825)	Muscidae	С	Пастбищный
94	<i>Hydrotaea dentipes</i> (Fabricius, 1805)	Muscidae	С	Пастбищный
95	<i>Hydrotaea meteorica</i> (Linnaeus, 1758)	Muscidae	С	Пастбищный
96	<i>Hydrotaea palaestrica</i> (Meigen, 1826)	Muscidae	С	Пастбищный
97	<i>Hydrotaea pilitibia</i> Stein, 1916	Muscidae	С	Пастбищный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
98	<i>Hydrotaea tuberculata</i> Rondani, 1866	Muscidae	С	Пастбищный
99	<i>Morellia hortorum</i> (Fall n, 1817)	Muscidae	С	Пастбищный
100	<i>Morellia podagrica</i> (Loew, 1857)	Muscidae	С	Пастбищный
101	<i>Stomoxys calcitrans</i> (Linnaeus, 1758)	Muscidae	Кп	Пастбищный
102	<i>Neomyia cornicina</i> (Fabricius, 1781)	Muscidae	С	Пастбищный
103	<i>Myospila meditabunda</i> (Fabricius, 1781)	Muscidae	С	Пастбищный
104	<i>Muscina levida</i> (Harris, 1780)	Muscidae	Кп	Пастбищный
105	<i>Muscina stabulans</i> (Fall n, 1817)	Muscidae	Кп	Пастбищный
106	<i>Musca domestica</i> Linnaeus, 1758	Muscidae	Кп	Пастбищный
107	<i>Delia antiqua</i> (Meigen, 1826)	Anthomyiidae	Ф	Сидеральный
108	<i>Delia coarctata</i> (Fall n, 1825)	Anthomyiidae	Ф	Сидеральный
109	<i>Delia floralis</i> (Fall n, 1829)	Anthomyiidae	Ф	Сидеральный
110	<i>Delia radicum</i> (Linnaeus, 1758)	Anthomyiidae	Ф	Сидеральный
111	<i>Cynomya mortuorum</i> (Linnaeus, 1761)	Calliphoridae	Кп	Пастбищный
112	<i>Protocalliphora azurea</i> (Fall n, 1817)	Calliphoridae	Пр	Пастбищный
113	<i>Calliphora uralensis</i> Villeneuve, 1922	Calliphoridae	Н	Пастбищный
114	<i>Calliphora vicina</i> Robineau-Desvoidy, 1830	Calliphoridae	Н	Пастбищный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
115	<i>Calliphora vomitoria</i> (Linnaeus, 1758)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
116	<i>Lucilia sericata</i> (Meigen, 1826)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
117	<i>Lucilia silvarum</i> (Meigen, 1826)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
118	<i>Lucilia caesar</i> (Linnaeus, 1758)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
119	<i>Lucilia illustris</i> (Linnaeus, 1758)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
120	<i>Pollenia rudis</i> (Fabricius, 1794)	Calliphoridae	Н	Рудеральный
121	<i>Protophormia terraenovae</i> (Robineau- Desvoidy, 1830)	Calliphoridae	Н	Пастбищный
122	<i>Sarcophaga carnaria</i> (Linnaeus, 1758)	Sarcophagidae	Пр	Рудеральный
123	<i>Parasarcophaga albiceps</i> (Meigen, 1926)	Sarcophagidae	Пр	Рудеральный
124	<i>Ravinia permix</i> (Harris, 1780)	Sarcophagidae	Кп	Рудеральный
125	<i>Hippobosca equina</i> Linnaeus, 1758	Hippoboscidae	Пр	Зоофильный
126	<i>Melophagus ovinus</i> (Linnaeus, 1758)	Hippoboscidae	Пр	Зоофильный
127	<i>Hypoderma bovis</i> (Linnaeus, 1758)	Hypodermatidae	Пр	Зоофильный
Отряд Чешуекрылые – Lepidoptera				
128	<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	Ф	Рудеральный
129	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	Nymphalidae	Ф	Рудеральный
130	<i>Thymelicus lineola</i> (Ochsenheimer, 1808)	Hesperinidae	Ф	Рудеральный
131	<i>Leptidea sinapis</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	Ф	Рудеральный

№ п/п	Название вида	Семейство	Троф. группа	Тип синантропизма
132	<i>Gonepteryx rhamni</i> (Linnaeus, 1758)	Pieridae	Ф	Рудеральный
133	<i>Lithocolletis populifoliella</i> Zeller, 1850	Lithocolletidae	Ф	Рудеральный
134	<i>Endrosis lacteella</i> Schiffermüller, 1775	Oecophoridae	С	Амбарный
135	<i>Aglossa caprealis</i> (Hübner, 1809)	Pyralidae	С	Амбарный
136	<i>Plodia interpunctella</i> (Hübner, 1813)	Pyralidae	С	Амбарный
137	<i>Ephestia kuehniella</i> (Zeller, 1879)	Pyralidae	С	Амбарный
138	<i>Ephestia elutella</i> (Hübner, 1796)	Pyralidae	С	Амбарный
139	<i>Nemapogon granella</i> Linnaeus, 1758	Tineidae	М	Амбарный
140	<i>Nemapogon cloacella</i> (Haworth, 1828)	Tineidae	М	Амбарный
142	<i>Niditinea fuscipunctella</i> (Haworth, 1828)	Tineidae	Кр	Амбарный
143	<i>Tinea pellionella</i> Linnaeus, 1758	Tineidae	Кр	Амбарный
144	<i>Haplotinea insectella</i> (Fabricius, 1794)	Tineidae	М	Амбарный
145	<i>Trichophaga tapetzella</i> (Linnaeus, 1758)	Tineidae	Кр	Амбарный
146	<i>Tineola biselliella</i> (Hummel, 1823)	Tineidae	Кр	Амбарный
147	<i>Sitotroga cerealella</i> (Olivier, 1789)	Gelechiidae	С	Амбарный

Примечание: трофические группы: А – афаг, Г – гематофаг, Д – детритофаг, Кр – кератофаг, Кп – копрофаг, М – мицетофаг, Н – некрофаг, Пр – паразит, Пл – поллинофаг, С – сапрофаг, Ф – фитофаг, Х – хищник, Э – эврифаг

Таким образом, в связи с индустриальным загрязнением окружающей среды значительно возрос интерес к зоологическим методикам индикации.

Многообразие представителей животного мира от простейших до позвоночных животных позволяет выявить наиболее эффективные группы в целях использования их для оценки состояния экологических систем, здоровья окружающей среды.

С помощью животных стало возможно решать главную задачу: обнаружить в организмах токсические вещества и изучить биологические эффекты их воздействия.

С помощью животного мира и его состояния возможно прогнозировать изменения в экологических системах и их дальнейшее развитие. По всем физиологическим параметрам млекопитающие животные, например, близки человеку; наблюдения над ними могут быть без особых натяжек экстраполированы на человека, когда речь идёт об анализе стрессовых факторов техногенной среды.

Глава 3.

Компьютерная обработка данных биомониторинга

Выполнение любой исследовательской работы в наше время невозможно без применения компьютеров и соответствующего программного обеспечения. Для обработки данных биомониторинга используются как универсальные офисные и статистические программы, базы данных и геоинформационные системы, так и различные программные средства, специально разработанные для информационной поддержки биологических исследований. Статистическая обработка данных биологического эксперимента – это тема для отдельной книги, поэтому здесь мы ограничимся простейшими методами статистических оценок, которые могут быть выполнены при помощи программы Excel из пакета Microsoft® Office, имеющегося практически на каждом персональном компьютере.

Статистические функции Microsoft® Excel

Простейшие, но при этом наиболее часто используемые на практике статистические оценки – это определение основных выборочных характеристик (среднее значение, дисперсия, ошибка среднего, доверительный интервал, коэффициент корреляции), применение статистических критериев проверки гипотез (сравнение средних, оценка уровня значимости и т. д.). Для выполнения этих оценок в наборе функций программы Microsoft® Excel имеется категория «Статистические функции», куда входят функции СРЗНАЧ (среднее значение), ДИСП (дисперсия), СТАНДОТКЛОН (стандартное, или среднеквадратическое отклонение), КОРРЕЛ (коэффициент линейной корреляции), НОРМРАСП (нормальное распределение), НОРМОБР (квантили нормального распределения), СТЬЮДРАСП (распределение Стьюдента), СТЬЮДРАСПОБР (квантили распределения Стьюдента) и многие другие. Кроме того, в состав Excel входит надстройка «Пакет анализа», включающая довольно большое количество различных статистических методов, включая простейший – описательную статистику.

Функции распределения. Функция распределения – одно из основных понятий теории вероятностей и математической статистики.

Если объекты, входящие в состав какого-либо множества, характеризуются некоторым численным параметром, то значение функции распределения при определенном значении её аргумента равно вероятности того, что величина этого параметра у случайно выбранного объекта окажется **меньше** величины аргумента. Это так называемая интегральная форма функции распределения. Другая форма – дифференциальная (плотность распределения) – это первая производная от интегральной функции распределения по её аргументу.

Нормальное распределение

Чаще всего в биологических исследованиях предполагается, что изучаемые численные параметры имеют так называемое нормальное распределение (распределение Гаусса). Математическое выражение для этой функции в интегральной форме имеет вид:

$$\Phi(x) = \int_{-\infty}^x \varphi(y) \cdot dy,$$

где $\varphi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma} e^{-\frac{(x-M)^2}{2\sigma^2}}$ – плотность нормального распределения, M – среднее значение, σ – стандартное (среднеквадратическое) отклонение.

В программу Excel включена процедура, позволяющая вычислить значение функции нормального распределения как в интегральной форме, так и в виде плотности распределения. Выражение для вызова функции имеет вид:

НОРМРАСП(х; среднее; стандартное_откл; интегральная),

где **х** – это значение, для которого строится распределение,

среднее – это среднее арифметическое распределения,

стандартное_откл – это стандартное отклонение распределения,

интегральная – это логическое значение, определяющее форму функции. Если интегральная имеет значение ИСТИНА, то функция НОРМРАСП возвращает интегральную функцию распределения; если это аргумент имеет значение ЛОЖЬ, то возвращается функция плотности распределения (здесь и далее комментарии к синтаксису функций Excel взяты из встроенной справочной системы программы в версии Microsoft® Excel 2000).

Кроме функции нормального распределения общего вида, в пакет включено стандартное нормальное распределение, т. е. нормальное распределение с нулевым средним значением и единичным стандартным отклонением:

НОРМСТРАСП(z),

где **z** – это значение, для которого строится распределение.

Функция **НОРМСТРАСП** вычисляет значение функции нормального распределения в интегральной форме.

При выполнении статистических оценок часто возникает обратная задача – нахождение значения аргумента функции распределения по известной величине интегральной вероятности. Эта операция выполняется при помощи функций Excel.

НОРМОБР(вероятность; среднее; стандартное_откл) и

НОРМСТОБР(вероятность),

где **вероятность** – это вероятность, соответствующая нормальному распределению,

среднее – это среднее арифметическое распределения,

стандартное_откл – это стандартное отклонение распределения.

Первая из вышеуказанных функций относится к общему виду функции нормального распределения, а вторая – к стандартному нормальному распределению.

Распределение Стьюдента

Другая функция распределения, не менее часто используемая при статистической обработке данных, – это функция распределения Стьюдента. Математическое выражение для её расчёта довольно сложно и громоздко, поэтому нет смысла приводить его здесь. Функция распределения Стьюдента обычно используется в различных критериях сравнения выборочных характеристик (в частности, для оценки точности оценки выборочного среднего, достоверности наличия корреляционной связи и т. д.).

СТЮДРАСП(x; степени_свободы; хвосты)

где **x** – это численное значение, для которого требуется вычислить распределение,

степени_свободы – это целое, указывающее число степеней свободы,

хвосты – это число возвращаемых хвостов распределения. Если хвосты = 1, то функция **СТЮДРАСП** возвращает одностороннее распределение. Если хвосты = 2, то функция **СТЮДРАСП** возвращает двухстороннее распределение.

Распределение Стьюдента в Excel вычисляется только в интегральной форме. В отличие от общепринятого математического определения функции распределения функция **СТЮДРАСП** вычисляет вероятность того, что случайная величина имеет значение **больше** величины аргумента. Число степеней свободы – это целочисленный параметр, зависящий

от объёма выборки, для которой делается та или иная оценка. Различные варианты статистических критериев, основанных на распределении Стьюдента, требуют применения одно- или двухстороннего распределения, что задается значением параметра «хвосты».

Как и для нормального распределения, Excel позволяет вычислить функцию, обратную функции распределения Стьюдента, т. е. найти значение аргумента по заданной величине вероятности. Для этой цели служит функция

СТЮДРАСПОБР(вероятность; степени_свободы),

где **вероятность** – это вероятность, соответствующая **двустороннему** распределению Стьюдента,

степени_свободы – это число степеней свободы, характеризующее распределение.

Аналогично «прямой» функции распределения Стьюдента обратная функция в Excel также является убывающей. При возрастании аргумента функции **СТЮДРАСПОБР** от нуля до единицы её значение монотонно убывает от плюс бесконечности до нуля.

Распределение хи-квадрат

При сравнении данных эксперимента с теоретическими расчётами наиболее часто используется функция распределения χ^2 (хи-квадрат). Excel позволяет вычислить значение как прямой, так и обратной функции хи-квадрат при помощи выражений

ХИ2РАСП(х; степени_свободы) и

ХИ2ОБР(вероятность; степени_свободы) соответственно.

Здесь, как и ранее, **х** – это значение, для которого требуется вычислить распределение,

степени_свободы – это число степеней свободы,

вероятность – это вероятность, связанная с распределением χ^2 (хи-квадрат).

Число степеней свободы вычисляется в соответствии с процедурой применения статистического критерия.

Выборочные статистические характеристики (статистики). Выборочной статистикой называется функция от случайного подмножества (выборки) из некоторого множества, характеризующего какой-либо случайной величиной. Важнейшие выборочные статистики при любой функции распределения – это среднее значение и дисперсия. Если множество характеризуется двумя случайными величинами (т. е. имеет функцию

распределения, зависящую от двух аргументов – двумерную функцию распределения), то взаимная связь аргументов описывается коэффициентом корреляции – важнейшей статистикой двухмерного распределения.

Среднее значение

Среднее значение некоторой величины – это сумма значений этой величины у отдельных элементов выборки, делённая на объём выборки (т. е. на количество слагаемых):

$$M = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} ,$$

где M – выборочное среднее значение, n – количество элементов в выборке (объём выборки), x – случайная величина (x_i – значение величины x , присущее i -му элементу выборки).

В программе Microsoft® Excel имеется функция для вычисления выборочного среднего значения:

СРЗНАЧ(число1; число2; ...),

где **число1**, **число2**, ... – это от 1 до 30 аргументов, для которых вычисляется среднее. Аргументы должны быть числами или именами, массивами или ссылками, содержащими числа.

Обычно для вычисления среднего используется один аргумент в виде массива, т. е. диапазона ячеек рабочего листа Excel, например, **СРЗНАЧ(A1:A15)**.

Дисперсия

Выборочная дисперсия – важнейшая мера разброса данных в выборке. Математический смысл дисперсии – это среднее значение квадрата отклонения случайной величины от среднего значения. Обычно выборочная дисперсия вычисляется для оценки дисперсии того множества, из которого берётся выборка (генеральной совокупности). Тогда, если генеральная совокупность описывается нормальным распределением (а в большинстве случаев предполагается, что это именно так), то для получения более точной оценки при вычислении дисперсии сумму квадратов отклонений делят не на объём выборки, а на число, меньшее на единицу:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - M)^2}{n - 1} ,$$

где D – выборочная дисперсия, M – выборочное среднее, x – случайная величина, для которой вычисляется дисперсия.

Функция Microsoft® Excel для вычисления дисперсии имеет вид:

ДИСП(число1; число2; ...),

где **число1**, **число2**, ... – это от 1 до 30 числовых аргументов, соответствующих выборке из генеральной совокупности.

Точно так же, как и при вычислении среднего, обычно берется один аргумент в виде диапазона ячеек: **ДИСП(A1:A15)**.

Стандартное отклонение

Квадратный корень из дисперсии $S = \sqrt{D}$ называется среднеквадратическим отклонением (в англоязычной литературе эта величина обычно называется стандартным отклонением). В программе Microsoft® Excel для её вычисления используется функция

СТАНДОТКЛОН(число1; число2; ...),

где **число1**, **число2**, ... – это от 1 до 30 числовых аргументов, соответствующих выборке из генеральной совокупности. Можно использовать массив или ссылку на массив вместо аргументов, разделяемых точкой с запятой.

Точность оценки среднего. Смысл всякой выборочной оценки заключается в том, чтобы по свойствам части (выборки) сделать вывод о свойствах целого (генеральной совокупности). Однако абсолютно точная оценка характеристик генеральной совокупности по выборке невозможна. В частности, выборочное среднее всегда отличается от среднего по генеральной совокупности. Однако, хотя точную величину генерального среднего по выборке определить невозможно, можно найти интервал вблизи выборочного среднего (так называемый доверительный интервал), в который генеральное среднее попадает с заданной (доверительной) вероятностью. В подавляющем большинстве случаев величина доверительной вероятности устанавливается на уровне 0,95 (или 95%). Величина доверительного интервала как раз и характеризует точность оценки.

Часто вместо доверительной вероятности используется уровень значимости – это величина, дополняющая доверительную вероятность до единицы:

$$\alpha = 1 - p,$$

где α – уровень значимости, p – доверительная вероятность.

Уровень значимости – это вероятность того, что некоторое статистическое утверждение окажется ошибочным. В нашем случае уровень значимости 0,05 означает, что с вероятностью 5% истинное среднее значение генеральной совокупности окажется за пределами найденного доверительного интервала. Параметр «вероятность» в обратных функциях распределения **НОРМОБР**, **СТЮДРАСПОБР** и **ХИ2ОБР** означает именно уровень значимости.

Доверительный интервал

Если стандартное отклонение генеральной совокупности известно, то величину ошибки среднего значения ΔM можно найти при помощи функции Excel.

ДОВЕРИТ(альфа; станд_откл; размер),

где **альфа** – это уровень значимости, используемый для вычисления уровня надежности. Уровень надежности равняется $100 \cdot (1 - \text{альфа})$ процентам, или, другими словами, **альфа** равное 0,05 означает 95-процентный уровень надежности;

станд_откл – это стандартное отклонение генеральной совокупности для интервала данных, предполагается известным;

размер – это размер выборки.

Доверительный интервал среднего значения генеральной совокупности – это интервал чисел от $M - \Delta M$ до $M + \Delta M$ (сокращенно записывается $M \pm \Delta M$), где M – выборочное среднее.

На практике обычно стандартное отклонение генеральной совокупности неизвестно, и для оценки ошибки среднего используется выборочное стандартное отклонение. В этом случае доверительный интервал среднего рассчитывается иначе. Величина ΔM вычисляется по формуле

СТАНДОТКЛОН(выборка)/КОРЕНЬ(СЧЕТ(выборка))*

СТЮДРАСПОБР(альфа; СЧЕТ(выборка)-1),

где **выборка** – диапазон ячеек, содержащий выборочные данные,

альфа – уровень значимости (обычно 0,05),

СЧЕТ – функция Excel, возвращающая объём выборки.

Описательная статистика

Если в программе Excel установлена надстройка «Пакет анализа», то все рассмотренные выше статистические оценки можно сделать «в одно касание», выполнив команду меню **Сервис/Анализ данных/Описательная статистика**. Результатом этой операции является таблица выборочных статистик, включающая кроме вышеописанных функций некоторые

другие (медиана, мода, эксцесс, асимметричность и др.), которые мы здесь рассматривать не будем. Необходимо, однако, прокомментировать две из них. Стандартная ошибка – это величина $\frac{S}{\sqrt{n}}$, где S – выборочное стандартное отклонение, n – объём выборки. А величина, неудачно названная «Уровень надёжности», – это ошибка (т. е. половина доверительного интервала) генерального среднего, рассчитанная по вышеприведенной формуле для случая, когда стандартное отклонение генеральной совокупности неизвестно.

Корреляция. Одним из важнейших результатов исследования в любой естественной науке является выявление зависимостей одних измеряемых величин от других. Но если в так называемых «точных» науках (физика, химия) такая зависимость представляется на графике прямой или кривой линией, а отклонения экспериментальных точек от этой линии обусловлены ошибками опыта и уменьшаются при повышении точности эксперимента, то в биологических (в частности, экологических) исследованиях ситуация принципиально другая. Во-первых, живой организм – система несравненно более сложная, чем любой объект изучения «точной» науки, и учесть в опыте все без исключения влияющие факторы практически невозможно. Во-вторых, природное генетическое разнообразие организмов приводит к тому, что даже в строго контролируемых условиях индивидуальные реакции отдельных особей оказываются различными. В итоге биологический эксперимент никогда не даёт таких «жёстких» зависимостей, какие характерны для физического или химического. На графике экспериментальные точки ложатся вблизи прямой или кривой линии с некоторым разбросом. Такие зависимости называются корреляционными, а степень их «жёсткости» может быть оценена численно. Для линейных зависимостей мерой разброса экспериментальных данных относительно прямой линии является коэффициент корреляции, для нелинейных – коэффициент детерминации (коэффициент детерминации при линейной зависимости равен квадрату коэффициента корреляции). Знак коэффициента корреляции говорит о характере зависимости: для возрастающей функции он положителен, для убывающей – отрицателен. Коэффициент детерминации, очевидно, всегда положителен. При полном отсутствии взаимозависимости оба коэффициента равны нулю, а при жёсткой функциональной зависимости – единице по абсолютной величине.

Коэффициент корреляции

Функция Excel, вычисляющая выборочный коэффициент корреляции, вызывается выражением

КОРРЕЛ(массив1; массив2),

где **массив1** – это интервал ячеек со значениями одной переменной;
массив2 – это интервал ячеек со значениями другой переменной, которая корреляционно связана с первой.

Значимость корреляционной зависимости

При отсутствии зависимости между двумя переменными теоретическое значение коэффициента корреляции равно нулю, но вследствие статистического разброса экспериментальных данных выборочный коэффициент корреляции всегда отличен от нуля. Поэтому при его расчёте необходимо доказывать, что это отличие имеет объективную причину, а не является чисто случайным. Корреляция считается существующей, если вероятность её отсутствия (т. е. уровень значимости) меньше заранее заданной величины (обычно эту величину принимают равной 0,05, что означает 95-процентную доверительную вероятность наличия корреляционной зависимости). Для доказательства наличия корреляции на заданном уровне значимости используется следующий критерий. Вычисляется величина

$$t = \frac{r}{\sqrt{\frac{1-r^2}{n-2}}},$$

которая сравнивается с критическим значением, равным **СТЮДРАСПОБР (альфа; n-2)**.

Здесь, как и ранее, *альфа* – заданный уровень значимости, *n* – объём выборки (т. е. число пар значений переменных), *r* – абсолютная величина коэффициента корреляции.

Если значение *t* оказывается больше критического, то наличие корреляционной связи между переменными считается доказанным на заданном уровне значимости. В противном случае вероятность отсутствия зависимости между переменными слишком велика, чтобы корреляционную связь между переменными считать объективно существующей.

Коэффициент детерминации

Зависимость между силой какого-либо воздействия и ответной реакцией объекта исследования может и не иметь линейного характера. В таком случае коэффициент линейной корреляции не характеризует степени взаимозависимости переменных. Однако если зависимость близка к полиномиальной (в частности, квадратичной), степенной, экспоненциальной или логарифмической, то Excel позволяет найти коэффициент де-

терминации, который в программе называется величиной достоверности аппроксимации. Чтобы определить эту величину, необходимо построить график зависимости (тип диаграммы «Точечная»), добавить линию тренда подходящего типа и на закладке «Параметры» окна «Формат линии тренда» пометить окошко «поместить на диаграмму величину достоверности аппроксимации (R^2)». Появившееся на графике значение R^2 как раз и является искомым коэффициентом детерминации. Если в качестве линии тренда выбрана линейная зависимость, то корень квадратный из R^2 будет в точности равен коэффициенту корреляции, вычисленному функцией **КОРРЕЛ**.

Статистические критерии. При проведении биологического мониторинга постоянно возникает необходимость ответа на вопрос, выявляет ли опыт или наблюдение наличие какого-либо влияния на объект исследования (биоиндикатор или лабораторную тест-систему). Для доказательства наличия такого влияния применяются различные статистические критерии. Общий принцип применения критериев таков: оценивается вероятность того, что предполагаемый эффект на самом деле отсутствует (уровень значимости критерия). Если эта вероятность меньше заданного критического уровня (обычно 0,05), то наличие эффекта считается доказанным. Другой равносильный способ применения критерия заключается в вычислении некоторой статистики, значение которой сравнивается с критическим значением, рассчитанным исходя из заданного уровня значимости. Если значение выборочной статистики превышает критическое, то проверяемая гипотеза считается справедливой. В противном случае её справедливость остаётся не доказанной.

Критерии различия выборочных средних

Многие методы биоиндикации антропогенного воздействия основаны на регистрации изменения каких-либо биометрических показателей в популяции вида-индикатора, находящейся под влиянием контролируемого фактора, по сравнению с другой (контрольной) популяцией, обитающей там, где этот фактор заведомо отсутствует. Например, известные методы биоиндикации загрязнения атмосферного воздуха основаны на сравнении средней величины годового прироста сосны или проективного покрытия эпифитных лишайников на импактных и фоновых территориях. При использовании этих и аналогичных методов всегда необходимо доказывать, что наблюдаемое на опыте различие средних значений биометрического показателя не является чисто случайным, а имеет определённую объективную причину.

Двухвыборочный критерий Стьюдента

Чтобы доказать, что средние значения по двум различным выборкам достоверно различаются на заданном уровне значимости, нужно вычислить величину t по нижеприведенной формуле и сравнить с критическим значением, равным **СТЮДРАСПОБР(альфа; n_1+n_2-2)**. Если t окажется больше критического значения, то различие средних значений можно считать достоверным.

