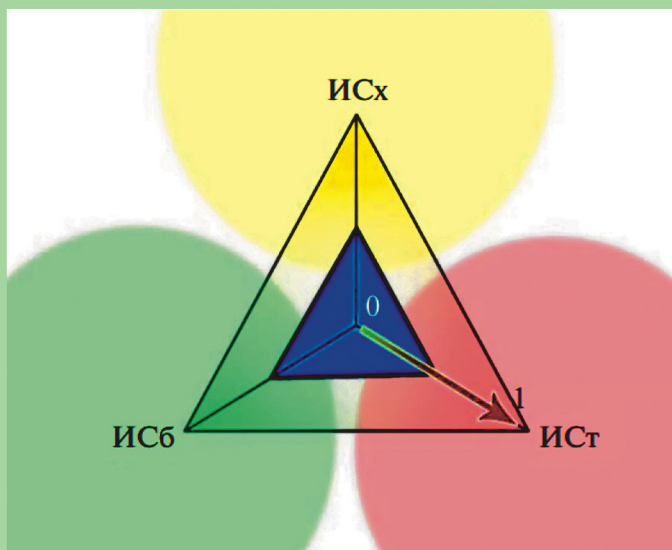


В.А. Терехова

БИОДИАГНОСТИКА И ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Учебное пособие

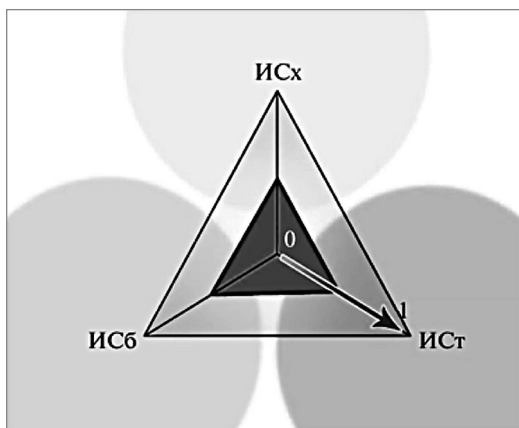


МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
имени М.В. ЛОМОНОСОВА,
Факультет почвоведения
ИНСТИТУТ ПРОБЛЕМ ЭКОЛОГИИ И ЭВОЛЮЦИИ
им. А.Н. СЕВЕРЦОВА РАН

В.А. Терехова

**БИОДИАГНОСТИКА
И ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЙ
НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

Учебное пособие



Москва
ГЕОС
2023

УДК 57 (075.8)
ББК 28.080.1

Рецензенты:

А.И. Щеглов — доктор биологических наук, профессор, заведующий кафедрой радиоэкологии и экотоксикологии факультета почвоведения Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова (МГУ)

К.Б. Гонгальский — доктор биологических наук, профессор РАН, заведующий лабораторией изучения экологических функций почв, заместитель директора Института проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН

Печатается по решению Учебно-методической комиссии факультета почвоведения МГУ и Ученого совета ИПЭЭ РАН

В.А. Терехова. Биодиагностика и оценка воздействий на окружающую среду: учеб. пособие. — М.: Изд-во ГЕОС, 2023. — 102 с.

ISBN 978-5-89118-870-9

DOI:10.34756/GEOS.2023.17.38665

В учебном пособии отражены теоретические и практические аспекты оценки воздействий и состояния окружающей среды, даны современные представления о биотической концепции экологического контроля, об актуальности и востребованности методов биодиагностики. Издание включает главы, посвященные основным принципам биотической оценки воздействий, двум основным подходам — биоиндикации и биотестированию, дополняющим друг друга при биодиагностике экологического качества природных сред, современным алгоритмам интегральной оценки экологического состояния природных объектов.

Учебное пособие предназначено для студентов, обучающихся по экологическим направлениям подготовки бакалавриата и магистратуры, включая магистратуру межфакультетской научно-образовательной школы МГУ, а также для слушателей программ повышения квалификации экологов МГУ.

Издание может использоваться в учебных программах, посвященных рациональному природопользованию и биодиагностике экологического качества природных сред, других образовательных организаций.

ISBN 978-5-89118-870-9

© В.А. Терехова, 2023

© ГЕОС, 2023

ОГЛАВЛЕНИЕ

| | |
|---|-----------|
| Список сокращений | 5 |
| Предисловие | 6 |
| 1. Оценка состояния и воздействий на окружающую среду | 9 |
| 1.1. Основные принципы и регламенты экологической оценки | 9 |
| 1.2. Источники воздействий..... | 12 |
| 1.3. Понятие «норма» экосистем..... | 14 |
| 1.4. Абиотическая и биотическая оценки: преимущества и недостатки | 18 |
| 1.5. Планирование и этапы реализации программы оценки воздействий..... | 23 |
| 2. Биодиагностика и ее составляющие | 26 |
| 2.1. Биоиндикация..... | 28 |
| 2.1.1. Фитоиндикация..... | 28 |
| 2.1.2. Зооиндикация..... | 37 |
| 2.1.3. Микробная индикация | 46 |
| 2.2. Сохранение биоразнообразия – приоритетная стратегия оценки воздействий..... | 52 |

| | |
|---|-----------|
| 2.2.1. Территориально-региональный уровень индикации биоразнообразия | 53 |
| 2.2.2. Биоценотический уровень индикации биоразнообразия | 55 |
| 2.2.3. Видовой уровень индикации биоразнообразия | 57 |
| 2.3. Биотестирование..... | 59 |
| 2.3.1. Общее представление о биотестах | 59 |
| 2.3.2. Количественная оценка экотоксичности | 63 |
| 2.3.3. Практическая востребованность биотестов | 64 |
| 3. Интегральная оценка экологического состояния: расчетные индексы | 75 |
| 3.1. Оценка химического загрязнения..... | 77 |
| 3.2. Оценка биологического состояния | 79 |
| 3.3. Оценка по междисциплинарной методологии ТРИАД..... | 82 |
| Термины и определения | 91 |
| Рекомендуемая литература..... | 93 |
| Вопросы для самоконтроля | 96 |
| Приложение | 98 |

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

- БКР – безвредная кратность разбавления
ГП – гуминовые продукты
ИПБС – интегральный показатель биологического состояния
КОО – класс опасности отхода
ИР – индекс ремедиации
ЛКР – летальная кратность разбавления
МСТ – мультисубстратное тестирование
МИ – методика измерений
ОВОС – оценка воздействия на окружающую среду
ОДК – ориентировочно допустимая концентрация
ООПТ – особо охраняемые природные территории
ОС – окружающая среда
ПДК – предельно допустимая концентрация
ПДВ – предельно допустимое воздействие
ПДУ – предельно допустимый уровень
ФБР – функциональное биоразнообразие (микробиома)
ЭК₅₀ – эффективная полулетальная концентрация
ФЗ – Федеральный закон
ФР – Федеральный реестр

ПРЕДИСЛОВИЕ

Современная методология оценки воздействий и нормирования качества окружающей среды базируется на биотической концепции экологического контроля. В практической экологии это привело к обязательному использованию биотических показателей, предписанному многими нормативными актами. Концентрации токсичных веществ и ксенобиотиков в составе природных сред и техногенных объектов представляют собой лишь маркеры, они не дают информации о состоянии биоты и влиянии вредных воздействий на живые организмы.

Биодиагностика закреплена как определяющий этап в программах экологических экспертиз и оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС), в критериях установления класса опасности отходов для окружающей природной среды.

Востребованность методов биодиагностики в настоящее время обострила необходимость профессиональной подготовки большего числа специалистов, владеющих современными методами биотической оценки экологического качества объектов окружающей среды. Для этого необходимы фундаментальные знания экологии и экотоксикологии, навыки квалифицированной и эффективной оценки результатов

взаимодействия живых организмов и различных факторов среды обитания, в том числе, на основе междисциплинарной интегральной оценки и прогнозирования состояния окружающей среды.

Пособие направлено на:

- формирование знаний о теоретических основах био-диагностики экологического качества в целях полного и объективного понимания особенностей реакции живых систем на негативные воздействия;
- приобретение навыков оценки воздействия на природные объекты по состоянию биоты, использования современных методов биотестирования и биоиндикации, а также интеграции абиотических и биотических данных для решения научных и практических задач.

В данное пособие включены разделы учебных программ ряда дисциплин, преподаваемых на Факультете почвоведения МГУ студентам, специализирующимся, по направлениям подготовки «Экология и природопользование» и «Почвоведение». В частности, обучающимся по программам бакалавриата читаются лекции по дисциплинам: «*Экологическая оценка биологического состояния окружающей среды*», «*Биоиндикация загрязнений*», «*Технологии биотестирования почв и сопредельных сред*», «*Оценка воздействия на окружающую среду*», обучающимся в магистратуре — «*Биологическая диагностика состояния природной среды*». В программах повышения квалификации учебные модули дисциплин «*Технологии биотестирования природных сред и техногенных объектов*», «*Биотестирование в аккредитованной лаборатории: стандартизация тест-культур*» также содержат разделы, относящиеся к биотестированию и общей экотоксикологии.

Цель преподавания дисциплин заключается в подготовке специалистов, обладающих фундаментальными знаниями экологии, экотоксикологии и почвоведения, навыками квалифицированной и эффективной оценки результатов взаимодействия живых организмов и различных факторов среды обитания, в том числе, на основе междисциплинарной интегральной оценки и прогнозирования состояния окружающей среды.

Учебное пособие предназначено для обучающихся по экологическим направлениям подготовки бакалавриата и магистратуры, по программам, посвященным рациональному природопользованию и биодиагностике экологического качества природных сред.

Издание подготовлено в рамках Программы развития междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды».

1. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ И ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

1.1. Основные принципы и регламенты экологической оценки

Для описания текущего статуса и степени устойчивого функционирования биоценозов используют понятие «здоровье экосистем» (Rapport, 1998).

Общепринятого эталона для здоровой экосистемы не существует. В зависимости от того, какие показатели и нормативы используют при его оценке и какие социальные потребности определяют эту оценку, состояние здоровья экосистемы может изменяться.

В Федеральном законе от 21.07.2014 N 219-ФЗ *Нормативы качества окружающей среды* характеризуются положениями, прямо или косвенно относящимися к сохранению благоприятных условий для человека и живых организмов всех уровней организации (ст. 20).

Цель установления нормативов оценки состояния окружающей среды трактуется в ФЗ как обеспечение благоприятных условий жизнедеятельности человека, рационального

использования природных ресурсов, сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов.

Нормативы качества окружающей среды, согласно этому закону, представлены следующими группами:

- нормативы, установленные *для химических показателей состояния окружающей среды*, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций;
- нормативы, установленные *для физических показателей состояния окружающей среды*, в том числе показателей уровней радиоактивности;
- нормативы *для биологических показателей состояния окружающей среды*, в том числе видов и групп растений, животных и других, используемых как индикаторы качества окружающей среды организмов.

Нормативы качества окружающей среды устанавливаются на основании результатов лабораторных испытаний, а также для территорий и акваторий на основании данных наблюдений за состоянием окружающей среды.

При установлении нормативов качества окружающей среды используются показатели, контроль за которыми обеспечивается с помощью соответствующих методик (методов) измерений, способов индикации и тестирования.

В экологическом почвоведении категория «здоровье почвы» заменила термин «качество почвы» в том его смысле, который был воспринят в растениеводстве и агрономии в 90-х годах прошлого века как плодородная почва, богатая гумусом, способная производить большой объем растительной продукции.

Концептуальное определение здоровья почвы позволило обосновать несколько иные критерии оценки почвы. В них находит свое место более широкая трактовка биотической

составляющей, которая касается не только плодородия, но и сбалансированного функционирования всех звеньев пищевой цепи в почвенных ценозах, гомеостаз почвенных сообществ, поддержание биологического разнообразия в оптимальном состоянии.

Дж. Доран и М. Цейс в 2000 г. дали такое развернутое определение: «Здоровье почвы — это ее способность функционировать как живая система, поддерживая жизнедеятельность растений и животных, улучшать качество воды и воздуха, а также здоровье растений и животных в рамках экосистемы» [Doran, Zeiss, 2000].

Не только биологическое разнообразие обеспечивает здоровье почвы, но не менее важную позицию в системе оценок экологического здоровья почвы занимают функциональные характеристики.

Новый взгляд на экологическое качество почвы как на состояние ее здоровья, степень нарушенности, загрязненности дало понимание, что деградированные почвы можно «исцелить». Перед процедурой «исцеления» необходимо поставить как можно более точный диагноз живой системе.

Для постановки точного диагноза в системе здравоохранения обычно применяют два основных подхода: описание видимых (индицируемых) признаков нездоровья, уже проявившихся и фиксируемых специалистами, и анализ биоматериалов в лаборатории по метрологически аттестованным методикам, определяющим отклонение биологических показателей от установленной «нормы». Подобную аналогию можно применить к методологическому подходу к постановке диагноза такой «живой системе», как почва. Биоиндикация и биотестирование — два классических приема оценки экологического состояния природных сред, которые дополняют друг друга, обеспечивают полно-

ту «диагноза» для почвы и других объектов окружающей среды.

1.2. Источники воздействий

Воздействие на здоровье экосистем оказывают разные источники. Это и разливы химических веществ, и добыча полезных ископаемых, и чрезмерная эксплуатация в сельском хозяйстве, рыболовстве или лесозаготовках, а также транспортная нагрузка и множество других.

В последнее время особое внимание уделяется негативным воздействиям *отходов* производства и потребления.

Нормативно-правовые акты, касающиеся сферы обращения с отходами, неизбежно включают анализ реакций живых организмов на отходы в лабораторных модельных тест-системах.

Первый Приказ Минприроды России от 15.06.2001 N 511 «Об утверждении Критериев отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды» послужил стимулом к организации специализированных лабораторий биотестирования или расширения области аккредитации аналитических лабораторий, выполнявших ранее до его выхода лишь химические анализы компонентов окружающей среды.

На современном этапе контроля безопасности отходов действующим является Приказ Минприроды России от 04.12.2014 N 536 «Об утверждении Критериев отнесения *отходов* к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду», вступивший в силу с 11 января 2016 года (зарегистрирован в Минюсте России 29.12.2015 N 40330).

Согласно этому нормативному акту, опасность отхода определяется не только по химическим составляющим расчетным методом, но и по экотоксикологическим параметрам, полученным лабораторным биотестированием в ходе экспериментальной оценки.

Степень опасности отхода для окружающей среды определяется по сумме степеней опасности химических веществ, составляющих отход.

Перечень компонентов отхода и их количественное содержание устанавливаются на основании сведений, содержащихся в технологических регламентах, технических условиях, стандартах, проектной документации, либо по результатам количественных химических анализов с соблюдением требований, установленных законодательством об обеспечении единства измерений. Действие Критериев не распространяется на радиоактивные отходы, биологические отходы, медицинские отходы.

Помимо такого химико-технологического подхода проводится экспериментальное определение класса опасности отходов (КОО) по реакциям живых систем.

Биологическая оценка незаменима при определении воздействий отходов на окружающую среду.

В одних случаях регистрация реакции живых организмов является обязательным этапом при подтверждении безопасности отхода, если расчетным способом по химическим компонентам показан V класс опасности отхода (неопасный), в других — как единственно возможная процедура, например, при очень сложных составах отходов, неидентифицируемых химическими методами. Кроме того, биотестирование дает определяющую оценку при решении спорных случаев между хозяйствующими субъектами.

Критерием для разграничения отходов I–V классов опасности по степени негативного воздействия на окружающую

среду является кратность разведения водной вытяжки из отхода, при которой отсутствует вредное воздействие на гидробионты.

Количественно охарактеризовать степень опасности веществ в составе отходов позволяет регламент, предписывающий проведение биотестирования разведения водной вытяжки из отхода при определенной кратности разведения.

Так, для определения V класса опасности отхода используется, так называемая, исходная водная вытяжка при массовом соотношении отхода и воды 1:10 без ее разведения ($K_p = 1$), для других используются разведения кратные 10. Для каждого разведения водной вытяжки проводится экспериментальная оценка значений тест-функции, результаты которой соотносятся с ранжированием классов опасности отхода (Приложение А).

Измерения токсичности отходов для принятия легитимного природоохранного решения оформляются в виде протоколов биотестирования аккредитованными лабораториями. Исследования выполняются по аттестованным методикам измерений (МИ) токсичности, сведения о которых содержатся в Федеральном информационном фонде по обеспечению единства измерений в соответствии с ФЗ «Об обеспечении единства измерений» (<https://fgis.gost.ru/fundmetrology/registry>).

