

МИНОБРНАУКИ РОССИИ
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего образования
«Тверской государственный технический университет»
(ТвГТУ)

В.В. Левинский, Г.Н. Иванов, Л.В. Лобачева

МЕТОДЫ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

ЧАСТЬ 1

Учебное пособие

Тверь 2023

УДК 574.4 (075)

ББК 28.081я73

Рецензенты: кандидат технических наук начальник лаборатории мониторинга загрязнения окружающей среды Тверского ЦГМС Кузовлев В.В.; доктор биологических наук, доцент, заведующая кафедрой ботаники биологического факультета ТвГУ Мейсурова А.Ф.

Левинский В.В., Иванов Г.Н., Лобачева Л.В. Методы экологических исследований: учебное пособие: в 2 ч. Тверь: Тверской государственный технический университет, 2023. Ч. 1. 104 с.

Материал изложен с учетом требований государственного образовательного стандарта по курсу «Методы экологических исследований» для технических вузов. Даны основные положения организации экологических исследований главных компонентов окружающей среды: атмосферного воздуха, поверхностных вод, почв, биоты. Рассмотрены виды экологических исследований, методы интерпретации информации о состоянии окружающей среды и оценки степени загрязнения отдельных природных компонент.

Предназначено для студентов экологических специальностей и направлений, изучающих дисциплину «Методы экологических исследований». Может быть полезно экологам и специалистам промышленных предприятий, а также всем тем, кто интересуется вопросами охраны окружающей среды, оценкой и прогнозом ее загрязнения.

ISBN 978-5-7995-1268-2

ISBN 978-5-7995-1269-9

© Тверской государственный
технический университет, 2023
© Левинский В.В., Иванов Г.Н.,
Лобачева Л.В., 2023

ВВЕДЕНИЕ

Неизбежное возрастание антропогенной нагрузки на среду обитания, вызванное техническим прогрессом, ростом народонаселения и потребления природных ресурсов, увеличением объемов образующихся отходов и массы поступающих загрязняющих веществ, физическим воздействием, привело к необратимым изменениям в составе и свойствах почв, водных объектах, атмосферном воздухе, биоте, экосистемах. Экологические проблемы, порожденные цивилизацией, угрожают дальнейшему ее существованию.

Без изучения, мониторинга и контроля за состоянием природных компонентов, биогеоценозов различного уровня невозможно предупредить возникновение неблагоприятных экологических ситуаций. Обеспечение комплексности экологических исследований позволит выявить как причину негативных изменений и спрогнозировать их тенденции, так и разработать мероприятия по предотвращению, ликвидации этих изменений и рекультивации нарушенных экосистем.

В настоящее время ученые обеспечены достаточным количеством современных средств аналитического контроля за качественными и количественными показателями состояния различных природных компонентов, методической базой изучения любых естественных и техногенных объектов. При этом наличие точнейших средств измерений, которыми владеет исследователь, еще не гарантирует получение точного результата, если не разработана методология исследований, не выполнены регламентированные правила отбора проб и пробоподготовки, процедуры анализа и обработки полученных данных.

В основу учебного пособия положены нормативные и технические документы, справочники, руководства и методики в области отбора проб и анализа воздуха, воды, почвы, донных отложений и техногенных объектов, рекомендованные для проведения экологических, агрохимических, инженерных и других видов исследований.

Представленные описания методов и методик дают представление о разнообразии применяемых в экологических исследованиях способах изучения и подходах, их возможностях, позволяющих получить достоверную информацию о качестве и состоянии природных (почвы, воды, атмосферном воздухе, биоте) и техногенных (отходах, промышленных выбросах) объектов, а также механизмах обработки экспериментальных данных.

1. МЕТОДОЛОГИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

1.1. Общие сведения

Целью экологических исследований является получение информации о состоянии различных объектов, которые составляют единую экологическую систему. Экологическая система Земли в настоящий момент включает в себя сложную совокупность природных (естественных, ненарушенных), природно-антропогенных и антропогенных объектов и компонент, находящихся в непрерывном взаимодействии друг с другом.

Для однозначного понимания объектов экологических исследований в рамках дисциплины примем определения:

окружающая среда – совокупность компонентов природной среды, природных, природно-антропогенных и антропогенных объектов;

природная среда – совокупность компонентов природной среды, природных и природно-антропогенных объектов;

компоненты природной среды – земля, недра, почвы, поверхностные и подземные воды, атмосферный воздух, растительный, животный мир и иные организмы, а также озоновый слой атмосферы и околоземное космическое пространство, обеспечивающие в совокупности благоприятные условия для существования жизни на Земле;

природный объект – естественная экологическая система, природный ландшафт и составляющие их элементы, сохранившие свои природные свойства;

природно-антропогенный объект – природный объект, измененный в результате хозяйственной и иной деятельности, и (или) объект, созданный человеком, обладающий свойствами природного объекта и имеющий рекреационное и защитное значение;

антропогенный объект – объект, созданный человеком для обеспечения его социальных потребностей и не обладающий свойствами природных объектов;

естественная экологическая система – объективно существующая часть природной среды, которая имеет пространственно-территориальные границы и в которой живые (растения, животные и другие организмы) и неживые ее элементы взаимодействуют как единое функциональное целое и связаны между собой обменом веществ и энергией;

природный комплекс – комплекс функционально и естественно связанных между собой природных объектов, объединенных географическими и иными соответствующими признаками;

природный ландшафт – территория, которая не подверглась изменению в результате хозяйственной и иной деятельности и характеризуется сочетанием определенных типов рельефа местности, почв, растительности, сформированных в единых климатических условиях [21].

Достоверную информацию о состоянии окружающей среды получают следующим образом: сначала изучают отдельные природные компоненты и объекты, затем ландшафты, постепенно переходят к исследованию природных, природно-антропогенных комплексов и их взаимосвязей и далее всей глобальной экосистемы.

Многообразие связей, формирующихся в экологических системах, обуславливает разнообразие методов экологических исследований, позволяющих выявить качественное состояние компонентов окружающей среды, их влияние на живые организмы и оценку их состояния в условиях обитания, подвергающихся непрерывному антропогенному воздействию.

Среди методов, используемых в экологии, по особенностям их применения можно выделить общенаучные и частные (то есть собственно экологические) методы. Методы экологии можно разделить также на лабораторные и полевые. Последние в свою очередь делятся на маршрутные, стационарные, описательные и экспериментальные. Полевые исследования в экологии наиболее значимы, поскольку именно они позволяют изучить экологические явления и процессы непосредственно в природной или природно-антропогенной среде; установить взаимосвязи организмов со средой, выявить экологические факторы среды [2].

Среди общенаучных методов выделяют наблюдение и описание, сравнительный, исторический, экспериментальный и статистический методы, метод моделирования и т. д.

Важным аспектом поставленных исследовательских целей является обоснование и выбор методологии.

Методология (от греч. *μεθοδολογία* – «учение о способах») – учение о методах, способах и стратегиях изучения предмета.

Таким образом, каждый этап получения сведений о состоянии окружающей среды должен быть обоснован целью и задачами исследования и имеющимися в распоряжении методами: от отбора проб (либо натурного изучения (*in vivo*)), их анализа (измерения) до обработки и интерпретации полученных данных. При этом по мере поступления информации возможно (и необходимо) корректировать методологию. Совершенствование методов и методик отбора, анализа и измерений дает возможность приобрести более точные, верные данные. Неправильное применение методов исследования может привести к ошибкам, накоплению неверной информации и неправильным выводам, сделанным на ее основе.

1.2. Виды методов экологических исследований

Экологические исследования строятся на качественной и количественной оценке изучаемых объектов и процессов как природного, так и антропогенного (техногенного) происхождения. При этом учитываются фактическое состояние отдельных природных компонентов, ландшафтов, среды в целом; загрязнение, обусловленное воздействием человека, тенденции его развития; мощность воздействующих природных и техногенных факторов; изменение в целом видового разнообразия и состояния отдельных популяций района, где проводятся исследования, их продуктивности, заболеваемости и др.

Иными словами, экологические исследования – это комплексное изучение окружающей среды во всем ее многообразии с применением методов и подходов различных областей фундаментальных и прикладных наук.

Как правило, указанные исследования осуществляют специалисты по отдельным научным направлениям, затем полученную информацию анализируют, сопоставляют и делают обобщения относительно всего изученного объекта, биогеоценоза, экосистемы.

Методы экологических исследований, в зависимости от объекта изучения и используемых методических подходов, можно подразделить:

- на геоэкологические,
- гидрогеологические,
- гидрометеорологические,
- гидроэкологические,
- геохимические,
- геофизические,
- геоморфологические,
- биоэкологические,
- аэрокосмические,
- математические [19].

На самом деле приведенный перечень не является исчерпывающим, поскольку из-за прикладного характера экологические исследования могут применяться в различных отраслях народного хозяйства и использовать методы и методологию из других отраслей (например, из географии, картографии, медико-биологических наук и др.).

Опишем каждую из приведенных выше групп методов.

Геоэкологические методы. Объектами геоэкологических исследований являются территории, природно-технические и экологические системы.

Выделение границ исследуемого территориального объекта может быть обусловлено административным аспектом (административным районом), геоморфологическим или бассейновым принципом или определено заказчиком.

В качестве природно-технической системы (ПТС) может выступать любой территориально-промышленный комплекс или любой промышленный объект как источник загрязнения окружающей природной среды. В процессе геоэкологических исследований проводится оценка степени воздействия ПТС на все компоненты указанной среды, а также устанавливается ущерб, который наносит ПТС природно-ресурсному потенциалу.

Другим объектом геоэкологических исследований выступают экологические системы. Это могут быть отдельные лесные массивы, водоемы, реки и другие объекты, за исключением популяций живых организмов, которые находятся в центре внимания биоэкологии.

В пределах определенных границ изучаются компоненты природной среды, втянутые в хозяйственное освоение или подверженные указанному воздействию, природные ресурсы и составные части исследуемых объектов (территорий, ПТС и экосистем).

В состав предметной области геоэкологических исследований входят почвы и почвогрунты, растительность, поверхностные и подземные воды, приповерхностная атмосфера и природно-техногенные процессы. Кроме того, предметная область включает все виды природных ресурсов и функциональное применение территории (объектов). Таким образом, предметная область рассматриваемых исследований состоит:

- 1) из компонентов природной среды;
- 2) природных ресурсов;
- 3) видов функционального использования территории (объектов).

Именно характеристики этих трех частей предметной области и являются объектами геоэкологических исследований.

Выделяют следующие основные группы методов геоэкологических исследований:

- методы получения информации об изучаемом объекте,
- методы ведения мониторинговых наблюдений,
- методы обработки геоэкологической информации.

Геоэкологические исследования оперируют тем же комплексом методов, который применяется в геологии, гидрологии, метеорологии и географии. Требуется лишь настроить методический аппарат объяснения получаемых данных на установление тех особенностей, которые проявляют себя как экологические факторы и, соответственно, представить результаты в такой форме, которая позволяет решать поставленные задачи.

Таким образом, когда говорят о методах геоэкологических исследований, имеют в виду их целенаправленность, а не отличие от традиционного применения [19].

Гидрогеологические методы. Основными методами гидрогеологических исследований, широко используемыми при решении экологических задач, являются гидрогеологическая съемка, бурение гидрогеологических скважин, опытно-фильтрационные работы и стационарные гидрогеологические наблюдения.

Гидрогеологическая съемка с эколого-геологическими исследованиями – комплексный метод получения информации о гидрогеологическом состоянии геологической среды. Она представляет собой научно-производственные работы, выполняемые с целью изучения и картографирования региональных гидрогеологических, экогеологических условий территорий, выявления границ и объектов геологической среды, на которых целесообразна постановка мониторинга.

При проведении гидрогеологической съемки с экогеологическими исследованиями решаются следующие основные задачи:

- оценка техногенного воздействия на качество подземных вод;
- оценка перспектив территории, касающихся хозяйственно-питьевых, минеральных, термальных и промышленных вод;
- выбор площадей, на которых будут вестись поиски подземных вод, предназначенных для хозяйственно-питьевого водоснабжения, орошения и обводнения пастбищ;
- обоснование постановки гидрогеохимических поисковых работ, призванных обнаружить рудные и другие полезные ископаемые и выявить наиболее перспективные участки;
- выбор объектов для ведения мониторинга геологической среды;
- получение исходной информации для создания региональных гидродинамических моделей бассейнов подземных вод как основы прогноза влияния процессов техногенеза на подземную гидросферу;
- выявление очагов и областей загрязнения подземных вод и геологической среды в целом;
- обоснование размещения региональной сети мониторинга геологической среды;
- оценка экологического состояния геологической среды и направленности процессов техногенеза;
- планирование участков для проведения крупномасштабных геоэкологических исследований;
- разработка комплексных мероприятий по рациональному использованию и охране подземных вод и геологической среды в целом.