Величина t вычисляется по формуле:

$$t = \frac{M_1 - M_2}{\sqrt{\frac{D_1}{n_1} + \frac{D_2}{n_2}}},$$

где M_1 и M_2 – средние значения по 1-й и 2-й выборкам соответственно, D_1 и D_2 – выборочные дисперсии, n_1 и n_2 – объёмы выборок.

В обозначениях Excel выражение для t имеет вид:

(СРЗНАЧ(массив1)-СРЗНАЧ(массив2))/
КОРЕНЬ(ДИСП(массив1)/n1+ ДИСП(массив2)/n2),

где **массив1** и **массив2** – это диапазоны ячеек, содержащих данные первой и второй выборки соответственно, **n1** и **n2** – объёмы этих выборок.

Парный критерий Стьюдента

Большой недостаток двухвыборочного критерия Стьюдента заключается в том, что он слишком «груб», т. е. наличие эффекта (различия средних значений) доказывается лишь тогда, когда это различие достаточно велико. В то же время существует вариант критерия Стьюдента, позволяющий достоверно выявить гораздо меньшие различия опытных и контрольных данных. Суть этого варианта (парного критерия Стьюдента) заключается в том, что для сравнения используется одна и та же выборка, но для каждого её элемента измерение производится дважды – до воздействия контролируемого фактора и после него. Средняя разность значений биометрического показателя, относящихся к одному и тому же индикаторному объекту, имеет гораздо меньшую дисперсию, чем разность выборочных средних значений, поэтому наличие эффекта (достоверное отличие среднего изменения показателя от нуля) доказывается при значительно меньшей разности выборочных средних.

Порядок применения парного критерия Стьюдента таков [360]:

- вычисляется величина изменения индикаторного биометрического показателя для каждого объекта контрольной выборки;
- вычисляется среднее значение M и дисперсия D этих изменений;

– вычисляется стандартная ошибка среднего S_M :

$$S_M = \sqrt{\frac{D}{n}}, \text{ где } n - \text{объем выборки};$$

– вычисляется значение критерия Стьюдента $t = \frac{M}{S_M}$;

– полученное значение t сравнивается с критическим значением, равным обратному распределению Стьюдента для числа степеней свободы $n-1$ и заданного уровня значимости. Если значение t окажется больше критического, то наличие эффекта можно считать доказанным.

На языке функций Excel парный критерий Стьюдента выглядит следующим образом. Значение критерия Стьюдента t :

СРЗНАЧ(массив)/КОРЕНЬ(ДИСП(массив)/n);

критическое значение:

СТЮДРАСПОБР(альфа; n-1),

где **массив** – диапазон ячеек с разностями индикаторного биометрического показателя до и после воздействия, **n** – объем выборки, **альфа** – заданный уровень значимости (обычно 0,05).

Функция ТТЕСТ

Различные варианты критерия Стьюдента реализованы в функции Excel **ТТЕСТ**:

ТТЕСТ(массив1; массив2; хвосты; тип),

где **массив1** – это первое множество данных;

массив2 – это второе множество данных;

хвосты – это число хвостов распределения. Если хвосты = 1, то функция ТТЕСТ использует одностороннее распределение. Если хвосты = 2, то функция ТТЕСТ использует двустороннее распределение;

тип – это вид исполняемого t-теста:

1 – парный;

2 – двухвыборочный с равными дисперсиями (гомоскедастический);

3 – двухвыборочный с неравными дисперсиями (гетероскедастический).

Результатом применения t-теста является вероятность того, что проверяемый эффект отсутствует (т. е. наличие эффекта считается доказанным, если полученное значение функции ТТЕСТ окажется меньше заданного уровня значимости).

При применении функции ТТЕСТ параметр **хвосты** принимается равным 2, а тип двухвыборочного теста зависит от объемов и дисперсий выборок – при равных объемах или дисперсиях применяется тест 2-го типа, а в тех случаях, когда объемы и дисперсии различаются, – тест 3-го типа.

В настоящей главе описаны простейшие приемы статистической обработки данных, получаемых при проведении биологического мониторинга, без которых ни одно исследование, связанное с получением количественных оценок, не может считаться полноценным. Разумеется, программой Microsoft® Excel далеко не исчерпывается перечень программных средств, используемых для обработки данных научного эксперимента. Значительно больше возможностей статистического анализа предоставляет исследователю, например, программный пакет Statistica фирмы StatSoft (США), пользующийся большой популярностью у биологов. Кроме описательной статистики, этот пакет включает методы факторного и кластерного анализа, широко применяемые в биологических исследованиях, и многие другие современные статистические методы. Создан целый ряд специализированных программ для обработки данных ботанических, зоологических, палинологических исследований и т. д. Однако следует отметить, что в целом информационное обеспечение биологического мониторинга находится в самом начале своего становления. Главная современная тенденция – это интеграция различных методов экологических исследований, включая дистанционное зондирование поверхности Земли, разнообразные методы химического анализа, лабораторного биотестирования и биоиндикации состояния природных экосистем. Лишь комплексный анализ всей совокупности этих данных может дать объективную картину состояния природной среды, что невозможно без применения современных средств вычислительной техники и программного обеспечения – мощных статистических методов, технологий баз данных и геоинформационных систем.

В ряду вышеперечисленных направлений особая роль принадлежит методам биологического мониторинга, дающим наиболее непосредственную оценку качества среды обитания человека. Широкое применение этих методов в практике охраны окружающей среды пока сдерживается слабой проработкой нормативной базы. Если реестр аттестованных методик химического анализа исчисляется сотнями, то перечень методов биотестирования – единицами, а биоиндикация как метод мониторинга вообще не имеет нормативного обеспечения. Настоящей монографией мы хотим внести свой посильный вклад в это важное дело – разработку биологических методов экологического мониторинга для комплексной оценки состояния окружающей среды, и прежде всего – на территориях с высокой техногенной нагрузкой.

Приложение 1.

Перечень показателей оценки качества объектов природной среды, рекомендуемый в целях биологического мониторинга

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Литература
Атмосферный воздух	Лишайники	Аккумуляция загрязняющих веществ	[366, 369, 119]
		Активность ферментов	[361, 365]
		Состояние фотосинтетического аппарата	[367, 368]
		Активность физиологических процессов (фотосинтеза, дыхания)	[107, 108, 111]
		Видовое разнообразие	[364, 378]
		Степень проективного покрытия	[119, 362, 382]
		Соотношение морфологических типов	[363, 381]
		Количество индикаторных видов	[364]
	Мхи	Аккумуляция загрязняющих веществ	[366, 369, 370, 324, 380]
		Активность ферментов	[361, 365]
		Состояние фотосинтетического аппарата	[367, 368]
		Активность физиологических процессов (фотосинтеза, дыхания)	[107, 108, 379]
		Видовое разнообразие	[371]
		Степень проективного покрытия	[371, 372]
		Соотношение экологических групп	[371]
	Сосудистые растения	Морфологическая изменчивость пыльцы	[125, 126, 127]
Почва	Почвенные водоросли	Количество индикаторных видов процентное соотношение группировок водорослей и цианобактерий, отсутствие в структуре сообщества двух или более эколого-морфологических групп	[8, 26, 134, 142, 149, 157]
	Почвенные грибы	Соотношение морфологических типов	[28, 31, 32]
		Структура комплекса актиномицетов	[162, 163]
	Почвенные ферменты	Активность почвенной уреазы	[158]
		Активность почвенной каталазы	
		Активность почвенной инвертазы	

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Литература
Почва	Сосудистые растения	Наличие или отсутствие индикаторных видов	[22, 28, 125, 126, 127]
	Индикаторные виды животных:		
	Семейства рако- винных амёб: <i>Centropyxidae</i> , <i>Cyclopyxidae</i> , <i>Euglyphidae</i> , <i>Trinematidae</i>	Двигательная активность. Биодиагностический потенциал	[327, 328]
	Нематоды почв. Вид <i>Rhabditis sp.</i>	Изменение количества видов и экологических групп. Массовое размножение – показатель деструктивных процессов в почве	[51, 300, 303, 304]
	Микроартроподы (Тип Членистоногие)	Изменение численности, многообразие видов, жизненных форм и др.	[42, 57, 335]
		Общая плотность Таксонная структура Трофическая структура	[42, 314]
	Мокрица. Сухопутные ракообразные	Изменение популяционных параметров при радиоактивном загрязнении и других антропогенных воздействиях	[339, 375]
	Кивсяки (класс Многоножки)	Накопление радиоактивных элементов (стронций, уран) и тяжёлых металлов (свинец) в панцире. Показатели извести в почве	[8, 340, 341]
	Класс Насекомые разных отрядов, семейств и родов (их личинки, жи- вущие в почве)	Изменчивость внешних признаков. Оби- лие жизненных форм, видовое разнообра- зие, численность особей и др. – индикато- ры условий среды обитания	[39, 314, 334]
	Жужелицы и жуки-могильщики (класс Насекомых)	Феноиндикация. Жизненные формы жужелиц	[4, 307]
	Проволочники – личинка жуков- щелкунов (класс Насекомые)	Показатели кислотности почв	[8]
	Крот (класс Млекопитающие)	Обилие крота, количество кротовин на 1 км маршрута	[385]

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Литература
Природная поверхностная вода	Фитопланктон	Общая численность клеток Общее число видов Общая биомасса Численность основных групп Число видов в группе Массовые виды и виды-индикаторы сапробности	[71, 199, 200]
	Зоопланктон	Общая численность клеток Общее число видов Общая биомасса Численность основных групп Число видов в группе Массовые виды и виды-индикаторы сапробности	[71, 199, 200]
	Макрозообентос	Общая численность макрозообентоса Общая биомасса зообентоса Число видов макрозообентоса Численность и биомасса основных групп макрозообентоса Биотический индекс Вудивисса Отношение численности олигохет к общей численности донных организмов, % Индекс Балушкиной Индекс видового разнообразия Шеннона	[71, 199, 200, 373, 374]
	Перифитон	Общее число видов Массовые виды Частота встречаемости Сапробность Сопоставление видов экологических групп (нематод)	[71, 199, 200, 204, 205, 206]
	Индикаторные виды животных:		
	Ресничные Инфузории	Исчезновение в сильно загрязнённой среде	[326]
	Инфузория спироостома (<i>Spirostomum ambiguum</i>)	Изменение двигательной активности, замкнутость ресничной зоны. Изменение сроков выживания	[8]
	Тип Губки (<i>Spongia</i>). Бодяга	Изменение формы тела, цвета, консистенции колоний	[330]

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Литература
Природная поверхностная вода	Тип Кишечно-полостные. Гидра пресноводная (<i>Hydra oligactis</i>)	Показатель чистой прозрачной воды	Наблюдения Н. М. Ала-лыкиной
	Белая планария. Тип Плоские черви	Устойчив к низкому качеству воды	Наблюдения Н. М. Ала-лыкиной
	Хирономиды. Двукрылые насекомые	Генетические последствия радиоактивного загрязнения водоёмов	[75]
	Гидробионты пресных водоёмов	Поведенческие реакции	[99]
	Гидробионты пресных водоёмов	Хемилюминесценция тканей как метод биоиндикации токсичного эффекта пиретроловых пестицидов	[71]
	Пресноводные рыбы	Асимметрия морфологических структур. Аккумуляция тяжёлых металлов в тканях	[60, 327, 345–351, 386]
	Паразиты рыб	Перестройка структуры сообщества, изменение числа групп видов, уменьшение согласованности соотношений биомасс видов-хозяев	[351]
	Земноводные. Лягушки	Фенетика Видовое разнообразие Численность фоновых видов Скорость роста и развития личинок фоновых видов Стабильность развития (асимметрия) Тяжёлые металлы в тканях	[8, 62, 63, 79, 327, 345, 346]
Интегральная оценка состояния среды	Индикаторные виды растений	Аккумуляция загрязняющих веществ в различных органах растения	[272]
		Активность ферментов	[361, 365]
		Содержание фотосинтезирующих пигментов	[367, 368]
		Активность физиологических процессов (фотосинтез, дыхание)	[107, 108]
		Анатомические изменения органов растений Радиальный прирост древесины	[376]
		Морфологические изменения органов растений. Флуктуирующая асимметрия	[5, 28, 127]

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Литература
Интегральная оценка состояния среды	Фитоценоз	Индикаторные виды Видовое разнообразие Жизненное состояние растений Экологический режим фитоценоза	[125, 126, 127, 377, 378, 388]
	Индикаторные виды животных:		
	Полужесткокрылые (клопы)	Обилие, видовое разнообразие	[58]
	Шмели	Снижение суммарного числа видов шмелей, возрастание доли массовых обычных видов, уменьшение доли редких видов, смена структуры доминирования сообществ в городских условиях	[59]
	Класс Рептилии (Пресмыкающиеся)	Эмбриональные уродства	[327]
	Класс Птицы	Морфологическая внутривидовая изменчивость; цитогенетические изменения; аномалии развития; аномалии поведения; средняя продолжительность жизни; структура популяций; обилие и общая численность птиц	[66, 327, 331, 354, 387]
	Класс Млекопитающие. Дикие и сельскохозяйственные животные	Содержание тяжёлых металлов во внутренних органах и тканях диких и домашних животных. Пробы на иммунобиологический статус. Стабильность развития по флуктуирующей асимметрии. Обилие и общая численность видов	[4, 8, 38, 67, 68, 69, 327, 355, 387]

**Рекомендуемый перечень объектов и методов биотестирования
для оценки показателей качества объектов природной среды**

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Методика
Атмосферный воздух	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	МР МЗ №11-1/132-09
Вода природная поверхностная, подземная	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00734
	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04
	Аквариумная рыбка <i>Poecilia reticulata</i> Peters	Токсичность острая	РД–118–02–90
	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282
Вода сточная, очищенная сточная	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00734

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Методика
Вода сточная, очищенная сточная	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04
	Аквариумная рыбка <i>Poecilia reticulata</i> Peters	Токсичность острая	РД-118-02-90
	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282
Вода питьевая	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282
	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00734
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04
	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Методика
Отходы и осадки сточных вод (водная вытяжка)	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282
	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00734
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04
	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282
Почва (водная вытяжка)	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282
	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00734
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Методика
Почва (водная вытяжка)	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282
Донные отложения (водная вытяжка)	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР. 1.31.2003.00735
Осадки атмосферные (снежный покров)	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00283 ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06 РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00282 РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Водоросль <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer	Токсичность острая	ФР.1.39.2004.01143 РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Водоросль <i>Scenedesmus quadricauda</i>	Токсичность острая	ФР.1.39.2001.00284; РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Инфузория <i>Paramecium caudatum</i>	Токсичность острая	ФР.1.31.200.00734 РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Бактерия <i>Escherichia coli</i> М-17 (тест-система «ЭКОЛИУМ»)	Токсичность острая	ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 РД 52.04.186-89, п. 3.6
	Рачки Дафния <i>Daphnia magna</i> Straus Рачки Цериодафния <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg	Токсичность хроническая	ФР.1.39.2001.00283 ФР.1.39.2001.00282
Почва, вода, сточные воды, отходы	Семена злаковых растений	Снижение числа жизнеспособных семян (по окраске семян раствором тетразола хлорида)	ГОСТ 12039-82

Контролируемая среда	Объект	Показатель	Методика
Оценка генотоксичности	Традесканция, лук, семена сосны. Эритроциты рыб, мыши и т. д.	Изменение структуры хромосом и количества ядрышек	Цитогенетические тесты: тест «Mutatox»; SOS – Хромотест [214, 240] Экология, 2005, № 4. С. 275–285. Цитология, 2000, Т. 42. № 6, С. 593–601.
	Вид <i>Onychiurus stachianus</i> Семейство Ногохвостки (<i>Collembola</i>)	Процент выживаемости, значения LC50 и C100, способность к размножению	[344]
	Дождевые черви <i>Lumbricus terrestris</i> (тип Кольчатые черви)	Тест-объект при токсикологических исследованиях (гибель и др.)	[333]

Ботанические показатели нарушения экосистем (по Б. В. Виноградову)

Показатели	Нормы, Н	Риска, Р	Кризиса, К	Бедствия, Б
Ухудшение видового состава естественной растительности	Естественная смена доминантов, субдоминантов и характерных видов	Уменьшение обилия господствующих, в особенности полезных видов	Смена господствующих видов на вторичные, в основном непопадаемые сорные и ядовитые	Уменьшение обилия вторичных видов, полезных растений практически нет
Изменение ареалов	Отсутствие	Ослабление, изреживание	Разделение, сокращение	Исчезновение
Повреждение растительности	Отсутствие	Повреждение наиболее чувствительных видов (хвойных деревьев, липайников)	Повреждение средние чувствительных видов	Повреждение слабо чувствительных видов (травы, кустарники)
Появление тератологических отклонений	Отсутствие	Редко	Спорадически	Массово
Уменьшение индекса разнообразия Симпсона, %	Менее 10	10 – 20	25 – 50	Более 50
Лесистость, % от зональной	Более 80	60 – 70	50 – 30	Менее 10
Повреждение древостоев, %	Менее 5	10 – 30	30 – 50	Более 50
Повреждение хвой, % биомассы	Менее 5	10 – 30	30 – 50	Более 50
Гибель посевов, % площади	Менее 5	5 – 15	15 – 30	Более 30
Проективное покрытие пастбищной степной и полупустынной растительности, % от нормальной	Более 80	60 – 70	50 – 30	Менее 10

Приложение 2.

О некоторых видах – биоиндикаторах состояния окружающей среды: фитоиндикация, зооиндикация

Фитоиндикация

Фитоиндикация – это практические приёмы использования как растительности в целом, так и отдельных растений или их частей в качестве показателя (индикатора) интересующих человека компонентов среды.

Отдельные группы растений, как высших, так и низших, зарекомендовали себя хорошими индикаторами условий окружающей среды.

Водоросли (альгоиндикация)

Альгоиндикация – использование водорослей для биодиагностики среды. Э. А. Штина [11, 319] отмечала возможности использования водорослей в целях биоиндикации на разных уровнях их организации – организменном, популяционном, ценоотическом. Под влиянием физических и химических факторов в качестве индикационных признаков на организменном уровне отмечаются изменения в морфологии и физиологии клеток. Популяционный уровень включает изменение численности, биомассы, возрастного состава, соотношения живых и мертвых клеток. Ценоотический уровень отражает своеобразие состава, структуры и функционирования сообществ водорослей. Каждой почвенно-климатической зоне присущи специфические водорослевые ценозы с определённым набором представителей. В подзолистых почвах преобладают одноклеточные зелёные и жёлтозелёные водоросли, устойчивые к низкому pH. В дерново-подзолистых почвах видовое разнообразие богаче. При сочетании благоприятных факторов (влажности, температуры, наличия питательных веществ) наблюдается «цветение» почвы, вызванное микроскопическими водорослями и корочками *Nostoc commune*. «Цветение» особенно проявляется на пахотных почвах [134]. В болотных почвах большую роль играют гидрофильные и амфибиальные виды.

Водоросли могут быть использованы для оценки антропогенного воздействия на почву [320]. Водоросли реагируют на водный режим почв [321] (рис. 1, 2). Согласно литературным данным [11] различные виды *Phormidium* и *Oscillatoria* индицируют разрушение почвенного покрова. Накопление SO₂ и тяжёлых металлов резко уменьшает разнообразие и численность водорослей. «Кислотные осадки» угнетают как синезелёные, так и жёлтозелёные водоросли. Нефтяное загрязнение вызывает гибель жёлтозелёных и диатомовых водорослей. Реакция водорослей на

вносимые в почву агрохимикаты (удобрения, пестициды и др.): гербициды отрицательно действуют на синезелёные и жёлтозелёные водоросли; зооциды, угнетая жёлтозелёные, могут стимулировать развитие зелёных и диатомовых водорослей; высокие дозы минеральных удобрений, особенно азотных, угнетают развитие водорослей. Наиболее чувствительными к загрязнению являются жёлтозелёные водоросли, исчезновение их является показателем неблагополучия почвы. По нашим наблюдениям [320] толерантными к загрязнению почвы являются синезелёные водоросли *Trichromus variabilis*, *Nostoc punctiforme*, *Phormodium autumnale*, *Leptolygbya foveolarum* (рис. 3).

Широкое применение имеют водоросли в качестве биоиндикаторов качества воды [26].



Рис. 1. Водоросли – показатели переувлажнения минеральных почв:
 1 – *Trichromus variabilis*; 2 – *Cylindrospermum stagnale*; 3 – *Oscillatoria limosa*;
 4 – *Oscillatoria splendida*; 5 – *Pseudanabaena galeata*; 6 – *Closterium pusillum*;
 7 – *Cosmarium cubcrenatum*; 8 – *Cosmarium cucurbita*; 9 – *Mesotaenium macrococcum*;
 10 – *Cylindrocystis brebissonii*; 11 – *Cylindrocystis crassa*;
 12 – *Tetradron minimum*

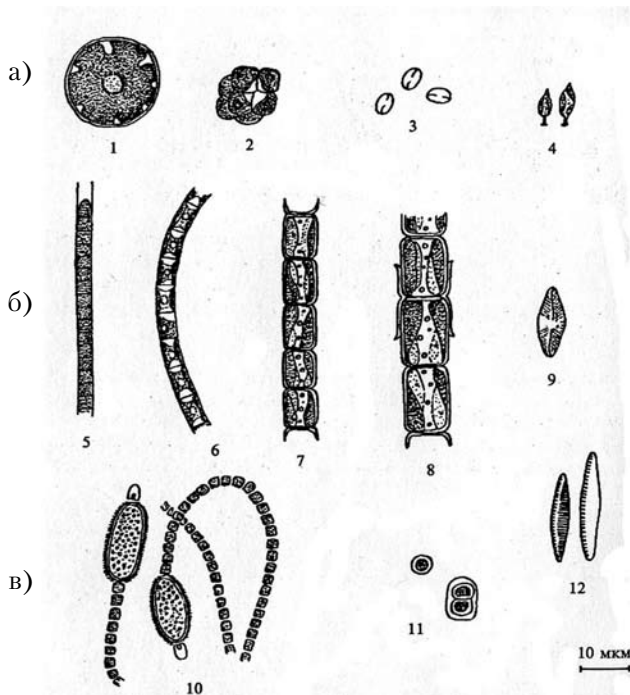


Рис. 2. Водоросли, специфичные для участков различного увлажнения торфяников: а) слабое увлажнение (40%) 1 – *Actinochloris sphaerica*; 2 – *Chlorosarcinopsis minor*; 3 – *Navicula pelliculosa*; 4 – *Characiopsis minutissima*; б) среднее (60%) 5 – *Phormidium boryanum*; 6 – *Klebsormidium nitens*; 7 – *Tribonema ulotrichoides*; 8 – *Bumilleria sicula*; 9 – *Navicula mutica*; в) сильное (80%) 10 – *Cylindrospermum majus*; 11 – *Gleocapsa minuta*; 12 – *Nitzschia palea*

Лишайники (лихеноиндикация)

Метод экологического мониторинга, заключающийся в оценке степени загрязнения воздуха с помощью лишайников, называется **лихеноиндикацией**.

Лишайники широко распространены по земному шару – от полярных холодных скал до камней пустынь. По внешнему виду различают три типа талломов лишайников: накипные, листоватые и кустистые.

Таллом **накипных лишайников** представляет собой корочку, очень прочно срастающуюся с субстратом – породой деревьев, поверхностью скал и камней. Этот таллом невозможно отделить от субстрата, на котором он растёт, не повредив его. Поверхность накипного таллома может быть порошковатой, зернистой, бугорчатой; окраска различной, обычно

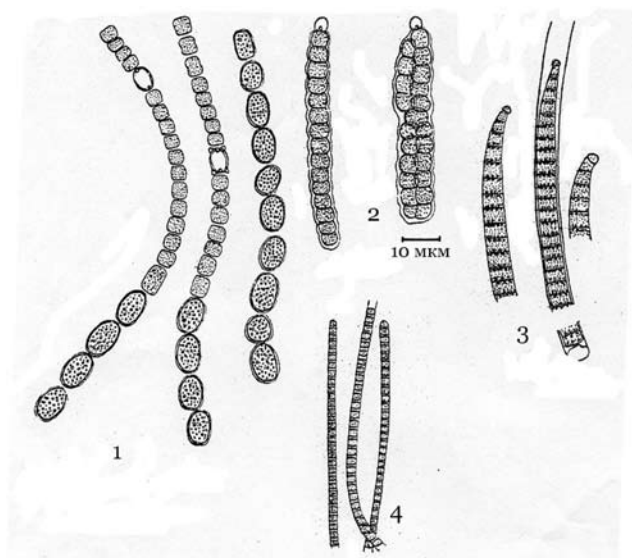


Рис. 3. Водоросли, устойчивые к загрязнению почвы.

1 – *Trichromus variabilis*; 2 – *Nostoc punctiforme*;
3 – *Phormodium autumnale*; 4 – *Leptolygbya foveolarum*

неяркой. У некоторых накипных лишайников таллом почти весь врастает в субстрат.

Листовые лишайники имеют вид чешуек или довольно крупных пластинок. Их таллом прикрепляется к субстрату с помощью пучков грибных нитей (гиф) – или отдельных тонких гиф-ризидов. Между накипными и листоватыми лишайниками есть промежуточные формы, у которых таллом в центре накипной, а по краю листоватый. У **кустистых лишайников** таллом состоит из ветвей. Кустистый лишайник таллом срастается с субстратом с помощью мощного пучка грибных гиф и растёт вертикально либо наискось вверх (напочвенные виды), или свисая вниз (виды, растущие на деревьях). Между кустистыми и листоватыми талломами могут быть и переходные формы.

По приуроченности к субстрату лишайники подразделяют на несколько экологических групп: эпигейные, эпифитные, эпилитные и водные.