1.3. Понятие «норма» экосистем

Выполнение оценок воздействий предполагает в качестве необходимого условия наличие оценочной шкалы с точкой отсчета. Прежде чем применять тот или иной индикатор

состояния, нужно знать, что такое «хорошее» и что такое «плохое» состояние экосистемы.

Вопрос об определении нормальности экологического состояния длительное время остается дискуссионным. До сих пор единого подхода к понятию «нормы» для экосистем не выработано.

«Экоцентрическая» норма

Большая часть специалистов склоняется к «экоцентрической» точке зрения, согласно которой «нормальным» следует считать состояние экосистемы, в котором ее существенные параметры устойчиво соответствуют таковым для аналогичных экосистем, не затронутых каким-либо антропогенным воздействием.

Надежность и разрешающая способность большинства методов оценки состояния или качества прямо зависят от удачного (или неудачного) выбора референтных (контрольных, эталонных) значений, соответствующих «норме». Существуют разные подходы к решению этой задачи. Наиболее простым и часто применяемым является использование в качестве границы «нормы» универсальных стандартов, закрепленных в тех или иных нормативных документах.

Однако в случае биоиндикации такой метод практически неприменим по следующим причинам:

- для биологических индикаторов стандарты, как правило, отсутствуют;
- стандарты основаны на представлении о «пороговом воздействии», в то время как многие виды воздействия не имеют порогового значения, не исключено, что их влияние проявляется при сколь угодно малых величинах;

- стандарты не всегда годятся для учета непрямых, кумулятивных воздействий, а также синергетического действия нескольких факторов;
- стандарты редко применимы для учета уникальных условий, характерных для конкретной ситуации.

«Фон» как норма

Чаще всего для определения «нормы» используют усреднённые «фоновые» значения определенного параметра для рассматриваемой местности.

Нормативное определение содержания фоновых элементов дано документами в следующем виде:

«Фоновое содержание (загрязнение) — содержание химических веществ в почвах территорий, не подвергающихся техногенному воздействию или испытывающих его в минимальной степени».

Сюда относится определение характерных (фоновых, референтных, эталонных) значений на следующих участках:

- близких по физико-химическим условиям и свойствам биотопа;
- не слишком удаленных географически, т.е. находящихся в том же регионе, что и участки, подлежащие биоиндикации;
- заведомо не затронутых антропогенными воздействиями (или затронутых в наименьшей степени); это так называемая «территориальная, или локальная норма».

Согласно Европейской Рамочной Директиве (European Water Framework Directive, WFD), качество экосистемы должно определяться путем сравнения с «эталонными»

участками (reference sites). Такие участки должны представлять собой ненарушенные местообитания, обладающие «целостностью» (biological integrity). Последнее понятие, в свою очередь, определено как «состояние сообщества, населяющего незатронутые какими-либо воздействиями местообитания и сохраняющего полноценную структуру и функции».

Историческая норма

Иногда используют также «историческую норму», определяемую как характерный диапазон значений индикатора на данном участке за достаточно длительный период в прошлом (при условии, что в этот период не отмечалось серьезных воздействий, а имеющиеся данные достаточно полны, что бывает нечасто). Например, в норвежской программе контроля среды Norwegian Nature Index (NI), для части индикаторов норма установлена по уровню на период традиционного природопользования (1850 – 1950).

Статистическая норма

Поскольку естественная пространственно-временная неоднородность — неотъемлемое свойство любой экосистемы, нет гарантий, что «нормальный» уровень значений всех индикаторов будет постоянным даже без внешнего вмешательства. Смысл статистической нормы состоит в том, что исследователи условились применять некоторый, вполне конкретный период существования системы за эталон ее нормального функционирования.

Обоснованность статистической нормы полностью упирается в обоснованность выбора этого периода. Поэтому

наиболее надежным, хотя и достаточно трудоемким, является метод периодической корректировки эталонных значений (reference values) с учетом естественной природной изменчивости.

Корректировку проводят на основе периодических наблюдений как на потенциально импактных, так и на эталонных участках — это, так называемая, схема Before-After-Control-Impact, BACI.

Экспертная норма

Наконец, существует «экспертная норма», которая вводится как результат суммирования и статистической обработки оценок, данных группой специалистов-экспертов (best expert judgment).

В практике ОВОС для установления точек отсчета выбираются фоновые участки в таких местах, где влияние хозяйственной деятельности, связанное с исследуемым объектом воздействия, отсутствует или маловероятно.

1.4. Абиотическая и биотическая оценки: преимущества и недостатки

Преимущества абиотической оценки

Абиотическим параметрам традиционно придается большое значение в оценке объектов окружающей среды. Физическим и химическим методам измерения значений абиотических параметров, потенциально способных оказывать негативное воздействие на окружающую среду, уделяется большое внимание.

Абиотические параметры, несомненно, удобны тем, что непосредственно характеризуют состав и свойства среды, ее конкретные негативные изменения, причем имеют строгое и однозначное количественное выражение. Уровень нарушения оценивается путем сравнения измеренных значений параметров с нормативно установленными границами их допустимых значений (ПДК, ПДВ, ПДУ и пр.).

Недостатки абиотической оценки

Оценка воздействий и состояния экосистемы и качества среды по одним лишь абиотическим параметрам не дает полноценной характеристики устойчивого функционирования живых систем.

Абиотический способ оценки имеет ряд ограничений и недостатков, а именно:

- высокая стоимость получения репрезентативных данных при большом числе измеряемых показателей;
- невозможность на практике контролировать все потенциально вредные факторы;
- существующие системы нормативов не охватывают всего спектра воздействий, не учитывают индивидуальных особенностей их воздействия на разные экосистемы и, следовательно, не обеспечивают экологическую безопасность экосистем;
- реакция экосистем в значительной степени зависит не только от набора различных факторов, но и от их взаимодействия между собой. При прямом контроле отдельных факторов практически не удастся учесть ни синергический эффект от их взаимодействия, ни антагонистический, когда один из факторов ослабляет («компенсирует») эффект другого;

- невозможность оценки и прогноза вторичных эффектов действия импакт-факторов, вызванных накоплением и трансформацией эффектов в различных звеньях экосистем, а также передачей эффекта по цепи взаимодействующих компонентов экосистемы («каскадный эффект», «эффект домино»);
- для живых систем характерна нелинейная реакция на воздействие, с ростом интенсивности воздействия реакция системы, вначале слабая, при достижении некоторого порогового уровня усиливается скачкообразно («системная катастрофа»); пороговые уровни реакции на один и тот же фактор индивидуальны для каждой экосистемы и, как правило, не прогнозируемы, поэтому не поддаются единой регламентации;
- при прямом контроле лишь физико-химических параметров среды остается неучтенным главный критерий — реакция биоты, определяющая, в итоге, состояние и судьбу экосистемы в целом.

Недостатки биотической оценки

Основной недостаток биотической оценки заключается в том, что она не дает ясности в понимании того, какой именно фактор воздействия вызывает определенное состояние биотического компонента ценоза. Неизвестны как природа лимитирующего фактора, так и его количественные значения.

Преимущества биотической оценки

Реакции экосистем более надежны, объективны и экономически значительно эффективнее, чем методы физико-химического контроля. Преимущества оценки по реакции

живых систем связывают с возможностью оценки реакции экосистем на комплексное воздействие множества различных факторов.

В программах оценки воздействий на окружающую среду (ОВОС) разных источников состояние биоты рассматривается как основное необходимое звено. Структурные и функциональные особенности растительности, представителей животного мира и микроорганизмов определяют устойчивость природных экосистем.

Основное достоинство биологических методов перед методами физико-химического контроля — интегральный характер ответных реакций биоты, которые:

- суммируют все без исключения биологически важные данные об окружающей среде и отражают ее состояние в целом;
- выявляют и дают возможность контролировать наличие в природной среде широкого комплекса загрязнителей;
- позволяют непосредственно судить о степени вредности тех или иных веществ или воздействий для живой природы и человека;
- в условиях хронической антропогенной нагрузки реагируют на очень слабые воздействия благодаря эффекту кумуляции;
- помогают нормировать допустимую нагрузку на экосистемы, различающиеся своей устойчивостью к антропогенному воздействию, так как одинаковый набор и сила воздействия внешних факторов могут привести к различным реакциям разных природных систем в разных географических зонах;
- вскрывают тенденции развития окружающей среды, помогают давать прогнозные оценки.

Наиболее эффективным оказывается сочетание обоих подходов. Этот прием все шире входит в практику оценки качества окружающей среды и ее антропогенных изменений.

Определение ряда биотических показателей, наряду с традиционными абиотическими, уже предусмотрено некоторыми нормативными документами (например, ГОСТ 17.1.3.07-82 «Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков»; ГОСТ 17.1.2.04-77 «Охрана природы. Гидросфера. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных объектов» и др.).

Однако нередко при этом абиотические и биотические параметры рассматриваются по отдельности, без учета их взаимосвязи. В какой-то мере это повышает надежность оценки качества среды. Но для адекватного экологического нормирования необходимо не только выбирать наиболее показательные абиотические и биотические характеристики экосистемы, но и обязательно учитывать сами *закономерности реакции биоты на изменения среды*. Только так можно выяснить, какие из абиотических факторов лимитируют биоту и в какой степени, и как именно следует изменить их значения, чтобы понизить воздействие до приемлемого уровня.

Состояние всей среды в целом надежно оценивается по результатам учета и анализа биотических показателей, а прямая оценка физико-химических характеристик помогает разобраться, какие из антропогенных факторов наиболее сильно ухудшают среду и как именно это происходит.

1.5. Планирование и этапы реализации программы оценки воздействий

На первых этапах планирования оценки воздействий какого-либо объекта на окружающую среду важна характеристика исходного состояния биотического компонента экосистем. Это неотъемлемая часть большой первичной задачи оценки. Необходимо хорошо знать территорию, которую предстоит оценивать, изучить многообразные природные и социально-экономические особенности. Именно эта задача решается на этапе, который называется *оценка современного состояния окружающей среды* (ОССОС).

Описание биотической составляющей занимает центральное место в детальных характеристиках компонентов окружающей среды.

Первоначально необходимо получить сведения об исходном фоне. Для этого проводят *инвентаризацию* объектов живой природы на конкретной территории или акватории в зоне ожидаемого воздействия.

Инвентаризация состояния живых систем — одна из наиболее ответственных процедур в рамках экологического сопровождения различных проектов: строительства, разработки месторождений и других видов воздействий при освоении территории. Чем более подробно и актуально представлена информация о территории предполагаемого размещения объекта воздействий в ОССОС, тем более вероятно принятие взвешенных и экологически правильных решений по строительству, эксплуатации и консервации планируемого объекта в дальнейшем.

Анализ информации, полученной при проведении ОССОС, позволяет рассчитать возможный ущерб окружающей среде (ОС), наносимый хозяйственной деятельностью,

и выработать пути для его минимизации, а также проводить экологический аудит объекта воздействия и мониторинг состояния ОС.

Мониторинг, в свою очередь, позволяет отслеживать изменения состояния ОС и соответственно корректировать хозяйственную деятельность, а аудит проверяет соответствие проведения технологических операций экологическим нормам.

По завершении эксплуатации объекта на основе актуального состояния ОС проводятся рекультивационные мероприятия. Цель таких мероприятий – максимально возможное восстановление ОС, приближение биоценозов и территории к исходному фоновому состоянию, который был зафиксирован на этапе ОССОС.

Этапы работ по экологическому сопровождению проектов представлены на рисунке 1.

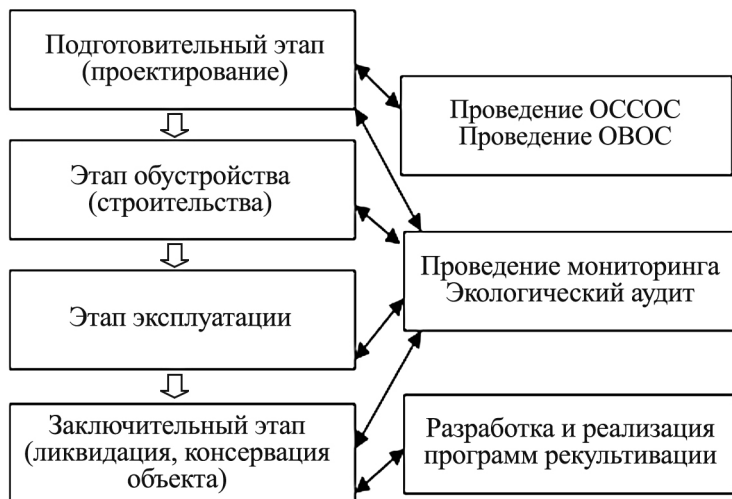


Рис. 1. Этапы освоения территории и экологическое сопровождение проектов по оценке воздействий (по Шахин, Пинаев, 2013)

1. Оценка состояния и воздействий на окружающую среду

При реализации плана оценки текущего состояния и изменений биоты необходимо обеспечить долгосрочную доступность и архивацию сведений об образцах.

Отбор образцов и параметры исследований должны строго соответствовать нормативным требованиям, быть воспроизводимыми, хорошо задокументированными. Исследования проводятся общепринятыми стандартными методами, которые лишь при большой необходимости могут быть с осторожностью модифицированы.

Выбор параметров играет важную роль в качестве проводимых исследований.

Оценка структуры и функционирования экосистемы, регистрация изменений должны проводиться на основе предоставления статистически репрезентативных образцов, поскольку доверие пользователей к данным и результатам анализа состояния биоты и биоразнообразия будет полностью зависеть от обеспечения качества исследований. Оно должно быть на высоком уровне репрезентативности от начального этапа (ОССОС) до построения прогнозных моделей на основе достоверных экспертных оценок на всех этапах ОВОС.

Комплексная оценка биоты и на этапе исходного (первоначального) обследования, и на этапе актуального состояния ОС, испытавшей воздействие факторов от действующего объекта, включает большой набор показателей, характеризующих растительность, животный мир и другие живые организмы.

2. БИОДИАГНОСТИКА И ЕЕ СОСТАВЛЯЮЩИЕ

В основе диагностики состояния природных экосистем заложены принципы в целом сходные с тем, что и в системе здравоохранения. При формулировке диагноза учитывается индикация по видимым признакам изменений в структуре и функционировании ряда компонентов, составляющих живую систему, и результаты лабораторных анализов, т.е. тестирование проб по метрологически выверенным методикам измерений.

В экологическом контроле и нормировании приняты следующие определения терминов для разграничения понятий.

Биодиагностика определяется как способ оценки состояния экосистем и воздействий разных факторов по биотическим показателям с помощью методов *биоиндикации* и методов *биотестирования*.

Биоиндикация – способ оценки природных показателей биоценозов *in situ*.

Биотестирование – лабораторный способ оценки экологической токсичности образцов природных сред по ответным реакциям тест-организмов – *ex situ*.

Методы биоиндикации относят к основным методам биодиагностики, предоставляющим информацию об изменениях, затрагивающих глобальные процессы функционирования экосистем, связанные с круговоротом веществ и энергии, вклад в функционирование экосистем более высокого ранга, выполнение экосистемой эстетических и социально-экономических функций (рис. 2).

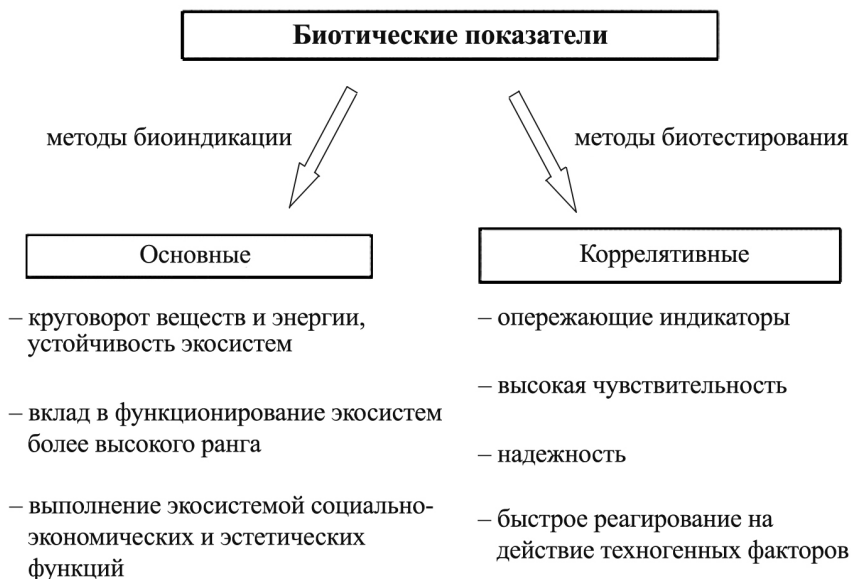


Рис. 2. Особенности методов биоиндикации и биотестирования (по Воробейчик и др., 1994)

Методы биотестирования считаются коррелятивными, они позволяют выявлять негативные воздействия в опережающем режиме, до проявления видимых (индицируемых в природе) отклонений от исходного состояния биоты и биоценоза в целом. Информация о токсичности среды, полученная методами биотестирования, рано или поздно ска-

жется на видимых (индицируемых) в природе изменениях в состоянии биоты.