Подробность изучения обусловливается необходимостью получения общих сведений о водоносных горизонтах разреза, которые могут влиять на геоэкологические условия зоны картирования, а также выделения

характеристик гидрогеологических параметров глубоких водоносных горизонтов и происходящих в них процессов. Зона изучения определяется в основном путем обобщения и анализа литературных и фондовых материалов. При этом составляются карты-схемы изученности территории.

В состав гидрогеологической съемки входят ландшафтно-климатические, геолого-тектонические и геоморфологические, геохимические, гидрогеологические, инженерно-геологические исследования, изучение техногенных объектов. Основные задачи и методика выполнения каждого вида исследований детально изложены в документе «Требования к гидрогеологической съемке масштаба 1:200 000 с эколого-геологическими исследованиями и картированием» [43].

Основной формой графического изображения результатов съемки являются гидрогеологические карты.

По назначению выделяют общие и специализированные карты. Первые используются при любых видах и целевых назначениях гидрогеологических изысканий и исследований, вторые связаны с решением конкретных задач.

На общих картах отображают:

- условия залегания и распространения подземных вод;
- их водоносность и водообильность;
- минерализацию и химический состав подземных вод;
- глубину залегания и пьезометрическую поверхность первого водоносного горизонта.

Общие карты называют также сводными.

Специализированные карты служат дополнением к общим, однако имеют и самостоятельное значение. Они характеризуют изменчивость тех свойств объекта, которые необходимо знать при выполнении специальных гидрогеологических расчетов. Содержание специализированных карт определяется целевым назначением гидрогеологических изысканий и исследований.

Типы специальных карт:

- водопроницаемости водоносного горизонта;
- гидро- и пьезоизогипс;
- общей эффективной мощности водоносного горизонта;
- удельных дебитов водоносных горизонтов;
- минерализации и содержания различных компонентов и газов в подземных водах;
- температуры подземных вод и плотности теплового потока;
- техногенных изменений гидрогеологических условий;
- модулей подземного стока;
- элементов баланса, условий питания и разгрузки подземных вод;

модулей и формирования эксплуатационных запасов подземных вод; гидрогеологического районирования разного целевого назначения (для водоснабжения, охраны подземных вод от загрязнения и т. п.) и др.

К специальным картам причисляют и прогнозные, которые составляют по результатам выполненных гидрогеологических расчетов. Они характеризуют будущие изменения в гидрогеологической обстановке, возникающие из-за строительства водохранилищ, орошения, работы водозаборов и т. п.

Специализированные карты чаще всего относят к категории детальных, но они могут составляться и для крупных регионов.

Гидрогеологические исследования проводят посредством бурения гидрогеологических скважин. Эти скважины бывают поисковыми, разведочными, разведочно-эксплуатационными, наблюдательными, водозаборными, дренажными, нагнетательными и др. Наблюдения за подземными водами при бурении скважин ведутся непосредственно при проходке скважин и при гидрогеологическом опробовании в процессе бурения. Задачи таких наблюдений: выявление водоносности горизонтов; изучение условий их залегания, литологического состава и мощности водовмещающих пород, характера взаимосвязи водоносных горизонтов, химического состава подземных вод и другой гидрогеологической информации.

Для получения данных о водообильности и фильтрационных свойствах вскрытых водоносных горизонтов проводится специальное гидрогеологическое опробование. Оно осуществляется путем проведения опытно-фильтрационных работ (кратковременных откачек или наливов), применения экспресс-методов, испытания пластов специальными опробовательными и испытательными комплектами, а также методом опережающего опробования. Гидрогеологические наблюдения в процессе опробования вскрываемых горизонтов заключаются в замерах и регистрации дебитов и измерениях уровней как в процессе откачек, так и после их прекращения (восстановление уровня). По результатам откачек определяются гидрогеологические параметры водоносных горизонтов (дебит, величина понижения уровня, коэффициент фильтрации и т. д.). Изучаются взаимосвязи смежных водоносных горизонтов и поверхностных водотоков с подземными водами, устанавливается оптимальная производительность эксплуатационных скважин, решаются другие задачи.

Стационарные гидрогеологические наблюдения позволяют дать количественную характеристику процессов формирования подземных вод, выявить основные закономерности пространственно-временного изменения их количества, качества и свойств и использовать эти закономерности для обоснования мероприятий по охране подземных вод.

Изучение режима подземных вод дает возможность определить:

необходимые для прогноза естественного или нарушенного режимов связи и зависимости элементов режима от природных и техногенных факторов;

отдельные элементы водного баланса, используемые при обосновании водохозяйственных мероприятий и водобалансовых расчетах; характер и степень влияния хозяйственной деятельности на подземные воды для обоснования наиболее рациональных путей водопользования.

Режим и баланс подземных вод взаимосвязаны. Они характеризуют один и тот же процесс – формирование подземных вод.

Водный баланс, обусловленный влиянием естественных (осадков, испарения, конденсацией, подземным и поверхностным стоками) и искусственных (орошением, потерей воды из каналов и систем водоснабжения, подпором, дренажом, агрометриоративными мероприятиями и др.) факторов, предопределяет генетические основы, направленность и характер режима подземных вод.

Изучение режима указанных вод осуществляется путем стационарных гидрогеологических наблюдений за изменением основных элементов режима (уровней, расходов, температуры, химического и бактериологического состава) по специально оборудованной сети наблюдательных пунктов (скважин, источников, шурфов и колодцев). В районе нарушенного режима для наблюдений используются также водозаборные и дренажные сооружения, горные выработки и т. п.

Особое место в гидрогеологических исследованиях занимают лабораторные методы, которые включают определение водно-физических и фильтрационных свойств горных пород; химического, газового и бактериального состава подземных вод; физико-химических показателей и изотопного состава вод и других характеристик.

Состав устанавливаемых параметров и характеристик подземных вод в значительной степени зависит от видов освоения территории, технологии производств и других особенностей хозяйственной деятельности человека.

Прогноз изменений режима и качества подземных вод является итогом всех видов гидрогеологических исследований. В настоящее время для многих регионов России составлены и успешно функционируют постоянно действующие геофильтрационные модели, которые в качестве составляющей мониторинга подземных вод выполняют задачи хранения и обработки гидрогеологической информации и ведения прогнозно-диагностических расчетов изменения режима и состава подземных вод при различных видах хозяйственного освоения территории. Результаты гидрогеологического моделирования и прогнозирования используются при выполнении работ по оценке воздействия существующих или проектируемых сооружений на окружающую среду [19].

Гидрометеорологические методы. При проведении экологических исследований широко используют гидрометеорологические методы.

Гидрометеорология – раздел географической науки, посвященный изучению атмосферы и гидросферы, их состава, свойств и протекающих в них физико-химических процессов. Кроме изучения процессов и явлений, имеющих место в гидросфере и атмосфере, в задачи гидрометеорологии входят установление закономерностей и прогнозирование их развития и определение возможностей управления ими.

Основными задачами гидрометеорологических исследований являются:

наблюдение за состоянием природной среды;

обеспечение народного хозяйства информацией о текущем и ожидаемом состоянии природной среды, прогнозами возникновения опасных гидрометеорологических явлений и уровней загрязнения окружающей среды;

проведение работ, призванных активно воздействовать на гидрометеорологические процессы и явления для реализации интересов народного хозяйства;

учет количества вод и ведение водного кадастра;

создание фонда данных о состоянии природной среды.

Гидрометеорологическая информация включает сведения о количественных характеристиках окружающей природной среды, например температуре воздуха, воды, почвы, скорости ветра у земли и на высоте, уровне воды рек, морей и др.

На практике используется два вида гидрометеорологической информации:

полученные в результате непосредственных измерений значения параметров среды, необходимые при эксплуатации народно-хозяйственных объектов и составлении гидрометеорологических прогнозов, а также прогностические характеристики, применяемые в процессе управления предприятиями;

вычисленные в ходе наблюдений свойства природной среды, требующиеся при народно-хозяйственном планировании и прогнозировании.

Опорная сеть гидрометеорологических станций и гидрологических постов служит базой для прогнозов погоды, гидрологических прогнозов и др. Наблюдения на опорной сети ведутся постоянно. По данным наблюдений на гидрологических постах анализируется информация о гидрологическом режиме поверхностных водоемов, глубинах водоемов, скоростях течения и колебаниях уровня воды.

Подробно особенности гидрометеорологических и гидрологических методов исследований изучаются в рамках дисциплин «Климатология и метеорология» и «Гидрология и регулирование стока».

Результаты гидрометеорологических исследований являются базой для моделирования и прогнозирования процессов техногенеза. На их основе выполняется оценка воздействия проектируемых сооружений (выбросов загрязняющих веществ в атмосферу и сбросов загрязняющих веществ в водные объекты) на окружающую среду, то есть экологическое обоснование хозяйственного использования природных ресурсов [19].

Гидроэкологические методы. Указанные методы можно разделить на две группы: гидрохимические и гидробиологические. Эти методы могут реализовываться и независимо друг от друга, и совместно, поскольку дополняют друг друга и дают комплексную информацию о состоянии водного объекта как гидробиоценоза (особенно во время анализа последствий техногенного воздействия и прогнозирования процессов, происходящих в водном объекте).

В рамках гидроэкологических исследований, как правило, проводятся сезонные наблюдения за физическими, химическими свойствами воды и гидробиологическими показателями, поскольку указанные свойства и показатели увязаны с влиянием неабиотических факторов (температурой, количеством выпадающих атмосферных осадков, грунтовым питанием, проявлением гидрологических фаз и др.). Появление и развитие некоторых видов индикаторных организмов напрямую зависят от времени года.

Гидрохимические исследования природных вод – изучение химического состава природных вод и его изменений во времени и пространстве в причинной взаимосвязи с химическими, физическими и биологическими процессами, протекающими как в воде, так и в окружающей природной среде.

Гидрохимические наблюдения направлены:

- на изучение закономерностей гидрохимического режима водоема;
- исследование воды как среды обитания гидробионтов;
- изучение воды как источника водоснабжения различных категорий водопользователей;
- выяснение влияния различных видов антропогенных воздействий на естественный гидрохимический режим.

Качество вод обычно оценивается комплексом различных показателей, число и набор которых обусловлены ее происхождением и назначением, наличием источников поступления загрязняющих веществ и степенью загрязненности, а также целями исследования.

Показателями качества различных типов воды (кроме технической), подлежащих контролю в соответствии с СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания», являются:

- органолептические: запах, вкус, мутность, взвешенные вещества, цветность, окраска, плавающие примеси;

обобщенные: температура; водородный показатель (рН); сухой остаток (суммарное содержание неорганических и органических соединений); жесткость; нефтепродукты; окисляемость (перманганатная или бихроматная); биохимическое потребление кислорода (БПК); анионогенные поверхностно-активные вещества; общий органический углерод;

химические: индивидуальные вещества, перечень которых установлен для различных типов вод, кроме водных объектов рыбохозяйственного назначения [24]. Для таких объектов нормативы качества и предельно допустимые концентрации (ПДК) вредных веществ установлены Приказом Минсельхоза РФ от 13 декабря 2016 года № 552 [23].

В перечень нормируемых химических веществ в воде питьевой систем централизованного, в том числе горячего, и нецентрализованного водоснабжения, воде подземных и поверхностных водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования включено около 1 800 загрязняющих веществ с разработанными ПДК и ориентировочно допустимыми уровнями (ОДУ) [24].

Гидробиологические исследования, в отличие от гидрохимических, дают непосредственную оценку состояния биогеоценозов.

Основные задачи гидробиологических исследований:

оценка качества поверхностных вод и донных отложений как среды обитания гидробионтов;

определение совокупного эффекта комбинированного воздействия загрязняющих веществ;

определение трофического свойства воды;

установление возникновения вторичного загрязнения, а в некоторых случаях и специфического механизма его происхождения;

установление направления и изменения водных биоценозов в условиях загрязнения природной среды;

определение экологического состояния водных объектов и экологических последствий загрязнения [38].

Гидробиологические исследования являются частным случаем биоэкологических (биоиндикационных).

Для гидробиологического анализа качества вод могут быть использованы практически все группы организмов, населяющих водоемы и водотоки: планктонные и бентосные беспозвоночные, простейшие водоросли, макрофиты, бактерии и рыбы. Каждая группа организмов в качестве биологического индикатора имеет свои преимущества и недостатки, которые обуславливают границы ее использования при решении задач биоиндикации.

Водоросли служат для определения изменения качества воды в результате эвтрофирования водоема. При эвтрофировании водоема и

соответствующем ухудшении качества воды сукцессия видового состава особенно отчетливо проявляется в сообществе фитопланктона. Однако водоросли не могут быть индикаторами фекального загрязнения, прямо не зависят от тяжелого органического загрязнения и обладают слабой чувствительностью к тяжелым металлам.

Зоопланктон менее показателен, чем фитопланктон, при индикации процессов эвтрофирования. Тем не менее среди зоопланктонных организмов встречаются представители патогенной фауны, ограничивающей использование водного объекта в целях водоснабжения и рекреации.