Напочвенные, или эпигейные, лишайники. Они редко встречаются на плодородных почвах и достигают большого развития в местах, мало пригодных для высших растений, особенно травянистых, из-за незначительной питательности субстрата или неблагоприятных климатических

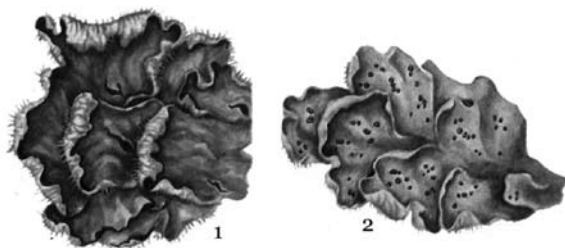


Рис. 4. 1 – *Peltigera canina*, 2 – *Peltigera aphthosa*



Рис. 5. *Cetraria islandica*
(Цетрария исландская)

условий, например, на песчаных почвах, в тундрах, на торфяниках и т. д. Напочвенные лишайники могут расти как на открытых местах, так и в лесах. Лишайники открытых пространств произрастают вдоль дорог, на старых пожарищах, на бедных сухих и болотистых лугах, на опушках. Это пельтигера собачья (*Peltigera canina*) (рис. 4.1), пельтигера бородавчатая (*P. aphthosa*) (рис. 4.2), «исландский мох» (*Cetraria islandica*)

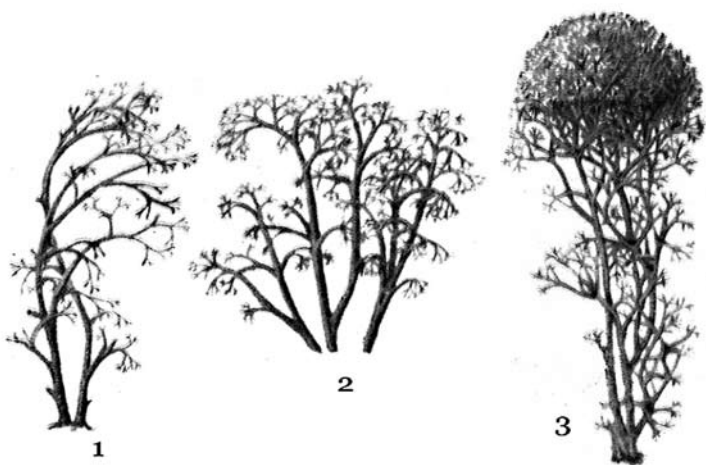


Рис. 6. 1 – *Cladonia rangiferina*, 2 – *C. sylvatica*, 3 – *C. alpestris*

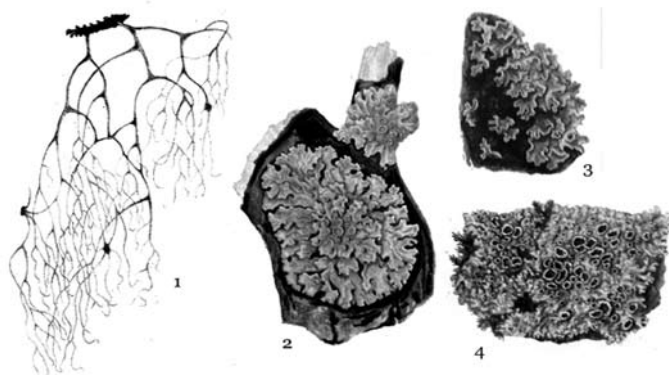


Рис. 7. 1 – *Alectoria*, 2 – *Xanthoria parietina*, 3 – *Cetraria pinastri*, 4 – *Physcia stellaris*

(рис. 5), различные виды рода кладония (*Cladonia rangiferina* (рис. 6.1), *C. alpestris* (рис. 6.3), *C. sylvatica* (рис. 6.2). Особенно большого развития лишайниковый покров достигает в сосняках. К представителям напочвенных лишайников лесов примыкают лишайники, развивающиеся на гниющих пнях и на основаниях стволов деревьев. Это цетрария сосновая (*Cetraria pinastri*) (рис. 7.3), кладония пальчатая (*Cladonia digitata*). Эти виды являются переходными к следующей экологической группе.

Эпифитные лишайники поселяются на деревьях и кустарниках. Наблюдения показывают, что на отдельных породах часто наблюдаются определенные группировки лишайников. На осинах чаще встречаются стенная золотянка (*Xanthoria parietina*) (рис. 7.2), фисция щетинистая (*Physcia hispida*), фисция звездчатая (*Ph. stellaris*) (рис. 7.4), пармелия бороздчатая (*Parmelia sulcata*) (рис. 8); на сосне – уснея (*Usnea longissima*) (рис. 9.1). Расселение лишайников на стволе зависит в основном от освещённости. **Эпилитные лишайники** поселяются на камнях и скалах, на кирпичных строениях. **Водные лишайники** постоянно или большую часть года проводят под водой.

Лишайники являются пионерами зарастания каменистых субстратов; осваивая их, они прокладывают



Рис. 8. *Parmelia sulcata*

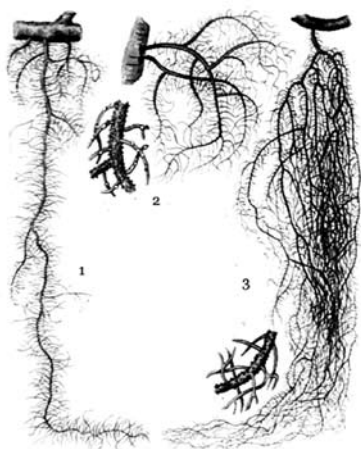


Рис. 9. 1 – *Usnea longissima*, 2 – *Usnea comosa*, 3 – *Usnea dasypoga*

дорогу другим растениям. Напочвенные лишайники (кладонии и цетрарии) являются главным кормом растением для северных оленей. Лишайники являются источниками ценных биологически активных веществ. Многие виды лишайников – хорошие индикаторы степени загрязненности воздуха.

Наиболее чувствительными к изменению содержания в воздухе ряда химических соединений и элементов являются эпифитные лишайники.

На лишайники губительно действуют прежде всего вещества, увеличивающие кислотность среды и у-

скоряющие окислительные процессы: двуокись серы (SO_2), оксиды азота (NO , NO_2), фтороводород (HF) и хлороводород (HCl), озон (O_3). Наиболее восприимчивы лишайники к действию SO_2 .

Влияние среды на рост эпифитных лишайников зависит от видовой принадлежности дерева, типа городской застройки, экспозиции на стволе. Среди свойств субстрата наибольшее значение имеют его поверхность, содержание микроэлементов в корке, буферная ёмкость, влажность, значение pH. Под влиянием SO_2 лишайники исчезают в первую очередь с деревьев, имеющих низкие значения pH коры (сосна – 3,6; берёза – 3,7; ольха – 4,1; дуб – 4,3; липа и ясень – 5,3; клён – 5,6; тополь – 5,8).

Принцип лишеноиндикации заключается в оценке состояния лишенофлоры определенной территории. Наиболее часто используют индекс чистоты атмосферы.

Мхи, или мохообразные, представляют собой довольно крупный отдел растительного царства. Тело мхов представлено побегом, состоящим из стебля и листьев; только у части мхов тело представлено слоевищем (талломом).

Жизнь мохообразных зависит от многих факторов внешней среды – освещенности, влажности, тепла, химического и механического состава субстрата, на котором они произрастают, воздействия других живых организмов.

Мхи, подобно лишайникам, чутко реагируют на присутствие в воздухе вредных примесей. Вследствие антропогенного влияния значительно изменяется видовой состав мхов. Наиболее резистентные к антропогенному действию виды: *Bryum bimum*, *Ceratodon purpureus*, *Pohlia nutans*, *Campyium sommerfeltii* [322] (рис. 10). Мхи и лишайники способны извлекать из окружающей среды и аккумулировать различные химические вещества. Изучена способность сорбировать из растворов искусственные и естественные долгоживущие радионуклиды мхами рода *Sphagnum* и лишайником *Cladonia stellaris* [323].

Среди мхов есть виды, обитающие на субстратах, которые содержат соли тяжёлых металлов в таком количестве, что другие высшие растения на таких почвах жить не могут, например, мелиххоферия (*Mielichhoferia*), называемая «медным мхом». Она живет на скалах, содержащих ионы меди в количестве в тысячу раз превышающем максимальный уровень, допустимый для жизни большинства цветковых растений.

Исследованиями ряда авторов [324] выявлена биохимическая реакция распространённого в лесных биоценозах мха кукушкин лен (*Politrihum commune*) на комплексное химическое загрязнение территории. Под влиянием загрязнения в вегетативной массе кукушкина льна происходит накопление аминокислоты пролина, что индицирует химический стресс.

В биодиагностике мхи используются как индикаторы глубины протаивания грунта, индикаторы кислотности почв (ацидофилы), заболачивания почв (род *Sphagnum*).

Мхи могут ухудшать продуктивность сельскохозяйственных земель, вызывая их заболачивание и заболачивание. В то же время они способствуют переводу поверхностного стока вод в подземный, предохраняя земли от эрозии.



Рис. 10. 1 – *Sphagnum squarrosum* (Сфагнум оттопыренный),
2 – *Sphagnum magellanicum* (Сфагнум магелланский)

Высшие растения

Многие растения данной группы являются хорошими индикаторами состояния окружающей среды.

Растения – индикаторы плодородия почвы

Плодородие почвы определяется присутствием в ней элементов минерального питания, необходимых для жизнедеятельности растений. Жизненно необходимые и незаменимые микроэлементы – это азот, фосфор, калий, кальций, магний, сера и железо.

На почвах, содержащих значительные количества этих элементов, произрастают растения – **эвтрофы**: хмель выющийся (*Humulus lupulus* L.) (рис. 11.2), малина обыкновенная (*Rubus idaeus* L.) (рис. 11.1), герань лесная (*Geranium sylvaticum* L.), горец перечный (водяной перец) (*Polygonum hydropiper* L.), грушанка круглолистная (*Pyrola rotundifolia* L.), дурман обыкновенный (*Datura stramonium* L.), звездчатка дубравная (*Stellaria nemorum* L.), иван-чай узколистный (*Chamerion angustifolium* L. S сор.), крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), купена многоцветковая (*Polygonatum multiflorum* (L.) All.), ландыш майский (*Convallaria majalis* L.), мятлик обыкновенный (*Poa trivialis* L.), осока лисья (*Carex vulpina* L.), страусник обыкновенный (*Matteuccia struthiopteris* (L.) Todaro), подбел обыкновенный (*Andromeda polifolia* L.), пролесник многолетний (*Mercurialis perennis* L.), таволга обыкновенная (*Filipendula vulgaris* Moench), фиалка удивительная (*Viola mirabilis* L.).

На почвах среднего достатка произрастают растения-**мезотрофы**. Это: бересклет бородавчатый (*Euonymus verrucosa* Scop.), ветреница лютиковая



Рис. 11. 1 – Малина обыкновенная,
2 – Хмель обыкновенный



Рис. 12. 1 – Щитовник мужской,
2 – Земляника лесная

(*Anemone ranunculoides* (L.) Holub), земляника лесная (*Fragaria vesca* L.) (рис. 12.2), клевер средний (*Trifolium medium* L.), купальница европейская (*Trollius europaeus* L.), лапчатка прямостоячая (*Potentilla erecta* (L.) Rausch), папоротник щитовник мужской (*Dryopteris filix-mas* (L.) Schott) (рис. 12.1), подмаренник настоящий (*Galium verum* L.), смолевка повислая (*Silene pendula* L.).

Растения, указывающие на низкий уровень питательных веществ, – **олиготрофы**. Это: клевер пашенный (*Trifolium arvense* L.), щавель малый (*Rumex acetosella* L.) (рис. 13.6), брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.) (рис. 13.2), черника (*Vaccinium myrtillus* L.) (рис. 13.4), вереск обыкновенный (*Calluna vulgaris* (L.) Hill) (рис. 13.3), клюква болотная (*Oxycoccus palustris* Pers.) (рис. 13.1), ястребинка волосистая (*Hieracium pilosella* L.) (рис. 13.5).

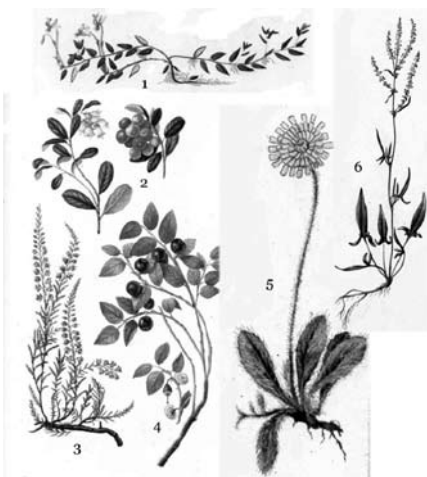


Рис. 13. 1 – Клюква болотная, 2 – Брусника, 3 – Вереск обыкновенный, 4 – Черника, 5 – Ястребинка волосистая, 6 – Щавель малый

Растения – индикаторы кислотность почвы

Растения издавна использовались в качестве индикаторов кислотности растворов.

Растения сильно кислых почв – **крайние ацидофилы** (pH=3,0–4,5). К ним относятся: сфагнумы (*Sphagnum*), плаун булавовидный (*Lycopodium complanatum* (L.) Holub), водяника черноплодная (*Empetrum nigrum* L.) (рис. 14.2), марьянник луговой (*Melampyrum pratense* L.), пушица влагалищная (*Eriophorum vaginatus* L.) (рис. 14.1).

Растения умеренно кислых почв – **умеренные ацидофилы** (pH=4,5–6,0). Это: калужница болотная (*Caltha palustris* L.), лютик ядовитый (*Ranunculus sceleratus* L.), лютик ползучий (*Ranunculus repens* L.) (рис. 15.2), сердечник луговой (*Cardamine pratensis* L.), седмичник европейский (*Trifentalis europaea* L.) (рис. 15.1).

Растения слабо кислых почв – **слабые ацидофилы** (pH=5,0–6,7): ветреница лютичная (*Anemone ranunculoides* (L.) Holub) (рис. 16.1), медуница неясная (*Pulmonaria obscura* Dum.) (рис. 16.2), купена многоцветковая (*Polygonatum multiflorum* (L.) All).



Рис. 14. 1 – Пушица вла-
галищная, 2 – Водянка
черноплодная



Рис. 15. 1 – Седмичник
европейский, 2 – Лютик
ползучий



Рис. 16. 1 – Ветреница
лютиковая,
2 – Ведуница неясная

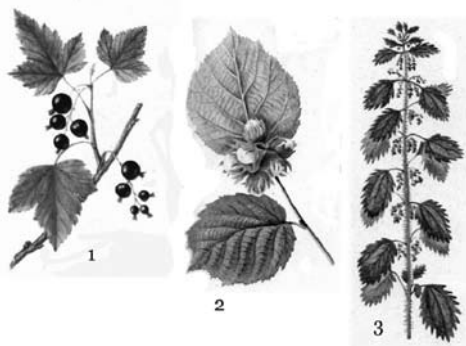


Рис. 17. 1 – Смородина черная, 2 – Лещина обыкновенная, 3 – Крапива жгучая

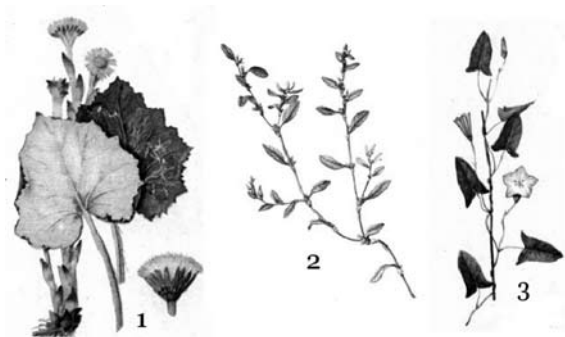


Рис. 18. 1 – Мать-и-мачеха, 2 – Горец птичий, 3 – Вьюнок полевой

Растения нейтральных почв – **ацидофилы нейтральные** (рН=4,5–7,0): смородина чёрная (*Ribes nigrum* L.) (рис. 17.1), малина обыкновенная (*Rubus idaeus* L.), лещина обыкновенная (*Corylus avellana* L.) (рис. 17.2), крапива жгучая (*Urtica urens* L.) (рис. 17.3).

Растения нейтрально-слабощелочных почв – **нейтрально-базифильные** (рН=6,7–7,8): люцерна серповидная (*Medicago falcata* L.), мать-и-мачеха (*Tussilago farfara* L.) (рис. 18.1).

Растения, произрастающие на почвах с широким диапазоном кислотности, – **эвритопные**: марь белая (*Chenopodium album* L.), горец птичий (*Polygonum aviculare* L.) (рис. 18.2), вьюнок полевой (*Convolvulus arvensis* L.) (рис. 18.3).

Водные растения – индикаторы биологического состояния поверхностных вод

Пузырчатка обыкновенная – *Utricularia vulgaris* L. (рис. 19). Многолетнее растение с погруженными в толщу воды стеблями до 1 м длины. Ловчие пузырьки до 3,5 мм длины сидят на зелёных листьях. Листья многократно перисторассеченные, до 5 см длины. Цветет во второй половине лета. Цветы жёлтые, собраны в рыхлую кисть, возвышающуюся над водой. Встречается в болотах и стоячих водоёмах. Является индикатором слабого загрязнения водоёма.

Уруть мутовчатая – *Myriophyllum beticillatum* L. Многолетнее растение, 15 – 150 см погруженное в воду с листьями, сидящими по 5 – 6, реже по 4 в мутовке. Растение однодомное, соцветие колосовидное, верхние цветки в соцветии мужские, нижние женские, средние иногда обоеполые. Встречается в озёрах, старицах рек. Показатель умеренно загрязнённых водоёмов.

Рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) – многолетнее растение с ветвящимся тонким стеблем длиной до 1,5 м. Все листья подводные, нитевидные, узколинейные. Цветет в июне – июле, плоды созревают в июле – августе. Широко распространён, растёт в разнообразных водоёмах, является индикатором сильного загрязнения воды.

Рдест курчавый (*P. crispus* L.) – многолетнее растение с характер-

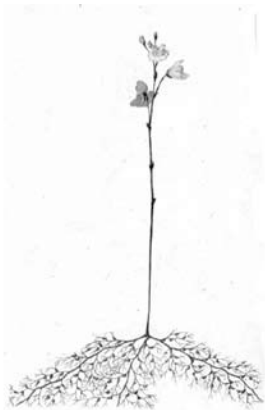


Рис. 19. Пузырчатка обыкновенная



Рис. 20. Элодея канадская



Рис. 21. Стрелолист обыкновенный

ными листьями: все они подводные, полупрозрачные, по краю волнистые или курчавые. Ветвистые стебли длиной до 1,5 м. Цветёт в июне–августе, плоды созревают с июля до октября. Широко распространён, встречается в озёрах, пойменных водоёмах, прудах, медленно текущих реках, непросыхающих канавах с водой. Является индикатором сильного загрязнения водоема.

Элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.) (рис. 20) – многолетнее травянистое растение с погружёнными в воду длинными ветвистыми стеблями. Цветет в мае – июле. Цветки раздельнополые, растения двудомные. У нас встречаются только женские растения, они не образуют плодов. В наших условиях размножается вегетативно частями ломких побегов.

Растёт в разнообразных водоёмах со стоячей и медленно текущей водой, часто образует заросли. Индикатор сильного загрязнения поверхностных вод.

Стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia* L.) (рис. 21)

Многолетнее травянистое растение с укороченным корневищем, от которого берут начало удлинённые побеги, образующие к осени небольшие клубневидные утолщения. Стебель высотой до 1 м. Цветёт в июне – июле, плоды созревают в июле – августе. В области растёт по берегам водоёмов, нередко в воде, а также на болотах. Является индикатором очень сильного загрязнения водоёма.

Ряска малая (*Lemna minor* L.) – растение плавающее, стеблевые пластинки плоские, с обеих сторон зелёные. Встречается повсеместно в стоячих и медленно текущих водах. Индикатор очень сильного загрязнения водоёма.

Многокоренник обыкновенный (*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.) – плавающее растение, стеблевая пластинка сверху зелёная, снизу красноватая. Корни расположены пучком на нижней поверхности плоского стебля. Встречается повсеместно в водоёмах со стоячей или медленно текущей водой. Является индикатором очень сильного загрязнения водоёма.

Зооиндикация

В связи с индустриальным загрязнением окружающей среды возродился интерес к старому направлению исследований в биологии – зоологической индикации. Важными стали две задачи: обнаружить в организмах токсические вещества и изучить биологические эффекты их воздействия. Для решения первой задачи применяют аналитические методы современной химии. Для узнавания о биологических эффектах изучается проницаемость наружных покровов, выясняются генетические изменения в отдельных особях и популяциях, рассматриваются накопительные свойства органами и тканями тяжёлых металлов и токсикантов.

Далеко не все наземные животные удобны для биоиндикационных целей. Многие группы мало пригодны: птицы прилетают на короткое время, крупных млекопитающих фактически нет, как нет и многих крупных и ярких, хорошо заметных насекомых, моллюсков. Имеются указания на требования к выбору животных-биоиндикаторов. Это высокая численность; интенсивный обмен веществ; большая продолжительность жизни; интенсивность размножения; оседлость; малый индивидуальный участок обитания; постоянный контакт с изучаемым антропогенным фактором; возможность сбора массового материала исследователем в полевых условиях; чувствительность животного к изучаемому фактору; сравнительно крупные размеры для удобства в анатомировании.

Далее рассмотрены животные-биоиндикаторы в следующем систематическом порядке.

Беспозвоночные животные-биоиндикаторы

Простейшие (*Protozoa*):

Инфузория-туфелька

Инфузория спироастомы

Кишечнополостные (*Coelenterata*). Гидра пресноводная

Черви (*Vermes*):

Белая планария

Нематоды

Олигохеты

Дождевые черви

Пиявки (*Hirudina*)

Моллюски (*Mollis*). Лужанка речная, беззубка, перловица

Микроартроподы. Тип Членистоногие (*Arthropoda*)

Ракообразные (*Crustacea*):

Дафния магна

Водяной ослик

Бокоплав

Многоножки (*Miriapoda*). Кивсяки

Насекомые (*Insecta*): отряд Подёнки (*Ephemeroptera*); отр. Стрекозы (*Odonata*); отр. Веснянки (*Plecoptera*); отр. Полужесткокрылые, или Клопы (*Hemiptera*); отр. Жесткокрылые, или жуки (*Coleoptera*); отр. Ручейники (*Trichoptera*); отр. Перепончатокрылые (*Hymenoptera*); отр. Двукрылые (*Diptera*)

Позвоночные животные-биоиндикаторы

Рыбы (*Pisces*)

Амфибии (Земноводные) (*Amphibia*) и Рептилии (Пресмыкающиеся) (*Reptilia*).

Птицы (*Aves*)

Млекопитающие (*Mammalia*)

Беспозвоночные животные-биоиндикаторы

Простейшие (*Protozoa*).

Инфузория туфелька (*Paramecium caudatum*) – простейшее одноклеточное животное из царства Простейших (*Protozoa*), типа Инфузорий (*Ciliophora*) класса Инфузорий (*Infusoria*), обитающие в пресных стоячих водоёмах.

Длина клетки 0,1 – 0,3 мм. Можно увидеть в капле воды невооруженным глазом в виде беловатых мелких черточек. При микроскопировании хорошо видна организация туфельки (рис. 22). Она имеет форму, напоминающую подошву туфли, более 10000 ресничек (органеллы движения), работающих координированно. Питается бактериями. Размножается бесполым (делением клетки на две части) и половым путём (конъюгация).

Туфелька – вполне доступный и наблюдаемый объект для оценки токсичности проб воды. Она способна реагировать на присутствие в воде и водных вытяжках из почвы и донных отложений веществ, представляющих опасность для их жизнедеятельности, и направленно перемещаться по градиенту концентраций этих веществ (хемотаксис), избегая их вредного воздействия. Критерием токсического действия является значимое

различие в числе клеток инфузорий, наблюдаемых в верхней зоне кюветы в пробе, не содержащей токсических веществ (контроль), по сравнению с этим показателем, наблюдаемым в исследуемой пробе.

Известны методы биотестирования с использованием инфузорий, например, метод – Биотестер 2 и др. Биотестирование – оценка токсичности объекта внешней среды по его воздействию на биологическую тест-систему (пространственно ограниченная совокупность чувствительных элементов (тест-организмов) и среды, в которой они находятся.

В книге «Мониторинг природных сред и объектов» [325] отмечается: «Гибель туфельки в токсичной среде – если клетки гибнут в течение 3 мин., то проба резко токсична, за 10 мин. – токсична и за 3 часа – слабо токсична, в случае выживания в течение суток – проба признаётся нетоксичной».

Туфелька вынослива к недостатку кислорода; характерна для плохого ила, встречается при большом количестве бактерий, находящихся во взвешенном состоянии при разложении ила [8].

Инфузория спиростомы (Spirostomum ambiguum).

Спиростомы имеет длину тела 1 – 3 мм червеобразной формы (рис. 23). Видна невооружённым глазом. Тело покрыто ресничками, более длинными у ротового отверстия, они служат для захвата пищевых частиц. В ответ на неблагоприятные воздействия окружающей среды инфузория изменяет свою двигательную активность и ряд других физиологических показателей. К ним относятся изменения: сроков выживаемости после воздействия; двигательной активности в ответ на стрессовое воздействие; формы тела; возбудимость в ответ на раздражение. Использование большого числа параметров функционального состояния инфузории позволяет адекватно характеризовать величину нарушений под влиянием антропогенных воздействий [8].