Методы биотестирования характеризуются высокой чувствительностью, кратким периодом реализации и большой надежностью в установлении порогов токсичности, поскольку, как правило, проводятся по метрологически аттестованным методикам.

2.1. Биоиндикация

2.1.1. Фитоиндикация

Оценка состояния растений и воздействий на растительность — важный этап для обеспечения устойчивого функционирования и сохранения биоразнообразия наземных экосистем.

Фитоиндикация основана на изучении состояния растений по различным признакам, учет которых проводится в естественных условиях или агроценозах. По характеру и изменениям зеленой массы, морфологии и прочим характеристикам высших растений, проявляющимся при избытке определенных химических элементов в почве, несложно фиксировать отклонения в сторону неблагоприятия условий произрастания.

Если наблюдения за растениями проводят в природных экосистемах, то такую фитоиндикацию называют *пассивной*, в отличие от *активной* фитоиндикации, когда оценку состояния проводят в более или менее контролируемых условиях у растений, посаженных на определенных участках.

Для скрининговой фитоиндикации вполне подходят методы, связанные с морфологическими изменениями высших

растений. Морфологические фитоиндикаторы позволяют оценивать стрессовые факторы при низких и высоких дозах кратко- и длительного воздействия.

Методики скрининговой фитоиндикации привлекают в первую очередь незначительными трудозатратами, простотой учета и доступностью показателей, они не требуют специальных лабораторий и профессионально обученного персонала.

В качестве показателей можно использовать размер или окраску листьев. Так, под воздействием тяжелых металлов наблюдается хлороз листовой пластины, а пожелтение краев листьев является индикатором воздействия хлоридов. О воздействии оксидов серы может свидетельствовать покраснение листьев у некоторых видов растений.

Листовая пластина в целом считается одним из наиболее чувствительных органов растений. По изменению состояния листовой пластины судят не только о качестве почвы, но и о загрязнении атмосферного воздуха.

Эффективным способом обнаружения неблагополучия в окружающей среде считается флуктуирующая асимметрия листьев. Этот метод, хорошо зарекомендовавший себя при определении общего уровня антропогенного воздействия, в фитоиндикации характеризует различия между левой и правой половинами листа. При возрастающем воздействии неблагоприятных факторов показатель увеличивается, что соответственно приводит и к повышению асимметрии.

Для фитоиндикации успешно применяют дендрогеохимические методы – определение содержания химических элементов в годичных кольцах древесины. Вследствие загрязнения происходит снижение интенсивности фотосинтеза, что в свою очередь приводит к уменьшению годичного прироста деревьев.

Запатентован способ фитоиндикации почв для оценки территории по наличию злаковых культур путем измерения распространения многолетних злаковых трав в течение вегетации на лугах. Так, проводят учет тимофеевки луговой (*Phleum pratense* L.), овсяницы луговой (*Festuca pratensis* Huds.) и райграса высокого (*Arrhenatherum elatius* M. et K.) на площади 1 м². Состояние почвы считается благополучным, если злаковых трав более 15% и количество стеблей на одном растении более 10 штук; если же злаков менее 15% и количество стеблей – менее шести, то участок считается неблагоприятным.

Фитоиндикационные показатели многочисленны и разнообразны. Для их упорядочения и систематизации выделяют разные группы, в частности, статические и динамические показатели.

Статические показатели характеризуют статус растения в тот или иной момент времени. Они бывают *метрические* (число, вес, размер морфоструктур) и *аллометрические* (соотношение разных частей растений в развитии, к примеру, площадь листьев на единицу фитомассы). Последние являются более стабильными, т.к. имеют меньшую внутригрупповую дисперсию.

Динамические показатели включают в себя темпы роста и формирования особей растений и их отдельных частей за определенные промежутки времени. Они также бывают *метрические* (динамика в онтогенезе отдельного метрического признака, например, относительная скорость формирования поверхности листьев) и *аллометрические* (динамика в онтогенезе аллометрических соотношений).

В целом, для описания здоровья почвенных экосистем фитоиндикационные параметры применяют активно, однако надо иметь в виду, что эти характеристики имеют большой элемент неопределенности и субъективности в анализе

изучаемых параметров. Растительный покров на значительных территориях изменен деятельностью человека настолько, что геоботанические данные становятся уже перестают быть достаточно убедительными для характеристики почвенных условий.

Лихеноиндикация

Особый вид индикации загрязнений атмосферы и почвы представляет комплекс методов, объединенных под названием лихеноиндикация.

Чувствительность лишайников к загрязнению окружающей среды обусловлена несколькими причинами. Во-первых, в силу того, что лишайники представляют собой симбиотическую ассоциацию гриба и водорослей, любое воздействие, которое изменяет баланс взаимодействия между симбионтами, будет влиять на их жизнеспособность. Кроме того, лишайники поглощают аэрозоли и газы всей поверхностью талломов, что также повышает их чувствительность к загрязнению, а периодически происходящая дегидратация талломов, позволяющая переживать лишайникам периоды засухи, приводит к росту концентрации загрязняющих веществ в талломах до высоких уровней.

В течение 150 лет развития методов лихеноиндикации накоплен обширный фактический материал, характеризующий реакцию нескольких сотен видов лишайников на антропогенные изменения аэротопа и других компонентов среды.

Под воздействием токсичных веществ (диоксид серы, оксиды азота, тяжелые металлы, озон, органические оксиданты и др.) происходят изменения биохимического состава, физиологических процессов, анатомических и морфологических признаков, структуры популяций, видового состава и структуры лишайниковых сообществ.

Лихеноиндикация, как и все методы биоиндикации, опирается на закон экологической индивидуальности видов. Виды реагируют на определенные факторы внешней среды по-разному. Каждый вид характеризуется индивидуальной толерантностью, индивидуальной экологической амплитудой. Это позволило создать типологию лишайников на антропогенные изменения азотопа и других компонентов среды.

На основе типологии виды лишайников, объединены в классы полеотолерантности, т.е. в группы, члены которых более или менее одинаково реагируют на определенные загрязняющие вещества и их концентрацию в атмосферном воздухе и почве.

В 1970 г. английскими лихенологами Хоксвосом и Роузом разработана типология лишайников по их чувствительности к загрязнению атмосферного воздуха диоксидом серы. Она широко используется в лихеноиндикации многими зарубежными авторами до сих пор. В нашей стране более популярна методика составления классов полеотолерантности, предложенная Х.Х. Трассом в 80-х гг. XX века. Всего с тех пор было составлено несколько классификаций для различных регионов мира.

Экологических рядов выносливости (типологии) лишайников в отношении степени загрязненности воздуха составлено множество. Они основаны на регистрации видового состава (жизненности, покрытия и обилия видов) на территориях с различной загрязненностью воздуха.

В качестве примера приведем таблицу классов полеотолерантности эпифитных лишайников Сургутского района, составленную в 2004 г. А.А. Божко при обследовании малоизученного в этом отношении района Сибири. Территория исследуемого района испытывала воздействие предприятий СГПЗ (Сургутский газоперерабатывающий завод), ЗСК (за-

вод стабилизации конденсата), ведомственной автотрассы, в окр. пос. ГПЗ и д. Сайгатина, в г. Сургуте и Юганском Государственном заповеднике (ЮГЗ). Основу анализа составили 300 образцов лишайников, собранные на стволах стволы сосны *Pinus sylvestris* с 35 пробных площадей, заложенных в однотипных фитоценозах (табл. 1).

Известно, что на антропогенно измененные жизненные условия реагируют не только отдельные виды, но и целые их группировки, образующие биоценозы и их структурные части. Если такие группировки образованы из видов, принадлежащих к одной или нескольким экологически близким жизненным формам и заселяющих более или менее гомогенные части местообитания (экотопа), говорят о синузиях. Различные синузии образуют лишайники на стволах деревьев, на пнях, скалах, заборах, стенах домов, камнях, почвах.

Для индикации загрязнений изучают распространение и экологию не только отдельных видов лишайников, но и их группировок – синузий. По индексам полеотолерантности лишеносинузий проводят оценку загрязненности различных районов города и лишенологическое картографирование.

Наиболее изученными являются биохимические реакции лишайников и изменения видового состава эпифитных лишеносинузий в условиях атмосферного загрязнения. Последний подход, ввиду его простоты и быстроты получил наибольшую популярность среди методов лишеноиндикации.

Лишеноиндикация считается достаточно точным, простым и дешевым методом исследования окружающей среды, но она не может заменить химических, физико-химических и физических методов мониторинга. Лишь комплексное применение перечисленных методов исследования позволяет получить информацию, всесторонне характеризующую состояние и динамику изменения окружающей среды.

Таблица 1

**Классы полеотолерантности эпифитных лишайников
Сургутского района (по А.А. Божко, 2004)**

| № класса | Типы местообитаний и встречаемость в них видов | Виды, входящие в класс |
|----------|---|--|
| I | Естественные местообитания без техногенного воздействия | <i>Bryoria fuscescens</i> , <i>Usnea subfloridana</i> , <i>Bryoria implexa</i> , <i>Usnea barbata</i> |
| II | Естественные (часто) и техногенно слабоизмененные местообитания (редко) | <i>Bryoria bicolor</i> , <i>Evernia prunastri</i> |
| III | Естественные (часто) и техногенно слабоизмененные местообитания (часто) | <i>Hypogymnia tubulosa</i> |
| IV | Естественные (часто) и техногенно слабо (часто) и умеренно (редко) измененные местообитания | <i>Evernia mesomorpha</i> |
| V | Естественные (часто) и техногенно слабо (часто) и умеренно (часто) измененные местообитания | <i>Cetraria pinastris</i> |
| VI | Естественные (редко) и техногенно умеренно измененные местообитания (часто) | <i>Physcia aipolia</i> |
| VII | Умеренно (часто) и сильно (редко) техногенно измененные местообитания | <i>Hypogymnia physodes</i> |
| VIII | Умеренно (часто) и сильно (часто) техногенно измененные местообитания | <i>Usnea hirta</i> |
| IX | Сильно (часто) техногенно измененные местообитания | <i>Parmelia caperata</i> |
| X | Очень сильно техногенно измененные местообитания (встречаемость и жизнедеятельность видов низкие) | <i>Lecanora chlorotera</i> |

***Программа ОВОС
для охраны растительного мира***

При реализации программы оценки воздействий мониторинг и мероприятия с целью обеспечения сохранения разнообразия растений должны соответствовать требованиям *Лесного кодекса Российской Федерации* от 04.12.2006 г. № 200-ФЗ (Утв. приказом МПР РФ от 29.05.2017 № 264).

Этот нормативно-правовой акт является основным источником, регулирующим отношения в сфере лесопользования в России. Он регламентирует особенности охраны растений, редких и находящихся под угрозой исчезновения деревьев, кустарников, лиан, иных лесных растений, занесенных в Красную книгу Российской Федерации или Красные книги субъектов Российской Федерации.

Содержание программы ОВОС наземных экосистем в части характеристики состояния растений, мероприятий по их сохранению и предотвращению ущерба включает несколько блоков задач.

1. *Характеристика* типа растительности (лесной и др.), оценка состояния преобладающих растительных сообществ. Редкие, эндемичные, занесённые в Красную книгу виды, их местообитания. Оценка устойчивости растительных сообществ к воздействию.
2. *Прогноз изменений* в растительных сообществах при реализации проекта, в том числе под воздействием рекреационных нагрузок (ботанические и биохимические нарушения). Последствия прогнозируемых изменений в растительности для жизни и здоровья населения, его хозяйственной деятельности.
3. *Мероприятия по сохранению*:
 - редких, эндемичных, занесенных в Красную книгу видов растений;

- продуктивности растительных сообществ;
- качеству растительной продукции.

Оценка пожароопасности. Мероприятия по обеспечению пожарной безопасности лесов и других растительных сообществ.

4. *Оценка ущерба*, причиняемого растительности вследствие нарушения и загрязнения окружающей природной среды (воздуха, воды, почв), рубки лесной растительности и перепланировки территорий. Объем природоохранных мероприятий и оценка их стоимости.

Основные виды воздействий на растительный покров определены как:

- отчуждение территории, вырубка деревьев и кустарников;
- уничтожение напочвенного покрова;
- разрушение (уничтожение) верхнего горизонта почвы, что препятствует восстановлению растительного покрова;
- воздействие химического загрязнения (угнетение, повреждение, гибель);
- изменение почвенно-климатических условий — иссушение, подтопление, (смена сообществ, угнетение, снижение разнообразия);
- световые и электромагнитные виды воздействия.

Прогноз и оценка воздействия на состояние растительности подразумевает выявление изменений:

- флористического разнообразия растительности;
- количества основных (преобладающих), а также редких и исчезающих видов растительности;
- структуры растительного и почвенного покрова на различных участках местности в зоне воздействия;

- соотношения площадей, занятых различными видами растительности;
- границ растительных сообществ и размеров участков, подвергающихся деградации (подтоплению, заболачиванию, иссушению и пр.).

2.1.2. Зооиндикация

В контроле за состоянием представителей фауны выделяют несколько типов индикаторов, которые различаются характером реакций на внешние воздействия.

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.

Существует ряд критериев, которым должны соответствовать виды индикаторы. По отношению к животным такими критериями могут быть: доступность в большом спектре местообитаний в течение сезона, невысокая миграционная способность, питание в загрязняемых экосистемах, высокий метаболизм, быстрое чередование генераций

Этим требованиям, а также ряду других в высокой степени удовлетворяют почвообитающие беспозвоночные, составляющие 90 – 99% биомассы и 95% видового состава наземных биоценозов. Они реагируют на антропогенное воздействие более чутко и раньше, чем это можно обнаружить на основе анализов почвы и физических измерений (Кривоуцкий, 1994).

У почвенных беспозвоночных зависимость от окружающей среды выражена более четко, поскольку они менее при-

способлены к активным перемещениям в почве в поисках подходящих условий по сравнению с обитателями открытой поверхности суши. К достоинствам представителей этой группы животных как биоиндикаторов относят: достаточную многочисленность во всех биотопах, оседлый образ жизни, способность накапливать некоторые элементы, широкий ареал распространения, разработанность методов сбора.

Очень важной особенностью почвообитающих беспозвоночных является тот факт, что циклы развития многих из них длятся по 3–4 года и в результате даже при малых концентрациях животные получают высокую суммарную дозу загрязняющего вещества. Следует также учитывать, что представители этой группы находятся в контакте с загрязняющими почву веществами практически в течение всей своей жизни.

Все эти обстоятельства позволяют использовать встречаемость отдельных видов почвенных беспозвоночных животных как для индикации типов почв и отдельных факторов почвенной среды, так и для характеристики изменений процесса почвообразования.

В сельском хозяйстве по почвенным беспозвоночным можно оценивать влияние пестицидов, минеральных удобрений, агротехники.

На урбанизированных территориях они являются биоиндикаторами распространения тяжелых металлов, радионуклидов, кислых осадков, загрязнения воздуха, свидетельствуют об изменении водного режима почв.

При оценке воздействия токсикантов или качества загрязненных почв биоиндикация по составу сообществ почвенных беспозвоночных проводится на основе исследования организмов разных размерных групп (рис. 3).

У разных групп почвенных животных биоиндикационный потенциал заметно различается.