Экспресс-методы оценки качества вод по простейшим позволяют получить надежную информацию о загрязнении. Простейшие являются высокочувствительными индикаторами сапробного состояния водоемов.

Зообентос служит хорошим (а в ряде случаев и единственным) биоиндикатором загрязнения донных отложений и придонного слоя воды.

Макрозообентос является основой многих систем биоиндикации: эколого-зонального метода Института гидробиологии, биотических очков Чендлера, биотических баллов, расширенного биотического индекса Трента. Особенно достоверными индикаторами являются легочные моллюски (катушки и речные чашечки); личинки насекомых (ручейников, поденки с жабрами); некоторые виды нематод.

Значение макрофитов наиболее существенно при рекогносцировочном гидробиологическом осмотре водных объектов, проводимом с целью экологически обоснованного размещения постоянных пунктов контроля загрязнения. При загрязнении водоемов меняется видовой состав, биомасса и продукция макрофитов, возникают морфологические аномалии, происходит смена эдификаторов – доминантных видов, обуславливающих особенности контролируемого ценоза. При использовании макрофитов как биоиндикаторов качества воды и донных отложений необходимо учитывать их большую устойчивость к кратковременным загрязнениям.

Микробиологический анализ позволяет оценить качество воды или донных отложений в момент взятия пробы. Бактерии могут служить хорошими индикаторами органического, токсического и фекального загрязнения. Высокая чувствительность микробиологических показателей обусловлена большой разницей в содержании микроорганизмов-индикаторов в сточных водах и в воде контролируемых объектов. Поэтому микробиологические показатели широко используются как для выявления самого загрязнения, так и для изучения процессов самоочищения и разбавления сточных вод.

Данные по ихтиофауне важны при оценке состояния водного объекта в целом и, особенно, при определении допустимых уровней загрязнения водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Случаи массовой гибели рыбы благодаря тому, что они обнаруживаются и

неспециалистами, часто оказываются первыми зарегистрированными сигналами залповых аварийных сбросов загрязняющих веществ. Отсутствие рыбы в водных объектах, особенно в тех, где она прежде водилась, указывает на крайнее неблагополучие в экосистеме, причиной которого может быть тяжелое загрязнение; оно более показательнее, чем ее наличие.

При выборе тех или иных групп организмов следует исходить из конкретных задач биоиндикации. Всесторонняя, исчерпывающая характеристика состояния экологической системы, качества вод и донных отложений возможна только на основании достаточно полных данных, касающихся разных сообществ [38].

Геохимические методы. Распределение элементов осуществляется природными и техногенными механизмами миграции, образующими техногенные ореолы рассеяния. Характеристиками этих ореолов, которые обуславливают качество окружающей среды и степень техногенного загрязнения экосистем, являются состав, степень концентрации, формы нахождения элементов, интенсивность биологического поглощения.

С помощью геохимических методов изучают распространенность химических элементов или их соединений в горных породах, почвах, водах, атмосфере и растительности.

Основные задачи геохимических исследований:

определение степени загрязненности и запыленности приповерхностной атмосферы;

выявление закономерностей распространения в почвах и породах зоны аэрации тяжелых металлов, пестицидов, гербицидов, нефтепродуктов и других загрязняющих веществ;

изучение особенностей и распространенности загрязняющих веществ в донных осадках, поверхностных водотоках и водоемах;

установление концентрации тяжелых металлов в растениях и их сообществах с целью выявления фитоиндикаторов загрязнения геологической среды;

определение взаимосвязи загрязнения почв, пород зоны аэрации с загрязнением подземных вод, а также взаимоотношения загрязнения донных отложений и поверхностных вод.

Вышеназванные исследования осуществляются в ходе систематического опробования приповерхностной атмосферы, почв, пород зоны аэрации, донных отложений, растительности, подземных и поверхностных вод. Опробование может носить одноразовый характер, а также осуществляться в рамках системы мониторинга. В последнем случае предварительно необходимо обосновать место отбора проб, то есть разработать схему расположения сети режимных наблюдений мониторинга. Критерии выбора сети наблюдений определяются в каждом

конкретном случае исходя из регионально-геологических, зонально-климатических и техногенных условий изучаемой территории.

Геохимические методы подразделяются на группы:

газгеохимические, когда исследуется атмосферный воздух на предмет определения в нем содержания газов, паров металлов и различных химических веществ;

гидрогеохимические, когда изучается участие поверхностных и подземных вод, а также техногенных стоков в миграции химических элементов и их соединений (к этой же категории можно отнести морскую геохимию, изучающую химический состав морской воды и процессы загрязнения морей, особенно в прибрежных частях и на континентальном шельфе);

литогеохимические, исследующие процессы формирования естественных и техногенных ореолов и потоков рассеяния химических элементов в почвах и горных породах.

Основной метод геохимических исследований – геохимическое картирование, в основу которого положены:

комплексное пространственное изучение рассеяния химических элементов от их источников во всех компонентах биосферы: миграционных (воде и воздухе); депонирующих (горных породах, донных отложениях, почве, растительности, живых организмов);

использование высокочувствительных методов экспрессного многокомпонентного спектрального анализа, позволяющего на значительных выборках исследовать максимально широкую ассоциацию химических элементов;

прослеживание геохимических взаимосвязей между компонентами биосферы и условиями концентрации в них химических элементов.

Результаты геохимического картирования позволяют изучить закономерности распределения и миграции загрязнителей атмосферы, выявить ореолы их рассеяния и таким образом создать оптимальную сеть стационарных наблюдений.

Основными направлениями геохимического картирования природных сред являются:

выявление и комплексная характеристика источников загрязнения биосферы (экосистем) химическими элементами;

прослеживание потоков химических элементов по всем возможным каналам их миграции, оконтуривание вдоль этих каналов зон их возможного влияния на живые организмы (главные цели здесь геохимическая инвентаризация биосферы, выделение участков депонирования загрязнителей);

биогеохимическая оценка миграции и концентрации химических элементов (загрязнителей) живыми организмами как непосредственно в зонах загрязнения, так и с учетом движения загрязнителей по трофическим

цепям (исследования должны увязываться с медико-биологическими данными);

выявление динамики загрязнения биосферы, скорости и объемов поступления загрязнителей в компоненты – накопители; установление особенностей минералого-геохимических преобразований при концентрации, определение скорости выведения и дальнейшей миграции химических элементов (в рамках этого направления главная задача – получение материалов прогнозного характера).

Важнейшей частью геохимических исследований, как можно заметить, является опробование основных компонентов природных сред фоновых геохимических ландшафтов: почв, растительного покрова, природных вод, атмосферы и т. д.

При выборе фоновых территорий важно выявить и изучить основные наиболее распространенные типы контрастно различающихся ландшафтно-геохимических обстановок изучаемой территории.

Для геохимически автономных ландшафтов водоразделов и склонов выбор фоновых эталонов с естественными природными параметрами распределения химических элементов обычно лимитируется возможностью подбора территорий, не испытывающих локальных местных воздействий в результате выпадения загрязнителей из атмосферы.

При изучении источников загрязнения проводится геохимическое опробование лишь наиболее объемных видов отходов: канализационных осадков, бытового мусора, осадков сточных вод групповых очистных сооружений.

Геохимическое опробование объектов окружающей среды выявляет лишь общую структуру загрязнения территории и его важнейшие геохимические особенности. По сути, цель опробования – определение участков для геохимического картирования техногенных ореолов и потоков рассеяния.

Геохимическое опробование ореолов рассеяния проводится в районе известных и потенциальных источников загрязнения таким образом, чтобы можно было сформировать представительные геохимические выборки для нахождения ореолов и оценки соответствующих им ассоциаций химических элементов.

Результаты геохимических исследований обычно представляют в виде:

карты распространения отдельных элементов, входящих в состав общей ассоциации (монокарты);

карты распространения геохимических ассоциаций (групп элементов, накапливающихся в изучаемом объекте под воздействием определенного миграционного потока, связанного с источником или группой источников загрязнения);

карты распространения обобщенных количественных показателей загрязнения [19].

Геофизические методы. С помощью указанных методов изучают распределение естественных или искусственно созданных физических полей – гравитационного, магнитного, электромагнитного, радиоактивного, теплового и др. В наше время геофизическая аппаратура обладает очень высокой точностью измерений, благодаря чему обеспечивается возможность выявить и проследить даже слабые колебания полей, соответствующие небольшим изменениям некоторых свойств изучаемых объектов.

Благодаря большому разнообразию методов, методик и модификаций, соответствующей оснащённости современной аппаратурой и широкому спектру применения (на суше, в горных выработках, с самолетов и на кораблях) рассматриваемые методы позволяют решать многочисленные геоэкологические задачи (от локальных до глобальных).

Выделяют различные типы геофизических методов.

Электроразведочные методы применяют для изучения загрязнения подземных вод, картирования фильтрационных потоков на больших глубинах, для оценки устойчивости зданий и сооружений в криолитозоне.

Радиоволновой метод показал высокую эффективность в выявлении и оконтуривании источников нефтяных загрязнений грунтов и подземных вод, при поисках и съемке карстово-суффозионных провалов и др.

Сейсмоакустические методы используются при изучении геокриологических условий и картировании подземных льдов.

Гравиметрические методы применяются для локализации мест проявления карстовых процессов, а также для прослеживания активных разрывных нарушений.

Совместное применение сейсмоакустических и электроразведочных методов позволяет установить геометрию донных отложений, карстово-суффозионные процессы и новейшие тектонические движения.

Методами резистивиметрии и естественного электрического поля измеряют быстротекущие процессы, в том числе изменение минерализации воды, температуры, режима водообмена.

Геофизические наблюдения дают возможность контролировать поведение системы «объект – среда».

Наиболее эффективным является комплексирование различных геофизических методов с регистрацией в зоне объекта сейсмических волновых полей, медленных движений, вариаций метеопараметров (давления, температуры и др.), параметров гидрогеологического режима.

Основная задача геофизического контроля – выработка критериев, позволяющих принять правильное решение и подать сигнал, предупреждающий о критическом состоянии объекта или окружающей среды.

Одной из значительных экологических проблем становится проблема наведенной сейсмичности. Эта проблема была обнаружена во время сейсмических толчков при заполнении искусственных водохранилищ и при разработке полезных ископаемых. Сегодня она влияет на сейсмичность подземных ядерных взрывов, запуска тяжелых ракет, захоронения жидких радиоактивных отходов. Анализ сейсмического режима коротких встрясок, несущих сейсмические волны от землетрясений и взрывов, показал, что Земля не только тензо-, но и виброчувствительна, то есть восприимчива не только к сжатию и деформациям, но и к колебательным воздействиям.

Особое место в ряду геофизических методов занимают радиометрические (радиоактивные) методы, основанные на выявлении и изучении радиоактивности различных объектов. Радиоактивность обусловлена как естественными источниками, так и деятельностью человека.

Радиоактивное загрязнение окружающей среды – одна из наиболее острых проблем экологии, вызванных использованием радионуклидов в хозяйственной и научной деятельности человека, работой предприятий ядерного цикла, испытанием ядерного оружия.

К числу радиоактивных процессов, приводящих к радиоактивному загрязнению, относятся:

- 1) α -распад;
- 2) β -распад;
- 3) γ -излучение;
- 4) рентгеновское излучение;
- 5) спонтанное (самопроизвольное) деление тяжелых ядер;
- 6) протонная радиоактивность.

В настоящее время известно 272 стабильных и более 1 000 радиоактивных изотопов 118 химических элементов, известных на сегодняшний день (из них 94 обнаружены в природе, а остальные 24 получены искусственно, в результате ядерных реакций).

Контроль радиоактивного загрязнения окружающей среды включает в себя выявление участков с повышенной радиоактивностью, идентификацию излучающих нуклидов, определение их количества, установление источников поступления и зон преимущественного накопления.

В комплекс радиоэкологических работ входят аэро- и автогамма-спектрометрическая съемка; пешеходная гамма-съемка; наземное опробование почв и грунтов с анализом широкого круга радионуклидов; эманационная съемка – измерение концентрации и потока радона и газообразных продуктов распада радиоактивных веществ в почвенном воздухе или в воздухе, заполняющем скважины и горные выработки, помещения жилых и производственных зданий [19].

Аэрокосмические методы. Данные методы образуют группу дистанционных методов с использованием летательных, воздушных и космических аппаратов. Внутри них выделяют подгруппу аэрометодов и подгруппу космических методов.

Аэрометод – это визуальный метод наблюдения с применением фото- и видеотехники на летательных аппаратах. Результат наблюдений – аэрофотоснимки. Данный метод был основным методом топографической съемки.

Сейчас ведущее место занимают космическая фотосъемка, спектрометрическое, радиометрическое исследование.

Космическая съемка имеет огромное преимущество перед аэро-съемкой по следующим позициям:

возможность обзора огромной территории (450х500 км);

значительная скорость получения и передвижения;

возможность многократного использования снимков одних и тех же объектов и территорий, что позволяет анализировать динамику явлений и объектов (например, снимков озоновой дыры, развития процессов опустынивания и обезлесивания).