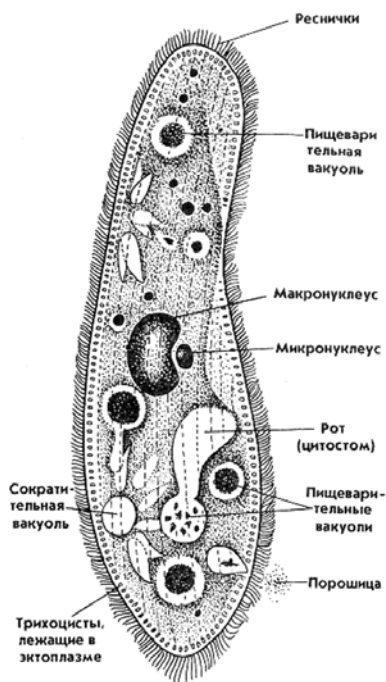


Рис. 22. Инфузория-туфелька

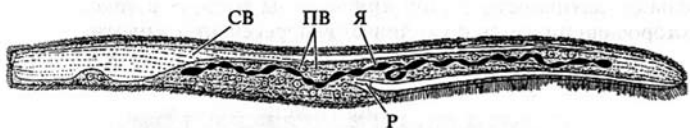


Рис. 23. Внешний вид *Spirostomum ambiguum* Ehrbg (увеличение x1800):
Я – ядро; Р – реснички; ПВ – пищеварительная вакуоль;
СВ – сократительная вакуоль

Инфузории почти всегда присутствуют в созревшем иле. Характерным является состояние ресничной зоны организма: в хорошем иле ресничная зона раскрыта, движения ресничек активны; при неблагоприятных условиях ресничная зона замкнута [8].

«Ресничные инфузории – кольпидиум кольпода и парамеция путринум – показатели присутствия свежих стоков вод» [326]. Он же отмечает «исчезновение простейших в воде – сверхзагрязнение и невозможность жизни в этой воде».

Раковинные амёбы – представители подцарства Protozoa, типа Саркомастигофоры (*Sarcomastigophora*), класса Саркодовые (*Sarcodina*), обитатели верхних горизонтов почв. Микроскопических размеров.

Богаты видами, достигают высокой численности и биомассы (рис. 24). Раковинки амёб длительное время сохраняются в почве, а слабая двигательная активность способствует образованию видовых комплексов. Это определяет высокую индикаторную значимость раковинных амёб [327]. Выявив их видовой состав и удобные индикаторные виды почвенных раковинных корненожек, можно строить на этих данных оригинальную систему мониторинга. А. И. Ивановым [327] в Пензенской области выявлены индикаторные комплексы и из них четыре семейства: *Centropyxidae*, *Cyclopyxidae*, *Euglyphidae* и *Trinema*.

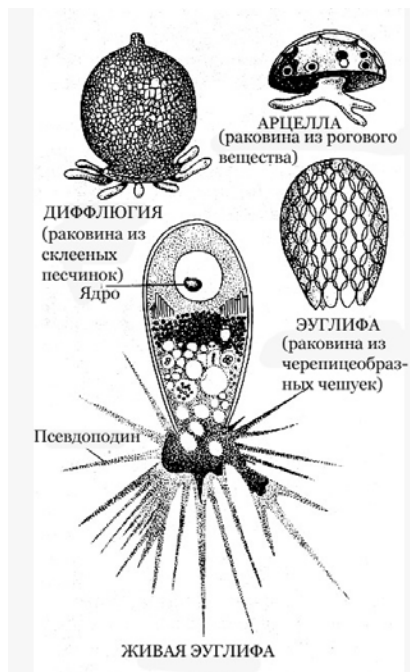


Рис. 24. Раковинные амёбы

Г. А. Карганова [328] также отмечает биодиагностический потенциал почвенных раковинных амёб (*Protozoa, Testacea*).

Раковинные амёбы являются пионерами биоценозов техногенных ландшафтов, они же реагируют на кислые почвы, ее механический состав. Количество раковинных амёб на фоновых участках на порядок выше по сравнению с зонами интенсивного загрязнения. Отмечено также, что отдельные роды могут обитать в жестких условиях при значительном дефиците влаги.

Для оперативного контроля состояния процесса биологической очистки сточных вод большое значение имеет биологический анализ активного ила (активный ил – частицы органических веществ, населённых различными группами аэробных и факультативно анаэробных микроорганизмов) [329]. Сигнал о «неблагополучии» на очистных сооружениях индикаторные организмы подают значительно раньше, чем изменяются данные гидрохимических анализов. Так, вспышка *Gromia neglecta* предупреждает о токсичности поступающих сточных вод за 10 – 15 дней до ухудшения состава очищенных вод. Е. И. Егорова [329] приводит список использования индикаторных организмов активного ила для технологического контроля работы городских очистных сооружений:

- *Actinophrye, Gromia neglecta* (численность превышает 2 млн. на 1 г сухого ила), *Zooglea ramigera*, цисты простейших, нитчатые водоросли, грибы характеризуют токсичные стоки;
- нарушение циркуляции ила в системе характеризует положительный признак (наличие прикреплённых инфузорий) и отрицательный признак (наличие свободноплавающих инфузорий);
- нарушение аэрации: мелкие жгутиконосцы, мелкие амёбы;
- изменение мелких нагрузок на ил (изменение суммы бентосных раковинных амёб);
- изменение продуктивности процессов нитрофикации (изменение суммы коловраток).

Е. И. Егорова [329] дает характеристику ила по индикаторным видам.

Характеристика ила по индикаторным видам

Удовлетворительно работающий (хороший) ил. Большое разнообразие простейших по видовому составу при небольшом количественном преобладании какого-либо из видов. Постоянное наличие *Aspidisca, Zooglea*. Все виды достаточно активны. Ил оседает в виде крупных тяжёлых хлопьев. Вода над илом прозрачная.

Ил из регенератора:

а) при хорошей регенерации — количественное преобладание прикрепленных инфузорий *Vorticella convallaria*, *Epistyllis* над свободно плавающими инфузориями; увеличение количества прикрепленных инфузорий и зооглей по сравнению с илом в аэротенке; организмы подвижные; хлопок ила крупный, хорошо осаждается, вода над илом прозрачная; исчезает сера в клетках нитчатых серобактерий;

б) при глубокой регенерации — преобладание крупных свободно плавающих инфузорий, увеличение размеров *Vorticella* и *Opercularia*; распад хлопка ила на более мелкие хлопья, вода над илом имеет мелкую неоседающую муть.

Голодающий ил. Мелкие размеры простейших, организмы становятся прозрачными, пищеварительные вакуоли исчезают, частично инфузории превращаются в цисты. Коловратки образуют цисты позже, чем инфузории. Зооглей и хлопья ила прозрачные. Вода над илом мутная.

Нитрифицирующий ил. Постоянно присутствуют в заметных количествах коловратки: *Philodina*, *Callidina* и другие виды. Количественно преобладают прикрепленные инфузории: *Vorticella convallaria*, *Carchesium*, крупные амёбы *Arcella*. Возможно присутствие в больших количествах малощетинковых червей *Aeolosoma*. Ил рыхлый, всплывает после осаждения.

Перегруженный ил. Малое количественное разнообразие видов, преобладают два-три. Большое количество бесцветных жгутиковых, мелких амёб, *Litonotus* и других мелких инфузорий. Присутствуют в заметных количествах *Podophrya*, *Chilodon*, *Vorticella* (*fiicrostoma*), *Opercularia*, иногда нитчатые бактерии. Ил загрязнен многочисленными включениями: органикой, мышечными волокнами, мусором и т. д. Хлопья ила темные, плотные. Вода над илом с опалесценцией.

Ил при сбросе промышленных стоков, неадаптированный. Уменьшение разнообразия видов, преобладают один-два. Измельчение организмов, особенно *Vorticella convallaria* и *Opercularia* при увеличении их общего количества или при резком уменьшении общего количества в зависимости от степени токсичности стока. Неподвижное состояние ресничных инфузорий, гибель *Flagellata*, преобладание коловраток и червей.

Ил мелкий, загрязнен включениями промышленных стоков, осаждается плохо, может иметь цветные частицы. Вода над илом мутная.

Ил при недостатке кислорода. *Vorticella* раздувается в виде шара, некоторые представители рода лопаются и исчезают. *Opercularia* с замкнутым ресничным диском, неподвижные. Коловратки неподвижные, застывшие в вытянутом состоянии, отмирающие. Большое количество разнообразных жгутиковых. Из инфузорий почти исключительное господство

Paramecium caudatum как очень выносливой формы к недостатку кислорода, способной оживленно плавать в гниющем иле. Хлопья ила распадаются. Вода над илом мутная.

Тип Губки (*Spongia*).

Простейшие губки имеют форму мешка с отверстием наверху или глубокого бокала, состоящего из двух слоёв клеток (рис. 25). Наружный слой – эктодерма, а внутренний – энтодерма (на самом деле как раз наоборот). Между ними располагается бесструктурная студенистая масса – мезогля («срединный клей»). В ней располагаются многочисленные отдельные клетки, в том числе образующие иглы – спиккулы

из CaCO_3 или SiO_2 . Иглы срастаются, образуя скелет. Иногда скелет образован частично или полностью органическим веществом, похожим на рог. В последнем случае он эластичен и, освобождаясь после смерти губки, выглядит упругой пористой массой. Её-то и называют туалетной губкой.

Все тело губок пронизано тонкими каналами, ведущими в центральную полость, стенки которой покрыты жгутиковыми клетками. Непрерывная работа жгутиков создает ток воды через каналы в полость. Губка неподвижна и питается теми пищевыми частицами, которые попадают в центральную полость с водой и захватываются жгутиковыми клетками. Очищенная вода выводится через устье – крупное отверстие на конце тела. Так губка фильтрует воду. Губки к тому же обычно образуют колонии со множеством устьев на поверхности: в виде корок, пластинок, комьев, шаров и кустов. Больше всего их на каменистых грунтах в местах с сильными течениями.

Губки часто окрашены в яркие цвета: желтый, оранжевый, зеленый. В последнем случае окраска обусловлена симбиотическими водорослями.

Наблюдая в природе за популяциями губок, можно легко проанализировать влияние различных экологических факторов (субстрат, характер течения, освещенность, t^0 и т. д.) на морфологическую изменчивость колоний одного и того же вида [330]. Губки (например, бодяги) –

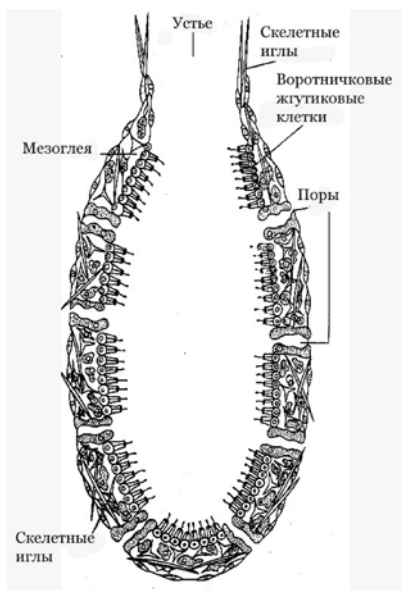


Рис. 25. Схема строения губки



Рис. 26. Гидра пресноводная

су Гидроидных (*Hydrozoa*), обитатель пресных водоёмов.

Гидра – одиночный полип, ведёт в основном сидячий образ жизни. Длина гидры 7 мм, имеет 5 – 12 щупалец. Хищник. Питается инфузориями, циклопами, дафниями.

Имеет радиальное строение тела (рис. 26), которое состоит из 2 слоёв клеток, окружающих гастральную (кишечную) полость.

Размножается бесполом (почкование) и половым путём.

необычайно «пластичные животные», легко и быстро реагируют на изменение экологических условий изменением формы, цвета и консистенции колонии.

Кишечнополостные (*Coelenterata*).

Гидра пресноводная (*Hydra oligactis*). Прimitивное многоклеточное животное, относится к типу Кишечнополостные (*Coelenterata*), клас-

Поскольку гидра живёт в чистой, прозрачной воде, она является хорошим показателем чистоты пресных водоёмов. К сожалению, гидр становится всё меньше и меньше в связи с загрязнениями водоёмов антропогенного характера (наблюдения автора).

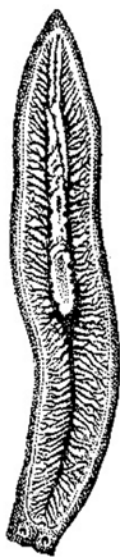


Рис. 27. Белая планария

Черви (*Vermes*).

Они составляют три типа: Плоские, Круглые, Кольчатые черви. Среди первых двух типов есть паразиты животных и человека. В биоиндикационных исследованиях используют обычно свободноживущих червей. Белая планария. Относится к типу Плоские черви (*Plathelminthes*), классу Турбеллярия (*Turbellaria*), или Ресничные черви.

Обитает на дне пресноводных водоёмов. Имеет плоское белое тело (2 – 3 см) (рис. 27). Хищник. Размножение половое, гермафродит. Относительно устойчивы к низкому качеству воды.

Нематоды почвы и водоёмов (дно) – микроскопические круглые черви. Тип (*Nemathelminthes*). Широко распространены в природе. Имеют веретеновидную форму прозрачного тела (рис. 28). Располагая общей характеристикой фауны нематод и детальным знанием их экологических значений, можно использовать эти организмы в качестве индикаторов состояния окружающей среды. Например, вид *Rhabditis sp.*, размножаясь в массе, является свидетелем деструктивных процессов в почве. По сообществам нематод можно выявить гидротермический режим среды, реакцию на промышленные загрязнения и др. [300].

Показателем лучшего или худшего состояния экосистем является значение биоразнообразия животных [331], в т. ч. и нематод.

Показатели биоразнообразия: 1 – индексы видового богатства (число видов в определённой выборке), 2 – модели видового обилия (графически описывают распределения обилия видов), 3 – индексы относительного обилия видов (Шеннона, Симпсона, Ллойда-Геларда и др.).

Индексы биоразнообразия позволяют получить численные значения, необходимые для сравнения

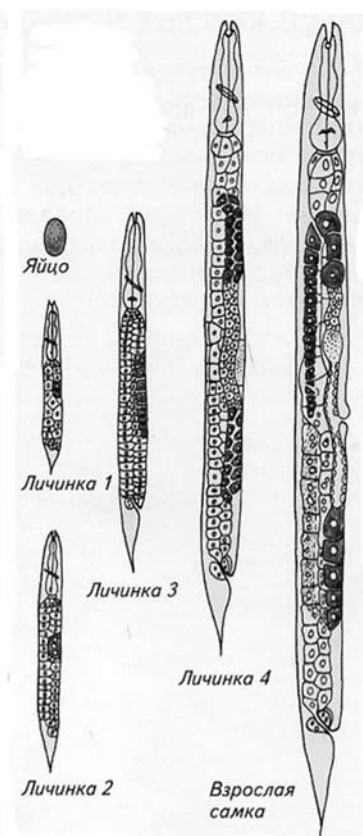


Рис. 28. Развитие нематоды рабдитиса с четырьмя личиночными стадиями

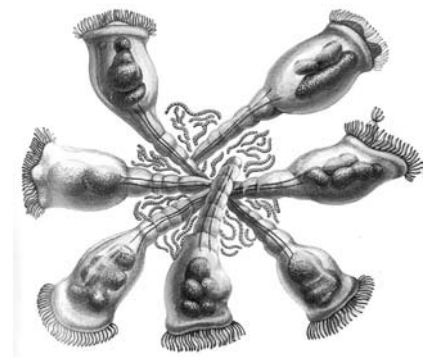


Рис. 29. Колония коловраток конохилюс

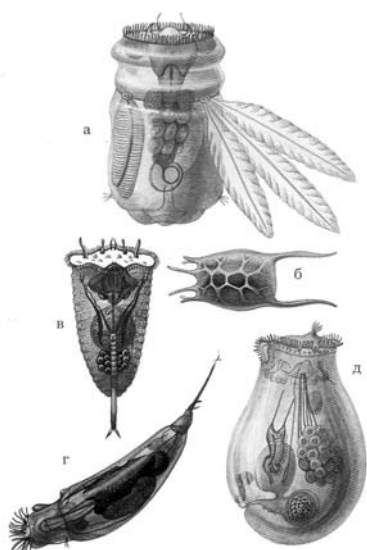


Рис. 30. Коловратки: а – полиартра, б – карателла, в – бипальпус, г – трихоцерка, д – аспланхна

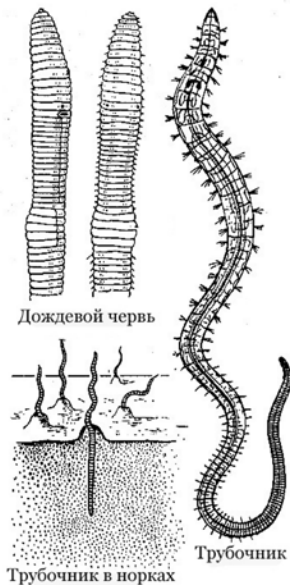


Рис. 31. Олигохеты

разных сообществ, либо одного, но на разных этапах антропогенной трансформации.

Показателями сапробности водоёмов, а также характеристики ила (см. выше) являются **коловратки**: *Rotatoria rotatoria*, *Keratella cochlearis* и др., относящиеся к классу Коловраток, типу Круглых червей (рис. 29, 30).

Коловратки – самые мелкие из многоклеточных животных. Их длина от 0,01 до 2,5 мм. На переднем конце тела расположен венец ресничек – коловращательный аппарат. С его помощью коловратка перемещается и добывает пищу. Реснички своим движением создают ток воды, который приносит ко рту водоросли и бактерии. На заднем конце тела обычно есть нога, которой коловратка может прикрепляться к дну. Многие коловратки имеют прочный панцирь с шипами. Живут они в пресной, реже в морской воде, во мху и в почве. Коловраток около 2000 видов. Колония конохилус встречается всесветно. Одна особь 410 – 800 мкм. Полиартра: длина тела 151–197 мкм. Живет в пресных водах по всему свету. Карателла живёт в морях, 140 – 370 мкм. Бипальпус – пресноводная коловратка, 610 – 820 мкм. Трихоцерка живёт в озёрах и прудах всесветно, 110 – 175 мкм. Аспланхна – пресноводная коловратка до 200 мкм.

Дождевые черви относятся к типу **Кольчатых червей** (*Annelida*),

классу Малоштитковых кольцевых (*Oligochaeta*).

На рис. 31 изображен один из видов дождевых червей – *Lumbricus terrestris*. Тело сегментировано, скользкое. Живёт в почве. Гермафродит. Питается опавшими листьями и разлагающимися растительными остатками.

Ч. Дарвин указал их значение для плодородия почвы. Их высокая численность свидетельствует о богатстве пашни, огородов, пастбищ. Высокая численность дождевых червей свидетельствует о богатстве пастбищ [332].

Используется как тест-объект при токсикологических исследованиях [333].

Дождевые черви – биоиндикаторы радиоактивных загрязнений [44]. Отмечена чувствительность коконов – ранних стадий развития дождевых червей – к радиоактивному и другим видам загрязнения. Кокон дождевых червей имеет вид «лимончика» буро-жёлтого цвета размером 5 – 10 мм.

Водные олигохеты более мелких размеров, обитатели дна пресных водоёмов, являются показателями их загрязнения, если обилие этих червей максимально.

Трубочник (рис. 31) – индикатор загрязнённых водоёмов.

Класс Пиявки (*Hirudina*). Тип Кольцецы индуцируют ненастье, индикаторы почв низинных болот. Обитатели почти чистой воды.

Ложноконская пиявка, длина тела до 15 см. Хищник, заглатывает добычу целиком. Живёт в пресноводных водоёмах нашей страны (рис. 32).

Тип Моллюски (*Mollis*). Лужанка речная (Живородка живородящая) (*Viviparus viviparus*) относится к типу Моллюсков, или Мякотелых, классу Брюхоногих моллюсков. Обитает в проточных водах, закрученная спирально раковина на теле моллюска характеризуется сглаженными оборотами. Она достигает в высоту 25 мм, ширину – до 26 мм. По речной лужанке можно оценить качество воды. Известно, что чувствительность моллюсков и других беспозвоночных к высокому и несбалансированному содержанию катионов в воде возрастает в ряду $\text{Na} < \text{Ca} < \text{Mg} < \text{K}$. Высокое содержание ионов калия в воде оказывает паралитическое действие на органы и ткани беспозвоночных и ведёт их к гибели [334].

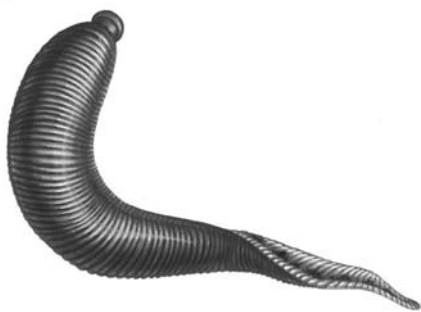


Рис. 32. Ложноконская пиявка



Рис. 33. Перловица



Рис. 34. Беззубка

Биоиндикационную роль играют водные формы двустворчатых моллюсков, например, беззубка, перловица и др. Высокая плотность популяций двустворчатых моллюсков свидетельствует о незначительном загрязнении водоёма. Массовая их гибель – аварийный сброс предприятий, расположенных по реке [148]. Перловицы (рис. 33) и беззубки (рис. 34) (семейство *Unionidae*) похожи внешне, одинаковым способом участвуют в процессах самоочищения водоёма, но относятся к двум разным родам.

Раковина беззубок (род *Anodonta*) широкоовальная, тонкостенная, со слабо выдающейся верхушкой, на воздухе становится хрупкой.

Перловицы (род *Unio*) отличаются удлинённой твердостенной раковиной с хорошо выраженной и смещённой к верхнему краю верхушкой. Существенным отличием от беззубок является наличие у перловиц в месте соединения раковин комплиментарных выступов, так называемых «зубов».

Моллюски отмечены в списке «групп» зообентоса для расчета индекса Вудивисса [8].

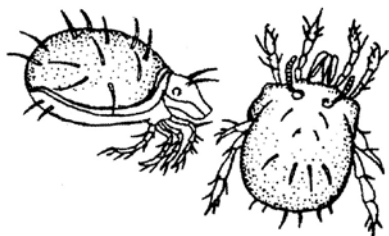


Рис. 35. Панцирные клещи

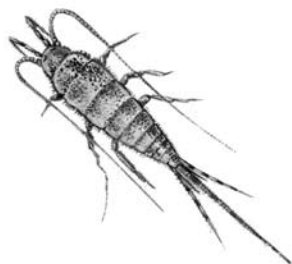


Рис. 36. Щетинохвостка

Микроартроподы. Тип Членистоногие (*Arthropoda*).

Под этим термином условно объединены мелкие почвенные членистоногие: клещи (рис. 35), ногохвостки, коллемболы, щетинохвостки (рис. 36) и др. Повсеместная встречаемость, высокая численность и многообразие видов в разных почвах делают микроартропод перспективной размерной группой для использования диагностики почв. [42] и мн. др. отмечают, что почвенные беспозвоночные являются показателями почвенного режима и условий среды.

В настоящее время ведущими группами для биомониторинга почвенного яруса экосистем признаны такие представители почвенной фауны, как дождевые черви (*lumbricidae*), жесткокрылые (*Coleoptera*), ногохвостки (*Collembola*) и панцирные клещи (рис. 35).

В мониторинговых исследованиях в качестве биоиндикационных параметров удобно применять показатели таксономического разнообразия, численности почвенных клещей, относительное обилие их видов и жизненных форм [335].

Гистопатологический анализ гидробионтов беспозвоночных позволяет познать последствия загрязнения и открывает новые возможности биоиндикации [336]. Автор наблюдал патологические изменения у рачков *Cladocera* [336]: эпителия средней кишки и атрофию плаценты.

Класс Ракообразные (*Crustacea*).

Низшие ракообразные дафнии и цериодафнии являются биотестами в оценке токсичного почвенного покрова, воды, отходов.

Дафния (*Daphnia magna*). Мелкий рачок (рис. 37) из низших класса Ракообразные (*Crustacea*) обитают в пресноводных стоячих водоёмах и имеет повсеместное распространение. Часто встречается во временных пересыхающих водоёмах, лужах. Питается бактериями. Являются типичными β -мезосапробами, переносят осолонение до 6%. Её короткий биологический цикл развития позволяет проследить рост и развитие на всех жизненных стадиях. Применяется в



Рис 37. Дафния



Рис. 38. Водяной ослик



Рис. 39. Мокрица



Рис. 40. Бокоплав

токсикологических экспериментах и является тест-объектом водной среды. Такие индикационные изменения состояния дафний, как частичная гибель особей, часть теряет активность, наблюдаются случаи «вертячки», отмечается осадок на антеннах, гибнущие особи имеют розовую диффузную окраску, говорят о сильном загрязнении (приближенная к источнику загрязнения) водоёма. По изменению состояния дафний выделяют среднее и слабое загрязнение [337]. Автор отмечает также, что концентрация меди (Cu) в воде 0,5 мг/л вызывает обесцвечивание тела дафний и отсутствие у них жировых капель, а при концентрации 0,8 мг/л резко повышается активность, нарушается координация движений, наступает летальный исход.

Для проведения биомониторинга зоны влияния промышленных предприятий по переработке арсенита натрия целесообразно использовать низших ракообразных как наиболее чувствительных тест-объектов [338].

Водяной ослик (*Asellus aquaticus*) относится к типу Членистоногих, классу Ракообразные, отряду Равноногие. Имеет утолщенное членистое тело (рис. 38) грязно-серого цвета, размер 13 – 18 мм; обитает на прибрежных растениях пресных водоёмов. Питается гниющими остатками растений. Является индикатором токсичности водной среды. Основным показателем токсичности среды является выживаемость рачков [334].

К отряду Равноногих раков относятся сухопутные ракообразные – мокрицы (рис. 39). Обитатели влажных почв, чаще в европейских широколиственных лесах, где основу рациона отдельных видов мокриц составляют гифы грибов. Любители заброшенных садов и других мест подобной экосистемы. Мокрицы считаются хорошим индикатором для выявления

биологических эффектов загрязнения тяжёлыми металлами [339]. По мнению данного автора, эта систематическая группа может успешно использоваться в биоиндикации радиоактивного воздействия.

Вносится в рабочую шкалу для определения биотического индекса, как и другие ракообразные, например, бокоплав. **Бокоплав** имеет сплющенное с боков тело, которое дугообразно изогнуто, спина выпуклая. Жёлто-зелёного цвета, размер 2 – 5 см, иногда до 14. В водоёмах области круглый год питается гниющими остатками организмов. Бокоплавы относятся к разноногим ракам. Это сжатые с боков раки, у которых нет карапакса. С головой слиты 1 – 2 грудных сегмента. Грудные ноги с жабрами. Брюшко с тремя парами плавательных и тремя парами прыгательных ног. Длина тела обычно 1 – 2 см, максимальная – 28 см (рис. 40).