2. Биодиагностика и ее составляющие

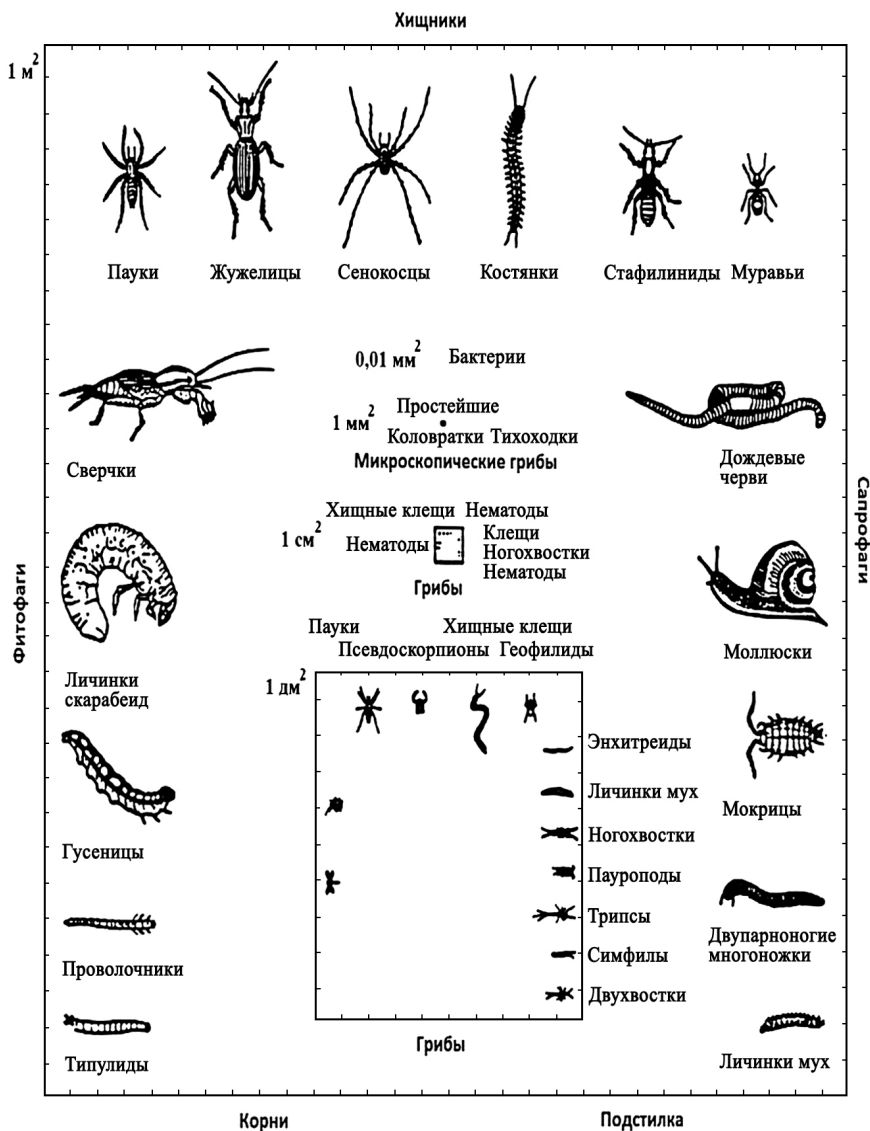


Рис. 3. Схема размерно-трофической системы почвообитающих животных (по: Eijsackers, 1994, с изменениями)

Биоиндикационное значение разных групп беспозвоночных животных-педобионтов можно охарактеризовать следующим образом:

- *микроскопические водные беспозвоночные*: инфузории, жгутиконосцы, коловратки, мелкие нематоды — обитатели пленочной капиллярной влаги. Их индикационная роль невелика, поскольку большинство из них эврибионтны и являются космополитами;
- *микроартроподы*: мелкие членистоногие размером от 0.1 до 2.0 мм — клещи, ногохвостки и др., в огромных количествах (до сотен тысяч на 1 м² обитают в насыщенных водяным паром и заполненных воздухом трещинах и ходах между твердыми частицами; разные типы почв в значительной мере различаются по комплексам микроартропод, доминирующим видам, их обилию. Сообщества микроартропод оказались очень чувствительными к антропогенным воздействиям (эрозии, загрязнению), в связи с чем этих животных считают одной из наиболее пригодной для биоиндикации почвенных условий групп. Широкому использованию микроартропод для решения биоиндикационных задач способствует достаточно большой объем данных по экологии многих видов и их роли в преобразовании почвы (Кривоуцкий, 1994).

Крупные почвенные беспозвоночные имеют достаточно высокую индикационную ценность, прокладывая ходы в почве они входят в непосредственный контакт с почвенной водой и растворенными в ней соединениями, они реагируют на характер гуминовых веществ, гидротермический режим.

Устоявшимся в биоиндикационных исследованиях считается так называемый стратифицированный или *tier*-подход (от французского «ранг»), ранжированный по четырем уровням.

Первый уровень представляют одновидовые исследования, когда анализ экотоксичности проводится по реакциям модельных видов, в том числе и из разных размерных групп.

Второй уровень представляют так называемые многовидовые исследования, проводимые обычно в экспериментальных микрокосмах с определенной почвой (Pokarzhevskii et al., 1998). В почве одновременно с исследованиями популяций разных видов беспозвоночных, измеряются также такие функциональные параметры, как вымывание токсиканта, дыхание почвы, разложение растительных остатков, энзиматическая активность и др.

Третий уровень, который наиболее важен с точки зрения гетерогенности почв и почвенного населения, — это так называемые почвенные модельные экосистемы (terrestrial model ecosystems, TME), или интактные монолиты почв (Römbke et al., 2006), в которых после искусственного загрязнения измеряются такие параметры, как плотность природной популяции тех или иных видов и функциональные параметры почвенной биоты.

Четвертый уровень представляют естественные экосистемы и их изучение в полевых условиях.

Даже сложный многоуровневый подход в исследовании реакций природных сообществ почвенных животных на токсиканты *in situ*, в естественных для них местообитаниях, на практике зачастую не дает однозначного отклика в силу перечисленных выше причин.

Оценка представителей животного мира как в наземных, так и в водных ценозах имеет целый ряд особенностей.

Животный мир в большей степени несовместим с антропогенной деятельностью по сравнению с другими компонентами экосистем, что создает большие трудности в предотвращении негативных последствий воздействия.

Ареал воздействия на животный мир всегда шире, чем площадь, непосредственно занимаемая проектируемым объектом, поскольку жизнедеятельность животных нарушается, помимо всего прочего, так называемым «фактором беспокойства», включающим шум строительства и транспорта, появление незнакомых и необычных предметов, ночное освещение, браконьерский отстрел и отлов птиц, животных и рыбы, морских животных.

При оценке последствий воздействия на животный мир большее значение приобретают косвенные причины негативных последствий: сокращение экологических ниш, запасов кормов, нарушение трофических цепей, загрязнение водоемов. Нередко негативные последствия для животного мира в результате косвенного воздействия превосходят прямые.

Негативные последствия могут быть отдаленными по времени.

Программа ОВОС для охраны животного мира

Основным нормативно-правовым актом, регулирующим в нашей стране отношения в области охраны и использования животного мира и среды его обитания, является Федеральный закон «О животном мире» от 24.04.1995 № 52-ФЗ. Он нацелен на обеспечение биологического разнообразия, на создание условий для устойчивого существования животного мира, сохранения генетического фонда диких животных и защиты животного мира как неотъемлемого элемента природной среды.

О воздействиях и требованиях к разным их видам в ст. 22 этого закона говорится: «...любая деятельность, влекущая за собой изменение среды обитания объектов животного

мира и ухудшение условий их размножения, нагула, отдыха и путей миграции, должна осуществляться с соблюдением требований, обеспечивающих охрану животного мира. Хозяйственная деятельность, связанная с использованием объектов животного мира, должна осуществляться таким образом, чтобы разрешенные к использованию объекты животного мира не ухудшали собственную среду обитания и не причиняли вреда сельскому, водному и лесному хозяйству».

Зооиндикационные наблюдения за воздействиями должны обеспечивать возможность изменений:

- фаунистического состава животного мира и гидрофауны;
- параметров среды обитания, количества и размеров популяций животного мира;
- условий миграции различных животных, птиц и рыб;
- характера эксплуатации промысловых животных, птиц и рыб.

Если зона воздействий охватывает реки и водоемы, имеющие рыбопромысловое значение, составляют *их ихтиологические характеристики*. Они содержат списки видов рыб в водных объектах, описание, размеры и продуктивность кормовой базы, характеристики мест нагула и нерестилищ, оценку промыслового значения видов рыб и др.

Нарушения в животном мире могут проявляться, как и в мире растений, на разных уровнях организации.

На *ценологических уровнях* оценками являются: показатели видового разнообразия, пространственная и трофическая структуры, биомасса и продуктивность, энергетические показатели.

На *популяционных уровнях* оценками являются: пространственная структура, численность и плотность, поведение, демографическая и генетическая структура.

План оценки воздействий на животный мир содержит, как правило, несколько основных разделов. Они включают:

- *характеристику животного мира* (редкие, эндемичные, охраняемые и занесённые в Красную книгу виды).
- *прогноз изменений* животного мира и последствий таких изменений при строительстве и эксплуатации объекта.
- *природоохранные мероприятия* по снижению ущерба водной и наземной фауне и сохранению основных местообитаний животных.
- *оценку ущерба* животному миру вследствие изменения условий обитания (компенсационные и природоохранные мероприятия, объем и оценка их стоимости).

Характеристики состояния животного мира в целом определяются по статусу видов, ареалам распространения, характеристикам местообитания, среднему количеству особей, промысловой ценности и необходимым мерам охраны.

Описания состояния животного мира отражают следующее:

- видовой состав диких животных, птиц, ихтиофауны;
- основные пути и направление миграции диких животных и птиц;
- наличие редких и исчезающих видов животных, птиц, рыб, занесенных в Красную книгу;
- численность и ареалы обитания по видам животного мира;
- наименование рыбохозяйственных водных объектов, перечень видов рыб, описание, размеры и продуктивность кормовой базы, оценку промыслового значения видов рыб;

- наличие и расположение звероферм и хозяйств по разведению диких животных.

При оценке животного мира устанавливают три стадии экологического воздействия.

Зона риска выделяется по следующим критериям:

- синантропизация (приспособления видов к обитанию вблизи человека);
- потеря стадного поведения;
- изменение путей миграции;
- реакция толерантности.

Зона кризиса характеризуется:

- нарушением структуры популяций, групп и стай;
- сужением ареала обитания и распространения;
- нарушением продукционного цикла.

Зона бегствия отличается:

- исчезновением части ареала или местообитания;
- массовой гибелью возрастных групп;
- резким ростом численности синантропных и нехарактерных видов;
- интенсивным ростом антропонозных и зоонозных заболеваний.

Оценочными показателями могут служить заболеваемость, процент гибели, уменьшение численности чувствительных видов, снижение разнообразия как последствия токсического воздействия (таблица 2).

Что касается биогеоэкологических, сельскохозяйственных и лесохозяйственных исследований почвообитающих животных как биоиндикаторов, то значение их велико как для оценки воздействий, так и для организации природоохранных мероприятий. С их помощью можно выявлять малые, но уже опасные отклонения в окружающей среде,

а, следовательно, своевременно принимать меры по устранению или нейтрализации неблагоприятных воздействий.

Таблица 2

**Возможные оценочные критерии и границы нормы
для представителей животного мира**

| Оценочные критерии | I норма (Н) | II риск (Р) | III кризис (К) | IV бедствие (Б) |
|--|----------------|------------------------|---------------------|-----------------|
| Частота антропо-зоонозных заболеваний | случайная | спорадическая | регулярная | массовая |
| Падеж домашних животных (в %) | случайно (<10) | спорадически (10 – 20) | регулярно (20 – 50) | массово (>50) |
| Биоразнообразие (% от исходного) | менее 5 | 10 – 20 | 25 – 50 | более 50 |
| Плотность популяции вида-индикатора антропогенной нагрузки (% от исходной) | менее 10 | 10 – 20 | 20 – 50 | более 50 |

2.1.3. Микробная индикация

Микроорганизмы, обитающие в водных средах и почве, как и организмы высшего уровня организации, находятся под влиянием всех факторов антропогенного воздействия.

Изменения, происходящие в микробных сообществах, отражают влияние всех воздействующих факторов на со-

стояние окружающей среды в целом. Микроорганизмы фиксируют скорость происходящих изменений в средах, указывают места скопления в экосистемах различных загрязняющих веществ и токсикантов.

В результате антропогенной деятельности загрязняющие вещества поступают в природные среды бесперерывно.

В микробной индикации водных объектов наряду с общеэкологическими показателями состояния микробных сообществ особое значение придается санитарно-гигиеническим параметрам. Наличие и состав видов и форм из пула патогенной и условно-патогенной микробиоты — важный критерий качества и эпидемиологической безопасности воды природных и техногенных объектов.

В почвенных средах отклики представителей биоты на экстремально высокие концентрации загрязняющих веществ, особенно относящихся к, так называемым, традиционным поллютантам (тяжелые металлы, нефть и нефтепродукты и т.п.) в целом хорошо изучены. Однако загрязнение почвенных экосистем редко обладает признаками геохимических аномалий, как, например, на территории техногенных пустошей вокруг металлургических промышленных гигантов. Поэтому выбор ключевых биоиндикаторов из всего многообразия показателей состояния и развития микробиоты для оценки почв природных сред остается дискуссионным вопросом.

Как и в случае ограничений в использовании концентрационных показателей химических веществ (ПДК, ОДК и др.) в почвах, не существует единого перечня биоиндикаторов, обеспечивающих универсальность, комплексность и применимость получаемых данных для любых типов почв и видов загрязнений.

Для каждого конкретного типа почв и вида загрязняющего вещества рекомендуют свой набор измеряемых показате-

телей. Главное, чтобы комплекс используемых биоиндикационных показателей наиболее полно отражал процессы, протекающие в почве.

Общие подходы к микробиотическому анализу качества природных объектов сводятся к характеристике *структурных и функциональных* особенностей микробиоты.

К структурным характеристикам относятся показатели общей численности и состава представителей микробных сообществ. При этом не для всех видов химических воздействий видовой состав или общая численность микроорганизмов может служить в равной мере хорошим индикатором.

Так, малой экологической информативностью характеризуются индексы видового богатства и абсолютные значения общей биомассы микромицетов.

Более или менее универсальной индикаторной группой для загрязненных почв можно считать меланинсодержащие *грибы*. Темноокрашенные виды грибов, как правило, резистентны к нескольким антропогенным воздействиям. Для оценки воздействия многокомпонентного загрязнения на городские почвы рекомендовано оценивать структурные изменения грибных сообществ, такие как соотношение темно- и светлоокрашенных видов, быстро- и медленно-растущих грибов, споровой и мицелиальной грибной биомассы.

В некоторых случаях отмечается упрощение видовой структуры микромицетного комплекса за счет уменьшения числа видов, доминирования видов с выраженными фитотоксичными свойствами. Индикаторные чувствительные к антропогенным факторам виды у почвенных микроскопических грибов проявляются сравнительно нечетко. В этой группе микробных сообществ в условиях антропогенного пресса обычно преобладают виды с широким ареалом распространения и высоким уровнем адаптации.

В ряде случаев для характеристики загрязнения почв отмечают перестройки в структуре комплекса почвенных *актиномицетов*. Показатели изменения родовой структуры и снижения антибиотического потенциала актиномицетных сообществ служат индикатором повышенного содержания тяжелых металлов в экотопах.

К общим закономерностям, индицирующим антропогенное влияние на почвы, при исследовании *бактериального сообщества*, относят, например, доминирование родококков, увеличение или доминирование численности щелочелюбивых и щелочеустойчивых бактерий.

Описаны возможности индикации воздействий на почвы и по состоянию *альгофлоры*. Так, отличие городских почв от зональных проявляется в снижении видового разнообразия желтозеленых и эустигматофитовых водорослей, увеличение плотности фототрофных популяций до высокой численности при «цветении» с доминированием немногих видов.

К современным популярным подходам индикации функциональных особенностей микроорганизмов относят ряд показателей. Среди экофизиологических параметров функционирования почвенной биоты к доминирующим в оценке воздействий относятся показатели ферментативной активности и различные способы оценки микробиотической активности, рассчитанные на основе «дыхания» почвенных организмов.

Многочисленными работами научных школ Ф.Х. Хазиева и Д.Г. Звягинцева было показано, что изменение ферментативной активности почв может служить эффективным диагностическим критерием возникновения стрессовой ситуации. Для антропогенно измененных почв г. Ростова-на-Дону (черноземы обыкновенные карбонатные) было отмечено значительное снижение активности каталазы, инвертазы и полифенолоксидазы. Изучение активности почвенной ка-

талазы и инвертазы в почве г. Пермь показало, что активность указанных ферментов наиболее сильно подавляется в почвах с нарушенным профилем.