Аэрометоды и космические методы за сравнительно короткий срок внесли важный вклад в изучение поверхности Земли, ее природных ресурсов, а также процессов, происходящих в атмо-, гидро-, био-, педо-, литосферах. Наиболее ценными особенностями этих методов являются оперативность поступления информации, объективность ее передачи, возможность получения изображения различной степени генерализации (от глобальной до детальной), возможность одновременного изучения основных оболочек Земли.

В последнюю четверть XX века одним из приоритетных направлений аэрокосмических исследований становится изучение техногенной деятельности и ее последствий. Все большее значение приобретает изучение влияния техногенных процессов на природные и природно-техногенные системы, а природных процессов – на территории, освоенные человеком.

Из существующих средств аэрокосмического зондирования наиболее эффективными для геоэкологии являются фотографические системы, которые обладают высоким разрешением и возможностью получения стереоэффекта. Космическая информация имеет большое значение для обнаружения быстро протекающих и катастрофических явлений – выбросов в атмосферу и сбросов в воду загрязняющих веществ, накопления отходов, проявления землетрясений, оползней и т. д. Для этих целей используются космические аппараты, проходящие над одной и той же точкой Земли через минимальные промежутки времени. Изучение поверхности ведется при различных длинах волн – в оптическом, инфракрасном и радиоволновом диапазонах.

Таким образом, имеется возможность наблюдать Землю не только в ее естественном виде, но и «видеть» ее тепловое поле со всеми температурными аномалиями и получать изображение независимо от времени суток и наличия облачности.

Спутниковые данные дистанционного зондирования позволяют решать следующие задачи контроля состояния окружающей среды:

1. Определение метеорологических характеристик: вертикальных профилей температуры, интегральных характеристик влажности, характера облачности и т. д.

2. Контроль динамики атмосферных фронтов, ураганов, получение карт крупных стихийных бедствий.

3. Определение температуры подстилающей поверхности, оперативный контроль и классификация загрязнений почвы и водной поверхности.

4. Обнаружение крупных или постоянных выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух и сбросов сточных вод в водные объекты, в том числе моря.

5. Контроль техногенного влияния на состояние лесопарковых зон.

6. Обнаружение крупных пожаров и выделение пожароопасных зон в лесах, торфяных месторождениях.

7. Выявление тепловых аномалий и тепловых выбросов крупных производств и ТЭЦ в мегаполисах.

8. Мониторинг и прогноз сезонных паводков и разливов рек.

9. Обнаружение и оценка масштабов зон крупных наводнений.

10. Контроль динамики снежных и ледовых покровов и их загрязнений, в том числе в областях, на которые влияют промышленные зоны.

Исследования Земли из космоса приобретают всеобъемлющий характер. Наиболее информативным методом для решения задач дистанционного исследования поверхности Земли из космоса является тематический анализ изображений, полученных приборными комплексами различных частотных диапазонов, установленных на космических аппаратах. Целый ряд спутников, оснащенных приборами дистанционного зондирования (радиолокаторами, скаттерометрами, радиометрами и оптической техникой), выведены на орбиту специально для получения разносторонней геофизической информации, необходимой для оценки состояния окружающей среды и для природно-ресурсных исследований [18]. Собственно, благодаря аэрокосмическим наблюдениям и удалось выявить наличие озоновых дыр в стратосфере и далее подтвердить это наземными наблюдениями.

Широкое применение и большие перспективы имеют аэрометоды (с использованием самолетов и вертолетов), причем как традиционные, а именно аэрогамма-спектрометрические, так и сравнительно новые, то есть

тепловые. Последние эффективны для выявления и контроля загрязнения акваторий нефтепродуктами и теплыми сточными водами, процессов самовозгорания в свалках и терриконах, пожаров горючих полезных ископаемых, торфяников и т. п.

Таким образом, спектр использования аэрокосмических данных весьма широк: это и выявление локальных объектов природных и техногенных воздействий на окружающую среду и выполнение наблюдений в мониторинговом режиме, как за отдельным объектом, так и на региональном и глобальном уровне [19].

Геоморфологические методы. Методической основой изучения рельефа для экологических исследований является трехфакторный геоморфологический анализ (исследование экзогенных, эндогенных и техногенных рельефообразующих процессов) во взаимосвязи на основе современной геоморфодинамики.

Методы и методики геоморфологического анализа, используемые при экологических исследованиях, делятся на две группы:

общие геоморфологические методы выявления закономерностей строения и развития рельефа, эколого-геоморфологическое районирование и обоснование общего эколого-геоморфологического анализа и связи с устранением различных геоэкологических проблем;

частные геоморфологические методы и проблемы, используемые для исследования особенностей рельефа, рельефообразующих отложений, динамики процессов рельефообразования для решения конкретных экологических задач и комплексного обоснования мероприятий по устранению неблагоприятных экологических ситуаций и их последствий.

Общие или частные методы геоморфологического анализа применяют в зависимости от конкретной техногенной нагрузки и природных условий.

Специальные эколого-геоморфологические исследования проводятся при оценке условий подтопления, осушения, складирования отходов добычи и переработки полезных ископаемых, а также в связи с изучением рельефа для инженерной оценки территории после катастроф и аварий. Конкретные задачи по выявлению отдельных элементов рельефа, их происхождению, численной оценке решают морфогенетические и морфометрические методы [47].

Биоэкологические методы. В экологии объектом исследований являются не единичные особи, а группы особей, популяции (в целом или частично) и их сообщества, то есть биологические макросистемы. Многообразие связей, формирующихся на уровне биологических макросистем, обуславливает разнообразие методов экологических исследований.

Для эколога первостепенное значение имеют полевые исследования, то есть изучение популяций видов и их сообществ в естественной

обстановке, непосредственно в природе. При этом обычно используются методы физиологии, биохимии, анатомии, систематики и других биологических (и не только биологических) наук.

Наиболее тесно биоэкологические исследования связаны с физиологическими. Однако между ними имеется принципиальная разница. Физиология изучает функции организма и процессы, протекающие в нем, а также влияние на эти процессы различных факторов. Экология же, используя физиологические методы, рассматривает реакции организма как единого целого на влияние внешних факторов, то есть на совместное воздействие этих факторов при строгом учете сезонной цикличности жизнедеятельности организма и внутривидовой разнородности.

Полевые методы позволяют установить результат влияния на организм или популяцию определенного комплекса факторов, выяснить общую картину развития и жизнедеятельности вида в конкретных условиях. Однако наблюдения не могут дать вполне точного ответа, например, на вопрос: какой же из факторов среды обуславливает характер жизнедеятельности особи, вида, популяции или сообщества. На него можно ответить только с помощью эксперимента, задачей которого является выяснение причин наблюдаемых в природе отношений. В связи с этим экологический эксперимент, как правило, носит аналитический характер. Экспериментальные методы позволяют осмыслить влияние на развитие организма отдельных факторов в искусственно созданных условиях и таким образом изучить все разнообразие экологических механизмов, обуславливающих его нормальную жизнедеятельность.

На основе результатов аналитического эксперимента можно организовать новые полевые наблюдения или лабораторные эксперименты. Выводы, полученные в лабораторном эксперименте, требуют обязательной проверки в природе. Это дает возможность глубже понять естественные экологические отношения популяций и сообществ.

Эксперимент в природе отличается от наблюдения тем, что организмы искусственно ставятся в условия, при которых можно строго дозировать тот или иной фактор и точнее, чем при наблюдении, оценить его влияние.

Эксперимент может носить и самостоятельный характер. Например, результаты изучения экологических связей насекомых дают возможность найти параметры, влияющие на скорость развития, плодовитость, выживаемость ряда вредителей (температуру, влажность, пищу).

В экологическом эксперименте трудно воспроизвести весь комплекс природных условий, но изучить влияние отдельных факторов на вид, популяцию или сообщество вполне возможно [19].

К биоэкологическим методам относятся биоиндикация и биотестирование.

Математические методы. Эти методы позволяют создавать математические модели различных природных и техногенных процессов и явлений. Суть математического моделирования заключается в абстрагированном и упрощенном отображении действительности логико-математическими формулами, передающими в концентрированном виде сведения о структуре, взаимосвязях и динамике исследуемых явлений. Эти модели очищены от ненужных деталей и лишних подробностей ради ясности характеристик важнейших свойств и закономерностей. Абстрактность математической модели проявляется даже в характеристике конкретных свойств: в любой формуле указываются лишь величины тех или иных показателей, но не раскрывается их содержание.

Важная особенность математических методов состоит в их опосредствованном использовании для изучения действительности. Иными словами, они применяются лишь в виде моделей, то есть в форме определенных формализованных абстракций. Указанные модели способны хорошо отражать структуру, взаимосвязи и динамику наблюдаемых явлений, но следует неустанно следить за их соответствием свойствам отображаемой действительности. Другое условие повышения достоверности результатов моделирования состоит в совершенствовании научных знаний об экологических закономерностях. Опора на более достоверную, точную и полную информацию и их всесторонний учет гарантируют более высокое качество моделирования [19].

Сегодня в экологии математические модели делят на три класса.

Первый – модели описательного типа: регрессионные и другие эмпирически установленные количественные зависимости, которые не претендуют на раскрытие системы описываемого процесса. Такие модели принято использовать для описания отдельных процессов и зависимостей и включать в качестве фрагментов в имитационные модели.

Второй – модели качественного типа. Данные модели строят для того, чтобы выяснить динамический механизм изучаемого процесса, а также способность воспроизвести наблюдаемые динамические эффекты в поведении систем (такие, например, как колебательный характер изменения биомассы или образование неоднородной в пространстве структуры). Как правило, данные модели не очень большие, поддаются качественному исследованию с помощью методов аналитического и компьютерного характера.

Третий – имитационные модели конкретных экологических и эколого-экономических систем. Такой тип моделей учитывает всю имеющуюся информацию об объекте. Главной целью является подробное и детальное прогнозирование поведения сложных систем или решение оптимизационной задачи их эксплуатации.

От того, насколько хорошо изучена сложная экологическая система, зависит обоснование математической модели. В том случае если

наблюдается тесная связь экспериментального исследования и математического моделирования, математическая модель может служить необходимым промежуточным звеном между опытными данными и основанной на них теорией изучаемых процессов. Для решения практических задач можно использовать модели всех трех типов [2, 19].

2. МЕТОДЫ БИОИНДИКАЦИИ И БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Биоиндикация – обнаружение и определение экологически значимых природных и антропогенных нагрузок на основе реакций живых организмов непосредственно в среде их обитания. Биологические индикаторы обладают свойственными системе или процессу признаками, на основании которых производятся качественная или количественная оценка тенденций изменений, определение или оценочная классификация состояния экологических систем, процессов и явлений.

Иными словами, биоиндикация – это анализ широкого спектра биотических параметров (функциональных и морфологических показателей) в природных условиях. При этом мониторинговые наблюдения за компонентами экосистем (растениями, животными, микробными сообществами и т. п.) в этих условиях позволяют дать оценку экологическим последствиям от воздействия повреждающих факторов, спрогнозировать развитие ситуации. Основная проблема, с которой сталкиваются при биоиндикации, – это идентификация фактора окружающей среды, который оказался причиной изменений биологических объектов, наблюдаемых в природных условиях. Изменения, зарегистрированные методами биоиндикации, являются результатом уже состоявшегося ранее загрязнения с заведомым превышением нормативов или длительного загрязнения малой интенсивности.

Биотестирование – процедура установления токсичности среды с помощью тест-объектов, сигнализирующих об опасности независимо от того, какие вещества и в каком сочетании вызывают изменения жизненно важных характеристик, поддающихся учету. Для оценки параметров среды используются стандартизованные реакции живых организмов (отдельных органов, тканей, клеток и молекул). В организме, пребывающем в течение контрольного времени в условиях загрязнения, происходят трансформации в физиологической, биохимической, генетической, морфологической или иммунной системах. При проведении процедуры биотестирования, в отличие от биоиндикации, тест-объект извлекается из естественной среды обитания (или используются тест-объекты, разводимые и содержащиеся в определенных (стерильных) лабораторных условиях) и в лабораторных условиях проводится необходимый анализ. Живой организм может тестироваться в специальных камерах или на стендах, где создаются

предпосылки для выявления реакции организма на одно- или многокомпонентное загрязнение или комплекс воздействующих факторов.

Изложенные подходы близки в плане конечной цели, однако разница заключается в том, что биотестирование осуществляется на уровне молекулы, клетки или организма и характеризует возможные последствия загрязнения окружающей среды для биоты, а биоиндикация – на уровне организма, популяции и сообщества и описывает результат загрязнения.

Для целей биомониторинга в той или иной степени пригодны практически любые организмы (биоиндикаторы), для целей же биотестирования используют лишь ограниченный перечень организмов (тест-объектов), которые удобны для определения качественных или количественных измерений [17].

2.1. Особенности методов биоиндикации

Состояние биологической системы различного уровня в той или иной степени свидетельствует о воздействии на нее природных и антропогенных факторов и условий среды и может применяться для их оценки.