Речные раки относятся к отряду Десятиногих раков (рис. 41). Индикаторы радиоэкологического состояния окружающей среды [37].

Речные раки являются катализаторами в превращении органических веществ в водной среде и поэтому уменьшают степень эвтрофикации водных бассейнов, тем самым увеличивая их рекреационные свойства. Хорошие показатели чистоты водоёмов.

Кивсяки (Класс Многоножки, *Miriapoda*).

Исключительно наземные беспозвоночные, имеющие многосегментное тело (рис. 42). Каждый сегмент их туловища несёт две пары ног. Растительноядны, но больше всего предпочитают гниющие растительные остатки. Отмечено [340], что эти организмы помогают выявлять загрязнение среды. В их панцире, в частности, накапливается радиоактивные элементы (стронций, уран)

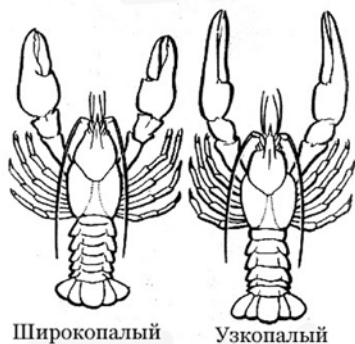


Рис. 41. Речные раки



Рис. 42. Кивсяк

и тяжелые металлы (свинец). Не исключено, что кивсяки могут регулировать содержание свинца в организме, удаляя часть его со сбрасываемой личиночной кутикулой.

Кивсяки – биоиндикаторы загрязнения почвы стронцием-90 [341]. Плохо переносят кислые почвы.

Кивсяки, некоторые мокрецы и легочные моллюски – индикаторы содержания в почве извести [8].

Класс Насекомые (*Insecta*).

Эта гигантская группа беспозвоночных животных включает 1 – 1,5 млн. разных видов (рис. 43, 44, 45, 46, 47). У 95% из них жизненный цикл полностью или частично связан с почвой, а также с водой. Насекомые проявляют себя как индикаторы местных почв и растительности сукцессионных процессов и других явлений. Индикаторами разного рода условий среды обитания отмечены жуки (щелкуны, чернотелки, жужелицы, хрущи, стафилиниды) и другие насекомые. Например, стафилиниды рода *Bledius* и чернотелки рода *Belopus* – показатели солончаково-солонцовых почв [8]. Эти же авторы отмечают, что некоторые виды проволочников (личинки жуков щелкунов) – показатели высокого содержания кальция в грунтовых водах, кислотности почв.

«Обилие жизненных форм, большое видовое разнообразие, широкое распространение, а также доступность материала позволяют использовать для мониторинга представителей отрядов Жесткокрылые (*Coleoptera*) и Полужесткокрылые (*Heteroptera*). Критериями для анализа антропогенного воздействия могут служить изменения численности отдельных видов в структуре биотопа. Для ландшафтов южной тайги примерами жуков, избегающих антропогенно нарушенные территории, являются уса-



Рис. 43. Колорадский жук

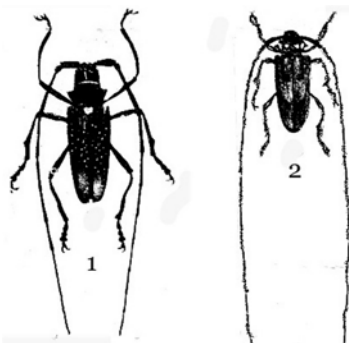


Рис. 44. Жуки-усачи:
1 – еловый, 2 – пихтовый

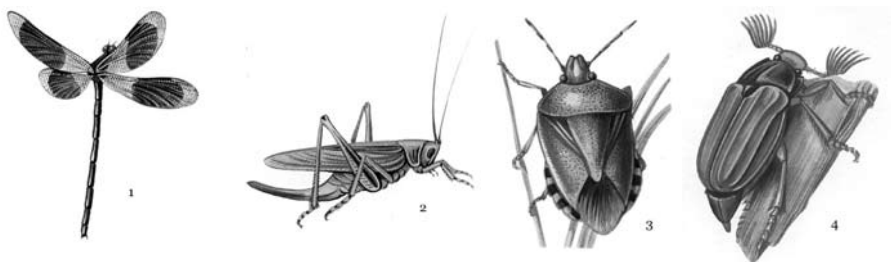


Рис. 45. 1 – Стрекозы. Красотка; 2 – Прямокрылые. Хвостатый кузнечик; 3 – Клопы. Зелёный щитник. 4 – Жуки. Майский жук.

чи *Tragosoma depsarium* и *Leptura thoracic*, характерные для еловых лесов, а также представители семейства клопов-подкорников (*Aradus*). К группе слабо изменяющих численность в результате антропогенных воздействий на биотопы можно отнести жуков *Eanus costalis*, *Leptura virens*, *Liotrichus affinis*, клопов *Lygys wagneri* и *Stenodema holsatum*» [314].

И. В. Дюжаева [58]: полужесткокрылые (клопы) можно применять в экспресс-оценке состояния сохранности лесостепных экосистем.

Для феноиндикации А. Б. Стрельцов [4] использовал жукелиц *Pterostichus melanarius*, *Patrobis atrorupus*, *P. oblongopunctatus* (рис. 47 – 2), а из жуков-могильщиков – могильщика чернотелого (*Necrophorus vespilloides*). Этот же автор отмечает, что оценка здоровья среды осуществлялась, например, В. М. Захаровым, при помощи наземных насекомых, таких как обыкновенная златоглазка (*Chrysopa perla*), чёрный садовый муравей (*Lasius niger*), комар-звонец (*Chironomus salinarus*), стрекоза (*Orthetrum brunneum*), стрекоза-стрелка (*Coenagrion puella*). Личинки хирономид способны накапливать химические элементы Pb, Cl, Mo, Cd, P, Zn, Fe, Cu и др. Они могут быть использованы как тест-объекты при оценке чистоты водных систем [342].

Выявить антропогенное воздействие можно по анализу изменчивости внешних признаков жуков-мертвеедов (сем. *Silphidae*) [334].

Листогрызущие насекомые, поражающие клён, липу, осину, берёзу, лещину, ильм могут быть использованы для индикации загрязнённой среды Т. А. Корчагина, С. М. Окулова [343] (рис. 43, 45 – 4).

Н. И. Еремеева [59] в результате своих исследований утверждает, что шмели являются объектом биомониторинга в городских ценозах. Она отмечает: 1) с увеличением рекреационной нагрузки и степени загрязнения среды выбросами промышленных предприятий не только достоверно снижается суммарное число видов шмелей, но и возрастает доля массовых и обычных видов как в отношении числа этих видов, так и в отношении количества особей; 2) уменьшается доля редких видов; 3) при максимальном

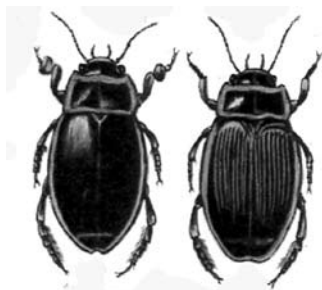


Рис. 46. Плавунец окаймлённый

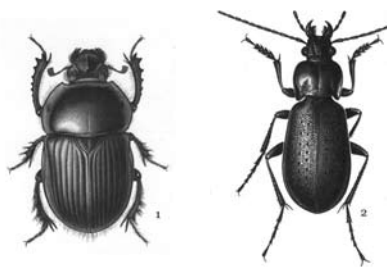


Рис. 47. 1 – Навозник, 2 – Жужелица

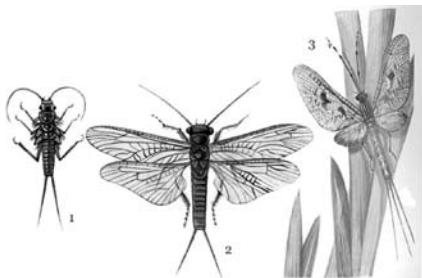


Рис. 48. 1 – Личинка веснянки с зачатками крыльев; 2 – Взрослая веснянка перла; 3 – Обыкновенная подёнка

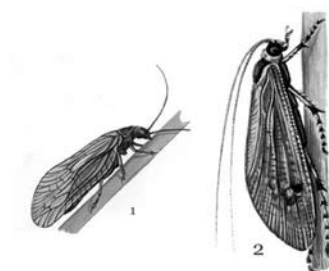


Рис. 49. 1 – Обыкновенная вислокрылка; 2 – Ручейники. Большая фриганеа

воздействии факторов городской среды наблюдается смена структуры доминирования сообществ шмелей.

Устойчивы к загрязнению водоёмов личинки мошек, личинки комара-дергуна (мотыль) (Отр. Двукрылые) [340].

Относительно устойчивы к загрязнению насекомые: жук-плавунец окаймлённый (рис. 46) и его личинки, жук-вертячка и его личинки, личинки стрекоз (рис. 51).

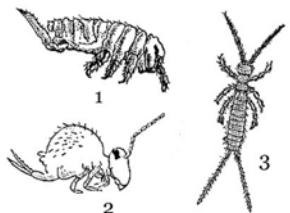


Рис. 50. Некоторые виды ногохвосток (коллембол): 1 – Ногохвостка водяная, 2 – Ногохвостка зелёная, 3 – Двухвостка обыкновенная

Неустойчивы к загрязнению: личинки подёнок (рис. 48 – 3), веснянок (рис. 48 – 1), ручейников (рис. 49 – 2), которые являются показателями чистых водоёмов.

Отмечают низших (примитивных) и высших (более организованных) насекомых. Те и другие представляют интерес как биоиндикаторы сред обитания. Так, из низ-

ших насекомых степень зоотоксичности нефтезагрязнённой почвы определяют с использованием **но-гохвосток** (*Collembola*) – одной из наиболее многочисленных и широко распространённых групп педобион-



Рис. 51. Личинка стрекозы

тов, используемых в последнее время для оценки степени антропогенной нагрузки (рис. 50) [344]. Автор называет два вида коллембол: 1 – *Folsomia candida* – неприхотливый, быстро размножающийся вид, удобный для быстрой оценки степени зоотоксичности; 2 – *Onychiurus stachianus* – вид характеризуется менее подвижными и более крупными особями, для которых легко вести подсчёт. Для вида *Onychiurus stachianus* соответствующими тест-реакциями явились процент выживаемости коллембол, значение LC_{50} и LC_{100} , способность к размножению.

Позвоночные животные

Класс Рыбы (*Pisces*)

Рыбы – наиболее изученный тест-объект в экологическом нормировании, занимают ведущее положение в перечне тест-объектов для нормирования загрязнения химическими веществами и стоят на первом месте в ряду гидробионтов по частоте лимитирования ПДК загрязняющих веществ. В биотестировании можно использовать речные виды рыб. Из них Н. С. Строганов [74] выделяет следующие группы.

Высокочувствительные – форель, шиповка, пескарь, плотва, голец, верховка, судак (рис. 52 – 1) (форель)).

Среднечувствительные – окунь, красноперка, подкаменщик, голавль, лещ, голянь, карп, уклея. (рис. 52 – 2, 3, 4).

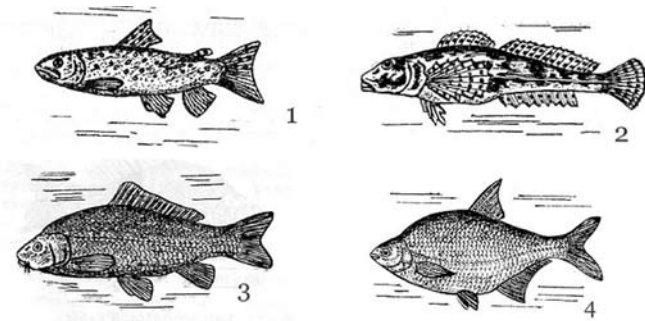


Рис. 52. 1 – Форель, 2 – Подкаменщик, 3 – Сазан, 4 – Лещ

Исчезновение в реке пескарей, хариусов из **класса Рыб** – сигнал загрязнения реки [345].

Пресноводные рыбы способны накапливать тяжёлые металлы в различных органах (табл. 1): печень, мышцы и др.[347].

Почки, печень, жабры рыбы сыч обладают аккумулярующей способностью по отношению к Ni и являются тест-объектом загрязнения водной среды [346].

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов в рыбе, выловленной в реке Чепце в 1990 г. (мг\кг) [347]

Виды рыб	Органы	Ртуть	Свинец	Медь	Цинк	Кадмий	Никель	Хром
Стерлядь	Печень	0,32	1,41	17,14	26,65	1,24	0,83	0,70
	Мышцы	0,20	0,70	1,52	5,65	0,02	0,75	0,46
Хищные	Печень	0,99	0,59	3,76	25,91	0,16	2,30	0,37
	Мышцы	0,39	0,49	1,36	7,33	0,33	1,68	0,49
Карповые	Печень	0,12		13,57				
	Мышцы	0,15	0,38	1,26	6,39	0,02	1,13	1,23

Для феноиндикации А. Б. Стрельцов [4] использовал рыб гольца и гольяна.

Пресноводные рыбы (с их некоторыми структурами, в том числе чешуей) являются наилучшими показателями химического загрязнения водоёма, а в некоторых случаях могут составить ретроспективную картину поступления токсикантов и их накопления в экосистеме [348].

Вид живородящих тропических рыбок группы *Poecilia reticulata* (*Lebistis reticulata*) удобен для наблюдений и культивирования. Этот вид можно отнести к чувствительным по отношению к металлам и некоторым пестицидам. Рыбки погибают при добавлении сульфата меди в концентрации порядка 40 мкг/л (в пересчете на Cu^{+2}) через 16 часов. Другие виды рыб выдерживают примерно такие же концентрации (32 мкг/л) 8 суток. Для группы летальная концентрация ГХЦГ $LK_{100}^{96}=138$ мкг/л.

Пресноводные рыбы используются для интегральной экспресс-оценки качества среды обитания по флуктуирующей асимметрии некоторых признаков. На рис. 53 представлены показатели, которые обычно используются в ихтиологических исследованиях.

Для оценки экологического состояния водоёма Пензенской области автором А. И. Ивановым [327] выбраны окунь обыкновенный (*Perca phluviatis*) и ёрш обыкновенный (*Gymnocephalus cernuus*). Исследовалась флуктуирующая асимметрия билатеральных морфологических признаков в популяциях рыб. Данные позволили сказать об удовлетвори-

тельной стабильности развития популяции ерша. Это объясняется большой выносливостью данного вида к загрязнениям и питанием на более глубоких местах. Более высокая чувствительность показателя флуктуирующей асимметрии окуня, большая численность, повсеместность распространения и несложная методика отлова позволяют считать этот вид оптимальным для биоиндикационных исследований в данной зоне [327].

Изучение индивидуальной ответной реакции рыб в виде нарушений функций и структуры их жизненно важных органов на определённый уровень токсического загрязнения водоёма тяжёлыми металлами является адекватным и перспективным подходом при индикации антропогенных воздействий на водные экосистемы [349].

Известен способ применения сперматозоидов костистых рыб как тест-объект в эколого-эмбриологических исследованиях [350]. Принцип оценки жизнеспособности сперматозоидов по двигательной активности состоит в активации сперматозоидов в гипотонической среде и регистрации их подвижности с помощью цифровой камеры или на фотоплёнке.

Паразиты рыб – прекрасные индикаторы состояния водной среды. С разработкой учения о компонентных сообществах (**компонентное сообщество** – группа паразитов, населяющих популяцию хозяина) паразитов появилась возможность не просто констатировать загрязнение водоема, а оценивать степень нарушения структуры гидробиоценозов и популяций рыб. Компонентные сообщества паразитов рыб в экологически благополучных водоёмах образованы по единому принципу, а именно, путем согласования отношений биомасс формирующих их видов. В таких сообществах ихтиопаразитов отмечается по три группы видов, сумма ошибок уравнений регрессии, описывающих разброс значений биомасс видов, формирующих сообщество, не превышает 0,250. Однако доминиру-

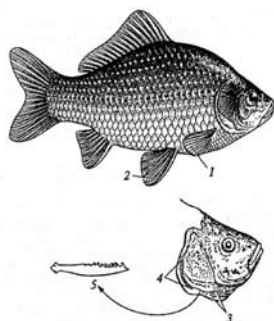


Рис. 53. Схема морфогенетических показателей, используемых для оценки стабильности развития рыб: золотого карася и серебряного карася (по рисунку Д. Шепоткина): 1–5 – меристические признаки; в скобках указана условная «норма» – обычное значение или диапазон значений признака (* – золотого карася; ** – серебряного карася): 1 – число лучей в грудных плавниках (* – 15–16, ** – 18–19); 2 – число лучей в брюшных плавниках (* – 9, ** – 9); 3 – число жаберных тычинок (* – 26–29, ** – 46–49); 4 – число глоточных зубов (* – 4, ** – 4); 5 – число чешуй в боковой линии (* – 29–31, ** – 28–29)

ющие виды и группы видов в сообществах могут меняться, как и значения индексов, их описывающих. На воздействие загрязняющих веществ сообщество реагирует перестройкой структуры, изменяя число групп видов, уменьшая согласованность соотношений биомасс формирующих его видов. Последнее выражается в увеличении сумм ошибок уравнений регрессии, снижении значений индекса Шеннона, индекса выравниваемости видов, повышении значений индекса доминирования. Подобным же образом оно откликается и на падение численности своего хозяина [351]. «Выпадение» какого-либо вида рыб из состава рыбного населения водоёма – один из первых шагов к разрушению ихтиоценоза и свидетельство деструктивных процессов в экосистеме водоёма в целом [60].

Класс Амфибии (*Amphibia*) (Земноводные) и Рептилии (*Reptilia*) (Пресмыкающиеся).

Информативными индикационными признаками у амфибий и рептилий служат: видовой состав и видовое разнообразие; численность фоновых видов; скорость роста и развития личинок фоновых видов. Бесхвостые амфибии служат для биоиндикационной оценки качества окружающей среды по стабильности развития и фенетике [62]. В исследованиях используются признаки окраски и остеологии.

Удобными тест-системами являются функционально наружные органы и ткани лягушек, в частности, мышечная ткань, которая характеризуется высоким метаболизмом и функциональной активностью. Выяснилось, что скелетная мускулатура наиболее подвержена антропогенному воздействию (процесс атрофии мышц в загрязненных участках). Скелетная мышечная ткань может быть использована как тест-система.

Перспективными для биоиндикации возможного воздействия ОХУХО на компоненты наземных экосистем являются животные-амфибионты (**лягушки, тритоны**) (рис. 54), на которых загрязнение среды оказывает интенсивное воздействие на разных стадиях их индивидуального развития [63].

По классу Амфибии (Земноводных) автор Л. А. Коробейникова [345]

сделала следующие замечания:

– доля самок **остромордой лягушки** (класс Амфибии) и других видов амфибий более 50% в популяции указывает на неблагоприятное состояние среды (рис. 55);

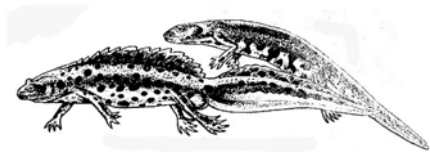


Рис. 54. Тритон гребенчатый (самец и самка)

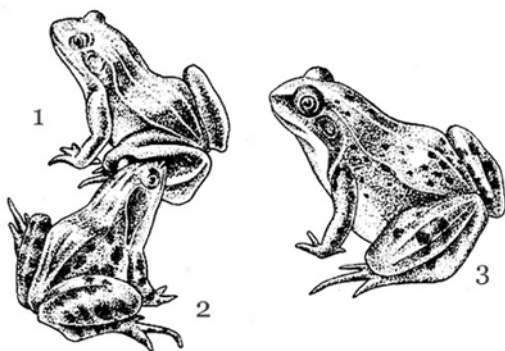


Рис. 55. 1 – Лягушка остромордая, 2 – Самец в брачном наряде, 3 – Лягушка прудовая

- чем выше плотность населения амфибий, тем хуже условия;
- водоёмы, которые выбирают для зимовки травяная лягушка, – чистые и непромерзающие;
- в кладке остромордой лягушки в норме содержится около 1000 икринок, в городе же её кладка увеличивается до 2000 икринок;
- преобладание полосатого морфотипа у амфибий – свидетель загрязнённой территории;
- продолжительность жизни лягушек в благоприятных условиях составляет 8 лет, в урбанизированных зонах до 5 – 6 лет.

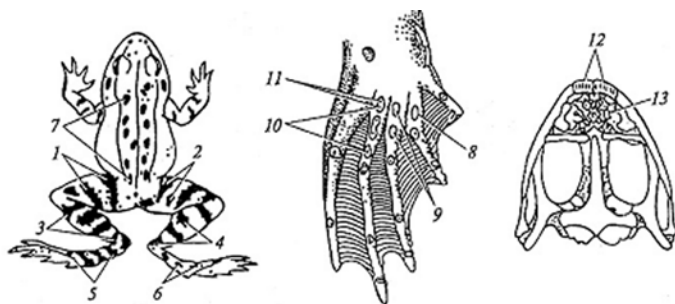


Рис. 56. Схема морфогенетических показателей (1 – 13), используемых для оценки стабильности развития зеленых лягушек гибридного комплекса

Rana esculenta (по рисунку Д. Шепоткина):

- 1–7 – признаки окраски: число полос (1) и пятен (2) на бедре; число полос (3) и пятен (4) на голени; число полос (5) и пятен (6) на стопе; число пятен на спине (7); 8–11 – признаки кожных покровов: число пятен на вентральной стороне второго (8), третьего (9) и четвертого (10) пальцев; число пор на вентральной стороне третьего пальца (11); 12–13 – остеологические признаки: число зубов на межчелюстной кости (12) и сошнике (13)

Из земноводных **травяная лягушка** (*Rana temporaria*), **остромордая лягушка** (*Rana lessonae*) применимы в работе А. Б. Стрельцова [4] как феноиндикаторы. А **озёрная лягушка** (*Rana esculenta*) по показателям асимметрии указывает на критическое состояние популяций данного вида [327].

Оценка стабильности развития **земноводных** проводится по флуктуирующей асимметрии 13 признаков бесхвостых амфибий – зелёных лягушек гибридного комплекса *Rana esculenta* (*R. lessonae* и *R. esculenta*). На рис. 56. представлен комплекс показателей морфогенетического гомеостаза лягушек.

По классу **Рептилий** было показано, что наиболее удобными биоиндикаторами для оценки экологических последствий и качества окружающей среды, загрязнённой радиоактивными веществами, оказались популяции немигрирующих животных, таких как рептилии (эмбриональные уродства).

Класс Птицы (Aves).

Рекомендуются следующие биологические параметры птиц в биоиндикации среды обитания: морфологическая внутрипопуляционная изменчивость (флуктуирующая асимметрия билатеральных структур, внутриклад-



Рис. 57. Сокол-сапсан



Рис. 58. Ястреб-перепелятник
с рябчиком

ковая изменчивость яиц); цитогенетические изменения (микроядерный анализ лимфоцитов крови); физиологические и биохимические биомаркеры (маркеры химического стресса, связанного с воздействием ксенобиотиков (оксигеназы печени), нейротоксикантов (эстеразы), гербицидов, ароматических полихлоруглеводородных соединений и токсичных металлов (порфирины), содержание жира; толщина скорлупы; аномалии развития (частота тератологических изменений); темпы роста особей, аномалии поведения, численность локальной популяции; плодовитость, средняя продолжительность жизни особей (размер кладки, смертность: эмбриональная птенцовая, летков, взрослых; гнездовая плотность, успех вылупления, вылета, гнездования); структура популяции (соотношение особей по полу и возрасту, доля мигрантов); взаимодействие с популяциями смежных трофических уровней (например, пресс хищников, зараженных паразитами).

В качестве индикаторов загрязненности среды ядохимикатами могут быть использованы многие реакции птиц [66] – гибель, уменьшение веса, ограничение подвижности и кормовой активности, смещение сроков фенологических явлений, снижение успеха размножения, падение численности отдельных видов, нарушение орнитоценозов и т. д. Показано, что высокими индикационными свойствами обладают группы, занимающие в экосистемах верхние звенья трофических цепей (хищные и рыбацкие птицы). Среди пернатых хищников наиболее информативны: сокол-сапсан (рис. 57) и ястреб-перепелятник (рис. 58). Накопление ими в тканях тела и в содержимом яиц остатков химикатов и их метаболитов столь велики, что обеспечивают надежный качественный и количественный их анализ.

Ястреб-перепелятник – обычный гнездящийся вид. В Кировскую область прилетает рано. Отдельные особи появляются уже в середине марта, но основная масса прилетает в середине апреля.

Птенцы появляются в конце июня и начале июля. Но бывают и более поздние выводки. В середине августа молодые птицы уже хорошо летают. Большинство перепелятников, гнездящихся на территории Кировской области, на зиму улетают. Отлет происходит в течение сентября, но отдельные особи встречаются здесь до конца ноября. Часть особей остается в области зимовать.

Перепелятники кормятся главным образом птицами. В желудках перепелятников, добытых в сентябре и октябре, были найдены остатки чечеток и воробьев, значительно реже остатки зябликов, синиц, сорок, голубей.

Перепелятники, оставшиеся на зиму, держатся в селениях около мельниц и мельничных комбинатов, где питаются голубями и воробьями.

В печени, почках, костях мигрирующих гусеобразных обнаружены тяжёлые металлы – Fe, Cu, Mn, Zn, Cr, Wi, Pb, Cd [352].

Охотничьи птицы имеют большое содержание тяжёлых металлов и высокую концентрацию в органах и тканях, в этом плане замечены и водоплавающие птицы [69].

Содержание тяжёлых металлов обнаружены в мужских гонадах серой вороны как критерий загрязнённости природной среды. Обнаружен свинец [353].

По мере увеличения антропогенного градиента происходит сокращение видового разнообразия птиц.