Обилие сведений о различиях во влиянии воздействий на отдельные ферменты почв разных типов затрудняет выбор универсальных индикаторных ферментных систем для всех типов почв и видов воздействий. Всего известно более 1000 ферментов, присутствующих в почве, поэтому, как отмечает Д.Г. Звягинцев (1976), необходима осторожность в переходе от активности одного фермента к характеристике всей ферментативной активности почвы.

Индикация функционального разнообразия микробиоты почв методом МСТ

Оригинальный способ оценки активности почвенного микробиома представлен интегральным показателем здоровья почв, основанным на параметрах функционального биоразнообразия (ФБР) почвенного микробного сообщества.

Для этих расчетов используется информация о спектрах потребления питательных субстратов почвенными микроорганизмами, которые вносятся в лунки планшета с индивидуальными веществами (сахара, аминокислоты, полимеры, нуклеозиды, соли органических кислот, спирты) [Горленко, Кожевин, 2005]. Метод получил название мультисубстратное тестирование (МСТ) микробных сообществ, но, по сути, в данном случае термин «тестирование» не полностью совпадает с тем определением, что дано нами ранее.

Эксперимент проводят в строго контролируемых лабораторных условиях, но тестируется реакция природных сообществ, а не с помощью лабораторной тест-культуры, которую принято называть «датчиком», реагирующим на исследуемый вид воздействия.

В настоящее время этот метод МСТ внесен в реестр методик измерения Федерального фонда по обеспечению единства измерений (ФР.1.37.2010.08619 (ПНД Ф Т 16.1.17-10) «Методика выполнения измерений интенсивности потребления тест-субстратов микробными сообществами почв и почвоподобных объектов фотометрическим методом»).

Функциональное разнообразие микробных сообществ оценивается на основе количества потребленных субстратов и расчетов удельной метаболической работы пулом клеток микроорганизмов, которые десорбированы с почвенных частиц. В ячейках иммунологического планшета микроорганизмы инкубируются при 28 °С с субстратами и химическим индикатором, который визуально сигнализирует о потреблении определенного субстрата появлением регистрируемой красной окраски (восстановление трифенилтетразолия до формазана). Через 72 ч оптическая плотность каждой ячейки измеряется программно-аппаратным комплексом «Эко-Лог». Концентрация формазана и обусловленная им оптическая плотность ячейки определяют интенсивность развития группы микроорганизмов, способной потреблять тот или иной субстрат (Горленко, Кожевин, 2005). Рассчитанные на основе оптической плотности коэффициенты, в том числе рангового распределения спектров потребления субстратов, позволяют количественно характеризовать как «благополучие и стабильность» микробного сообщества почвы, так и «неблагополучие» и стресс.

Индикация по почвенному дыханию и микробной биомассе

Другим широко применяемым способом функциональной микробной индикации воздействий является измерение интенсивности дыхания почвенных организмов.

Характеристики углеродных пулов в почвах традиционно используются для оценки экологического качества почв. Эти исследования заключаются в изучении эмиссии CO_2 из почв и оценке микробной биомассы.

На основании эмиссии диоксида углерода определяется микробная биомасса и рассчитывается метаболический коэффициент ($q\text{CO}_2$). Микробный метаболический коэффициент представляет удельную метаболическую активность и может быть маркером неблагоприятных условий окружающей среды (Anderson, Domsh, 1993; Ананьева и др., 2002).

Микробный метаболический коэффициент определяется отношением между интенсивностью дыхания и микробной биомассой. Высокие значения $q\text{CO}_2$ свидетельствуют о стрессе почвенного микробного сообщества. Так, в работах на образцах конструкторземов городов Москвы, Пущино и Дубны показана высокая чувствительность показателя $q\text{CO}_2$ и дана рекомендация его использования в целях выявления антропогенной нагрузки и даже режима землепользования (Васенев, 2011).

2.2. Сохранение биоразнообразия – приоритетная стратегия оценки воздействий

В связи с техногенными воздействиями на природные экосистемы многие виды вымирают. Этот процесс катастрофически ускорился в XX веке и ведет к потере устойчивости отдельных экосистем и биосферы в целом.

Для описания числа, разновидностей и изменчивости живых организмов обычно используется термин «биологи-

ческое разнообразие». Этот термин охватывает множество различных параметров биоты.

Биологическое разнообразие (biological diversity) — один из немногих общебиологических терминов, формулировка которого закреплена на уровне международных соглашений (Convention ..., 1992; Global ..., 1995).

«Биологическое разнообразие» означает вариабельность живых организмов из всех источников, включая наземные, морские и другие водные экосистемы, и экологические комплексы, частью которых они являются. Разнообразие оценивается в рамках вида, между видами и экосистемами в данном ландшафте до активного воздействия на них человека.

Иерархические уровни контролируемых параметров при оценке биоразнообразия

Для оценки изменений состояния биоразнообразия за основу берут систему групп параметров, которые соответствуют иерархическим уровням организации биологических систем (таблица 3).

Рассмотрим параметры, которые позволяют оценить биоразнообразие на разных иерархических уровнях.

2.2.1. Территориально-региональный уровень индикации биоразнообразия

Многие характеристики биоразнообразия зависят от размеров рассматриваемой территории и взаиморасположения экосистем и оцениваемых компонентов. Круг важнейших из таких параметров отнесен к отдельному *территориально-региональному (биомному) иерархическому уровню*.

Таблица 3

**Группы параметров по иерархическим уровням
организации биологических систем**

| Иерархические уровни | Группы контролируемых параметров состояния биоразнообразия |
|---------------------------------------|---|
| Территориально-региональный (биомный) | <ul style="list-style-type: none"> • Площадь нарушенных территорий и их динамика • Воздействие на ООПТ и ценные территории • Представленность типов местообитаний на подконтрольной территории |
| Биоценотический | <ul style="list-style-type: none"> • Динамика чистой экосистемной продукции • Нарушенность условий обитания по показателям экотоксичности • Индикаторные показатели биоразнообразия |
| Видовой | <ul style="list-style-type: none"> • Видовое разнообразие выбранных таксонов/групп • Индекс редких видов в выбранных таксонах/группах • Наличие инвазионных видов • Наличие и состояние видов-индикаторов • Оценка отдельных скоплений видов |

К контролируемым параметрам этого иерархического уровня с точки зрения оценки состояния и динамики биологического разнообразия относят:

- размеры нарушенных территорий;
- наличие или отсутствие воздействия на близлежащие особо охраняемые территории (ООПТ);
- состояние ценных природных территорий, имеющих иной охранный статус или без такового.

Размеры нарушенных территорий/акваторий

Площади участков, которые подвергаются воздействию, определяют и масштаб воздействия конкретного объекта на биоразнообразие. Выделяют локальный, местный, региональный масштабы воздействий.

Чем больше площадь нарушенных земель, тем выше отрицательное воздействие объекта на биоразнообразие. Начиная с локального масштаба воздействия, может быть нанесён значимый ущерб биоразнообразию.

2.2.2. Биоценотический уровень индикации биоразнообразия

Основные задачи по сохранению биоразнообразия на *биоценотическом уровне* направлены на:

- контроль абиотических факторов среды и реставрацию/рекультивацию нарушенных местообитаний;
- сохранение естественных процессов развития природных экосистем;
- контроль средообразующих функций экосистем;
- восстановление экосистем в условиях трансформированных техногенных ландшафтов.

Биоценотический иерархический уровень охватывает биоразнообразие на уровне биоценозов – исторически сложившихся группировок растений, животных, грибов и микроорганизмов, населяющих относительно однородное жизненное пространство (участок суши или водоема).

Биоценоз состоит из совокупности живых организмов, относящихся к разным видам и связанных между собой системой биотических взаимоотношений.

Виды распределяются в пространстве в соответствии с их потребностями и условиями местообитания. Такое распределение в пространстве видов, составляющих биоценоз, называется *пространственной структурой* биоценоза. *Вертикальная структура* биоценоза образована отдельными его элементами, особыми слоями, которые называются ярусами, совместно произрастающими группами видов растений, различающихся по высоте и положению ассимилирующих органов.

К контролируемым параметрам на биоценотическом иерархическом уровне с точки зрения оценки состояния и динамики биологического разнообразия можно отнести:

Индикаторные показатели биоразнообразия, присущие конкретной экосистеме или биоценозу.

В настоящее время известны наборы биоиндикационных индексов и параметров состояния живых систем, из которых можно выбрать наиболее эффективные применительно к конкретным условиям водных или наземных биоценозов. Сюда относятся показатели представленности таксонов и сообществ, изменений численности, плотности распределения, общей биомассы, наличие чувствительных видов, структурно-функциональные особенности биоты, включая динамику редких, охраняемых и краснокнижных видов.

Интегральные характеристики условий обитания, обеспечивающие существование биоты и поддержание биоразнообразия природных ресурсов.

На биоценотическом уровне к таким универсальным параметрам, влияющим на динамику биоразнообразия, выживаемость видов и их благополучие, относят накопление биодоступных токсических веществ (показатели экологической токсичности), интенсивность обменных потоков углерода между экосистемами и атмосферой и другие.

Биоценотические показатели биодиагностики экологических условий обеспечения биоразнообразия имеют преимущества перед видовыми параметрами. Эти преимущества обусловлены возможностью получать интегральные экспрессные оценки и диагностировать причины неблагоприятных изменений.

2.2.3. Видовой уровень индикации биоразнообразия

Количество биологических видов на исследуемых участках — важный показатель биоразнообразия. Этот показатель оценивается индексом видового богатства. Число видов различных таксономических групп характеризует альфа-биоразнообразие биотопа.

В основе методов оценки биоразнообразия на видовом уровне лежит инвентаризация и анализ списка обнаруженных видов.

Виды в инвентаризационном списке обычно делят по категории видов.

При контроле биоразнообразия на видовом уровне особое внимание уделяется следующим категориям:

- по индикаторной способности — чувствительные (*sensitive*), устойчивые (*tolerant*), оппортунистические (*opportunistic*) и др.;
- редкие, охраняемые и находящиеся под угрозой, различных категорий уязвимости, занесенные в Красные книги России;
- ключевые (*keystone*), играющие особую роль в функционировании экосистемы;

- зонтичные (*umbrella*), являющиеся широко распространенными видами, чьи потребности (экологическая ниша) включают таковые многих других видов;
- инвазивные (*invasive*) – чужеродные виды, включая синантропные и сорные;
- знаковые (*flagship*) – популярные, харизматичные, хорошо узнаваемые виды, способные служить символами и стимулировать общественное внимание к природоохранной деятельности.

По тенденциям появления/исчезновения или изменения обилия этих категорий видов судят о состоянии среды.

С точки зрения биоиндикации состояния экосистем, самыми информативными принято считать распространение и относительное обилие видов-индикаторов.

Специальные исследования посвящают видам, занесённым в Красную книгу. Они включают анализ ареалов редких видов. Если такие виды обнаруживаются на участках, планируемых под определенную деятельность, то такая хозяйственная деятельность либо должна быть максимально ограничена, либо вовсе прекращена. К ценным видам также относят охотничье-промысловые животные и дикоросы.

Важной задачей сохранения биоразнообразия является контроль чужеродных видов. Инвазионные, синантропные, сорные виды, заносимые в экосистемы благодаря деятельности человека извне, могут оказывать сильное негативное влияние на местную биоту.

Синхронно с анализом сообществ растений, животных и микроорганизмов дают оценку экотоксичности природных сред и воздействующих техногенных объектов (отходов, искусственных почвогрунтов, применяемых рекультивационных препаратов).

2.3. Биотестирование

В условиях возрастающего антропогенного пресса на окружающую среду главным фактором воздействия на видовые сообщества и популяции наземных и водных организмов становится химическое загрязнение почвы, воздуха, воды. К универсальным показателям уровня химического прессинга на экосистемы относится степень экотоксичности, или безопасности условий обитания живых организмов, оцененная по их реакции на воздействие объектов окружающей среды.

Влияние техногенных факторов на среду обитания организмов — мощнейший фактор регуляции разнообразия сообществ и вообще всех живых систем. При химическом воздействии производственных отходов в почве, воде, донных отложениях накапливаются токсичные компоненты, трансформируются водные и наземные биотопы, исчезают чувствительные к загрязнению виды, нарушается энергетический баланс экосистем.

Технологии биотестирования предоставляют эффективные способы оценки потенциальной опасности химических, физических или биологических видов воздействий на природные среды.

Показатели токсичности загрязняющих веществ, определяемые экспериментальным способом в лабораторных биотестах, позволяют сделать надежный прогноз развития ситуации в отношении выживаемости и функционирования природных сообществ.

2.3.1. Общее представление о биотестах

В экологии биотестирование нашло применение вслед за успешно разработанными алгоритмами и тест-система-

ми в медицине для исследования свойств внутренних сред высших организмов, в сельском хозяйстве для экспресс-тестирования кормов на общую токсичность, в химии для первичной оценки свойств новых веществ и так далее.

Воздействие в тест-системе измеряется посредством имитации возможных путей поступления вредного вещества в организм, поэтому основными тестируемыми объектами являются водные среды.

В качестве биологических чувствительных объектов выступают гидробионты — простейшие, водоросли, ракообразные, моллюски, рыбы и др. Изучение токсичности твердых компонентов окружающей среды (почвы, донные осадки, грунты, отходы и т.п.) осуществляют опосредованным способом воздействия на биосенсор. В этом случае используют водные вытяжки или жидкую фазу порового пространства указанных сред. В некоторых случаях возможно также проведение биотестов в фазе взвешенных частиц.

Биологические методы, как правило, обладают высокой чувствительностью, улавливают более низкие концентрации веществ, чем аналитические датчики, к тому же, отмечают, что по информативности для оценки последствий вредного воздействия на окружающую природную среду превосходят физико-химические методы анализа.

Показателем экотоксичности служит степень изменения определенных параметров живых систем разного уровня организации, которая фиксируется различными методами. Это могут быть биохимические, биофизические методы, визуальный подсчет, разные виды микроскопии.

Биотестирование осуществляется экспериментально с использованием, как правило, стандартизованных лабораторных тест-систем, путем регистрации изменений биологически важных показателей под воздействием исследуемых

проб с последующей оценкой их состояния в соответствии с выбранными критериями токсичности.

В этой сфере вполне устоявшимися принято считать ряд специальных терминов и понятий. Рассмотрим некоторые из них.

Тест-реакция (или *тест-функция*) — одна из закономерно возникающих ответных реакций тест-системы на воздействие комплекса внешних факторов (химических, физических и биологических), выбранная для анализа состояния этой тест-системы.

Тест-параметр — количественное выражение тест-реакции.

Критерием токсичности называют значение тест-параметра, как правило, на основании которого делают вывод о токсичности исследуемой среды.

Тест-система — это пространственно ограниченная совокупность чувствительных биологических элементов (сенсоров) и исследуемой среды, в которой они находятся.

Тест-культура — лабораторная популяция особей, как правило, одного вида живых организмов (*тест-организмов*), искусственно поддерживаемая (культивируемая) на питательной среде в стандартных условиях и используемая при оценке токсичности при биотестировании.

Фактически живая система (популяции культуры клеток, организмы или их элементы) выполняет функции чувствительного датчика, получающего сигнал от воздействующего объекта. Развитие биотестирования привело к очень широкому использованию в тест-системах не только целых особей или их совокупностей, но и отдельных органов, тканей, клеточных элементов.

Оценка воздействия токсикантов производится на основании подсчета показателей смертности особей, плодови-

тости, подавления прироста численности популяции клеток водорослей, потере подвижности инфузорий и другим параметрам. В частности, для анализа природных сред и техногенных объектов рекомендованы люминесцентные бактерии на основе генномодифицированного штамма *Escherichia coli* (лиофильно высушенный препарат «Эколюм»). Тест-реакцией в этом случае служит снижение интенсивности свечения препарата под влиянием токсиканта.

Тест-организмы, «перенесенные» из окружающей среды в контролируемые условия лабораторной культуры, должны соответствовать ряду требований.

Во-первых, они должны быть представлены широко распространенными в природных условиях видами, легко доступными в течение всего года в больших количествах.

Во-вторых, характеризоваться способностью представлять генетически максимально однородную популяцию, свободными от возбудителей болезней и паразитов.

В-третьих, стандартизованные тест-виды в лабораторной культуре должны обладать стабильной высокой чувствительностью к токсикантам. Для подтверждения соответствия необходимому уровню чувствительности к воздействиям по требованиям стандартных методик измерений токсичности, тест-культура должна регулярно контролироваться в лаборатории с помощью модельных токсикантов. При этом измеряется диапазон эффективных концентраций модельного токсиканта, который должен удовлетворять требованиям конкретной методики.