Биоиндикаторы – организмы, присутствие, количество или особенности развития которых служат показателями естественных процессов, условий или антропогенных изменений среды обитания.

Возможность использования организма как биоиндикатора обуславливается его экологической толерантностью – ответной реакцией организма на стресс-фактор различной интенсивности и длительности. Именно ответную реакцию определяют методы биоиндикации. Биологическая среда реагирует на воздействие среды в целом, а не только на отдельные факторы.

Преимущества биоиндикаторов:

могут реагировать даже на относительно слабые воздействия вследствие кумулятивного эффекта;

суммируют влияние всех без исключения биологически важных воздействий;

исключают необходимость регистрации химических и физических параметров, характеризующих состояние окружающей среды;

фиксируют скорость происходящих изменений;

указывают на тенденции развития природной среды;

обозначают пути и места скоплений различного рода загрязнений, возможные пути их миграции и трансформации;

позволяют судить о степени вредности любых синтезируемых человеком ксенобиотиков для живой природы и для него самого.

Выделяют две формы отклика живых организмов, используемых для целей биоиндикации:

специфическую (происходящие изменения связаны с действием одного какого-либо фактора);

неспецифическую (одинаковая реакция вызывается различными факторами).

Любые представители царств живой природы могут быть использованы в качестве биоиндикаторов. Идеальный биоиндикатор должен удовлетворять ряду требований:

быть типичным для данных условий;

иметь высокую численность в исследуемом экотопе;

обитать в данном месте в течение ряда лет, что дает возможность проследить динамику загрязнения;

находиться в условиях, удобных для отбора проб;

характеризоваться положительной корреляцией между концентрацией загрязняющих веществ в организме-индикаторе и исследуемом объекте;

использоваться в естественных условиях его существования;

иметь короткий период онтогенеза, чтобы была возможность отслеживания влияния фактора на последующие поколения.

Ответная реакция выбранного биоиндикатора на определенное воздействие должна быть четко выражена, специфична, легко регистрироваться визуально или средствами измерений.

На уровне популяции биоиндикация проводится в том случае, если процесс распространения негативных изменений влияет на быстрое сокращение численности популяции, изменение ее половозрастной структуры, уменьшение продолжительности жизни и др.

Экосистемный подход в биоиндикации дает возможность ранней диагностики изменений среды. Тревожным сигналом выступает дисбаланс продукционно-деструкционных процессов. Признаками такого дисбаланса служат накопление органического вещества, заиление, зарастание водоемов, цветение воды и др.

Для биоиндикации необходимо выбирать наиболее чувствительные организмы и сообщества, характеризующиеся максимальной скоростью отклика и выраженностью параметров (например, среди водных сообществ наиболее чувствительными являются планктонные).

К методам биоиндикации относится выявление в изучаемой зоне редких и исчезающих видов. Такой список является набором индикаторных видов, наиболее чувствительных к антропогенному воздействию [17].

2.2. Отдельные виды организмов как биоиндикаторы

Растения. Индикаторные растения используются при оценке механического и кислотного состава почв, их плодородия, наличия или нехватки тех или иных химических элементов, увлажнения и засоления, степени минерализации грунтовых вод, степени загрязнения атмосферного воздуха газообразными соединениями, а также при выявлении трофических свойств водоемов и степени их загрязнения поллютантами.

Чувствительные фитоиндикаторы указывают на присутствие в воздухе или почве загрязняющего вещества ранними морфологическими реакциями – изменением окраски листьев, различной формой некроза, преждевременным увяданием и опаданием листвы. У многолетних растений загрязняющие вещества вызывают изменения размеров, формы, количества органов, направления роста побегов или изменение плодovitости.

Растения-аккумуляторы накапливают в своих тканях загрязняющее вещество или вредные продукты метаболизма, образующиеся под действием загрязняющих веществ, без видимых изменений. При превышении порога токсичности ядовитого вещества у данного вида проявляются различные ответные реакции, выражающиеся в изменении скорости роста, длительности фенологических фаз, биометрических показателей и т. д.

В качестве индикаторных признаков растений выделяют:

флористические – различие состава растительности изучаемых территорий, сформировавшиеся вследствие определенных экологических условий;

физиологические – особенности обмена веществ;

морфологические – черты внутреннего и внешнего строения, различного рода аномалии развития и новообразования;

фитоценотические – особенности структуры растительного покрова: обилие и рассеянность видов растений, ярусность, мозаичность, степень сомкнутости.

Очевидными индикаторными признаками растений являются аномалии роста и развития. Их систематизируют следующим образом:

1) карликовость или гигантизм — торможение или стимулирование роста;

2) деформации стеблей, листьев, корней, плодов, цветков и соцветий;

3) новообразования, в том числе опухоли.

Биомониторинг осуществляется путем наблюдений за отдельными растениями-индикаторами, популяцией определенного вида и состояния фитоценоза в целом.

Животные. Животные являются хорошими индикаторами по ряду причин:

являясь консументами, они аккумулируют через пищевые цепи загрязняющие вещества на каждом трофическом уровне экосистем;

из-за быстрого обмена веществ сигнализируют о воздействии негативных факторов среды на организм;

аккумуляция токсикантов проявляется дифференцировано в различных тканях и органах, обладающих неоднозначностью физиологического отклика;

их сложные приспособления к естественной среде обитания и четкие поведенческие реакции чувствительны к антропогенным изменениям;

животных с коротким циклом развития и многочисленным потомством можно использовать для проведения ряда длительных наблюдений и наблюдать воздействие фактора на последующие поколения;

долгоживущие животные могут проходить крайне чувствительные тесты на особо уязвимых этапах онтогенеза.

Животные, в отличие от растений, выступают более сложным объектом для наблюдения, но физиологически более близки человеку, чем растения (в этом их индикаторное преимущество).

Основные индикаторные показатели животных:

морфо-анатомические: особенности внешнего и внутреннего строения животных и их изменение под воздействием определенных факторов (депигментация, изменение покровов, структуры тканей и расположения органов, возникновение уродств, опухолей и других патологий);

поведенческие и физиолого-биохимические: изменения в жизненно важных функциях организма (нарушения ритма дыхания, сердечных сокращений, скорости пищеварения, продолжительности циклов размножения и пр.).

Критерии пригодности различных видов животных как биоиндикаторов:

принадлежность к разным звеньям трофической цепи – растительно-, насекомо-, плотоядным;

оседлость или отсутствие больших миграций;

широкий ареал распространения (неприменимость для биоиндикации видов-эндемиков);

принадлежность к естественным сообществам, то есть недопустимость использования синантропных видов (иными словами, живущих рядом с человеком);

простота и доступность методов добывания видов.

Отметим также, что численность вида должна быть достаточной для анализа.

Микроорганизмы. Они наиболее быстро реагируют на изменения окружающей среды, поскольку их развитие и активность находятся в

прямой взаимосвязи с составом органических и неорганических веществ в среде. Индикаторными показателями выступают видовой состав, количество и функциональная активность микроорганизмов.

Сложность изучения микроорганизмов возникает из-за использования техники микроскопирования, необходимости концентрирования их на специальных фильтрах, организации стерильных условий для их культивирования, применения различных питательных сред в зависимости от видов изучаемых микроорганизмов.

Симбионты. Симбиоз широко распространен в природе, а симбиотические ассоциации часто играют ключевую роль в поддержании нормального функционирования экосистем. Симбиоз грибов и азотфиксирующих бактерий с высшими растениями, водорослей с грибами обеспечивает процветание этих ассоциаций. Многие симбионты чувствительны к изменениям внешней среды.

Типичный пример симбионтов-индикаторов – лишайники (симбиоз водорослей и грибов). Они очень чувствительны к качеству атмосферного воздуха, поэтому стали традиционным объектом исследования. Обладают весьма специфическими свойствами, так как, как было сказано выше, реагируют на изменение состава атмосферы, обладают отличной от других организмов биохимией, широко распространены по различным типам субстратов, начиная со скал и кончая корой и листьями деревьев, удобны для экспозиции в загрязненных районах. Лишайники также характеризуются повышенной чувствительностью к действию оксидов азота и серы, фторо- и хлороводороду, тяжелым металлам. Процедура определения качества воздуха с помощью лишайников называется лишайноиндикацией.

При определении разнообразия симбионтов широко используют статистические методы. Учет симбиотических, в том числе и паразитических, организмов и исследование состояния симбиозов позволяют точнее оценить биоразнообразие и характер динамических процессов в экосистемах [17].

2.3. Биологические индексы и коэффициенты

При выборе индикатора необходимо знать, насколько он надежен и эффективен. Для характеристики индикаторов используют показатели достоверности и значимости.

Достоверность – степень сопряженности индикатора с объектом индикации. Абсолютно достоверным считается индикатор, которому объект индикации соответствует в 100 % случаев. Для расчета показателя достоверности берут определенное число эталонных участков, где обязательно имеется индикатор. Среди них есть такие, где индикатор встречается с объектом индикации. Процентное соотношение этих участков и участков с индикатором, но без объекта индикации служит

количественным показателем достоверности индикатора. Например, если из 100 обследованных участков, на которых произрастает растение-индикатор и залегание грунтовых вод неглубоко, вода была обнаружена только на 95, а на 5 нет: это значит, что достоверность показателя составляет $95 / 5 = 19$ (довольно большое значение). При сопряженности свыше 90 % и показателе достоверности больше 9 индикатор считается надежным, при сопряженности 75–90 % и показателе достоверности 3–9 – удовлетворительным, при сопряженности 60–75 %, показателе достоверности 1,5–3 – сомнительным. При сопряженности менее 60 % и показателе достоверности менее 1,5 индикация считается невозможной.

Значимость – показатель, который дает представление о том, насколько часто индикатор встречается вместе с объектом индикации. За 100 % принимается количество эталонных участков с объектом индикации. Значимость выражается отношением количества эталонных участков, где объект индикации присутствует вместе с индикатором, к общему количеству эталонных участков с объектом индикации. Например, объект индикации обнаружен на 60 участках, причем на 42 он присутствует вместе с индикатором. Значимость рассчитывается так: $42 / 60 \cdot 100 \% = 70 \%$.

При оценке уровня загрязнения биогеоценозов используют различные критерии: характеристики видового состава, обилия видов, жизненное состояние особей, входящих в сообщество [17].

Рассмотрим примеры критериев биоиндикации.

Коэффициент Жаккара K_J . Используется для биоиндикации загрязнения атмосферного воздуха или почвенного покрова. Определяется как число видов, общих для двух площадок, выраженное в процентах от общего числа видов:

$$K_J = \frac{c}{a + b - c} 100 \%,$$

где a и b – число видов на первой и второй площадке соответственно; c – число общих видов для этих двух площадок.

Индекс биотической дисперсии Коха I_K . Позволяет оценить общую степень сходства некоторого числа видовых списков. Если n списков включают соответственно S_1, S_2, \dots, S_n видов и общее число отличных видов равно S , то индекс Коха рассчитывают по формуле

$$I_K = \frac{(n-1)S}{(t-S)} 100 \%,$$

где $t = S_1 + S_2 + \dots + S_n$.

При $n = 2$ индекс Коха совпадает с коэффициентом Жаккара.

Коэффициент Серенсена K_S . Применяется для регистрации изменений в биогеоценозе за определенный промежуток времени. Равен числу видов, общих для двух участков c , выраженному в процентах от среднего числа видов на участках a и b :

$$K_S = \frac{2c}{(a + b)} 100 \%.$$

При лишеноиндикации атмосферного воздуха используются индексы, в которых учитывается степень проективного покрытия лишайниками и либо общее число видов на площадке, либо среднее число видов, находящихся на всех сравниваемых площадках.

Проективное покрытие – это площадь, которую занимают слоевища лишайников, выраженная в процентах. Определяют покрытие, прикладывая палетку к поверхности ствола на высоте 130–150 см (дополнительно может быть найдено проективное покрытие у основания дерева, на высоте 0–20 см). С помощью палетки подсчитывают количество квадратов, занятых лишайниками.

Индекс полеотолерантности вида ИП соответствует определенной концентрации газообразных соединений, загрязняющих атмосферу:

$$ИП = \sum_{i=1}^n \frac{a_i \cdot c_i}{c_n},$$

где c_n – общее проективное покрытие; a_i – класс полеотолерантности i -го вида, устанавливаемый по справочной таблице в соответствии с видом лишайника; c_i – проективное покрытие i -го вида.

По нему можно составить карту среднегодовых концентраций загрязняющих веществ на определенной территории:

Индекс чистоты атмосферы ИЧА не требует специальных таблиц и сложных расчетов:

$$ИЧА = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot f_i,$$

где Q_i – коэффициент токсикотолерантности вида, равный среднему числу видов, сопровождающих данный вид i по всем пунктам; f_i – степень проективного покрытия.

Недостаток всех рассмотренных выше индексов в том, что при их использовании необходимо учитывать площадь исследования, поскольку они в значительной степени зависят от ее величины.