В фаунистических комплексах сокращается представительство сибирских и арктических видов, при этом увеличивается численность европейских и широко распространённых видов. В экологической структуре сообществ птиц в результате хозяйственной деятельности происходит сокращение численности и представительства птиц, гнездящихся в наземном ярусе и в кустах [354].

Лесной конёк (*Anthus trivialis*) и зяблик (*Fringilla coelebs*) использованы как модельные объекты для слежения за состоянием авиафауны [327].

Популяция мухоловки-пеструшки – биоиндикатор радиоэкологического состояния среды и биотест отмечается в работе Е. А. Даниленко [331].

Класс Млекопитающие (*Mammalia*).

По всем физиологическим параметрам млекопитающие близки к человеку; такие наблюдения над ними могут быть без особых натяжек экстраполированы на человека, когда речь идет об анализе стрессовых факторов антропогенной среды.

«Хорошо использовать охотничьих животных» (рис. 62) [69] таких как зайцы беляк и русак, бобры, ондатры; олени, бурые медведи, белки обыкновенные, кабаны, лоси; мышевидные грызуны, сельскохозяйственные животные, енотовидные собаки. Чаще всего исследуются пробы внутренних органов животных, мышечная и костная ткань, кровь, шерсть зверей и пр. Так, Н. В. Медведевым [355] в собранном материале охотничье-промысловых зверей и птиц обнаружено содержание *Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, Zn, S*.



Рис. 59. Бобр

А. А. Порохов [70] отмечает очищающий эффект каскада бобровых плотин от ^{137}Cs и ^{90}Sr . Отмечается снижение концентрации в 5 раз ^{137}Cs , а ^{90}Sr в 2 раза.

Бобр (*Castor piber*) – самый крупный грызун нашей фауны. Длина тела 75 – 120 см, вес около 20 кг. Передние конечности короче задних. Хвост плоский, широкий, лопатообразный, покрыт роговыми щитками и редкими волосами. Между пальцами задних конечностей – плавательные перепонки. Цвет меха разнообразный, от светло-каштанового до чёрного. Обитатель различных ландшафтов, но всегда связан с водой. Для поддержания в ручье или речке постоянного уровня воды из обрезков стволов деревьев, ветвей, дёрна и ила строит плотины.



Рис. 60. Полевая мышь

А. Б. Стрельцов [4] для феноиндикации использовал рыжую полёвку.

Наземные млекопитающие 8 видов: домовая мышь (*Mus musculus*), полевая мышь (*Apodemus agrarius*), желтогорлая мышь (*Apodemus flavicolis*), рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus*) используются для биоиндикации состояния сред обитания [4, 327]. А. И. Иванов [327] отмечает, что эти виды – удачный объект для мониторинга генотоксических свойств среды и указывают на широкие аналитические возможности при использовании избранного метода молекулярно-генетического анализа.

Полевая мышь – *Apodemus agrarius* (рис. 60). Мелкий зверёк. Хвост несколько короче туловища. Окраска верха рыжая с охристым или бурым оттенком. Брюхо белесое, основания волос тёмные. Обитатель лесной, лесостепной зоны. Населяет увлажнённые участки пойм рек, опушки леса, вырубки, поля. В течение года 5 помётов, в выводке 6 – 7 детёнышей. Хорошо отличается от других видов мышей чёрной полосой вдоль хребта.

Наиболее удобными объектами для исследования влияния загрязнения окружающей среды на иммунобиологический статус являются лабораторные животные (мыши или крысы). Исследования на лабораторных крысах позволяют получить результаты, наиболее точно отражающие воздействие загрязнения окружающей среды на организм человека, так как многие биохимические процессы, протекающие в организме человека и крысы, сходны [327].

Кроме лабораторных животных в качестве объекта биоиндикации может быть использован крупный рогатый скот [327]. Изучался иммуно-

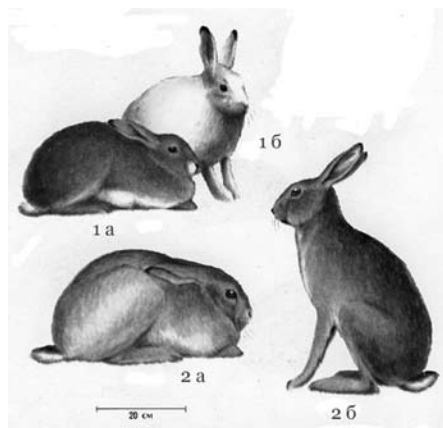


Рис. 61. 1 – Заяц-беляк: а – летом, б – зимой; 2 – Заяц-русак: а – зимой, б – летом

биологический статус животных, выпасавшихся близ мест прежнего уничтожения химического оружия, был установлен ряд отклонений от нормы по следующим параметрам:

- относительному и абсолютному содержанию Т-лимфоцитов в периферической крови (клеточное звено иммунитета);
- фагоцитарной активности нейтрофилов и макрофагов (состояние фагоцитарной защиты организма);
- относительному и абсолютному содержанию В-лимфоцитов в периферической крови, отвечающих за синтез иммуноглобулина;

- концентрации иммуноглобулинов G-, M- и A-изотопов в сыворотке крови (гуморальное звено иммунитета);
- бактерицидной активности сыворотки крови.

Оценка стабильности развития млекопитающих проводится по флуктуирующей асимметрии 10 краниологических признаков рыжей полёвки (*Clethrionomys glareolus*) и обыкновенной бурозубки (*Sorex araneus*) (число отверстий для выхода мелких кровеносных сосудов и нервов) [8].

Некоторые виды охотничьих животных используются для индикации состояния природных сред. Чаще всего исследуются пробы внутренних органов, мышечная и костная ткань, кровь, шерсть зверей и пр. [355].

Рисунки, используемые в тексте приложения, приводятся из литературы, указанной в списке [356 – 360].

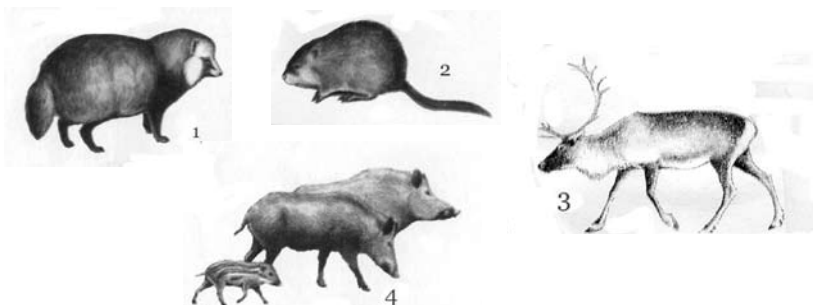


Рис. 62. 1 – Енотовидная собака, 2 – Ондатра, 3 – Олень, 4 – Кабаны

Литература

1. Международная программа ЮНЕСКО «Человек и биосфера» (МАБ) в СССР: Справочник. – М.: Гидрометеиздат. Моск. отделение, 1981. Вып. 1.
2. Реймерс Н. Ф. Природопользование. Словарь-справочник. – М.: Мысль, 1990. – С. 240.
3. Николаевский В. С. Биомониторинг, его значение и роль в системе экологического мониторинга и охране окружающей среды // Методологические и философские проблемы биологии. – Новосибирск: Наука, Сиб. отделен., 1981. – С. 341–354.
4. Стрельцов А. Б. Региональная система биологического мониторинга. – Калуга: Изд. Калужского ЦНТИ, 2003. – 158 с.
5. Захаров В. М. Здоровье среды. Концепция. – М.: Центр экологической политики России, 2000. – 28 с.
6. Захаров В. М., Кларк Д. М. Биотест: интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. Московское Отделение Международного Фонда «Биотест», Москва, Россия. – М., 1993. – 68 с.
7. Мелехина Е. Н. Микроартроподы в биоиндикации восстановления загрязненных нефтью тундровых сообществ крайнесеверной тайги // Беспозвоночные европейского Северо-Востока России. – Сыктывкар, 2007. – С. 57–76. (Тр. Коми научного центра УрО РАН; № 183).
8. Мелехова О. П., Егорова Е. И., Евсеева Т. И. и др. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирования: учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / Под ред. О. П. Мелеховой, Е. И. Егоровой. – М.: Академия, 2007. – 288 с.
9. Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиол. журн. – 2000. Т. 36, № 5. – С. 50–70.
10. Штина Э. А. Причины и индикаторное значение «цветения» почвы // Биологическая индикация почв. М.: Наука, 1976. – С. 313–314.
11. Штина Э. А., Зенова Г. М., Манучарова Н. А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение, № 12, 1998. – С. 1449–1461.
12. Снакин В. В., Мильченко В. Е. и др. Оценка состояния и устойчивости экосистем. – М.: Минэкологии РФ, 1992. – 128 с.
13. Лозановская И. Н., Орлов Д. С., Садовникова Л. К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. – М.: Высшая школа, 1998. – 287 с.
14. Миркин Б. М., Розенберг Г. С. Фитоценология. Принципы и методы. – М.: Наука, 1978. – 211 с.
15. Реймерс Н. Ф. Природопользование. – М.: Мысль, 1990. – 630 с.

16. *Гиляров М. С.* Учет крупных беспозвоночных (мезофауна) // Количественные методы в почвенной зоологии. – М., 1987. – С. 202–217.
17. *Криволицкий Д. А. и др.* Биоиндикация и экологическое нормирование // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. – М., 1987. – С. 18–26.
18. *Криволицкий Д. А. и др.* Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. – М., 1988. – С. 4–16.
19. *Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). – Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. – 279 с.
20. *Ашихмина Т. Я.* Научно-методические основы комплексного экологического мониторинга окружающей среды в районе объектов хранения и уничтожения химического оружия // Теоретическая и прикладная экология, 2007, № 2. – С. 23–34.
21. *Ашихмина Т. Я.* Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. – Киров: Вятка, 2002. – 544 с.
22. *Виноградов Б. М.* Растительные индикаторы и их использование при изучении природных ресурсов. – М.: Высшая школа, 1964. – 328 с.
23. *Ашихмина Т. Я., Сюткин В. М.* Комплексный экологический мониторинг региона (На примере Кировской области). Киров: ВГПУ, 1997. – С. 80–81.
24. *Штина Э. А.* Флора водорослей Кировской области // Проблемы изучения, использования и охраны природы Кировской области. – Киров, 1992. – С. 33–35.
25. *Кондакова Л. В., Бусыгина Е. А.* Использование почвенных водорослей для биоиндикации состояния почв // Экология родного края. Под ред. Т. Я. Ашихминой. – Киров: Вятка, 1996. – С. 332–342.
26. *Штина Э. А., Кондакова Л. В., Маркова Л. В.* Биоиндикация качества воды с использованием водорослей (альгоиндикация). / Экология родного края // Под ред. Т. Я. Ашихминой. – Киров: Вятка, 1996. – С. 297–300.
27. *Домрачева Л. И., Панкратова Е. М., Перминова Г. Н.* Оценка биологического состояния почвы по её цветению // Почвоведение, № 12, 1992. – С. 71–80.
28. *Черненко Т. В.* Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. – М.: Наука, 2002. – 191 с.
29. *Булохов А. Д.* Фитоиндикация и её практическое применение. – Брянск: БГУ, 2004. – 245 с.

30. Миркин Б. М., Наумов Л. Г., Ханов Р. М. Экологическая азбука школьника. – Уфа, РИО, 1992. – 192 с.
31. Терехова В. А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. – М.: Наука, 2007. – 215 с.
32. Домрачева Л. И. Новая монография о микроскопических грибах // Теоретическая и прикладная экология № 2, 2008. – С. 95–96.
33. Дзюба О. Ф., Борейша И. К., Яковлева Т. Л. Качество пыльцы высших растений и некоторых клеточных структур животных организмов в условиях промышленной площадки ЛАЭС и города Сосновый бор // Пыльца как индикатор состояния окружающей среды и палеэкологические реконструкции. – СПб., 2001. – С. 69–79.
34. Огородникова С. Ю. Влияние низких концентраций метилфосфоновой кислоты на морфофизиологические характеристики ячменя // Актуальные проблемы биологии: Матер. X молодёжн. науч. конф. (Сыктывкар, 15–17 апреля 2003 г.). – Сыктывкар, 2003. – С. 162–164.
35. Харченко А. Т., Мягих В. И., Корякин Ю. Н. и др. Оценка влияния микроорганизмов на динамику разложения зомана в почве // Российский химический журнал, 1995. т. 39. № 4. – С. 104–107.
36. Шустов С. Б., Шустова Л. В. Химические основы экологии. – М.: Просвещение, 1995. – 238 с.
37. Криволицкий Д. А. Биоиндикаторы радиоактивного загрязнения // Природа. 1985. № 7. – С. 92.
38. Криволицкий Д. А., Новакова Э., Кузнецова Л. В. Животный мир суши как объект биоиндикации состояния окружающей среды // Прикладные аспекты программы «Человек и биосфера». Секешфехервар – Будапешт, 21–25 апреля 1981. – М., 1983. – С. 27–36.
39. Гиляров М. С. Зоологический метод диагностики почв. – М.: Наука, 1965. – 278 с.
40. Гиляров М. С., Криволицкий Д. А. Радиологические исследования в почвенной зоологии // Зоологический журнал, 1971, т. 50. – С. 329–342.
41. Гиляров М. С. Некоторые основные положения экологии наземных беспозвоночных // Журн. общ. биологии. – 1973. – Т. 34. № 6 – С. 795–807.
42. Гиляров М. С. Почвенные беспозвоночные как показатели почвенного режима и условий среды // Биологические методы оценки природной среды. – М.: Наука, 1978. – С. 78–90.
43. Гиляров М. С. Почвенные беспозвоночные как индикаторы почвенного режима и его изменений под влиянием антропогенных факторов // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М., 1982. – С. 8–12.

44. *Гиляров М. С., Криволицкий Д. А.* Жизнь в почве. – М.: Молодая гвардия, 1985. – 190 с.
45. *Алейникова М. М.* Почвообразующие беспозвоночные как биологические индикаторы типов пахотных почв / Биологическая индикация почв. – М.: Наука, 1976. – С. 10–11.
46. *Дмитриенко В. К.* Комплекс почвенных беспозвоночных как показатель нарушений природной среды. Почвенная фауна и почвенное плодородие. – М.: Наука, 1987. – С. 308–311.
47. *Жигальский О. А.* Оценка информативности индикаторных характеристик экосистем «Проблемы оценки состояния почв, растительного и животного покрова». (Матер. регион. научно-метод. семинара г. Киров, 27–31 марта 1995 г.) – Киров, 1995. – С. 39–47.
48. *Артемова Т. И.* Почвенная фауна и биологическая активность осушенных и рекультивируемых торфяников. – М.: Наука, 1980. – С. 169.
49. *Артемова Т. И.* Почвенные животные как индикаторы биологического этапа рекультивации техногенных территорий. Тезисы докладов VIII Всерос. совещ. Книга I. «Проблемы почвенной зоологии» – Ашхабад, 1984. – С. 16–17.
50. *Мелецис В. П., Спуньгис В. В., Шпенбергс М. Т.* Индикационное значение почвенных беспозвоночных в условиях индустриального загрязнения // Проблемы почвенной зоологии: Тез. докл. VII Всес. совещ. – Киев, 1981. – С. 136–137.
51. *Алалыкина Н. М., Ходырев Н. Н.* Изучение нематод почвы на парцелярном уровне организации лесного биоценоза. Вятская земля в прошлом и настоящем: Материалы республ. IV научно-практ. конф. – Киров: Изд-во ВГПУ, 1999. – С. 206–209.
52. *Веремеев В. Н.* Зоологическая индикация продуктивности почв в сосняках Белорусского Полесья // Почвенная фауна и почвенное плодородие. – М.: Наука, 1987. – С. 514–515.
53. *Макеева В. М.* Роль эколого-генетического мониторинга в оценке процесса деградации экосистем антропогенных ландшафтов (на примере наземных моллюсков) // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга. Тез. докл. XI Междун. симпозиума по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 116.
54. *Таскаева А. А.* Изменение фауны коллембол под влиянием промышленных выбросов. Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тезисы докл. XI Междун. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11–21 сентября 2001 г.). – Сыктывкар, 2001. – С. 128–129.

55. Таскаева А. А. Изменения населения коллембол (*Collembola*) при антропогенной трансформации еловых лесов (на примере монди бизнес пейпа «Сыктывкарский ЛПК») // Беспозвоночные европейского Северо-Востока России. – Сыктывкар, 2007. – С. 92–113. (Тр. Коми научного центра УрО РАН; № 183).
56. Целищева Л. Г. Некоторые особенности экологии жужелиц естественных и антропогенных ландшафтов Кировской области // Вятская земля в прошлом и настоящем (к 125-летию со дня рождения П. Н. Луппова). Тезисы докл. и сообщений II научной конференции. Том II. – Киров, 1992. – С. 75–76.
57. Колесникова А. А., Таскаева А. А. Беспозвоночные животные и оценка состояния почв. Матер. Всерос. научной школы 13 – 15 ноября 2003 г. Выпуск 1. – Киров, 2003. – С. 135–137.
58. Дюжаева И. В. Полу жесткокрылые в экспресс-оценке состояния сохранности лесных экосистем. Тез. докл. XI Междун. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Респ. Коми, Россия, 11–21 сентября, 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 55–56.
59. Еремеева Н. И. Шмели – объекты биомониторинга в городских ценозах Тез. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17–21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 59–60.
60. Кудерский Л. А., Кусакин А. В., Андреевич Г. В. Ихтиологические критерии биологической индикации экологических нарушений // Биологическая индикация в антропоэкологии. Матер. II Всес. совещ. по космической антропологии. – Л., 1984. – С. 120–125.
61. Фатгахов Р. Г. Влияние нефтяного загрязнения пойменно-речных экосистем на промежуточных хозяев возбудителя описторхоза. IV Межд. конференция «Освоение Севера и проблемы природовосстановления» Тез. докл. 3 – 7 августа 1998. – Сыктывкар, 1998. – С. 102–103.
62. Устюжанинова О. А. Биоиндикационная оценка качества окружающей среды по стабильности развития и фенетике бесхвостых амфибий *Rana ridibunda*, *R. lessonae*, *R. esculenta*, *R. temporasia*. Автор. дисс. на соиск. канд. биол. наук. – Калуга, 2002. – 23 с.
63. Шляхтин Г. В., Корякин Ю. Н., Хохоев Т. Х. и др. Методическое обеспечение комплекса исследований по воздействию кожно-нарывных отравляющих веществ на биоту // Российский химический журнал № 4, 1995. – С. 107–111.
64. Криволицкий Д. А. Биоиндикаторы радиоактивного загрязнения. Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11–21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 92.

65. Семенов А. В. Живородящая ящерица *Lacerta viviparae* как модельный вид биоиндикационных исследований // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – 402 с.
66. Ильичев В. Д., Галушин В. М. Птицы как индикатор загрязненности среды ядохимикатами // Биологические методы оценки природной среды. – М.: Наука, 1978. – С. 159–180.
67. Катаев Г. Д. Мелкие млекопитающие – индикаторы антропогенного воздействия в условиях Севера // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Тез. докл. Пушкино, 1984.
68. Паукарт Э., Новакова И., Брусник Биоиндикация промышленных загрязнений в ЧССР // Прикладные аспекты программы «Человек и биосфера». Секешфехервар – Будапешт, 21 – 25 апреля 1981. – М., 1983. – С. 39.
69. Сафонов В. Г., Егошина Т. Л., Сергеев А. С., Савельев А. П., Скуматова Д. Д. Использование животных и растений для мониторинга качества окружающей среды. Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам. (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 167–168.
70. Порохов А. А. Биоиндикационная роль бобров при радиоактивном загрязнении местности. Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 53.
71. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 319 с.
72. Мансурова С. Е., Кокуева Г. Н. Следим за окружающей средой нашего города: 9 – 11 класс: школьный практикум. – М.: гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2001. – 112 с.
73. Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. – С-Пб: Гидрометеиздат, 2000. – 156 с.
74. Строганов Н. С. и др. Основные принципы биотестирования сточных и оценка качества вод природных водоёмов // Теоретические вопросы биотестирования. Волгоград, 1983. – С. 21 – 29.
75. Сейсебаев А. Т., Бахтин М. М., Рахимбаева К. Т. Хирономиды (*Diptera, Chironomidae*) – уникальный тест-объект и биоиндикатор для оценки генетических последствий радиоактивного загрязнения водоемов. – Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тезисы докладов

- XI Междун. симпозиума по биоиндикаторам. (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11–21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 168–169.
76. Яблоков А. В. Фенетика: Эволюция, популяция, признак. – М.: Наука, 1980.
77. Стрельцов А. Б. Фенетический анализ как метод индикации состояния городских экосистем. Из программы научно-практ. совещания 23 – 27 октября 1995 г. Москва, Россия.
78. Жданов Н. В. Индикация состояния окружающей среды по частотам встречаемости фенов белого клевера. Школьный экологический мониторинг. Учебно-метод. пособие / Под ред. Т. Я. Ашихминой. – М.: АГАР, 2000. – С. 136–138.
79. Хозацкий Л. И., Котляровская В. А., Яковлева Т. Л. Популяционные особенности разных жизненных форм амфибий // Фенетика природных популяций. Матер. IV Всес. совещ. (Борск, ноябрь, 1990 г.). – М., 1990.
80. Денисова А. А., Христофорова Т. И. Биоиндикация загрязнения окружающей среды на основе изучения фенетической изменчивости модельных видов рода *Chrysopa* // Фенетика природных популяций. Матер. IV Всес. совещ. (Борск, ноябрь, 1990 г.) – М., 1990. – С. 69–70.
81. Яблоков А. В., Ларина Н. И. Введение в фенетику популяций: Новый подход к изучению природных популяций. – М., 1985. – 158 с.
82. Алашкина Н. М., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В. Фенология и региональный экологический мониторинг. – Сыктывкар, 2004. – 94 с.
83. Щеглова С. В. Служба срока в народном хозяйстве. Фенологическая индикация и фенопрогнозирование. Тез. докл. на V Всес. совещании (Алма-Ата, май 1984). – Л.: Географическое общество СССР, 1984. – С. 3 – 5.
84. Соловьев А. Н. Фенологический мониторинг как составная часть биомониторинга. Матер. Всеросс. научн. школы 13–15 ноября 2003 г. Выпуск 1. – Киров, 2003. – С. 62–69.
85. Попов Н. В. Фенологические наблюдения в школе. Пособие для учителей средней школы. – М.: Учпедгиз, 1950. – 203 с.
86. Наумова В. Е. Феноиндикаторы оптимальных сроков посева семян и листовенницы в Сибири. Фенологическая индикация и фенопрогнозирование. Тез. докл. на V Всес. совещ. (Алма-Ата, май, 1984). – Л., 1984. – С. 64 – 65.
87. Шихова Т. Г. Календарь цветения медоносов. / Энциклопедия земли Вятской. Т. 7. Природа, 1997. – С. 545–547.
88. Шихова Т. Г. Сроки сбора лекарственных растений / Энциклопедия земли Вятской. Т. 7. Природа, 1997. – С. 543–545.

89. Соколов Г. М. Феноиндикация в защите овощных культур от вредителей // Фенологическая индикация и фенопрогнозирование. Тез. докл. на V Всес. совещ. (Алма-Ата, май, 1984). – Л., 1984. – С. 95 – 96.
90. Максимов Г. Н. Феноиндикация антропогенных вариантов развития фитоценозов // Фенологическая индикация и фенопрогнозирование. Тез. докл. на V Всес. совещ. (Алма-Ата, май, 1984). – Л., 1984. – С. 11 – 13.
91. Шарова И. Х., Свешникова В. А. Проблемы экологической морфологии. Сер. Биология, № 1. – М.: Знание, 1988. – 64 с.
92. Кашкаров Д. Н. Среда и сообщество (основы синэкологии). М.: Госмедиздат, 1933. – 244 с.
93. Вахненко Д. В., Гарнизоненко Т. С., Колесников С. И. Биология с основами экологии: Учебник для вузов / Под общ. ред. проф. В. Н. Думбая. – Ростов-на-Дону: изд. «Феникс», 2003. – 512 с. (Серия «Высшее образование»).
94. Чернова Н. М., Былова А. М. Экология. – М.: Просвещение, 1988. – 271 с.
95. Киселёва Т. М., Савиных Н. П., Тарасова Е. М. К вопросу о критериях выделения зон экологического бедствия России (ботанический аспект). Матер. Регион. научно-метод. семинара г. Киров, 27 – 31 марта 1995 г. – Киров, 1995. – С. 50 – 51.
96. Захаров В. М. Асимметрия животных. – М.: Наука, 1987. – 267 с.
97. Van Valen L. A study of fluctuating asymmetry // Evolution. 1962. Vol. 16, № 2. – P. 125 – 142.
98. Оливериусова Л. Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации / Биоиндикация и биомониторинг. Отв. редактор Д. А. Криволуцкий. – М.: Наука, 1991. – С. 39.
99. Тушмалова Н. А., Егорова Е. И. Использование поведенческих реакций гидробионтов в системе оценки качества окружающей среды. Госуд. технический университет атомной энергетики. – Обнинск, 2003. – С. 3 – 4.
100. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта. – М.: Мир, 1988. – 350 с.
101. Вернадский В. И. Биосфера. – М.: Мысль, 1967. – 376 с.
102. Трасс Х. Х. Трансплантационные методы лишеноиндикации // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. Т. 8. – С. 140 – 144.
103. Инсарова И. Д. Влияние сернистого газа на лишайники // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Л., 1982. Т. 5. С. 33 – 48.
104. Richardson D. H. S., Nieboer E. Ecophysiological responses of lichens to sulphur dioxide // J. Hattori Bot. Lab. 1983. Vol. 54. P. 331–351.