В настоящее время все более популярными становятся так называемые батареи биотестов – серии тест-систем, основанные на реакциях разных видов живых организмов на один и тот же объект воздействия.

Включение представителей основных трофических уровней (продуцентов, консументов и редуцентов) в батарею

биотестов в определенной мере отражают экосистемный подход к оценке риска загрязнения и повышают надежность биодиагностики качества и устойчивого функционирования экосистем. Такой подход, конечно, не заменит полевые испытания в природных экосистемах, а лишь дополняет его, причем позволяет получить сигналы о неблагополучии в опережающем режиме.

2.3.2. Количественная оценка экотоксичности

Экотоксичность — величина количественная, измерение которой осуществляется с помощью нескольких стандартных показателей.

Методики биотестирования основаны на сравнении эффекта тестируемых образцов с контрольными по истечении определенного времени. При этом можно оценить как острое токсическое воздействие, которое определяется кратким периодом экспозиции тест-системы (от несколько минут до 3–4 суток, в зависимости от метода), так и хроническое токсическое воздействие (от 7 до 21 суток). Для прогноза отдаленных последствий экспозиция длится более продолжительный период (от нескольких недель до месяцев).

Для характеристики степени экологической опасности отдельных элементов или соединений (в чистом виде в растворах, в воде или в почве) определяют эффективные (действующие) концентрации (ЕС — effective concentration) или дозы, вызывающие определенные изменения тест-функций организмов.

Обычно вычисляют такие показатели как $ЭК_{50}$, $ЭК_{10}$ или $ЭК_{20}$ — эффективные концентрации, вызывающие 50%, 10% или 20%-ное ингибирование изучаемой функции тест-

организмов (в англоязычной литературе: EC_{50} , EC_{10} , EC_{20} – effective concentration). Если подавление тест-функции выражается в гибели тест-организмов, то иногда эти показатели называют летальными дозами – LD_{50} , LD_{10} или LD_{20} (lethal dose – LD_{50} , LD_{10} или LD_{20}).

Для расчета точного значения $ЭК_{50}$ используют пробит-анализ. Для этого строят кривую зависимости доза-эффект и либо графическим способом, либо с помощью расчета находят величину $ЭК_{50}$.

В ряде случаев при определении экологического качества почвы или воды определяют $БКР_{10}$ – безвредную кратность разбавления исследуемого образца, т.е. находят концентрацию, оказывающую 10% ингибирование тест-функции.

2.3.3. Практическая востребованность биотестов

В течение нескольких последних десятилетий биотестирование применяется в оценке качества природных сред и техногенных объектов, к которым относят производственные отходы, промышленные препараты, применяемые в различных отраслях народного хозяйства, в том числе химические, бактериальные, гуматно-композитные материалы и сорбенты для восстановления нарушенных почв.

Биотесты используют для определения общей токсичности, мутагенности и канцерогенности. С помощью биотестов в экологической токсикологии анализируют безопасность природных сред, устанавливают степень опасности отходов производства и потребления.

При анализе мутагенности и канцерогенности учитываются хромосомные аномалии, генные мутации и повреждения ДНК. Токсичность фиксируется по показателям выжи-

ваемости или плодовитости организмов, морфологическим или морфофункциональным отклонениям в двигательной и поведенческой активности.

Биотестирование как метод оценки токсичности водной среды используется:

- при проведении токсикологической оценки промышленных, сточных бытовых, сельскохозяйственных, дренажных, загрязненных природных и пр. вод с целью выявления потенциальных источников загрязнения,
- в контроле аварийных сбросов высокотоксичных сточных вод,
- при проведении оценки степени токсичности сточных вод на разных стадиях формирования при проектировании локальных очистных сооружений,
- в контроле токсичности сточных вод, подаваемых на очистные сооружения биологического типа с целью предупреждения проникновения опасных веществ для биоценозов активного ила,
- при определении уровня безопасного разбавления сточных вод для гидробионтов с целью учета результатов биотестирования при корректировке и установлении предельно допустимых сбросов (ПДС) веществ, поступающих в водоемы со сточными водами,
- при проведении экологической экспертизы новых материалов, технологий очистки, проектов очистных сооружений и пр.

В почвенной экотоксикологии в конце 1990-х и начале 2000-х годов появились стандартизованные международными организациями (OECD – Организация экономического сотрудничества и развития и ISO – Международная организация по стандартизации) биотесты, основанные на учете показателей смертности и воспроизводства представителей

почвенной мезофауны – энхитреид, дождевых червей и коллембол.

Позднее для тех же организмов были утверждены поведенческие тесты (избегание), а для дождевых червей и энхитреид еще и тест по биоаккумуляции. Появилась целая серия нормативных документов, регламентирующих использование высших растений и микроорганизмов.

К анализу экотоксичности почв применяются два основных подхода – биотестирование водной вытяжки и биотестирование почвенного образца полностью как твердого тела.

В Российской Федерации использование методов биотестирования регулируется несколькими организациями: Ростехнадзор, Роспотребнадзор, надзорные органы в сельскохозяйственной сфере.

В течение нескольких последних десятилетий важную область применения биотестирования представляет сфера обращения с отходами. С помощью биотестов проводится экспресс-оценка безопасности отходов, устанавливается класс опасности для окружающей среды.

Разработано к настоящему времени немалое количество методик измерения (МИ) токсичности пресных, морских водных объектов на основе реакции гидробионтов, для анализа «здоровья» почв и влияния токсичных отходов на почвенные субстраты и эффектов ремедиации с применением почвообитающих видов организмов.

Перечень отечественных и международных стандартов и методик, касающихся использования биотических показателей, достаточно обширен, хотя и уступает числу методик количественного химического анализа природных сред и техногенных объектов

В разных сферах производственной деятельности (сельскохозяйственной, медицинской, природоохранной) ис-

пользуются наборы биотестов, регламентированные к применению для оценки объектов приказами соответствующих министерств, методическими указаниями и руководствами.

Установлены реестры предпочтительных методик экотоксикологического анализа воздействий в разных сферах:

- в контроле агроценозов (при оценке безопасности продукции и плодородия почв),
- санитарно-эпидемиологическом контроле (при определении уровня вредных воздействий относительно безопасности для здоровья человека),
- в экологическом контроле природных экосистем (с целью характеристики биоразнообразия и сбалансированного развития).

Список наиболее востребованных стандартизованных методик биотестирования, рекомендованных в настоящее время для целей токсикологического контроля с указанием кодов регистрации и разработчиков, приведен в Приложении Б.

Широко используемые в экотоксикологическом контроле методики, главным образом, основаны на реакциях гидробионтов разной таксономической принадлежности: низших ракообразных, зеленых хлорококковых водорослей, простейших – равноресничных инфузорий.

Внедрение батарей биотестов считается особенно эффективным при анализе смешанного загрязнения окружающей среды. Они дают возможность объединить тест-отклики в одну оценку, что позволяет классифицировать участки по степени их загрязнения, сравнивать воздействие различных продуктов при выявлении токсичности в образцах со смешанным загрязнением.

Наряду с батареями биотестов применяются интегративные многомаркерные концепции – Multi-Markered Bioindi-

cation Concept (ММВС). На использовании батареи из двух тест-систем с участием организмов разной таксономической принадлежности основана, например, и современная экспериментальная оценка класса опасности отходов в РФ.

Оптимальным подходом, отражающим экосистемный подход в оценке экологического качества окружающей среды, следует считать набор минимум из трех биотестов, включающий в качестве тест-видов представителей трех основных трофических уровней – продуцентов, консументов и редуцентов.

Уровень продуцентов в наборе биотестов хорошо представлен зелеными растениями, самое большое представительство имеют виды уровня консументов (беспозвоночные животные и др.), и лишь единичные виды микроорганизмов (в основном светящиеся люминесцирующие бактерии) представляют уровень редуцентов.

Состав элементов такого БиоСканера – инструментария на основе тест-реакций организмов всех основных трофических уровней, отражен на рисунке 4.

Рассмотрим наиболее востребованные при оценке почв варианты биотестирования – биотесты на основе реакций растений.

Фитотестирование проводится в контролируемых условиях лабораторного или вегетационного эксперимента на тест-растениях, результаты которого фиксируются по известным и поддающимся строгому учету характеристикам. С помощью фитотестов определяют как фитостимулирующие эффекты, так и токсичность образцов природных и техногенных сред, различных материалов, химических веществ, промышленных отходов.

Особенно востребованы фитотесты при исследовании почв, что вполне объяснимо, поскольку почва является естественной средой для высших растений.

БиоСканер:

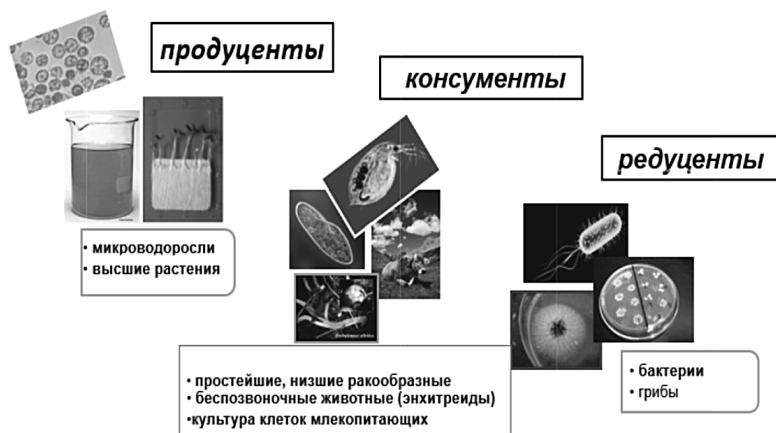


Рис. 4. Состав БиоСканера — инструментария для экспресс-оценки биобезопасности компонентов окружающей среды и техногенных объектов на основе тест-реакций организмов основных трофических уровней

Учет результатов фитотестов в лаборатории проводят по всхожести семян, энергии прорастания растений, длине корней, величине длины ростков проростков семян. Известны несколько стандартных методов, регламентирующих применение определенных видов растений и измеряемых тест-функций [МР 2.1.7.2297-07; ФР.1.31.2012.11560; ФР.1.31.2020.38716; ISO 17616; OCSPP 850.4230; OECD 208; OECD Guidelines, 2006; Phytotoxkit, 2004].

В зависимости от масштаба и цели заложенного эксперимента по фитотестированию выделяют *лабораторный*, *вегетационный* (в сосудах, чашках Петри или планшетах) и *микроделяночный* (на экспериментальных площадках) способы фитотестирования.

В зависимости от времени выделяют *острые* фитотесты (24 — 96 ч) и *хронические* (от семи суток до всего вегетацион-

ного периода растений). В вегетационных и микроделяночных экспериментах проводят оценку *хронической* фитотоксичности, а в лабораторных — *острой* фитотоксичности.

В контролируемых условиях лабораторного или вегетационного эксперимента в качестве тест-растений наиболее часто используются овес посевной, горчица белая, редька масличная, кресс-салат. Известно немало примеров удачного использования и других видов растений. К примеру, для экспериментального биотестирования почв применяют лук-батун (*Allium fistulosum* L.), что обосновывают его высокой чувствительностью, быстротой получения информации, простотой культивирования, небольшими размерами, дешевизной, высокой чувствительностью к мутагенам. Для определения токсичности реактивного топлива и гербицидов успешные биотесты проведены с использованием сорго (*Sorghum bicolor* L.) и бобов (*Phaseolus vulgaris* L.). Для определения токсичности фенолов и хлорфенолов применяли просо обыкновенное (*Panicum miliaceum* L.) [Тишин, 2020].

В редких случаях есть специфические рекомендации к выбору тест-растений для биотестирования экологического состояния почв. Однако в целом предпочтение отдается эндемичным видам однодольных растений в сочетании с двудольными, растениям с мелкими семенами, чтобы они как можно раньше реагировали на внешние воздействия. В методиках планшетного фитотестирования (Фитоскан — ФР.1.31.2012.11560 «Методика измерений биологической активности гуминовых веществ методом фитотестирования» и Фитоскан-2 — ФР.1.31.2020.38716 «Методика измерений биологической активности почв, субстратов растений, гуминовых веществ методом биотестирования») в качестве стандартизированных тест-культур используют представителей однодольных — овес посевной (*Avena sativa* L.) и двудольных — горчицу белую (*Sinapis alba* L.) и редис посевной

(*Raphanus sativus* L.), всхожесть семян которых не менее 90%. У двудольных растений измеряют длину главного корня, выделяющегося толщиной и длиной среди придаточных и боковых корней. У однодольных растений измеряют длину самого длинного корня.

Планшетное фитотестирование имеет ряд преимуществ по сравнению с чашками Петри, в частности, развитие проростков можно фиксировать с помощью анализаторов видеоизображений или сканировать и обрабатывать на компьютере.

Именно такой способ рекомендуется использовать в ГОСТ Р ИСО 18763-2019 для установления токсического воздействия загрязняющих веществ почв и отходов на всхожесть и рост на ранних стадиях высших растений – сорго двухцветного (*Sorghum saccharatum* (L.) Moench), кресс-салата (*Lepidium sativum* L.) и горчицы белой (*Sinapis alba* L.).

Вариант анализа водных растворов или экстрактов почв и отходов называют *элюатным* способом, анализ твердой массы – *аппликатным*.

При выборе формы почвенного материала для анализа токсичности целесообразно отдавать предпочтение субстрату в твердом виде, а не водным экстрактам, так как существует большое количество нерастворимых загрязняющих веществ (в частности, нефтепродукты). Кроме того, в зависимости от типа почв в экстракты будет переходить разное количество поллютантов.

Биотестирование с применением бактерий

Методы, основанные на реакциях чистых культур бактерий, первоначально распространены были для анализа ток-

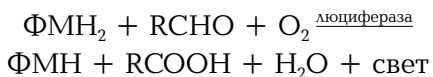
сичности отдельных веществ и препаратов в таких сферах, биомедицинские исследования, клиническая медицина, иммунология (Blaise et al., 1994; Kudryasheva et al., 2002).

К настоящему времени бактериальные биотесты достаточно широко внедрены в экологическую и природоохранную сферу. Биотесты на основе бактерий превосходят многие другие биотесты по скорости получения результата, иногда отмечают превосходство в точности и возможности регистрировать воздействия широкого спектра токсикантов.

Среди микроорганизмов бактериальной природы в практике биотестирования используются виды в основном из двух родов — *Photobacterium* и *Vibrio*. Наиболее распространенные в лабораторных биотестах виды: *P. phosphoreum* Kohn, *P. leiognathi* Boisvert et al., *V. fischeri* Beijerinck, *V. harveyi* Johnson and Shunk). Они представляют группу светящихся бактерий.

Критерием токсического действия в таких биотестах является изменение величины интенсивности биолюминесценции бактерий в исследуемой пробе по сравнению с контрольной пробой, не содержащей токсических веществ. Уменьшение интенсивности свечения прямо пропорционально токсическому эффекту.

Биолюминесцентный бактериальный анализ — один из вариантов хемилюминесцентной реакции. Для осуществления такой реакции необходимы восстановленный флавиномононуклеотид, кислород, длинноцепочечный альдегид и фермент — люцифераза, а конечными продуктами являются жирная кислота, вода и видимый свет:



[Hastings, Johnson, 2003].

Биолюминесцентные биотесты на основе бактерий – Microtox, Tox Alert, LUMISTox – это стандарты, широко применяемые в зарубежной практике. В последние годы все чаще их стали использовать для экологического мониторинга качества вод, донных отложений и почв.

Отечественные разработки, к сожалению, немногочисленны.

Для решения задач прикладной экологии в России наиболее часто применяемой оказалась «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 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04).

Основу этого метода составляет штамм *Escherichia coli*, реконструированный генно-инженерным способом, способный к биолюминесценции бактериальной биомассы в нетоксичных условиях. Количественная оценка параметра бактериальной тест-реакции выражается в виде безразмерной величины – индекса токсичности.

Отмечается, что бактериальный тест чувствителен к широкому спектру химических соединений: тяжелые металлы, пестициды, фенолы, углеводороды и многие другие. С помощью этого бактериального теста можно установить действующие (эффективные) концентрации отдельных веществ и препаратов, вызывающие 50%-ное отклонение от контроля ($ЭК_{50}$ – гашение биолюминесценции на 50%).

Предложенные первоначально для широкого круга исследуемых объектов методики измерения токсичности в последнее время вызывают вопросы относительно их универсальности при сравнении эффективности в работе с разными исследуемыми образцами.