Для оценки уровней загрязнения биоценозов могут быть применены различные индексы видового разнообразия. Максимальный индекс будет в случае, когда каждая особь принадлежит к отдельному виду, а минимальным – когда все особи относятся к одному виду. «Наиболее индикаторными» являются индексы, которые показывают относительное значение видов в сообществе и являются безразмерными.

Индекс Шеннона – Винера (индекс Н) характеризует число имеющихся видов и равномерность распределения их популяций:

$$H = \sum_{i=1}^S h_i,$$

где $h_i = -p_i \ln \frac{1}{p_i}$ – частичная мера информации i -го вида или структура доминирования i -го вида.

В выборке истинное значение p_i неизвестно, поэтому в качестве его оценки берется $p_i = n_i / N$, откуда $N = \sum_{i=1}^S n_i$, где S – число видов; n_i – количество (численность или масса) i -го вида; N – общее количество видов;

p_i – относительная частота встречаемости i -го вида или структура доминирования i -го вида.

Индекс H может применяться для оценки состояния как естественных, так и антропогенных (техногенных) экосистем:

Считается, что при $H > 3$ вода соответствует чистой, H от 1 до 3 – загрязненной, $H < 1$ – грязной.

Индекс видового разнообразия Маргалефа \bar{d} был предложен для оценки загрязнения водоемов, в которых уменьшается биоразнообразие:

$$\bar{d} = (S-1)/\ln N,$$

где S – количество видов; $\ln N$ – натуральный логарифм количества особей.

Индекс Маргалефа принимает максимально значение, если все особи принадлежат к разным видам и равен нулю, когда все особи принадлежат к одному виду.

Индекс сапробности Пантле и Букка характеризует общий уровень загрязнения по видовому разнообразию фито-, зоопланктона и перифитона:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i h_i)}{\sum_{i=1}^n h_i},$$

где S – индекс значимости вида; h – частота встречаемости организма.

Индекс Пантле и Букка применяется в России в комплексной классификации качества вод суши (табл. 2.1).

Таблица 2.1

Классификатор качества вод суши [38]

Класс вод	Качество вод	Зообентос		Фито-, зоопланктон, перифитон	Микробиологические показатели		
		Относительная численность олигохет, %	Биотический индекс		Индекс Пантле и Букка	ОКБ*, млн кл/мл (а)	Сапрофитные бактерии, тыс. кл/мл (б)
I	Очень чистые	1–20	10–8	< 1	< 0,5	< 0,1	> 10 ³
II	Чистые	21–35	7–5	1,1–1,5	0,6–1,0	0,6–5,0	
III	Умеренно загрязненные	36–50	4–3	1,6–2,5	1,1–3,0	5,1–10,0	10 ² –10 ³
IV	Загрязненные	51–65	2–1	2,6–3,5	3,1–5,0	10,1–50,0	< 10 ²
V	Грязные	66–85	1–0	3,6–4,0	5,1–10,0	50,1–100,0	
VI	Очень грязные	85–100 или макробентос отсутствует	0	> 4,0	> 10	> 100	

Примечание. * ОКБ – общее количество бактерий.

Индекс неоднородности Симпсона оценивает доминирование определенных видов:

$$D = \sum \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)},$$

где n_i – число особей i -го вида; N – общее число особей.

По мере увеличения D разнообразие уменьшается, поэтому используют его обратную величину $1/D$. Величина индекса в сильной степени зависит от присутствия в пробе самых обильных видов, но в слабой – от видового разнообразия.

Для оценки загрязнения водоемов органическими соединениями может использоваться **олигохетный индекс (индекс Гуднайта и Уитлей)**:

$$\frac{N_{\text{олигохет}}}{N_{\text{общая}}} \cdot 100 \%,$$

где $N_{\text{олигохет}}$ – численность олигохет в пробе донных отложений, экз/м²; $N_{\text{общая}}$ – общее количество бентосных организмов в пробе донных отложений, экз/м².

При олигохетном индексе ≥ 80 % наблюдается высокая концентрация загрязнения (тяжело загрязнена), при индексе 60–80 % – сомнительное состояние; при индексе ≤ 60 % состояние воды хорошее.

Другие традиционные индикаторные организмы – личинки комаров-звонцов, или хирономид (*Chironomidae*), принадлежащие к трем подсемействам: *Chironominae*, *Orphocladinae* и *Tanypodinae*. Орфокладины обитают в основном в чистых водах, таниподины – в загрязненных, хирономиды – при относительно невысоких степенях загрязнения.

Для оценки качества воды по разнообразию хирономид используют индекс Е.В. Балускиной:

$$K = \frac{a_T + 0,5a_{Ch}}{a_{Or}},$$

где a_T , a_{Ch} , a_{Or} – индикаторное значение представителей каждого из подсемейств хирономид (величина $a = N + 10$, где N – относительная численность особей каждого из подсемейств в процентах от общей численности личинок хирономид, число 10 ограничивает пределы изменения значений индекса K).

Значения K возрастают по мере ухудшения качества воды:

$K = 0,136–1,08$ – чистая вода;

$K = 1,08–6,50$ – умеренно загрязненная вода;

$K = 6,50–9,0$ – загрязненная вода;

$K = 9,0–11,5$ – грязная вода [38].

В Единой государственной системе экологического мониторинга принята классификация качества вод суши по гидробиологическим показателям, включающим зообентос, фито- и зоопланктон, перифитон, общее количество бактерий и сапрофитные бактерии (см. табл. 2.1).

2.4. Особенности биотестирования

Организм при биотестировании фактически используется в качестве аналитического прибора или его части, при этом считается значительно более дешевым. В ходе биотестирования оценивают влияние факторов среды в конкретный момент воздействия исследуемой пробы с помощью различных чувствительных тест-объектов. Биотестирование осуществляется на уровне молекулы, клетки или организма и характеризует возможные последствия загрязнения окружающей среды для биоты.

Биотестирование позволяет определить реальную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в анализируемой пробе токсических химических веществ и метаболитов, с учетом их антагонистического и синергетического влияния именно на момент воздействия.

Аналитический контроль загрязнения природных сред и анализ химического состава техногенных объектов (сточных вод, выбросов, отходов, загрязненных грунтов и пр.), проводимый химическими методами, показывают лишь определенные концентрации загрязнителей. Сравнение полученных концентраций с установленными для природных сред предельно-допустимыми дает лишь приблизительную информацию об опасности воздействия загрязненных природных объектов на здоровье человека, поскольку большинство из разработанных величин ПДК имеет санитарно-гигиенический характер. Эта информация имеет крайне ограниченное значение для прогноза структурно-функциональных изменений биоты и оценки состояния живых организмов (не человека), а следовательно, экосистемы в целом. В отношении же техногенных объектов критерии ПДК вообще неприменимы в связи с их неадекватностью природным средам. Тем не менее считается, что аналитический контроль и нормирование качества окружающей среды выполняют профилактическую функцию, упреждая экологически опасное загрязнение. Биологический контроль (биодиагностика) позволяет установить причину нарушений в экосистеме и спрогнозировать в ней изменения.

Биодиагностика природных сред включает два способа сбора информации о реакции живых организмов на воздействие – биоиндикацию и биотестирование.

В последние десятилетия биотестирование широко применяется во многих странах, в том числе в России. Согласно данным Агентства окружающей среды США (USEPA), биотестирование осуществляется в США с использованием 145 тест-объектов по 4 650 тестам. Во многих странах Европы (Франции, Германии, Швеции, Англии, Швейцарии и др.) и Азии (Индии, Японии и пр.) биотестирование природных сред закреплено законодательными актами и стандартами этих государств [42].

Теоретически могут использоваться биологические системы любого уровня сложности: сообщества и популяции организмов, отдельные выборки, функциональные или структурные элементы целого организма, элементы клеточной структуры или органы, биохимические системы и др. Показателем токсического действия служит степень изменения определенных параметров живых систем, которая фиксируется различными методами. Это могут быть биохимические или биофизические методы, разные виды микроскопии, визуальный подсчет [17].

Поскольку основной задачей биотестирования компонентов окружающей среды является своевременное предотвращение вредного действия загрязнения на биоту и организм человека, метод биотестирования должен быть оперативным, адекватно информировать о потенциальной угрозе для самых чувствительных звеньев экосистемы и здоровья человека, быть экономически рентабельным. Конечно, соблюдение таких условий для отдельно взятого метода является проблематичным. Ни один из тест-объектов не может служить универсальным индикатором, в равной степени чувствительным ко всем экологическим факторам, из-за видовой избирательности действия потенциальных токсикантов. С введением каждого дополнительного объекта надежность схемы испытаний повышается, однако бесконечное расширение ассортимента обязательных объектов невозможно. В связи с этим каждый из предлагаемых методов должен иметь строгое целевое назначение и обозначенную область применения.

Существование избирательной токсичности создает ситуации, при которых загрязнитель направленно действует на одно из экологических звеньев, в меньшей степени затрагивая другие. Это значит, например, что для выявления присутствия в среде инсектицидов целесообразно использовать в качестве тест-объекта членистоногих, а гербицидов – растительный тест-объект. В средах с неустановленным загрязнением точно предвидеть направленность действия каждого из загрязнителей затруднительно. В связи с этим либо необходимо предварительно выяснить качественный состав загрязнения (то есть предшествует аналитическая работа), либо применять систему тест-объектов разного систематического положения.

Таким образом, каждый из подходов (аналитический и биологический), направленных на предотвращение и контроль загрязнения окружающей среды, имеет свое назначение [42].

2.5. Основные подходы биотестирования

Подходами можно условно назвать группы методов, характеризующих сходные процессы, происходящие с тест-объектами под влиянием антропогенных факторов.

Выделяют шесть подходов в биотестировании:

- 1) биохимический;
- 2) генетический;
- 3) морфологический;
- 4) физиологический;
- 5) биофизический;
- 6) иммунологический.

Рассмотрим каждый из них подробнее.

Биохимический подход. Негативное воздействие среды на тест-организмы влияет на эффективность биохимических реакций, уровень ферментативной активности и накопление определенных продуктов метаболизма. Измерение биохимических показателей может обеспечить необходимую информацию о реакции организма в ответ на негативное воздействие. Например, в водных объектах, подвергающихся загрязнению сточными водами, выявляется развитие штаммов организмов, способных противостоять ферменту «лизоцим» (который разрушает оболочки бактериальных клеток). Соответственно, определяя в пробе природной воды соотношение количества микроорганизмов, обладающих лизоцимной активностью, и количество организмов с антилизоцимной активностью можно выявить ранние нарушения состояния водного биоценоза.

Исследования активности ферментов (каталазы, дегидрогеназы, гидролазы, инвертазы, уреазы), катализирующих окислительно-восстановительные реакции в биохимических процессах почв и клеток живых организмов, используют при оценке экологического состояния почв, подвергающихся загрязнению различными токсикантами. Загрязнение почв приводит к снижению активности ферментов.

В водных объектах, загрязненных тяжелыми металлами, у гидробионтов (например, моллюсков) повышается синтез металлотионеинов – низкомолекулярных белков с молекулярной массой 6–15 кДа¹, способных связывать ионы тяжелых металлов. При содержании в тканях организма металлотионеинов свыше 2–3 мкг/г делают вывод о постоянном загрязнении водного объекта тяжелыми металлами.

Генетический подход. Присутствие в окружающей среде некоторых веществ и факторов приводит к генетическим изменениям в живых организмах, то есть характеризует мутагенную активность среды, а

¹ кДа – килодальтон; дальтон – внесистемная единица массы, применяемая для масс молекул, атомов, атомных ядер и элементарных частиц. Атомная единица массы выражается через массу нуклида углерода ¹²C и равна 1/12 массы этого нуклида.

возможность сохранения генетических изменений в популяциях отражает эффективность функционирования иммунной системы организмов.

Мутагенные химические вещества взаимодействуют с ДНК, вызывая трансформации ее структуры. Эти процессы могут приводить к потере, увеличению или замене оснований, изменяя тем самым их расположение в ДНК и влияя на точность передаваемой генетической информации.

Выделяют типы генетических изменений:

1. Генные, возникающие в результате замены оснований в ДНК и вставки или выпадения нуклеотидов, приводящие к сдвигу рамки считывания генетического кода. Генные мутации делят также на прямые и обратные (реверсии).

2. Хромосомные перестройки (абберации), заключающиеся в различных нарушениях структуры хромосом.

3. Геномные мутации, подразумевающие изменение количества хромосом в ядре.

Относительно просты, хорошо воспроизводимы и высокочувствительны генетические тесты, основанные на оценке изменения хромосом в соматических клетках (изменения кариотипа, хромосомные абберации, сестринские хроматидные обмены, микроядра и др.).

Для выявления канцерогенов и мутагенов применяют *краткосрочные генетические тесты*, являющиеся альтернативой классическим долгосрочным исследованиям на грызунах.