105. Блюм О. Б. Влияние газообразных атмосферных загрязнителей на лишайники // Международная школа по лишайноиндикации. – Таллин, 1984. С. 35 – 51.
106. Sigal L. L., Johnston J. W. Effects of acidic rain and ozone on nitrogen fixation and photosynthesis in the lichen *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm // Environ. Exp. Bot. 1986. Vol. 26. № 1. P. 59–64.
107. Заленский О. В., Семихатова О. А., Вознесенский В. Л. Методы применения радиоактивного углерода C^{14} для изучения фотосинтеза. Изд. акад. наук СССР. – М., Л., 1955. – 90 с.
108. Semikhatova O. A., Chulanovskaja M. Vol., Matzner H. Manometric method of plant photosynthesis determination // Plant Photosynthetic Production, Manual of Methods. Ed. Z. Sestak, J. Catsky, P.Y. Jarvis 1971. P. 238–256.
109. Kauppi M. The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens // Acta Univ. Oulu. 1980. № 101. Biol. № 9. 25 pp.
110. Шаниро И. А., Нифонтова М. Г. Действие сернистого газа и γ -излучения на нитратредуктазную активность у лишайника *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm // Экология. 1991. № 3. – С. 47–51.
111. Ермаков А. И., Арасимович В. В., Смирнова-Иконникова М. И. и др. Методы биохимического исследования растений. Изд. 2-е. Л.: «Колос», 1972. С. 269–271.
112. Kallio P., Varheenmaa T. On the effect of air pollution on nitrogen fixation in lichens // Rep. Kevo Subarct. Res. Stat. 1974. Vol. 11. P. 42–46.
113. Denison R., Caldwell B., Bormann R. et al. The effects of acid rain on nitrogen fixation in western Washington coniferous forests // Water, Air and Soil Pollution. 1977. Vol. 8. № 1. – P. 21–34.
114. Fritz-Scheridan R. P. Impact of simulated acid rains on nitrogenase activity in *Peltigera aphthosa* and *P. polydactyla* // Lichenologist. 1985. Vol. 17. № 1. – P. 27–31.
115. Hallingbck T., Kellner O. Effects of simulated nitrogen rich and acid rein on the nitrogen fixing lichen *Peltigera aphthosa* (L.) Willd // New Phytol. 1992. Vol. 120. № 1. P. 99–103.
116. Kytöviita By M. –M., Crittenden P.D. Effects of simulated acid rain on nitrogenase activity (acetylene reduction) in the lichen *Stereocaulon paschale* (L.) Hoffm. with special reference to nutritional aspects // New Phytologist. 1994. Vol. 128. P. 263–271.
117. Калининская Т. А., Рао В. Р., Волкова Т. Н., Ипполитов Л. Т. Определение азотфиксирующей активности почвы, занятой под посевами риса, при помощи ацетиленового метода // Микробиология. 1973. Т. 42. Вып. 3. – С. 481–485.

118. *Richardson D. H. S.* Understanding the pollution sensitivity of lichens // Bot. J. Linnean Soc. 1988. Vol. 96. № 1. P. 31–43.
119. *Горшков В. В.* Влияние атмосферного загрязнения окислами серы на эпифитный лишайниковый покров северотаежных сосновых лесов // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. – Л.: Наука, 1990. С. 144–159.
120. *Голубкова Н. С., Малышева Н. В.* Влияние роста городов на лишайники и лишеноиндикация атмосферного загрязнения в Казани // Бот. журн. 1978. Т. 63. № 8. – С. 1145–1154.
121. *Михайлова И. Н., Воробейчик Е. Л.* Размерная и возрастная структура популяций эпифитного лишайника *Нурохимния physodes* (L.) Nyl. в условиях атмосферного загрязнения // Экология. 1999. № 2. – С. 130–137.
122. *Бязров Л. Г.* Лишайники в экологическом мониторинге. – М.: Научный мир, 2002. – 336 с.
123. *Бессонова В. П.* Состояние пыльцы как показатель загрязнения среды тяжёлыми металлами // Экология. 1992. – № 4. – С. 45–50.
124. *Третьякова И. Н., Носкова Н. Е.* Пыльца сосны обыкновенной в условиях экологического стресса // Экология. 2004. – № 1. – С. 26–33.
125. *Голованова А. А., Попова Н. В., Шумник Е. С., Кондакова Л. В.* Состояние пыльцы как показатель техногенного загрязнения воздушной среды. Экология родного края: проблемы и пути их решения. Материалы первой областной научно-практической конференции молодёжи. – Киров, 2006. – С. 150–151.
126. *Кондакова Л. В., Голованова А. А., Ходырева Н. В., Шумник Е. С.* Экологические аспекты морфологической изменчивости пыльцы *Pinus silvestris*. Сб. Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика. – Киров, 2004. – С. 227–228.
127. *Николаевская Т. С.* Морфологические особенности пыльцы // Бот. журн., Т. 82. – 1997. № 8. – С. 88–93.
128. *Вольф В. П.* Статистическая обработка опытных данных. – М.: Колос, 1966. – 250 с.
129. *Добровольский Г. В., Никитин Е. Д.* Экологические функции почвы. – М.: Изд-во МГУ, 1986. 136 с.
130. *Ашихмина Т. Я., Алалыкина Н. М., Бусыгина Е. А., Кондакова Л. В., Мамошкин В. П., Тимонюк В. М.* Биоиндикация как один из методов экологического мониторинга в оценке состояния территории Кировской области. В кн.: Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: теория, методика, практика. – Киров, 2003. – С. 174–180.

131. Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение / Под ред. В. А. Алексеева. – Л.: Наука, 1990. – 200 с.
132. Ишимова Д. С., Кондакова Л. В. Биоиндикация состояния среды с использованием *Pinus sylvestris* L. В кн.: Экология родного края: проблемы и пути решения. – Киров, 2007. – С. 46 – 47.
133. Химическое загрязнение почв и их охрана: Словарь-справочник / Д. С. Орлов, М. С. Малинина, Г. В. Мотузова и др. – М.: Агропромиздат, 1991, – 303 с.
134. Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. – Сыктывкар, 2005. – 336 с. – (Коми научный центр УрО РАН).
135. Лябушева О. А. Накопление элементов (В, Мо, Se, Zn) клетками цианобактерий: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М.: МГУ, 2004. – 21 с.
136. Andrade L., Keim C. N., Farina M., Pfeiffer W.C. Zinc detoxification by a cyanobacterium from a metal contaminated by a Brazil // Braz. Arch. Biol. and Technol. 2004. V. 47. N1. – P. 147 – 152.
137. Саванина Я. В., Лебедева А. Ф., Барский Е. Л. Значение глутатионовой системы в накоплении и детоксикации тяжелых металлов в клетках цианобактерий и микроводорослей // Вестн. МГУ. Сер. 16. 2003. № 3. – С. 29 – 37.
138. Бекасова О. Д., Бреховских А. А., Москвина М. И. О механизме детоксикации ионов кадмия цианобактерией *Nostoc muscorum* при участии её внеклеточных полисахаридов // Биофизика. 2002. Т. 47. № 3. – С. 515–523.
139. Parker D. L., Michalick J. E., Plude J. L., Plude M. J., Clark T. P., Egan L., Flom J. J., Rau I. L. C., Kumar H. D. Sorption of metals by extracellular polymers from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* f. flos-aquae strain C 3-40 // J. Appl. Phycol. 2000. V. 12. N3. P. 219–224.
140. Кузякина Т. И. Экология и геохимическая деятельность микроорганизмов на активных вулканах и гидротермах. – Владивосток: Дальнаука, 2004. – 251 с.
141. Шнюкова Е. И. Аккумуляция ионов металлов экзополисахаридами *Nostoc linckia* (Roth) Born. et Flach. (Cyanophyta) // Альгология, 2005. Т. 15. № 2. – С. 172–180.
142. Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. – Л., 1969. – 228 с.
143. Методы почвенной микробиологии и биохимии. – М.: Изд-во МГУ. 1988. – 224 с.
144. Штина Э. А. Водоросли дерново-подзолистых почв Кировской области // Тр. Ботан. ин-та АН СССР, 1959. Сер. 2. Вып. 2. – С. 36–141.
145. Домрачева Л. И., Штина Э. А. Структура группировок водорослей при «цветении» почвы // Бот. журн., 1985. Т. 70. № 2. – С. 180–187.

146. Гапочка Л. Д. Об адаптации водорослей. – М.: Изд-во МГУ, 1981. – 79 с.
147. Полянская Л. М. Микробная сукцессия в почве: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – М., 1996. – 96 с.
148. Ашихмина Т. Я. Экологический мониторинг. Учебно-методическое пособие. – М.: Академический проект, 2006. – 416 с.
149. Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов. – М.: Медицина для всех, 2005. – 196 с.
150. Домрачева Л. И., Кондакова Л. В., Ашихмина Т. Я., Огородникова С. Ю., Олькова А. С., Фокина А. И. Применение тетразольно-топографического метода определения дегидрогеназной активности цианобактерий в загрязнённых средах // Теоретическая и прикладная экология, 2008. № 2. – С. 23–28.
151. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. – М.: Мир, 1989. Т. 1. – 667 с.
152. Пианка Э. Эволюционная экология. – М.: Мир, 1981. – 400 с.
153. Панкратова Е. М., Домрачева Л. И., Резник Е. Н. Функционирование цианобактерий на пахотных почвах Нечерноземной зоны // Почвоведение, 1989. № 4. – С. 75–81.
154. Панкратова Е. М., Домрачева Л. И., Перминова Г. Н., Маркова Г. И., Третьякова А. Н., Коромылова В. В. Использование фототрофных микроорганизмов в качестве биоиндикаторов на обеспеченность почвы элементами минерального питания // Сельскохозяйственная биология. Сер. Биология растений. 1994. № 5. – С. 96 – 102.
155. Кантор Г. Я., Домрачева Л. И., Дабах Е. В., Ашихмина Т. Я. Использование метода картографирования для оценки состояния водорослево-грибной микрофлоры в зоне защитных мероприятий объекта хранения химического оружия // Сб. материалов Всероссийской научной школы «Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты», 24 – 25 ноября 2005 г. – Киров: Старая Вятка, Вып. III, 2005. – С. 245 – 249.
156. Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения качества. – М., 1991.
157. Голлербах М. М., Косинская Е. К., Полянский В. Н. Синезелёные водоросли. – В кн.: Определитель пресноводных водорослей СССР. – М.: Сов. наука, 1953, вып. 2. – 652 с.
158. Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. – М.: Наука, 2005. – 252 с.
159. Калинин А. А. Цианобактерии как возможные компоненты диазотрофных микробных ассоциаций и их влияние на растения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М., 1995. – 23 с.

160. *Stackebrandt E., Woese C. R.* Towards a phylogeny of actinomycetes and related organisms // *Curr. Microbiol.* 1981. V. 5. № 4. – P. 197–202.
161. *Гаузе Г. Ф., Преображенская Т. П., Свешникова М. А., Терехова Л. П., Максимова Т. С.* Определитель актиномицетов. Роды *Sreptomyces*, *Streptovorticillium*, *Chainia*. – М.: Наука, –1983. – 248 с.
162. *Звягинцев Д. Г., Зенова Г. М.* Экология актиномицетов. – М.: ГЕОС, – 2001. – 257 с.
163. *Зенова Г. М.* Почвенные актиномицеты редких родов. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 81 с.
164. *Звягинцев Д. Г.* Почва и микроорганизмы. – М.: МГУ, 1987. – 256 с.
165. *Закалюкина Ю. В., Зенова Г. М., Звягинцев Д. Г.* Почвенные ацидофильные актиномицеты // *Микробиология.* 2002. № 3. – С. 399–403.
166. *Зенова Г. М., Закалюкина Ю. В., Селянин В. В., Звягинцев Д. Г.* Выделение и рост ацидофильных актиномицетов рода *Micromonospora* // *Почвоведение.* 2004. № 7. – С. 847–852.
167. *Дорошенко Е. А., Зенова Г. М., Звягинцев Д. Г., Судницын И. И.* Прорастание спор и рост мицелия стрептомицетов при разных уровнях влажности / *Микробиология.* 2005. Т. 74. № 6. – С. 795–799.
168. *Лузев В. С.* Экологическая оценка антропогенных воздействий на микробную систему почвы: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – М.: МГУ, 1988. – 38 с.
169. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний [Текст] / *Федеральный реестр (ФР) ФР.1.39.2001.00283.* – М.: Акварос, 2001. – 49 с.
170. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний [Текст] / *Федеральный реестр (ФР) ФР.1.39.2007.03222.* – М.: Акварос, 2007. – 49 с.
171. *Толин В. В.* Почвы Кировской области. – Киров: 1976. – 288 с.
172. *Чупис В. Н, Лушай Е. А., Ларин И. Н., Загреков А. А., Ильина Е. В., Иванов Д. Е.* Чувствительность к арсениту натрия тест-организмов, используемых в многокомпонентной системе биотестирования качества природных сред // *Теоретическая и прикладная экология,* № 1, 2007. – С. 69–73.
173. *Борзилов В. А., Сенилов Н. Б.* Модель выпадения загрязняющих веществ промышленного происхождения на почву // *Загрязнение атмосферы и почвы: Труды Института экспериментальной метеорологии.* – М.: Гидрометеоиздат, 1977. – С. 26–36.
174. Методика определения токсичности почвы и донных отложений по хемотоксической реакции инфузорий. – С-Пб.: Спектр-М, 2005. – 13 с.

175. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм» на приборе «Биотокс-10». ПНД Ф Т 14.1:2.3:4.11-04/16.1:2.3:3.8-04 – М.: 2004. – 16 с.
176. Кудеярова А. Ю. Лигандная активность техногенных фосфатов и снижение эффективности барьеров в циклах химических элементов // Экспериментальная экология. – М.: Наука, 1991. – С. 133–165.
177. Олькова А. С., Шулятьева Н. А. Сравнение токсичности фосфатов и пиродифосфатов методами биотестирования // Экология родного края: проблемы и пути их решения // Материалы третьей обл. научно-практической конференции молодежи. 24 – 25 апреля 2008 г. Киров: ООО «Типография Старая Вятка», 2008. – С. 114.
178. Ackermann F. Procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses // Environmental technology. 1980. Lett. 1. N. 518 – 527.
179. Тюлин В. В., Гущина А. М. Особенности почв Кировской области при интенсивном земледелии. – Киров, 1991. – 92 с.
180. Методика определения токсичности проб поверхностных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer), ФР.1.39.2. 2004.01143, – Красноярск, КрасГУ, 2004.
181. Изменения, вносимые в методику «Определения токсичности проб поверхностных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почвы, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer)» ФР.1.39.2004.01143.
182. Ашихмина Т. Я. Методы мониторинга окружающей природной среды // Экология родного края / Под ред. Ашихминой Т. Я. – Киров, 1996. – 720 с.
183. О состоянии окружающей природной среды Кировской области в 2005 году. (Региональный доклад) / Под общ. ред. В. П. Пересторонина. – Киров, 2006. – 152 с.
184. Экологическая безопасность региона (Кировская область на рубеже веков) / Под ред. Т. Я. Ашихминой, М. А. Зайцева – Киров, 2001. – 416 с.
185. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л., 1987. – 142 с.
186. Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. – Ростов-на-Дону, 2000. – 232 с.
187. Baker A.J.M. Accumulators- and excluders- strategies in the response of plants to heavy metals // J. of Plant Nutrit., 1981. № 3. P. 643-654.

188. *Baker A.J.M., Brooks R.R.* Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry // *Biorecovery*, 1989. № 1. P. 81 – 126.
189. *Brooks R. R., Chambers M. F., Nicks L. J., Robinson B. H.* Phytomining // *Trends Plant Sci.*, 1998. V. 3. P. 359 – 362.
190. *Prasad M.N.V.* Metal hyperaccumulation in plants – biodiversity prospecting for phytoremediation technology // *Electronic Journal of Biotechnology*, 2003. [V. 6. № 3](#).
191. *Di Toppi L.S., Favali M.A., Cabbrielli R., Gremigni P.* Brassaceae // *Metals in environment* / *Prasad M.N.* New York: Marcel Dekker, 2001. P. 219–258.
192. *Гуральчук Ж. З., Гудков І. М.* ФітореMediaція та її роль в очищенні ґрунтів від важких металів та радіонуклідів // *Физиология и биохимия культурных растений*, 2005. Т. 37. № 5. С. 371 – 383.
193. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой. – М., 1998. – 16 с.
194. Методика выполнения измерения массовой доли общей ртути в пробах почв и грунтов на анализаторе ртути РА-915+ с приставкой РП-91С. – М., 2000. – 12 с.
195. *Скугорева С. Г, Головки Т. К.* Динамика содержания ртути в системе почва-растение (на примере пелюшки) // *Агрохимия*, 2007. № 5. – С. 85–88.
196. *Ильин В. Б.* Тяжёлые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1991. – 151 с.
197. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно допустимых химических веществ в почве № 6229-91. Утв. МЗ СССР 19.11.1991.
198. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
199. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.
200. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М., 1982. – 12 с.
201. *Собчинко Т. П.* Мониторинг поверхностных водных объектов и подземных вод в районе Кильмезского ядомогильника Кировской области // *Актуальные проблемы регионального экологического мониторинга: научный и образовательный аспекты*. – Киров: Изд-во Старая Вятка, 2005. – С. 174 – 175.
202. *Окружающая природная среда Кировской области: Матер. науч. исследований*. – Киров: Вятский госпедуниверситет, 1996. – 480 с.

203. Яковлев В. А. Оценка качества поверхностных вод Кольского севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования. Апатиты: Изд-во АН СССР, 1988. – 25 с.
204. Андроникова И. Н. Методологические и методические аспекты гидробиологического прогнозирования // Сборник научных трудов. – ГосНИОРХ. 1984, вып. 223. – С. 64 – 72.
205. Цалолыхин С. Я. Свободноживущие нематоды Байкала. – Новосибирск, 1980.
206. Гагарин В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод России и сопредельных стран. – С.-Пб., 1993.
207. Метлицкий О. З. Быстрый метод выделения нематод из почвы // Защита растений. 1971, № 9.
208. Рысс А. Ю. Корневые паразитические нематоды сем. *Pratylenchidae* (*Tylenchida*) мировой фауны. – Л., 1988. – С. 5 – 15.
209. Цалолыхин С. Я. Свободноживущие нематоды как индикаторы загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. – Л., 1976. – С. 118–122.
210. Скальская И. А., Гагарин В. Г. Перифитон нематод загрязненных водоемов // Проблемы нематологии. Тезисы третьего международного симпозиума по круглым червям. – С.-Пб, 1999. – С. 40 – 41.
211. Ходырев Н. Н. Свободноживущие пресноводные нематоды бассейна реки Вятки на территории Кировской области // Экология и рациональное природопользование на рубеже веков. Итоги и перспективы. Материалы международной конференции. – Томск, 2000. Т. 1. – С. 214 – 215.
212. Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Захаров В. М. Анализ стабильности развития берёзы повислой в условиях химического заражения // Экология. – 1996. – № 6. – С. 441 – 444.
213. Захаров В. М., Баранов А. С., Борисов В. И., Валецкий А. В., Кряжева Н. Г., Чистякова Е. К., Чубинишвили А. Т. Здоровье среды: методика оценки. – М.: Центр экологической политики России, 2000а. – 66 с.
214. Сенькевич Е. В. Цитогенетика сосны обыкновенной и берёзы повислой в районе Нововоронежской АЭС в связи с вопросами оценки загрязнения окружающей среды: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Воронеж, 2007. – 22 с.
215. Захаров В. М., Чубинишвили А. Т., Дмитриев С. Г., Баранов А. С., Борисов В. И., Валецкий А. В., Крысанов Е. Ю., Кряжева Н. Г., Пронин А. В., Чистякова Е. К. Здоровье среды: практика оценки. – М.: Центр экологической политики России, 2000б. – 318 с.
216. Яблоков А. В. Популяционная биология. – М.: Высшая школа, 1987. – 303 с.

217. Тимофеев-Ресовский Н. В., Яблоков А. В., Глотов Н. В. Очерк учения о популяции. – М.: Наука, 1973. – 278 с.
218. Видякин А. И. Изменчивость формы шишек в популяциях сосны обыкновенной на востоке европейской части СССР // Лесоведение. – 1991. – № 3. – С. 45 – 52.
219. Видякин А. И. Изменчивость формы апофизов шишек в популяциях сосны обыкновенной на востоке европейской части России // Экология. – 1995. – № 5. – С. 356 – 362.
220. Видякин А. И. Проблемы оценки популяционной структуры видов лесных древесных растений и некоторые пути решения их на примере сосны обыкновенной // Экология и генетика популяций. – Йошкар-Ола: Периодика, 1998а. – С. 131 – 133.
221. Видякин А. И. Миграция в голоцене и популяционная структура *Pinus sylvestris* L. на востоке европейской части России // Жизнь популяций в гетерогенной среде. Ч. 2. – Йошкар-Ола: Периодика Марий Эл, 1998 б. – С. 4 – 12.
222. Видякин А. И., Глотов Н. В. Изменчивость количества семян у сосны обыкновенной на востоке европейской части России // Экология. – 1999. – № 3. – С. 170 – 176.
223. Новоженов Ю. И. Эффект популяционного ареала восточного майского хруща *Mellolontha hippocastani* F. и его вероятные причины // Проблемы эволюции. Т. 2. – Новосибирск: Наука, 1972. – С. 179 – 187.
224. Новоженов Ю. И., Береговой В. Е., Хохушкин И. М. Обнаружение границ элементарных популяций у полиморфных видов по частоте встречаемости форм // Проблемы эволюции. Т. 3. – Новосибирск: Наука, 1973. – С. 252 – 260.
225. Санников С. Н. Изоляция и типы границ популяций у сосны обыкновенной // Экология. – 1993. – № 1. – С. 4 – 11.
226. Правдин Л. Ф. Сосна обыкновенная. Изменчивость. Внутривидовая систематика и селекция. – М.: Наука, 1964. – 190 с.
227. Мамаев С. А. Формы внутривидовой изменчивости древесных растений (на примере семейства Pinaceae на Урале). – М.: Наука, 1973. – 283 с.
228. Семериков Л. Ф. Популяционная структура древесных растений (на примере видов дуба европейской части СССР и Кавказа). – М.: Наука, 1986. – 140 с.
229. Петрова И. В., Санников С. Н. Изоляция и дифференциация популяций сосны обыкновенной. – Екатеринбург: УрО РАН, 1996. – 60 с.
230. Мендель Г. Опыты над растительными гибридами. – Л.: Сельхозгиз, 1935. – 112 с.

231. *Мамаев С. А., Сёмкина Л. А.* Использование вариаций по окраске генеративных органов древесных растений в качестве генетических маркеров при изучении дифференциации популяций // Проблемы генетики и селекции на Урале (информационные материалы). – Свердловск: Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1977. – С. 16 – 17.
232. *Абатурова М. П.* Исследование элементарных морфологических признаков ели обыкновенной // Научные основы селекции хвойных древесных пород. – М.: Наука, 1978. – С. 87 – 98.
233. *Милютин Л. И.* Исследования популяций лиственниц методами фенетики // Фенетика популяций. – М.: Наука, 1982. – С. 255 – 260.
234. *Видякин А. И.* Выделение фенотипов окраски семян сосны обыкновенной // Лесоведение. – 2003. – № 2. – С. 69 – 73.
235. *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.
236. *Милютин Л. И.* О каталоге фенотипов лесообразующих видов хвойных // Фенетика природных популяций: Матер. IV Всесоюз. совещ., ноябрь 1990, Борок. – М., 1990. – С. 188 – 189.
237. *Чернодубов А. И.* Сосна обыкновенная в островных борах юга Русской равнины. – Воронеж: ИПЦ ВГПУ, 1998. – 68 с.
238. *Кузьмина Н. А.* Изменчивость генеративных органов сосны обыкновенной в Приангарье // Селекция хвойных пород Сибири. – Красноярск: Ин-т леса и древесины им. В. Н. Сукачева СО АН СССР, 1978. – С. 96 – 120.
239. *Черепнин В. Л.* Изменчивость семян сосны обыкновенной. – Новосибирск: Наука, 1980. – 183 с.
240. *Орлова Н. Н.* Генетический анализ. – М.: Изд-во Московского университета, 1991. – 318 с.
241. *Петров С. А., Исаков Ю. Н., Буторина А. К., Самсонова А. Е., Бутова Г. П.* Возможности выделения элементарных вариаций в количественных признаках древесных растений // Фенетика популяций. – М.: Наука, 1982. – С. 154 – 161.
242. *Исаков Ю. Н.* Эколого-генетическая изменчивость и селекция сосны обыкновенной: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. – СПб., 1999. – 36 с.
243. *Петров С. А.* О генотипической обусловленности фенотипов в популяциях лесных древесных растений // Фенетика природных популяций: Матер. IV Всесоюз. совещ. ноябрь 1990, Борок. М.: Ин-т биологии развития им. Н. К. Кольцова АН СССР, 1990. – С. 214 – 215.

244. Дубинин Н. П., Глембоцкий Я. Л. Генетика популяций и селекция. – М.: Наука, 1967. – 591 с.
245. Меркурьева Е. К., Абрамова З. В., Бакай А. Б., Кочиш И. И. Генетика. – М.: Агропромиздат, 1991. – 446 с.
246. Методические рекомендации по выделению фенов лесных древесных растений (например сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* L.) / Видякин А. И. – Воронеж: НИИЛГиС, 2004. – 16 с.
247. Видякин А. И. Популяционная структура и селекция сосны обыкновенной // Генетика и селекция – на службе леса: Матер. междунар. науч.-практ. конф. 28–29 июня 1996, Воронеж. – Воронеж, 1997. – С. 122 – 127.
248. Особенности формирования популяции сосны обыкновенной. – М.: Наука, 1984. – 128 с.
249. Петрова И. В., Санников С. Н., Рябоконь С. М., Духарев В. А., Санникова Н. С. Генетическая дифференциация болотных и суходольных популяций сосны обыкновенной в Западной Сибири // Экология. – 1989. – № 6. – С. 39 – 44.
250. Белоконов Ю. С., Политов Д. Б., Белоконов М. М., Крутовский К. В. Генетическая дифференциация болотной и суходольной популяций сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) // Жизнь популяций в гетерогенной среде. Ч. 2. – Йошкар-Ола: Периодика Марий Эл, 1998. – С. 23 – 24.
251. Горчаковский П. Л. Основные проблемы исторической фитогеографии Урала // Труды Ин-та экологии растений и животных УФАИ СССР. 1969. Вып. 66. – 286 с.
252. Горчаковский П. Л. Растительный мир высокогорного Урала. – М.: Наука, 1975. – 283 с.
253. Гричук В. П. История флоры и растительности Русской равнины в плейстоцене. – М.: Наука, 1989. – 183 с.
254. Кац Н. Я. О ледниковых убежищах и расселении широколиственных пород на Восточно-Европейской равнине в послевалдайское время // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1952. Т. 57. Вып. 6. – С. 52 – 63.
255. Готов Н. В. Популяция как естественно-историческая структура // Генетика и эволюция природных популяций растений. – Махачкала: Дагестанский филиал АН СССР. 1975. Вып. 1. – С. 17 – 25.
256. Бобров Е. Г. История и систематика лиственниц. – Л.: Наука, 1972. – 96 с.
257. Бобров Е. Г. Лесообразующие хвойные СССР. – Л.: Наука, 1978. – 187 с.
258. Лакин Г. Ф. Биометрия. – М.: Наука, 1990. – 352 с.
259. Черных Н. А., Милащенко Н. З., Ладонин В. Ф. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжёлыми металлами. – Пушкино, 2001. – 148 с.