Очевидна необходимость более специфического выбора тест-культур и условий оценки биобезопасности разных объектов, необходимость уточнения пригодности стандартизованных тест-культур к применению для широкого диапазона условий среды. Именно над этим сейчас проводится исследовательская работа многими специалистами и организациями экологического профиля.

3. ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ: РАСЧЕТНЫЕ ИНДЕКСЫ

Применение различных методов оценки воздействий и состояния объектов окружающей среды приводит к получению массива данных, характеризующихся различными единицами измерения. Необходимым этапом обобщения экологической информации является применение способов интегрирования данных экологического мониторинга.

В экологических исследованиях применяются как одномерные, так и многомерные индексы воздействий и состояния.

Известно немало расчетных показателей, отражающих как специфические биологические или геохимические процессы, так и интегральные оценки почв, растительности.

Алгоритмы расчетов индексов экологического состояния различаются.

К широко используемым индексам при оценке почвенных экосистем можно отнести интегральный биологический показатель состояния почв — ИПБС (Казеев и др., 2003); интегральный показатель химического загрязнения почв — Z_c (Саеt, 1991; МУ 2.1.7.730-99), междисциплинарный индекс

Таблица 4
Некоторые шкалы оценки экологического состояния и соответствующей ей техногенной нагрузки

| Критерии оценки уровня нагрузки и прогнозируемого экологического состояния | Значения показателя | | | | Источник информации | |
|--|--|---|-------------------------------------|------------|-----------------------|--|
| | (0 – 16) | (16 – 32) | (32 – 128) | Более 128 | | |
| Индекс химического загрязнения почв, Zc | | (16 – 32) | (32 – 128) | Более 128 | МУ 2.1.7.730-99 | |
| Оценочные шкалы | Диапазоны критических нагрузок по хим. данным доли ед. | (0 – 0,21) | (0,21 – 0,50) | (0,79 – 1) | 1 | Воробейчик и др., 1994 |
| | Балл потери качества почв, % | 0 – 5 | 6 – 20 | 21 – 40 | 41 – 70 | 71 – 100 |
| Ожидаемое экологическое состояние | Уровень техногенной нагрузки | Условно нулевой | Низкий | Средний | Высокий | Кадастрово-физический |
| | | Условно нулевой | | | | |
| Ожидаемое экологическое состояние | Показатели состояния окружающей природной среды | Удовлетворительная экологическая ситуация | Чрезвычайная экологическая ситуация | Высокий | Кадастрово-физический | «Временная методика определения предельного экологического ущерба», 1999 |
| | | | | | | |

экологического состояния по методологии ТРИАД и многие другие.

Несомненным преимуществом использования индексов при экологической оценке объектов окружающей среды являются удобство восприятия и опыт сопоставления численных значений индексов состояния и уровней техногенной нагрузки.

В таблице 4 приведены некоторые оценочные шкалы из российских источников для характеристики экологической обстановки в тех или иных экотопах, испытывающих разную техногенную нагрузку. Диапазоны значений индексов (шкалы) сопоставлены с уровнями техногенной нагрузки и категориями качества состояния окружающей природной среды.

3.1. Оценка химического загрязнения

Определение концентраций химических веществ в почве проводится методами, использующимися при обосновании ПДК (ОДК), или метрологически аттестованными методами. Концентрационные показатели содержания химических веществ рассматриваются, прежде всего, в рамках гигиенической оценки состояния биотопов.

Основным критерием гигиенической оценки загрязнения почв химическими веществами являются предельно допустимая концентрация (ПДК) или ориентировочно допустимая концентрация (ОДК) химических веществ в почве.

Формула расчета показателя химического загрязнения Z_c основывается на суммировании коэффициентов концентрации загрязнителя, которые получают при делении вы-

явленных в образце значений содержания вещества на его содержание на фоновой территории Сф (или ПДК).

Оценка степени опасности загрязнения почвы химическими веществами проводится по каждому веществу с учетом следующих общих закономерностей:

- опасность загрязнения тем выше, чем больше фактическое содержание компонентов загрязнения почвы превышает ПДК, что может быть выражено коэффициентом, т.е. опасность загрязнения тем выше, чем больше превышает единицу.
- опасность загрязнения тем выше, чем выше класс опасности контролируемого вещества, его персистентность, растворимость в воде и подвижность в почве и глубина загрязненного слоя.
- опасность загрязнения тем больше, чем меньше буферная способность почвы, которая зависит от механического состава, содержания органического вещества, кислотности почвы. Чем ниже содержание гумуса, рН почвы и легче механический состав, тем опаснее ее загрязнение химическими веществами.

При полиэлементном загрязнении оценка степени опасности загрязнения почвы допускается по наиболее токсичному элементу с максимальным содержанием в почве.

При загрязнении почвы одним веществом неорганической или органической природы оценку степени загрязнения проводят с учетом класса опасности компонента загрязнения, его ПДК и максимального значения допустимого уровня содержания элемента.

Коэффициент концентрации химического вещества определяется отношением фактического содержания определяемого вещества в почве к фоновому (или ПДК, если неизвест-

ны значения для фоновых территорий) и осуществляется по формуле (1):

$$K_c = C/C_f, \quad (1)$$

где C – фактическое содержание определяемого вещества в почве; C_f – фоновое региональное содержание определяемого вещества в почве.

Суммарный показатель загрязнения равен сумме коэффициентов концентраций химических элементов-загрязнителей и выражен формулой (2):

$$Z_c = \sum(K_1 + \dots + K_n) - (n - 1), \quad (2)$$

где n – число определяемых веществ; K_i – коэффициент концентрации i -го компонента загрязнения.

В расчет Z_c включают только элементы, превышающие фон.

Официально принята следующая градация территорий в зависимости от значения Z_c :

Z_c менее 16 – территория со слабым, допустимым уровнем загрязнения;

$Z_c = 16 - 32$ – территория со средним, умеренным уровнем загрязнения;

$Z_c = 32 - 128$ – территория с высоким, опасным уровнем загрязнения;

Z_c более 128 – территория с очень высоким, чрезвычайно опасным уровнем загрязнения.

3.2. Оценка биологического состояния

Примером комплексной оценки по биотическим параметрам может служить интегральный показатель биологи-

ческого состояния почвы (ИПБС), предложенный в качестве критерия степени нарушения экологических функций почвы (Казеев и др., 2003).

На первом этапе при расчете баллов для этого индекса наибольшее значение определенного биотического показателя в исследуемой серии образцов принимается за 100% и по отношению к нему в процентах выражается значение этого же показателя в остальных образцах (3).

$$B_1 = \frac{B_x}{B_{\max}} \cdot 100\%, \quad (3)$$

где B_1 – относительный балл показателя, B_x – фактическое значение показателя, B_{\max} – максимальное значение показателя.

Затем суммируются уже относительные значения биологических параметров и рассчитывается средний оценочный балл изученных показателей для образца (варианта опыта) (4):

$$B_{\text{ср.}} = (B_1 + B_2 + B_3 + \dots + B_n) / N, \quad (4)$$

где $B_{\text{ср.}}$ – средний оценочный балл показателей, N – число показателей.

Интегральный показатель биологического состояния почвы рассчитывается по формуле (5):

$$\text{ИПБС} = \frac{B_{\text{ср.}}}{B_{\text{ср.}\max}} \cdot 100\%, \quad (5)$$

где $B_{\text{ср.}}$ – средний оценочный балл всех показателей, $B_{\text{ср.}\max}$ – максимальный оценочный балл всех показателей.

При диагностике загрязнений значение каждого из показателей в незагрязненной почве принимается за 100% и по отношению к нему в процентах представляют значения этого же показателя в загрязненной почве.

Принята следующая трактовка значений ИПБС по отношению к функционированию почв.

Если ИБСП уменьшился менее чем на 5%, то почва выполняет свои экологические функции нормально, при снижении значений ИПБС на 5 – 10% происходит нарушение информационных экофункций, на 10 – 25% – биохимических, физико-химических, химических и целостных, более чем на 25% – физических.

К недостаткам данной методики следует отнести отсутствие учета изменений химических и физических свойств нарушенных почв.

Индекс функционального биоразнообразия микробиома

Еще одним способом оценки активности почвенного микробиома является интегральный показатель «здоровья почв», основанный на параметрах *функционального биоразнообразия (ФБР)* почвенного микробного сообщества, вычисленный на основе спектров потребления субстратов, полученных методом мультисубстратного тестирования (Горленко, Кожевин, 2005).

В последние десятилетия все чаще используют расчеты изменения биотических показателей в интеграции с химическими.

Интегральный *индекс экологического состояния экосистемы (ИИЭС)* уже представляет собой комбинацию двух составляющих, отражающих экологическое состояние по химическим и биологическим показателям.

ИИЭС определяется как (6):

$$\text{ИИЭС} = \frac{\sum B_i + \sum H_i}{N_b + N_h}, \quad (6)$$

где B_i и H_i — соответственно используемые биотические и гидрохимические показатели, выраженные в относительных единицах (баллах); N_b и N_h — количество отобранных показателей.

Важным элементом этой методики является использование безразмерных величин (баллов), которые устанавливаются на основании экспертных оценок.

Кривая зависимости между антропогенной нагрузкой и ИИЭС по своему характеру является типичной S-образной функцией «доза-эффект» с характерной точкой перегиба, которая характеризует критический уровень антропогенной нагрузки (Воробейчик и др., 1994; Левич и др., 1994; Коновалов и др., 2017).

3.3. Оценка по междисциплинарной методологии ТРИАД

Комплексную оценку воздействия на природные объекты предполагает так называемый «триадный подход» (TRIAD approach), основанный на междисциплинарной методологии. Его суть заключается в свертывании информации о химических, экотоксикологических и биоиндикационных исследованиях в обобщающий индекс экологического состояния исследуемого объекта.

Триадный подход считается надежным приемом характеристики экологического состояния при оценке воздействий на природные среды.

Метод предполагает получение информации о состоянии исследуемого объекта на различных уровнях биологической организации — от организма до уровня популяции и сообщества. Формализация данных проводится путем расчета

индексов по химическим, биоиндикационным и токсикологическим данным.

Основы методологии ТРИАД были разработаны в ходе мониторинга донных отложений канадским ученым П. Чапменом (Chapman 1996; 2001).

С 2017 года метод ТРИАД применительно к оценке почв стал международным стандартом (ISO 19204:2017 «Soil quality – Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)»; в русскоязычном варианте «Качество почвы. Методика оценки экологического риска локального загрязнения почвы (ТРИАД-ный подход к оценке качества почвы)».

Триадный подход устанавливает определенные требования к получению экспериментального материала.

Суть этого подхода заключается в оценке качества объектов по нескольким группам показателей:

- химические,
- биоиндикационные,
- токсикологические.

По этим группам показателям рассчитываются соответствующие индексы состояния (ИС):

ИС_х – по химическим показателям,

ИС_б – по биоиндикационным показателям,

ИС_т – по токсикологическим показателям.

Полученный экспериментальный материал (содержание загрязняющих веществ, показатели токсичности для стандартизованных тест-систем и биоиндикационные показатели) группируется по пробным площадкам и подвергается математической обработке. По определенным алгоритмам полученные показатели нормируются по шкале значений индексов состояния (от 0 до 1). Графически принято от-

ражать расчетные показатели в виде треугольников, как показано на рисунке 5. При этом 0 – соответствует нормальному состоянию экосистемы (центр треугольника), а 1 – крайней степени нарушенности (вершины треугольника). Соответственно, площадь темного поля треугольника

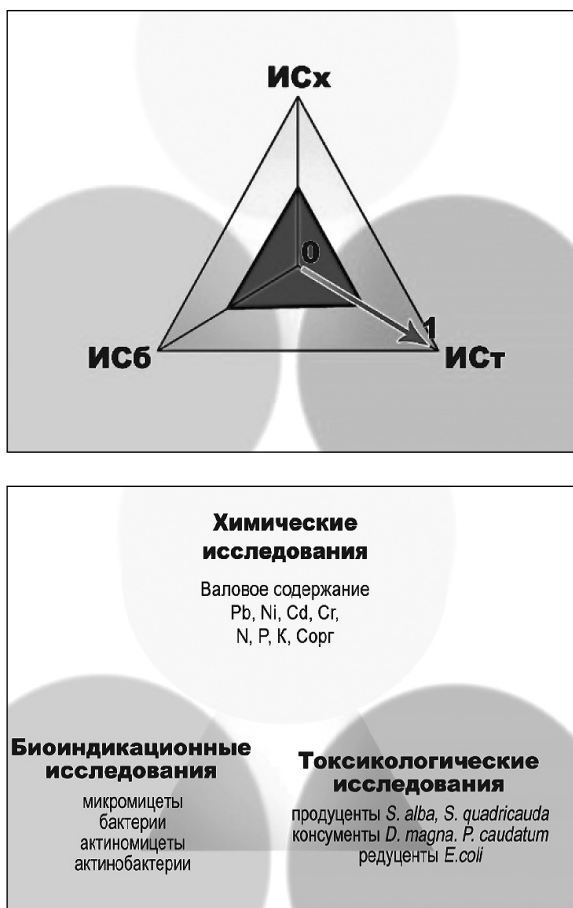


Рис. 5. Графическое представление составляющих триадного подхода: интегральный индекс состояния – ИС (слева) и исследованные показатели в почве разных участков урбаноземов г. Кирова (справа) (по М.А. Пукальчик и др., 2015)

характеризуют большую или меньшую степень нарушенности (рис. 5).

Расчет индекса состояния почв по химическим показателям

Расчет индекса состояния по химическим показателям ($ИС_x^i$) проходит в несколько этапов путем сравнения полученных значений для пробы с данными фона (ПДК) по каждому показателю.

При этом предлагается выбор вида функции перевода к нормированной шкале значений индексов состояния (от 0 до 1).

При сравнении результатов оценки содержания химических веществ в исследуемых образцах с ПДК для перехода к шкале, нормированной от 0 до 1, применяют функции вида (7):

$$ИС_x^i = \begin{cases} \frac{C_i}{ПДК} \cdot 0,50, & \text{если } C_i \leq ПДК \\ 0,50 + \left(\frac{C_i - ПДК}{100ПДК - ПДК_i} \right) \cdot 0,50, & \text{если } ПДК < C_i \leq 100ПДК \\ 1, & \text{если } 100ПДК < C_i \end{cases} \quad (7)$$

где $ИС_x^i$ — преобразованное значение, индекс состояния почв по концентрации i -го химического показателя, C_i — концентрация i -го химического показателя в пробе, ПДК — предельно допустимая концентрация i -го химического показателя в фоне.

В случае, если ПДК для i -го химического показателя не установлен (содержание элементов питания растений в почвах, $C_{орг}$), расчеты ведут относительно значений в фоновом образце.

Средние значения индекса состояния почв по химическим данным (ИС_Х) рассчитывают по формуле (8):

$$ИСХ = \frac{\sum_{i=1}^n I_x^i}{n}, \quad (8)$$

где n — количество исследованных показателей.

Расчет индекса состояния почв по токсикологическим показателям

При расчете индекса состояния объекта по токсикологическим показателям используют результаты лабораторного биотестирования опытных образцов и контрольных (фоновой территории). Анализируют значения тест-функций нескольких биотест-систем.

Значения тест-функций i -й тест-системы (биотеста) сравнивают со значениями, полученными для фонового образца по формуле 9:

$$П_i = \frac{|T_i - T_{фон_i}|}{T_{фон_i}}, \quad (9)$$

где $П_i$ — степень отклонения значения тест-функции i -го биотеста в пробе от фона; T_i — значение тест-функции i -го биотеста в пробе, $T_{фон_i}$ — значение в фоновом образце.

Для перехода к шкале, которая нормирована от 0 до 1, применяются функции вида (10):

$$ИС_T^i = \begin{cases} 0, & \text{если } П_i \leq 0,20 \\ \frac{П_i - 0,20}{0,80 - 0,20}, & \text{если } 0,20 < П_i \leq 0,80, \\ 1, & \text{если } П_i > 0,80 \end{cases} \quad (10)$$

**Расчет индекса состояния почв
по биоиндикационным показателям**

Для оценки состояния исследуемого объекта (почвы) по биоиндикационным показателям применяется алгоритм действия, аналогичный расчету индекса ИСт. Для расчета ИСб используются те же формулы сравнения с фоном (9) и функций (10).

Индекс состояния по токсикологическим и биоиндикационным параметрам рассчитывают путем нахождения среднего арифметического из ИСт_г и ИСб_г.