Почти все краткосрочные методы, позволяющие получить результаты в течение максимум нескольких недель, основаны на демонстрации хромосомных повреждений, генных мутаций или повреждения ДНК, при этом многие из них являются тестами *in vitro*². В этих тестах используют очень широкий спектр организмов (от бактерий и дрожжей до насекомых, растений и культивируемых клеток млекопитающих). Существуют также краткосрочные тесты, в которых лабораторные животные подвергаются воздействию изучаемого химического вещества в течение ряда периодов (от нескольких часов до нескольких недель).

Чаще всего для выявления мутагенных химических веществ применяют тесты с использованием бактерий; эта группа тестов в целом наиболее апробирована. В отличие от эукариотических организмов (у них ДНК представляет собой сложные хромосомные структуры), бактерии обладают лишь одной кольцевой молекулой ДНК, которая легкодоступна для химических веществ, проникающих сквозь клеточную стенку. Бактериальные тесты имеют также то преимущество, что в одном опыте может быть получена популяция, состоящая из многих миллионов клеток с относительно

² *in vitro* – термин, который обозначает технологию выполнения экспериментов, когда опыты проводят в пробирке (либо, в более общем смысле, вне живого организма).

коротким периодом размножения. В классическом варианте используются штаммы бактерий, уже имеющие мутации по определенным генам. Мутации, индуцированные тестируемым веществом, так называемые обратные мутации, выявляются в результате роста таких ревертантных бактерий с образованием колоний в соответствующей селективной среде. Бактериальные тесты могут быть использованы для выявления мутагенных метаболитов в биологических жидкостях (например, в моче, цельной крови, плазме) животных или людей, подвергшихся воздействию химических факторов.

Наиболее часто употребляемым для оценки степени мутагенности среды тестом является тест Эймса. Для создания тест-системы американским ученым Б.М. Эймсом и его сотрудниками на основе штаммов сальмонеллы были разработаны полуколичественные и количественные тесты с целью оценки мутагенной активности. Количественные тесты целесообразно использовать для определения частоты мутаций, а также в тех случаях, когда исследуемые вещества являются высокотоксичными и вызывают гибель большей части клеток тест-объекта. Наиболее широкое распространение получил ставший классическим полуколичественный тест Эймса с метаболической активацией *in vitro*. Он является простым, быстрым и высокочувствительным к генным мутациям, поэтому указанный тест применяют в качестве первого этапа скрининговых исследований большого количества соединений на мутагенную активность. Соединения, проявившие такую активность, подвергают детальному изучению с помощью более сложных тестов, способных выявлять и оценивать другие генетические аномалии (хромосомные перестройки, повреждения ДНК и др.) [17].

Морфологический подход. В условиях техногенного воздействия на природные экосистемы снижение численности популяций происходит в значительной мере за счет эмбриональной и личиночной смертности. Эмбрионы и личинки – наиболее чувствительные к повреждающим факторам фазы жизненного цикла гидробионтов. Воздействие на организм стресс-факторов приводит к отклонениям от нормального строения различных морфологических признаков. Процессы воспроизведения организмов – это сложная цепь взаимообусловленных событий, любое из звеньев которой может быть нарушено воздействием токсичной среды.

Для диагностики воздействия загрязнений на морфологические характеристики применяют методы оценки флуктуирующей асимметрии.

Симметрия как вид согласованности отдельных частей живых организмов имеет общебиологическое значение. При работе с биологическими объектами в настоящее время используется классификация асимметрий (нарушений симметрии) по Л. Ван Валену, согласно которой они подразделяются на три типа:

1) направленная асимметрия, когда какая-то структура развита на одной стороне больше, чем на другой (например, сердце млекопитающих);

2) антиасимметрия – большее развитие структуры на одной из сторон (правша и левша в популяции человека);

3) флуктуирующая асимметрия – незначительные ненаправленные отклонения от строгой билатеральной симметрии.

Флуктуирующая асимметрия является результатом неспособности организмов развиваться по точно определенному плану. Различия между сторонами не являются генетически детерминированными и не имеют адаптивного значения. Выступая в качестве меры стабильности развития, флуктуирующая асимметрия характеризует состояние морфогенетического гомеостаза – способности организма к формированию генетически детерминированного фенотипа при минимальном уровне онтогенетических нарушений. Таким образом, флуктуирующая асимметрия может быть охарактеризована как одно из наиболее обычных и доступных для анализа проявлений случайной изменчивости развития.

В ряде научных исследований показано, что величина асимметрии зависит от различных химических и физических факторов и может являться мерой нарушения развития организма.

Флуктуирующая асимметрия – это один из общих показателей, характеризующих стабильность индивидуального развития, дающий оценку состояния природных популяций и зависящий от состояния среды. Величина этой асимметрии и ее зависимость от конкретных факторов могут быть определены лишь на популяционном уровне.

Пример морфологического подхода в биотестировании – использование высшей водной растительности (ряски малой, элодеи канадской и др.) для оценки степени хронического токсического действия вод. Критерием токсичности воды является отклонение в скорости роста и внешнем виде (форме листьев, цвете поверхности листовых пластинок, наличии заболеваний) по сравнению с контролем.

Другим примером выступает оценка эмбриотоксичности природных и сточных вод, пищевых добавок, фармакологических препаратов, которая основывается на изучении аномалий развития амфибий. Эмбрионы и молодь гидробионтов – уникальные объекты для исследования механизмов повреждений, вызванных токсичными агентами. Морфологические нарушения быстро визуализируются, что позволяет отследить ход их развития и получить сведения о характере повреждений [17].

Физиологический подход. Одна из наиболее важных характеристик, высокочувствительная к стрессовому воздействию среды, – энергетика физиологических процессов. Наиболее экономичный энергетический обмен имеет место лишь при строго определенных условиях среды, которые могут быть охарактеризованы как оптимальные.

Для характеристики энергетического обмена две величины являются фундаментальными: *основной обмен* и *максимальный обмен*.

Основной обмен отражает минимальный уровень потребления энергии, необходимый для обеспечения нормального функционирования организма при отсутствии каких-либо внешних воздействий. *Максимальный обмен* соответствует предельному количеству энергии, которое организм способен выработать в случае необходимости. Разность между этими величинами представляет собой энергетический ресурс адаптации конкретного вида животных, поскольку основной и максимальный уровни обмена – видоспецифические величины.

Интенсивность энергетического обмена аэробного организма может быть определена посредством измерения скорости потребления кислорода. При оптимальных условиях организм находится на самом низком энергетическом уровне; при любых негативных изменениях среды обитания потребность в кислороде будет увеличиваться.

Другая базовая характеристика, перспективная для оценки стрессовых воздействий, – темп и ритмика ростовых процессов.

Важной характеристикой физиологических процессов является поведенческая активность живых организмов. Например, тест с использованием инфузории спиростомы основан на оценке изменения скорости ее движения под воздействием химических раздражителей. Аналогичным образом изучение поведения дафний позволяет оценивать степень загрязнения воды: с увеличением концентрации токсикантов у дафний повышается активность, изменяется окраска и внешний вид органов, они перестают питаться и в конечном счете погибают при значительных концентрациях токсикантов.

В качестве тест-функций применяют физиологические параметры пресноводных беспозвоночных гидробионтов разных уровней филогенеза.

Свойства внешней среды, в частности гидросферы, проявляются в интенсивности воздействия на организм или популяцию отдельных факторов или их комбинаций. Вещества, поступающие в водоем антропогенным путем, могут оказывать регулирующее, трофическое, токсическое и информативное воздействие на гидробионты. При незначительных концентрациях в водоеме эти вещества можно выявить, оценивая физиологический статус гомеостатических показателей организма, которые могут изменяться при сдвигах в окружающей среде.

Наибольший интерес представляют типы поведения, относящиеся к эволюционно-универсальным реакциям, свойственным всем эукариотам, включая человека. К таким феноменам принадлежат спонтанная двигательная активность как врожденная форма поведения и память – приобретенная форма поведения.

Целостное поведение животных рассматривается как лабильное взаимодействие врожденных и приобретенных элементарных реакций,

необходимое для быстрой и эффективной адаптации к условиям среды. Изучение поведения сложно и требует тщательных наблюдений в природе, подкрепленных лабораторными экспериментами. Таким образом, поведение является эволюционно обусловленным показателем физиологического состояния животного. На основании изменений в поведенческих феноменах одного вида животных можно прогнозировать нарушения поведения и других видов. Выбор форм поведения для биотестирования определяется их чувствительностью к изменениям, происходящим в окружающей среде [17].

Биофизический подход. Биофизические методы контроля качества среды всегда основаны на инструментальном определении нарушений биохимических и биофизических процессов тест-организмов. Наиболее широкое распространение получили флуориметрические и люминесцентные методы измерений, обладающие высокой чувствительностью.

Измеряя интенсивность флуоресценции хлорофилла можно оценить состояние фотосинтетической активности водорослей, помещенных в среду, содержащую токсиканты.

При использовании специальных люминесцирующих культур организмов (биосенсоров) и приборов люминометров возможно проведение в течение нескольких минут исследования токсичности веществ или сред даже в полевых условиях. Свечение биосенсоров в тестируемой среде обратно пропорционально концентрации токсиканта.

Кроме того, применение люминесцентных и флуориметрических методов позволяет проводить количественные измерения в режиме реального времени и автоматизировать процесс измерения. Люминесцентные и флуориметрические методы в ряде случаев дают возможность не только оперативно тестировать качество среды, но и проводить детальный анализ состояния фитопланктонного сообщества, а также прогнозировать его развитие.

Иммунологический подход. В дополнение к генетическому подходу, характеризующему эффективность иммунной системы организма в отношении элиминации клеток с генетическими нарушениями, возможны развернутая оценка изменений иммунореактивности животного, исследование параметров иммунитета, таких как состав крови и гемолимфы, определение наличия антител в жидкостях организма, концентрации белков плазмы, перивисцеральной жидкости, оценка динамики клеточного состава.

Основная функция иммунной системы состоит в поддержании постоянства внутренней среды организма. Иммунная система – одна из самых лабильных, поэтому любые серьезные изменения в среде обитания влияют на функциональную активность иммунокомпетентных клеток:

1) фагоцитов – клеток, обеспечивающих захват и переваривание чужеродных или измененных собственных клеточных структур;

2) Т-лимфоцитов, регулирующих взаимодействие клеток внутри системы; они осуществляют распознавание и уничтожение генетически чужеродных и измененных клеток организма, дают сигнал В-лимфоцитам к синтезу продукции антител;

3) В-лимфоцитов, продуцирующих антитела иммуноглобулиновой природы, которые нейтрализуют действие чужеродных агентов и облегчают фагоцитоз.

Иммунологический подход при оценке состояния окружающей среды заключается в изучении изменений врожденного и приобретенного иммунитета у беспозвоночных и позвоночных животных.

Параметры иммунитета животных как критерий состояния организмов, их популяций и сообществ экосистем при техногенном воздействии сравниваются с нормой (при отсутствии воздействия).

При появлении в среде чужеродных агентов у тест-организмов резко возрастает концентрация антимикробных белков (миелопероксидазы, лактоферрина, эластазы, катепсина G, лизоцима, дефензинов), катионных полипептидов, фаго- и гемоцитов. Определение наличия специфических антител и сравнение этих параметров с нормой позволяют сделать выводы об изменении условий среды обитания или появлении заболеваний у животных.

Тестирование дает возможность определять состояние живых организмов по комплексу морфологических, генетических, физиологических, биохимических, биофизических и иммунологических параметров. Используемый набор методов исследования и тестов охватывает разные стороны индивидуального развития организма, обеспечивая интегральную оценку состояния биоты и качества среды в целом.

На практике наиболее распространенными методами биотестирования являются те, в которых фиксируются главным образом такие интегральные параметры, как показатели выживаемости, роста, плодовитости тест-организмов.

Все рассмотренные группы методов биотестирования обладают рядом особенностей. Это и доступность тест-объекта, которая определяется возможностью его культивирования в лабораторных условиях, поддержанием необходимых условий температуры, освещенности, сложностью состава питательных сред, чистотой воздуха и пр.; это и оперативность получения ответа. Наиболее быстрые реакции на токсическое воздействие равных концентраций удается регистрировать у простых организмов – бактерий, водорослей и инфузорий. Наступление таких реакций ограничивается минутами или несколькими часами. Сутками измеряется проявление ответных реакций более крупных объектов (у ракообразных – дафний, артемий), а так называемая хроническая токсичность оценивается в течение многих суток и даже

недель. Каждый метод характеризуется и своими техническими способами реализации.

С точки зрения технического оснащения наиболее доступными оказываются методы, основанные на регистрации общебиологических характеристик: подсчете численности или прироста (гибели) популяций, который можно осуществить с помощью микроскопа или увеличительного стекла практически в любой лаборатории. Для проведения физиолого-биохимических оценок и определения соотношения, допустим, живых и мертвых клеток или флуоресценции тест-культур организмов необходима специальная аппаратура [17, 42].