260. Муравин Э. А. Агрохимия. – М.: КолосС, 2003. – 384 с.
261. Химия тяжёлых металлов, мышьяка и молибдена в почвах / Под ред. Зырина Н. Г. и Садовниковой Л. К. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. – 208 с.
262. Вальтер О. А., Пиневиц Л. М., Варасова Н. Н. Практикум по физиологии растений с основами биохимии. – Л.: Сельхозгиз, 1957. – 341 с.
263. Лукаткин А. С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс. – Саранск, 2002. – 208 с.
264. Титов А. Ф., Таланова В. В., Лайдинен Г. Ф. Казнина Н. М. Влияние тяжелых металлов на растения: эколого-физиологические аспекты / Наземные и водные экосистемы северной Европы: управление и охрана. Материалы междунар. конф., посв. 50-летию ИБ Карельского НЦ РАН. – Петрозаводск, 2003. – С. 152 – 157.
265. Ковда В. А., Золотарева Б. И., Скрипчинский И. И. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде // Доклады АН СССР, 1979. Т. 247. № 3. – С. 766 – 768.
266. Khan A. S., Chaudhry N. Y. Peroxidase activity in some cucurbits under the stress of mercury and lead // **Journal of Food, Agriculture and Environment**, 2006. V. 4. – № 2. – P. 274 – 276.
267. Балахнина Т. И., Кособрухов А. А., Иванов А. А., Креславский В. Д. Влияние кадмия на CO_2 -газообмен, переменную флуоресценцию хлорофилла и уровень антиоксидантных ферментов в листьях гороха // Физиология растений, 2005. № 1. – С. 21 – 26.
268. Семихатова О. А. Энергетика дыхания растений в норме и при экологическом стрессе. – Л.: Наука, 1990. – 72 с.
269. Головки Т. К. Дыхание растений (физиологические аспекты). – СПб.: Наука, 1999. – 204 с.
270. Mattioni C., Gabbrielli R., Vangronsveld J., Clijsters H. Nickel and cadmium toxicity and enzymatic activity in Ni-tolerant and non-tolerant populations of *Silene italica* Pers. // J. Plant. Physiol., 1997. – V. 150. – № 1–2. – P. 173 – 177.
271. Rauser W. E. Structure and function of metal chelators produced by plants – the case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins // Cell biochemistry and Biophysics, 1999. V. 31. – P. 19–48.
272. Скугорева С. Г., Головки Т. К. Эффекты нитрата ртути (II) на рост и метаболизм салата и редиса // Агрохимия, 2007. № 2. – С. 66 – 71.
273. Демидчик В. В., Соколик А. И., Юрин В. М. Токсичность избытка меди и толерантность к нему растений // Успехи современной биологии, 2001. Т. 121. № 5. – С. 511–525.

274. Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф., Титов А. Ф., Таланов А. В. Влияние свинца на фотосинтетический аппарат однолетних злаков // Известия РАН. Серия биологическая, 2005. – № 2. – С. 184 – 188.
275. Prasad D.D.K., Prasad A.R.K. Altered -aminolevulinic acid metabolism by lead and mercury in germinating seedlings of bajra (*Pennisetum typhoideum*) / J. Plant. Physiol., 1987. V. 127. № 3 – 4. – P. 241 – 249.
276. Красная книга РСФСР (растения) / Отв. ред. А. Л. Тахтаджян. – М., 1988. – 590 с.
277. Красная книга Кировской области: Животные, растения, грибы / Отв. ред. Л. Н. Добринский, Н. С. Корытин. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2001. – 288 с.
278. Большаков В. А., Гальпер Н. Я. и др. Загрязнение почв и растительности тяжелыми металлами: Обзорная информация. – М., 1987.
279. Рысин Л. П., Комиссаров Е. С., Маслов А. А., Петерсон Ю. В., Савельева Л. И. Методические предложения по созданию системы постоянных пробных площадей на особо охраняемых лесных территориях. – М.: Наука, 1988. – 28 с.
280. Шенников А. П. Введение в геоботанику. – Л., 1964.
281. Категории состояния основных лесообразующих пород Московской области. – М., 2000. – 40 с.
282. Методы изучения лесных сообществ. – СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. – 240 с.
283. Воронов А. Г. Геоботаника. – М.: Высшая школа, 1973. – 384 с.
284. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
285. Ниценко А. А. Об изучении экологической структуры растительного покрова // Ботанический журнал. 1969. Т. 54. № 7. – С. 1002–1014.
286. Оценка и сохранение биоразнообразия лесного покрова в заповедниках Европейской России // «Научный мир». – М., 2000. – 185 с.
287. Цыганов Д. Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. – М.: Наука, 1983. – 198 с.
288. Шиленская И. М., Беднова О. В. Черная пятнистость листьев кле-на как биоиндикатор в условиях города // Тр. МГУЛ. Вып. 294, 1998. – С. 119 – 123.
289. Федорова А. И., Никольская А. Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды. – М.: ВЛАДОС, 2001. – 288 с.
290. Рунова Е. М., Костромина О. А. Оценка степени повреждения листьев берёзы и осины в зонах с различной техногенной нагрузкой // [http:// science-bsea.narod.ru/2006/les_2006/runova_ocenka.htm](http://science-bsea.narod.ru/2006/les_2006/runova_ocenka.htm)

291. *Пестов С. В.* Биоповреждения листьев древесно-кустарниковой растительности в зоне защитных мероприятий объекта уничтожения химического оружия (Оричевский р-н, Кировской области) // Актуальные проблемы биологии и экологии: Матер. XV молодежной научной конф. Института биологии Коми НЦ УрО РАН. – Сыктывкар, 2008. – С. 235 – 237.
292. *Гусев В. И., Римский-Корсаков М. Н.* Определитель повреждений лесных и декоративных деревьев и кустарников европейской части СССР. – М.-Л.: Гослесбумиздат, 1951. – 580 с.
293. *Гусев В. И.* Определитель повреждений лесных, декоративных и плодовых деревьев и кустарников. – М.: Лесная промышленность, 1984. – 472 с.
294. *Гусев В. И.* Определитель повреждений плодовых деревьев и кустарников. – М.: Агропромиздат, 1990. – 239 с.
295. *Зерова М. Д., Дьякончук, Ермоленко В. М.* Насекомые галлообразователи культурных и дикорастущих растений европейской части СССР. Перепончатокрылые. – Киев, Наук. думка, 1988. – 160 с.
296. *Зерова М. Д., Мамонтова В. А., Ермоленко В. М., Дьякончук Л. А., Синев С. Ю., Козлов М. В.* Насекомые галлообразователи культурных и дикорастущих растений европейской части СССР. Равнокрылые, чешуекрылые, жесткокрылые, полужесткокрылые – Киев, Наук. думка, 1991. – 344 с.
297. *Коломоец Т. П., Мамаев Б. М., Зерова М. Д., Нарчук Э. П., Ермоленко В. М., Дьякончук Л. А.* Насекомые галлообразователи культурных и дикорастущих растений европейской части СССР. Двукрылые – Киев, Наук. думка, 1989. – 168 с.
298. *Соколова Э. С., Галасьева Т. В.* Инфекционные болезни листьев древесных растений: учеб. пособие. – М.: ГОУ ВПО МГУЛ, 2005. – 42 с.
299. *Томилова В. Н.* Минирующие насекомые Восточной Сибири // Фауна насекомых Восточной Сибири и Дальнего Востока. – Иркутск: Изд-во ИГУ, 1974. – С. 3 – 31.
300. *Алалыкина Н. М., Ходырев Н. Н., Ашихмина Т. Я.* Эколого-таксономический анализ фауны нематод почвы и растений в условиях Кировской области на предмет биоиндикации // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН, № 9. 2004. С. 15 – 17.
301. *Ходырев Н. Н.* Результаты исследования почвенных нематод лесных биоценозов Оричевского района Кировской области // Вестн. Вятского гос. пед. ун-та, 2000, № 2/99. – С. 24 – 26.
302. *Деккер Х.* Нематоды растений и борьба с ними. – М.: Колос, 1972. – 433 с.

303. *Парамонов А. А.* Основы фитогельминтологии. Т. 1. – М.: АН СССР, 1962. – 480 с.
304. *Парамонов А. А.* Основы фитогельминтологии. Т. 2. – М.: АН СССР, 1964.
305. *Нестеров П. И.* Класс круглых червей *Nematoda*. – Кишинев, 1988. – 276 с.
306. Методы определения болезней и вредителей сельскохозяйственных растений. Перевод с нем. К. В. Попковой и В. А. Шмыгли. – М.: Агропромиздат, 1987. – 223 с.
307. *Шарова И. Х.* Жуки-жужелицы как биоиндикаторы состояния окружающей среды // Жужелицы лесонасаждений лесотепи. – Мичуринск, 1992. – С. 1 – 4.
308. *Barber H.* Traps for cave-inhabiting Insect // I. Elish. Mitchell. Sci. Soc. V.46. 1931. – P. 259 – 266.
309. *Грюнталь С. Ю.* О влиянии рекреации на жужелиц в условиях Подмосковья // Фауна и экология жужелиц. – Кишинев. 1990. – С. 13.
310. *Матвеев А. Б.* Жужелицы (*Coleoptera, Carabidae*) Южного Урала и Предуралья (фауна биотопическое распределение, зоогеографический анализ и возможности использования в мониторинге) // Автореф. дис... канд. биол. наук. – Л., 1990. – 19 с.
311. *Хотько Э. И.* Обзор и исследования герпетобионтных жуков в Белоруссии // Фауна и экология жесткокрылых Белоруссии. – Мн.: Навука і тэхніка, 1991. С. 4 – 94.
312. *Шишова М. И.* Динамика структуры населения и популяций массовых видов жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*) в лесонасаждениях Северной лесостепи России // Дис... канд. биол. наук. М., 1994. – 388 с.
313. *Шарова И. Х.* Жизненные формы жужелиц (*Coleoptera, Carabidae*). – М.: Наука, 1981а. – 327 с.
314. *Долгин М. М., Зиновьева А. Н., Кулакова О. И., Медведев А. А., Паниокова Е. В., Пестов С. В., Татаринов А. Г.* Наземные беспозвоночные животные в системе мониторинга на Европейском Севере // Международный контактный форум по сохранению местообитаний в Баренцевом регионе, Четвертое совещание, (Сыктывкар, 19 – 25 сентября 2005 г.). – Сыктывкар, 2005. – С. 11, 59 – 64.
315. *Песенко Ю. А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
316. *Песенко Ю. А.* Концепция видового разнообразия и индексы его измеряющие // Журн. общ. биол. 1978. Т. 39. № 3. – С. 379 – 393.
317. *Мэгарран Э.* Экологическое разнообразие и его измерение. Пер. с англ. – М.: Мир, 1992. – 166 с.

318. Зверева Е. Л. Влияние загрязнения среды промышленными выбросами на комплексы короткоусых двукрылых (*Diptera, Brachycera*) // Энтомолог. обоз. 1993. Т. 72, Вып. 3. – С. 558 – 569.
319. Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей. – М.: Наука, 1976. – 142 с.
320. Кондакова Л. В., Домрачева Л. И. Флора Вятского края. Часть II. Водоросли. – Киров, 2007. – 192 с.
321. Кондакова Л. В., Бусыгина Е. А. Использование почвенных водорослей для биоиндикации состояния почв. В кн. Экология родного края / Под ред. Т. Я. Ашихминой. – Киров: Вятка, 1996. – С. 332 – 342.
322. Контурская О. А. Биоиндикация тяжёлых металлов в условиях промышленного Донбасса. – XI Межд. симпозиум по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 84.
323. Карманов А. П., Кочева Л. С., Шуктомова И. И., Рачкова Н. Г., Попова М. Ф., Кузьмин Д. В., Броварова О. В. Исследование сорбционной способности мхов и лишайников в отношении радионуклидов. – XI Межд. симпозиум по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 75.
324. Стаценко А. П., Иванов А. И., Вьюговский А. А. Мхи как биоиндикаторы химического загрязнения природных сред. В кн.: Мониторинг природных экосистем. – Пенза, 2008. – С. 171 – 173.
325. Мониторинг природных сред и объектов / Под ред. Т. Я. Ашихминой. – Киров: Старая Вятка, 2006. – 252 с.
326. Котысов В. А. Изменение в фауне Кировской области под влиянием антропогенных факторов. Вятская земля в прошлом и настоящем (к 125-летию со дня рождения П. Н. Луппова). Тез. докл. и сообщений. Том II. – Киров, 1992. – С. 72 – 73.
327. Иванов А. И. Использование живых организмов различных таксономических групп для биоиндикации состояния окружающей среды / Теоретическая и прикладная экология. № 2. 2007. – С. 73 – 77.
328. Карганова Г. А. К вопросу о биодиагностическом потенциале почвенных раковинных амёб (*Protozoa, Testacea*). XI Междун. симпозиум по биоиндикаторам «Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга» 17 – 21 сентября 2001 г. Сыктывкар, Республика Коми, Россия. – Сыктывкар, 2001. – 402 с.
329. Егорова Е. И. Диагностика почв / Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование. – М.: Академия. 2007. – С. 122 – 133.
330. Иванова Л. В. Пресноводные губки как объект экологических исследований. Матер. межвузовской научно-практической конференции «Био-

- логия и экология в системе современного педагогического образования». Часть 2. – Санкт-Петербург – Ставрополь, 1994. – С. 180 – 183.
331. *Даниленко Д. Г.* Биомониторинговые методы в природоохранных и эколого-экспертных мероприятиях. Тез. докл. Межд. симпозиума по биоиндикаторам. – Сыктывкар, 2001. – С. 43 – 44.
332. *Антощиков В. Ф.* Влияние режима выпаса на комплексы дождевых червей подмосковных пастбищ. // Проблемы почвенной зоологии. – Минск: Наука и Техника, 1978. – С. 19.
333. *Жеребцов А. К.* Реакция дождевых червей на загрязнение почвы нефтью. – 1984.
334. *Комарова Л. Н.* Методические указания и рекомендации к проведению летней полевой практики по курсу «Зоология». – Обнинск, 2005. – С. 14– 15.
335. *Мелехина Е. Н.* Панцирные клещи – обитатели эпифитных лишайников в биоиндикации антропогенных загрязнений // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 402.
336. *Макрушин А. В.* Токсикозы беспозвоночных верхней Волги / Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 117 – 118.
337. *Егорова Е. И.* Исследование природных вод и почв методами биотестирования. – Обнинск: МАТЭ, 2004.
338. *Чупис В. Н., Луцый Е. А., Ларин И. Н., Загреков А. А., Ильина Е. В., Иванов Д. Е.* Чувствительность к арсенату натрия тест-организмов, используемых в многокомпонентной системе биотестирования качества природных сред // Теоретическая и прикладная экология, № 1, 2007. – С. 69–73.
339. *Куприянова Е. Б.* Изменение популяционных параметров у мокриц (*Crustacea, Isopoda*) при радиоактивном загрязнении. / Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11 – 21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 102 – 103.
340. *Ашихмина Т. Я., Алапыкина Н. М., Кантор Г. Я., Кондакова Л. В., Огородникова С. Ю.* Биоиндикация и биотестирование – методы познания экологического состояния окружающей среды. Выпуск 4, часть 3. – Киров. 2005. – 51 с.
341. *Мансурова С. Е., Кокуева Г. Н.* Следим за окружающей средой нашего города: 9 – 11 кл.: Школьный практикум. – М.: гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2001. – 112 с.

342. Кривошеина М. Г. Личинки *Chironomus* группы *Plumosus* как объект активного биомониторинга при определении качества водной среды. / Матер. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17 – 21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 92.
343. Корчагина Т. А., Окулова С. М. Фитофаги древесно-кустарниковых растений как индикаторы состояния окружающей среды. / Матер. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17 – 21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 87–88.
344. Киреева Н. А., Кабиров Т. Р., Дубовик И. Е. Комплексное биотестирование нефтезагрязнённых почв // Теоретическая и прикладная экология, № 1, 2007. – С. 65 – 68.
345. Изучение популяций животных в целях биомониторинга / Под ред. проф. Л. А. Коробейниковой. – Вологда, 1999. – С. 11 – 12.
346. Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Моисеенко Т. И. Концентрация тяжёлых металлов в донных отложениях и сигах (*Coregonus lavaretus*) как показатель загрязнения озёр Кольского полуострова (Мурманская область). / Матер. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17 – 21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 45 – 46.
347. Ширяев В. В., Грехов М. Л. Животный мир // Охрана окружающей природной среды Кировской области: проблемы и перспективы. – Киров, 1993. – С. 304 – 324.
348. Костицын В. Г., Зиновьев Е. А., Костицына Н. В. Тяжёлые металлы в рыбах Камского водохранилища / Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга / Матер. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17 – 21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 90.
349. Коновалов А. Ф., Болотова Н. Л. Применение методов морфологической индикации рыб для оценки загрязнения Белого озера тяжёлыми металлами. Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам 17 – 21 сентября 2001 г. – Сыктывкар, 2001. – С. 83 – 84.
350. Доронин Ю. К. Сперматозоиды костистых рыб как тест-объект в эколого-эмбриологических исследований // Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование. Под ред. О. П. Мелеховой и Е. И. Егоровой. – М.: Изд. центр «Академия», 2007. – С. 230.
351. Доровских Г. Н., Степанов В. Г., Седрицева В. А. Паразиты и их компонентные сообщества как индикаторы состояния гидробиоценозов и популяций рыб и ихтиопаразитологическая обстановка в водоёмах Северо-Востока европейской части России. Матер. Международного контактного форума по сохранению местообитаний в Баренцевом море 19 – 25 сентября 2005 г. Сыктывкар, Республика Коми. Россия. – С. 17 – 20.

352. *Сергеев А. А., Шулятьева Н. А.* Тяжёлые металлы в мигрирующих гусеобразных. Матер. Межд. научно-практ. конференции, посвящ. 80-летию ВНИИОЗ (28 – 31 мая 2002 г.). – Киров, 2002. – С. 361 – 364.
353. *Макаров В. А., Шулятьева Н. А.* Содержание тяжёлых металлов в мужских гонадах серой вороны как критерий загрязнённости природной среды. Региональные и муниципальные проблемы природопользования: Матер. 5-й научно-практ. конф. 25–27 августа 1998 г., г. Кирово-Чепецк. – С. 107–108.
354. *Кочанов С. К.* Сообщества птиц антропогенных ландшафтов Европейского Северо-Востока России // Экологические аспекты сохранения видового разнообразия на Европейском Северо-Востоке России. – Сыктывкар, 1996. – С. 5 – 18. (Труды Коми научного центра УрО Российской АН, № 148).
355. *Медведев Н. В.* Охотничье-промысловые животные как биоиндикаторы техногенного загрязнения лесных экосистем // Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI Межд. симпозиума по биоиндикаторам (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 11–21 сентября 2001 г.) – Сыктывкар, 2001. – С. 126–127.
356. Животный мир Кировской области. – Киров, 1976. – С. 10, 19, 20, 25, 27, 65.
357. *Kefer.* Artia Prag, 1969. – С. 66, 184, 218.
358. Млекопитающие СССР. – М.: Мысль, 1970. – 437 с.
359. Фауна и экология млекопитающих. – Киров. 1978. – С. 46.
360. *Гланц С.* Медико-биологическая статистика. Пер. с англ. – М.: Практика, 1999. – 459 с.
361. *Бояркин А. Н.* Быстрый метод определения активности пероксидазы. – Биохимия, 1951, 16, вып. 4. – С. 352–355.
362. Методы изучения лесных сообществ. – СПб.: НИИХимии СПбГУ, 2002. – 240 с.
363. *Бязров Л. Г.* Лишайники в экологическом мониторинге. – М.: Научный мир, 2003. – 336 с.
364. *Шапиро И. А.* Лишайники: удивительные организмы и индикаторы состояния окружающей среды: Пособие для учителей и старшеклассников – СПб.: КРИСМАС+, 2003. – 108 с.
365. *Плешков Б. П.* Практикум по биохимии растений. – М., Колос, 1968, – 183 с.
366. Биохимические методы анализа растений: Сборник статей / Под ред. М. П. Запрометова. – М.: Из-во иностр. литературы, 1960.
367. *Сапожников Д. И., Маслова Т. Г., Попова О. Ф., Попова И. А., Королева О. Я.* Метод фиксации и хранения листьев для количественного опреде-

- ления пигментов пластид // Ботанический журнал, 1978. Т. 63. № 11. С. 1586 – 1592.
368. Шлык А. А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // Биохимические методы в физиологии растений. – М.: Наука, 1971. С. 154 – 170.
369. Кузнецов М. Ф. Химический анализ почв и растений в экологических исследованиях: Учебное пособие. – Ижевск, из-во Удм. ун-та, 1997.
370. Парибок Т. А., Сазыкина Н. А., Топорский В. Н., Николаева Т. И. Накопление химических элементов у напочвенных мхов в городе. Бот. журнал, 1987. Т. 72. № 7. – С. 981 – 986.
371. Андреева У. Н. Влияние атмосферного загрязнения на моховой покров северо-таежных лесов. Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. – Л., 1990. – С. 159 – 172.
372. Попова Н. Н. Методологические аспекты анализа мохового компонента природных и антропогенных экосистем // Актуальные проблемы бриологии. Сборник статей по мат. Международного совещания, посвященного 90-летию со дня рождения А. Л. Абрамовой. – С-Пб., 2005. – С. 152 – 159.
373. Балушкина Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. – СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1997. С. 266 – 292.
374. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Труды Советско-английского семинара. Валдай, 12 – 14 июля 1977 г. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 132 – 161.
375. Алексеев А. С. Теория популяционной биоиндикации антропогенных воздействий // Журн. общ. биол. 1997. Т. 58. Вып. 1. – С. 121 – 131.
376. Щекалев Р. В., Тарханов С. Н. Радиальный прирост и качество древесины сосны обыкновенной в условиях атмосферного загрязнения. – Екатеринбург: УрО РАН, 2006. – 128 с.
377. Ниценко А. А. Растительная ассоциация и растительное сообщество как первичные объекты геоботанического исследования: сущность, свойства, методы выделения. – Л. 1971. – 184 с.
378. Алимов А. Ф. Биоразнообразие как характеристика структуры // Известия АН. Сер. Биол. 1998. Вып. 4. – С. 434 – 439.
379. Косицын А. А. Анатомо-морфологические и физиологические аспекты реакции мхов на загрязнения // Влияние промышленного атмосферного загрязнения на сосновые леса Кольского полуострова. – Л., 1990.

380. Малый практикум по физиологии растений / Под ред. А. Т. Мокроу-сова – М.: Изд. МГУ, 1994, – С. 113 – 116.
381. Методы лишеноиндикации загрязнений окружающей среды. Методическое пособие. А. В. Пчелкин, А. С. Боголюбов. – М.: Экосистема, 1997. – 25 с.
382. Категории состояния основных лесообразующих пород Московской области. – М., 2000. – 40 с.
383. *Цыганов Д. Н.* Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. – М.: Наука, 1983. – 198 с.
384. *Ермаков А. И., Арасимович В. В., Смирнова-Иконникова М. И. и др.* Методы биохимического исследования растений. Изд. 2-е. – Л.: «Колос», 1972. – С. 269.
385. Методические указания по проведению учета численности крота. – М., 1988. – 18 с.
386. Методические рекомендации по выполнению оценки качества среды. – Распоряжение Росэкологии от 16.10.2003 №460-р.
387. Мониторинг природных сред и объектов. – Киров, 2006.
388. *Лопатин К.И., Сладкопевцев С.А.* Проблемы геоэкологии. – М.: МВД, 2008. – 260 с.

Научное издание

**БИОИНДИКАТОРЫ И БИОТЕСТСИСТЕМЫ
В ОЦЕНКЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
ТЕХНОГЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ**

**(Коллективная монография под редакцией
Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной)**

Дизайн: Д. Р. Бельский

Верстка: Е. М. Кардакова, М. А. Зелаева

Корректор: О. М. Софронова

В книге использованы фотографии

А. И. Видякина, В. А. Демидова,

И. А. Жуйковой, А. Л. Пантелеева, А. А. Широких

Допечатная подготовка:

Издательство «О-Краткое»

610000, г. Киров, а/я 2946

Тел./факс: (8332) 366-144

E-mail: okrat@okrat.ru

ISBN 978-5-91402-038-2



9 785914 020382

Подписано в печать 01.12.2008. Формат 60х84/16. Бумага офсетная.

Гарнитура «Петербург». Печать офсетная. Усл. печ. л. 19,53.

Тираж 500 экз. Заказ №7879.

Отпечатано в полном соответствии с качеством предоставленных
материалов в Куменском филиале ОАО «Кировская областная типография»
613400, Кировская обл., п. Кумены, ул. Лесная, 4