Обобщающий расчет для вычисления интегрального индекса состояния по триаде показателей – химическим, токсикологическим и биоиндикационным (ИСх, ИСт и ИСб, соответственно) – проводится с введением, так называемых «весовых коэффициентов», отражающих особую значимость биотических показателей в общей оценке.

Итоговая формула расчета интегрально индекса состояния ИС экосистемы включает «весовые коэффициенты», равные 1,5 и 2,0 и имеет вид (11):

$$\text{ИС} = \frac{\text{ИСх} + 1,5 \cdot \text{ИСт} + 2,0 \cdot \text{ИСб}}{1,0 + 1,5 + 2,0}. \quad (11)$$

Предложение А. Дагнино и соавторов (2008) о присвоении «весовых коэффициентов» в данном случае оправдано, поскольку именно биотические (токсикологические и биоиндикационные) показатели являются наиболее информативными с точки зрения поддержания устойчивого состояния экосистем и выполнения почвами экологических функций, в частности, такой как среда обитания для живых организмов.

**Соответствие ИС категориям
качества почв и нагрузки**

Для соотнесения значений ИС с качеством почв и оценки воздействий предлагается воспользоваться пятиуровневой шкалой их градации.

Диапазон значений индекса состояния разделен на пять категорий: 0 ; $0 < \text{ИС} < 0,30$; $0,30 \leq \text{ИС} < 0,50$; $0,50 \leq \text{ИС} \leq 0,79$; $0,79 \leq \text{ИС} \leq 1$ (таблица 5).

Таблица 5

**Соответствие интегрального индекса состояния (ИС),
определенного на основе Триадного подхода,
категориям качества почв, состояния и нагрузки**

| Значение ИС | Категория качества почв | Степень нагрузки | Состояние почвы |
|---------------------------------|-------------------------|------------------|-----------------------|
| ИС = 0 | I | допустимая | фоновое |
| $0 < \text{ИС} < 0,30$ | II | низкая | слабо нарушенное |
| $0,30 \leq \text{ИС} < 0,50$ | III | средняя | нарушенное |
| $0,50 \leq \text{ИС} \leq 0,79$ | IV | высокая | сильно нарушенное |
| $0,79 \leq \text{ИС} \leq 1$ | V | очень высокая | необратимо нарушенное |

Эти градации ИС характеризуют степень антропогенной нагрузки на почвы и экологическое состояние почв в соответствии с отечественным опытом нормирования.

При этом полярные значения (от 0 до 1) соответствуют градациям «хорошо» и «плохо», а промежуточные также могут быть интерпретированы в данных терминах по принципу: чем больше индекс, тем больше отличие от фона и тем большую нагрузку испытывают почвы.

На основе методологии Триад рассчитывают не только состояние, но и воздействие. В частности, этот метод применяется для характеристики воздействий и показателей ремедиационной активности гуминовых продуктов.

Так, для оценки ремедиационного потенциала гуминовых продуктов (ГП) и степени восстановления экологических функций почв предложен индекс ремедиации (ИР).

В основу расчетов ИР положена оценка экологического состояния загрязненных тяжелыми металлами почв, согласно методологии Триад, по формуле (12):

$$\text{ИР} = \frac{\text{ИС}_Г \cdot 100}{\text{ИС}_З}, \quad (12)$$

где ИР – индекс ремедиации; ИС_Г – индекс состояния почвы, обработанной гуминовым продуктом; ИС_З – индекс состояния загрязненной почвы, не обработанной ГП (контроль). Ранжирование ИР, отражающего эффективность гуминовых продуктов, показано на рисунке 6.

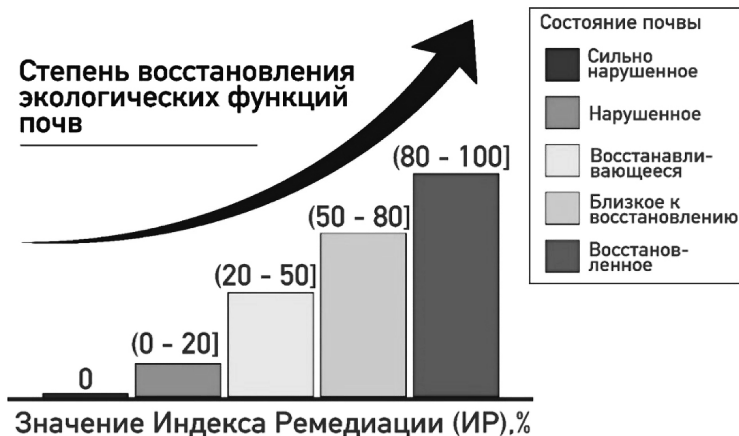


Рис. 6. Ранжирование индекса ремедиации в соответствии со степенью восстановления экологических функций почв и оценкой их состояния (по М.И. Панова, 2022)

При этом полярные значения (от 0 до 100) соответствуют градациям «плохо» и «хорошо», а промежуточные могут быть интерпретированы по принципу чем больше индекс — тем лучше ГП восстанавливают экологические функции загрязненных ТМ почв, тем выше их ремедиационный потенциал.

Метод TRIAD считается объективной и разносторонней оценкой, в нем междисциплинарный уровень показателей обеспечен интеграцией «триады» экологических данных химических, биологических и токсикологических показателей.

ТЕРМИНЫ И ОПРЕДЕЛЕНИЯ

Аэротоп — внутренняя атмосферы экосистемы, представляющая собой часть приземного слоя воздуха, состав и режим которого находятся под воздействием компонентов экосистемы, прежде всего растительности и почвы.

Биологическое разнообразие («биоразнообразие») — изменчивость живых организмов из всех источников, включая, среди прочего, наземные, морские и другие водные экосистемы, и экологические комплексы, частью которых они являются; это включает разнообразие внутри видов, между видами и экосистемами (Конвенция о биологическом разнообразии, 1992 г.).

Биотестирование — лабораторный метод оценки качества объектов окружающей среды по определенным, поддающимся учету характеристикам живых организмов в стандартных условиях.

Выживаемость — способность организмов сохранять свои характеристики в условиях воздействия неблагоприятных факторов.

Интегральная токсичность — токсичность сложных смесей, сточных вод, многокомпонентных факторов.

Критерий токсичности — значение характеристики отклика тест-организма на повреждающее действие среды, используемое в методиках биотестирования.

Референтная почва — незагрязненная почва, отобранная поблизости от загрязненного участка, со свойствами (содержание питательных веществ, pH, содержание органического углерода и механический состав), близкими к свойствам исследуемой загрязненной почвы.

Токсический эффект — изменение любого показателя жизнедеятельности или функций тест-организма под воздействием токсиканта.

Экосистема (биогеоценоз) — биологическая система, состоящая из сообщества живых организмов, среды их обитания, системы связей, осуществляющей обмен веществ и энергии между ними.

Эффективная (действующая) концентрация (ЭК, или ЕС) — концентрация токсиканта, вызывающая определенный количественно выраженный эффект. *Полуэффективная концентрация* — ЭК₅₀ (ЕС₅₀) — концентрация, вызывающая 50% отклонение от контроля тест-функции за установленное методикой время.

РЕКОМЕНДУЕМАЯ ЛИТЕРАТУРА

Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / Под ред. О.П. Мелеховой и Е.И. Егоровой. — М.: Академия, 2007. — 288 с.

Биотестирование в экологическом контроле / Под ред. В.А. Тереховой / В.А. Терехова, Д.М. Гершкович, М.М. Гладкова и др. — М.: ГЕОС, 2017. — 70 с.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений. — Екатеринбург: Наука, 1994. — 280 с.

Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. — М.: Наука, 1994. — 268 с.

Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений / М.Г. Опекунова. — СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2016. — 300 с.

Филенко О., Михеева И. Основы водной токсикологии. — М.: Колос, 2007. — 144 с.

Дополнительная литература

Белюченко И.С. Оценка воздействия на окружающую среду: учеб. пособие / И.С. Белюченко, О.А. Мельник, А.А. Теучеж. — Краснодар: КубГАУ, 2018. — 95 с.

Биотестирование качества среды с использованием гидробионтов. Раздел большого практикума по гидробиологии: Учебно-методическое пособие / О.Ф. Филенко, Е.Ф. Исакова, Д.М. Гершкович и др. — М.: 2015. — 44 с.

Горленко М.В., Кожевин П.А. Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ. М.: МАКС Пресс. 2005. — 87 с.

Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады Академии наук. 1994. Т. 337. № 2. С. 280 — 282.

Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. РГУ, Ростов-на-Дону. 2003. — 204 с.

«Качество почвы. Методика оценки экологического риска локального загрязнения почвы (триадный подход к оценке качества почвы)»/. «Soil quality — Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)» ISO 19204:2017

Методические рекомендации по установлению ПДК загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — М.: ВНИРО. 1998. — 145 с.

Николаева О.В., Терехова В.А. Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1141 — 1152.

Обоснование класса опасности отходов производства. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. МР 2.1.7.2297-07.2007

Практикум по биотестированию экотоксичности почв: учебное пособие / В.А. Терехова, А.А. Рахлеева, Е.В. Федосеева, А.П. Кирюшина. — Москва: МАКС Пресс, 2022. — 102 с.

Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. — М.: Наука, 2007. — 215 с.

Условия отбора и подготовки проб для некоторых методов биотестирования вод, почв и отходов. Учебно-методическое пособие / В.М. Вавилова, В.А. Терехова. М: МГУ, ИПЭЭ РАН, 2010. — 28 с.

Фегосеева Е.В., Сапункова Н.Ю., Терехова В.А. Практическая экотоксикология: оценка чувствительности биотест-культур: учебное пособие. — М.: ГЕОС, 2016. — 54 с.

Нормативно-правовые акты

Лесной кодекс Российской Федерации от 04.12.2006 г. № 200-ФЗ: приказ МПР РФ от 29.05.2017 № 264. — Режим доступа: <https://base.garant.ru/12150845/>

Об охране окружающей среды: федер. закон РФ от 10.01.2002 № 7-ФЗ. — Режим доступа: <http://base.garant.ru/12125350/>.

Об утверждении Положения об оценке воздействия намечаемой хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду в Российской Федерации: приказ Госкомэкологии РФ от 16 мая 2000 г. № 372. — Режим доступа: <http://base.garant.ru/12120191>

Об утверждении Критериев отнесения отходов к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду: приказ Минприроды от 4 декабря 2014 года N 536 — Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/420240163?marker=64U0IK>

Об обеспечении единства измерений: фед. закон от 26 июня 2008 г. N 102-ФЗ — Режим доступа: <https://base.garant.ru/12161093/>

ВОПРОСЫ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЯ

1. Дать определение понятию «здоровье экосистемы».
2. Для чего проводится оценка современного состояния окружающей среды при планировании ОВОС?
3. Основные составляющие биодиагностики.
4. Суть различий показателей, полученных методами биоиндикации и биотестирования.
5. Ограничения и недостатки оценки состояния объектов окружающей среды по абиотическим параметрам.
6. Достоинства и преимущества методов биоиндикации перед методами физико-химического контроля.
7. Основные виды воздействий на растительный покров.
8. Особенности оценки воздействий на представителей животного мира.
9. Стадии экологического нарушения (воздействия) при оценке животного мира.
10. Теоретическая основа включения показателей био-разнообразия в программу оценки воздействий.

11. Иерархические уровни контролируемых параметров при оценке биоразнообразия.
12. Контролируемые параметры биоразнообразия территориально-регионального уровня.
13. Контролируемые параметры биоразнообразия видового уровня.
14. Категории видов, рекомендуемых к анализу при оценке разнообразия.
15. Контролируемые параметры биоразнообразия биоценотического уровня.
16. Понятие «норма» экосистем. Подходы к выбору фоновых (эталонных) участков.
17. Определение и сущность параметра экотоксичности.
18. Количественные показатели экотоксичности. Определение полуэффективной (действующей) концентрации.
19. Наиболее распространённые в практике экологического контроля биотест-системы.
20. Интегральные индексы состояния (ИС) экосистем. Алгоритм расчета ИС на основе междисциплинарной методологии ТРИАД.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Приложение А

**Градации безвредной для гидробионтов
кратности разведения водной вытяжки
из отхода, соответствующие определенному
классу опасности**

| Класс опасности отхода | Кратность (Кр) разведения водной вытяжки из отхода |
|------------------------|--|
| I | $K_p > 10000$ |
| II | $1000 < K_p \leq 10000$ |
| III | $100 < K_p \leq 1000$ |
| IV | $1 < K_p \leq 100$ |
| V | $K_p = 1$ |

Приложение Б

Наиболее распространенные в экологическом контроле методики измерения токсичности*

ФР.1.39.2006.02506. ПНД Ф Т 14.1:2:3.13-06 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.10-06). Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg.

ФР.1.31.2012.11560 Методика измерений биологической активности гуминовых веществ методом фитотестирования.

ФР 1.39.2006.02505. ПНД Ф Т 14.1:2.14-06 (ПНД Ф Т 16.1:3.11-06) Методика определения токсичности высокоминерализованных поверхностных и сточных вод, почв и отходов по выживаемости солоноватоводных рачков *Artemia salina* L.

ФР.1.39.2007.04104. ПНД Ф Т 16.3.12-07. Методика определения токсичности золошлаковых отходов методом биотестирования на основе выживаемости парамеций и цериодафний.

ФР.1.31.2009.06301; ПНД Ф 14.1:2:4:15-09 (16.1:2:2.3:3.13-09) Методика выполнения измерений индекса токсичности

* Приведены на сайте Федерального фонда по обеспечению единства измерений РФ <https://reestru.ru/fgis-arshin-gosreestr/>).

почв, почвогрунтов вод и отходов по изменению подвижности половых клеток млекопитающих *in vitro*.

ФР.1.37.2010.08619 (ПНД Ф Т 16.1.17-10) Методика выполнения измерений интенсивности потребления тест-субстратов микробными сообществами почв и почвоподобных объектов фотометрическим методом.

ФР.1.39.2014.18039 Методика измерений токсичности почв по реакциям энхитреид.

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

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

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

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.7-04). Методика определения токсичности проб поверхностных пресных, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer).

ПНД Ф Т 14.1:2:4.12-06 (ПНД Ф Т 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.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04 (ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04). Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой «Эколюм» на приборе «Биотокс-10».

ПНД Ф Т 16.2:2.2-98. Методика определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий.

Учебное издание

Вера Александровна Терехова

**БИОДИАГНОСТИКА
И ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЙ
НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ**

Учебное пособие

ООО «Издательство ГЕОС»
129315, Москва, 1-й Амбулаторный пр-д, 7/3-114.
Тел./факс: (495) 959-35-16, (499) 152-19-14, 8-926-222-30-91.
E-mail: geos-books@yandex.ru,
www.geos-books.ru

ООО ИПК «Панорама»
Подписано к печати 01.06.2023
Формат 60 × 90¹/₁₆. Бумага офсетная.
Печать офсетная. Уч.-изд. л. 7,0.
Тираж 300 экз.

Отпечатано в полном соответствии с представленным электронным
оригинал-макетом в ОАО «Альянс «Югполиграфиздат»,
ООО ИПК «Панорама»
400001, г. Волгоград, ул. КИМ, 6



Терехова Вера Александровна - доктор биологических наук, профессор кафедры земельных ресурсов и оценки почв факультета почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова. *Научные интересы:* развитие концепции биотического контроля окружающей среды на основе биоиндикационных и экотоксикологических исследований экосистем, разработка принципов формирования системы информативных биотических показателей, биотехнологические приемы для экологической оценки и ремедиации почв. Автор более 250 публикаций, в том числе 10 монографий и 6 учебных пособий. Научный руководитель 8 кандидатских диссертаций.

Организатор и руководитель аккредитованной лаборатории экотоксикологического анализа почв - ЛЭТАП МГУ (2002-2022), заведующая лабораторией изучения экологических функций почв ИПЭЭ РАН (2013-2016), Президент SETAC RLB (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Russian Language Branch) - русскоязычного отделения Международного Общества экотоксикологии и химии окружающей среды (2013-2016).

В издании изложены современные подходы к использованию биоиндикации и биотестирования при оценке экологического состояния объектов окружающей среды, этапы организации ОВОС, задачи и характеристики территориально-регионального, биоценотического и видового уровней индикации биоразнообразия как приоритетной стратегии оценки воздействий. Особое внимание уделено способам интеграции результатов химических, биоиндикационных и токсикологических исследований природных сред с помощью расчетных индексов и междисциплинарной методологии ТРИАД.