Общим правилом для всех методов выступает оценка надежности тест-культур. Известно, что живые организмы по разным причинам со временем могут менять свою чувствительность, поэтому обязательной процедурой в лаборатории является контроль тест-объекта с помощью модельного токсиканта. Например, для определения пригодности культуры дафний для биотестирования проводится процедура определения диапазона реагирования тест-организмов на модельный токсикант. Методом последовательных разбавлений готовится серия растворов двуххромовокислого калия $K_2Cr_2O_7$ в культивационной воде с концентрациями 0,5; 0,9; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 мг/дм³. В приготовленные растворы помещают дафний. Если концентрация растворов, вызвавших острую токсичность (гибель рачков более 50 %), находится в диапазоне 0,9–2,0 мг/дм³, то чувствительность культуры дафний соответствует необходимым требованиям и она может быть использована в биотестировании [45]. Аналогичным образом проводится оценка чувствительности для водорослей, инфузорий, рыб и пр. [6, 18, 29, 39].

Методы биотестирования просты, относительно недороги, пригодны для широкого применения и дают возможность оценивать качество природной среды при всем многообразии экологических изменений, а также токсичность техногенных объектов, ксенобиотиков.

2.6. Применение биотестирования в природоохранной практике

Биологические методы, как правило, обладают высокой чувствительностью, обнаруживают более низкие концентрации веществ, чем аналитические датчики, к тому же, как уже отмечалось, по информативности для последствий вредного воздействия на окружающую природную среду превосходят физико-химические методы анализа. В связи с этим использование методов биотестирования является обязательным элементом природоохранной деятельности [17, 42].

Метод биотестирования, наряду с физико-химическими, применяется при установлении нормативных требований к качеству вод, проведении

экологического контроля за соблюдением нормативов допустимых сбросов химических веществ в водные объекты, нормативов допустимых воздействий хозяйственной и иной деятельности на водные объекты, осуществлении государственного экологического мониторинга за состоянием водных объектов в районах расположения источников антропогенного воздействия, проведении оценки изменения состояния водных экосистем, биоценозов.

Исследования в области разработки и использования методов биотестирования в водоохранной практике проводились во многих научно-исследовательских и учебных институтах. В 1980 году на государственном уровне была признана необходимость применения биотестирования как показателя оперативной интегральной диагностики качества вод. В 1981–1986 годах методики биотестирования были апробированы и рекомендованы для определения токсичности сточных и природных вод. По итогам апробации Всесоюзным научно-исследовательским институтом по охране вод – головным институтом по разработке и использованию методов определения токсичности вод – в 1990 году был подготовлен и утвержден Государственным комитетом СССР по охране природы (Госкомприроды СССР) документ «Методическое руководство по биотестированию воды» (РД 118-02-90). В него вошли методики с использованием тест-объектов – представителей основных трофических звеньев водной экосистемы (водорослей, ракообразных и рыб) [29].

Принятый Госкомприроды СССР в 1991 году документ «Правила охраны поверхностных вод» впервые обязывал контролировать токсичность как сточных вод (при этом сточные воды не должны оказывать острого токсического воздействия на тест-объекты), так и поверхностных вод в контрольном створе, где вода не должна оказывать хронического токсического действия. Позднее для целей государственного экологического контроля Минприроды России, а затем Государственным комитетом Российской Федерации по охране окружающей среды (Госкомэкологией России) были подготовлены и утверждены методики для определения токсичности воды, почвы, отходов, донных отложений с использованием в качестве тест-объектов инфузорий и простейших ракообразных по ферментативной активности бактерий.

Широкий спектр тест-объектов и большой набор методик представлены в утвержденном Министерством природных ресурсов и экологии Российской Федерации и Министерством сельского хозяйства Российской Федерации России в 2001 году временном методическом руководстве, направленном на установление нормативов допустимого содержания химических веществ, в частности нефти, в донных отложениях поверх-

ностных водных объектов. Документ содержит набор методик по определению максимально допустимых уровней веществ, аккумулированных донными отложениями, на основе модельных экспериментальных исследований с использованием чувствительных биологических тест-объектов. И, что особенно важно, в список тест-объектов были включены экологически соответствующие организмы – организмы-редуценты (бактерии); организмы-продуценты (водоросли и макрофиты); зоопланктон (инфузории и ракообразные); зообентос (моллюски и хирономиды); рыбы (эмбрионы и взрослые особи) [6].

В последние годы Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидрометом) была сформирована методическая база мониторинга токсического загрязнения водных объектов с помощью биотестирования на основе принципов организации и проведения режимных наблюдений и оперативных работ в системе мониторинга поверхностных вод суши. Утвержден ряд нормативных документов, включающих методики оценки токсичности как водных вытяжек, так и неизмененных донных отложений с использованием экологически соответствующих тест-объектов [27, 28, 34, 35, 37].

Огромное значение методы биотестирования имеют при разработке ПДК загрязняющих веществ водных объектов рыбохозяйственного назначения. Большинство из величин ПДК для таких водных объектов установлено экспериментально с использованием следующих стандартов: «Методические рекомендации по установлению предельно-допустимых концентраций загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов» (М.: ВНИРО, 1986); «Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение» (М.: ВНИРО, 1998). В состав методов, рекомендуемых данными документами, для обоснования ПДК вошли физиологические, био-физические, морфологические и генетические методы с использованием гидробионтов различных классификационных групп: организмов-редуцентов, организмов-продуцентов, зоопланктона, зообентоса и рыбы (табл. 2.2) [18].

Таблица 2.2

Объекты и показатели, контролируемые
при экспериментальном определении
эколого-рыбохозяйственных нормативов

Тест-организмы		Тест-параметры	
		Основные	Вспомогательные
Организмы-редуценты	Бактерии	Численность клеток; дыхание (по величине БПК); концентрации кислорода,	–

Тест-организмы		Тест	
		Основные	Вспомогательные
		аммиака, нитритов, нитратов	
Организмы-продуценты	Водоросли	Общая численность клеток, рН среды, концентрация кислорода, соотношение живых и мертвых клеток	Биомасса, содержание пигментов, интенсивность фотосинтеза
	Макрофиты	Выживаемость; рост стебля, отростков, корней	Интенсивность фотосинтеза
Зоопланктон	Инфузории	Выживаемость, размножение	Поведение
	Ракообразные	Выживаемость, плодовитость, численность и возрастной состав модельных популяций	Морфологические изменения
Зообентос	Моллюски	Выживаемость, плодовитость, питание, масса	Поведение, морфологические изменения, потребление кислорода
	Хирономиды	Выживаемость на различных стадиях и время их происхождения; морфологические аномалии, плодовитость	Поведение, вес и общее состояние личинок и имаго
Рыбы	Эмбрионы	Выживаемость эмбрионов, выклев и состояние предличинок	Аномалии развития, биохимические отклонения
	Взрослые	Выживаемость, масса тела, анатомические и клинические изменения, питание, частота дыхания, органолептика мяса, кумуляция	Поведение, биохимические изменения

Окончание табл. 2.2

Представленные в табл. 2.2 организмы и тест-параметры могут использоваться и при биотестировании техногенных объектов (отходов, осадков сточных вод, золошлаков), и при изучении токсичных свойств новых веществ и материалов.

Важным нормативным актом, регламентирующим применение биологических тест-систем для выявления токсичности техногенных объектов – отходов, являются «Критерии отнесения отходов к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду», утвержденные Приказом Минприроды России в 2014 году, в соответствии с которым процедура выявления класса опасности отходов для окружающей природной среды основывается не только на количественных расчетах класса опасности отхода по химическому составу содержащихся

компонентов, но и на экспериментальной биологической проверке образцов [22].

Экспериментальное определение класса опасности отхода заключается в нахождении кратности разведения водной вытяжки из отхода, при которой вредное воздействие на гидробионты отсутствует – определяется так называемая безвредная кратность разбавления (БКР). Последнее может быть выявлено по результатам биотестирования водной вытяжки отходов – исследовании токсического действия на гидробионты водной вытяжки из отходов, полученной с использованием воды, свойства которой установлены применяемой методикой биотестирования при массовом соотношении отхода и воды 1 : 10.

Определение кратности разведения водной вытяжки из отхода, при которой вредное воздействие на гидробионты отсутствует, осуществляется по аттестованным методикам (методам) измерений, сведения о которых содержатся в Федеральном информационном фонде по обеспечению единства измерений.

При определении кратности разведения водной вытяжки из отхода, при которой вредное воздействие на гидробионты отсутствует, применяется не менее двух тест-объектов из разных систематических групп (дафнии и инфузории, цериодафнии и бактерии или водоросли), например по смертности рачков *Daphnia magna Straus* не более 10 % за 96 часов (БКР₁₀₋₉₆) и по снижению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей *Scenedesmus quadricauda* на 20 % за 72 часа (БКР₂₀₋₇₂). За окончательный результат принимается класс опасности, выявленный на тест-объекте, проявившем более высокую чувствительность к анализируемому отходу (по наименьшему значению из двух БКР).

При исследовании водных вытяжек из отходов с повышенным солесодержанием (содержание сухого остатка в исследуемой водной вытяжке более 6 г/дм³) используется не менее двух тест-объектов, устойчивых к повышенному солесодержанию из разных систематических групп, например по смертности рачков *Artemia salina* не более 10 % за 48 часов (БКР₁₀₋₄₈) и по снижению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей *Phaeodactylum tricornerutum* на 20 % за 72 часа (БКР₂₀₋₇₂) [22].

Градации классов опасности отхода и соответствующие им кратности разбавления водной вытяжки, при которых отсутствует вредное воздействие на тест-организмы или тест-системы, приведены в табл. 2.3.

Таблица 2.3

Градации классов опасности отходов по степени воздействия водной вытяжки на тест-объекты [22]

Класс опасности отхода	Кратность разведения водной вытяжки из опасного отхода, при которой вредное воздействие на гидробионты отсутствует
I	> 10 000
II	От 10 000 до 1 001
III	От 1 000 до 101
IV	< 100
V	1

Окончание табл. 2.3

В настоящее время количество аттестованных методик выполнения измерений, внесенных в Федеральный информационный фонд по обеспечению единства измерений и рекомендованных для целей экологического контроля природных компонент и испытания токсичности некоторых веществ, отходов, насчитывает 60 методик, но перечень тест-организмов и тест-систем все-таки достаточно ограниченный: простейшие организмы (дафнии (*Daphnia magna* S. и *Ceriodaphnia affinis*) и солоноватоводные рачки (*Artemia salina* L.); водоросли (*Chlorella vulgaris* B., *Scenedesmus quadricauda* B., *Phaeodactylum tricornerutum*); инфузории (*Paramecium caudatum* E. и *Tetrahymena pyriformis*); черви-олигохеты (*Tubificidae*); водные растения (*Elodea canadensis* R.); некоторые виды растений суши и их семена (*Lepidium sativum*, *Raphanus sativus* var. *radicula* P. и *Avena sativa* L.); рыбы (*Danio rerio*); ферментативная активность некоторых видов бактерий и дрожжей; простейшие почвенные организмы и т. д. [44].

Анализ перечня аттестованных методик показывает, что основная роль в биотестировании природных компонент (и особенно техногенных объектов) принадлежит гидробионтам. На том основании, что наибольшую опасность для объектов окружающей среды представляет водно-миграционный путь распространения токсичных компонент отходов, тест-организмы представляют собой эвритопные виды гидробионтов. Вместе с тем совершенно очевидно, что загрязнение разных типов почв отходами сопровождается как процессами связывания токсикантов и их аккумуляцией, так и биологическим переносом и транслокацией, поэтому для анализа почвенных образцов, загрязненных отходами, целесообразно применять более широкий спектр тест-организмов, включающий почвообитающие организмы, или педобионты [42].

Среди возможностей использования методов биотестирования в природоохранной деятельности следует отметить их пригодность для мониторинга районов с интенсивным развитием промышленности и сельского хозяйства. Кроме того, биотестирование позволяет провести беглое сканирование больших пространств с целью ранней диагностики экологических нарушений. В данном случае достаточно ограничиться

наиболее простыми, но эффективными методами, основанными, например, на морфологических или физиологических показателях.

Обобщить результаты, полученные методами биотестирования, допустимо по всем методам в пределах каждого подхода; по всем подходам для каждого вида или группы видов живых организмов; для экосистемы в целом, что дает надежную суммарную оценку состояния среды и исключает ошибочное заключение, вполне возможное при использовании единичных показателей в отношении отдельных видов. Итоговое заключение должно содержать характеристику качества среды в исследуемом районе (оценку степени отклонения от нормы и фоновое состояние, оконтуривание зоны ощутимых последствий воздействия) и оценку благоприятности среды для человека.

Комплексная оценка качества среды обитания, помимо использования разных подходов и тест-объектов биотестирования, подразумевает организацию наблюдений за всеми природными средами (в первую очередь за воздушной, водной и почвенной компонентами биосферы) [47].

Таким образом, можно выделить направления применения методов биотестирования:

- оценку токсичности водной среды (сточные воды, природные воды с целью выявления потенциальных источников загрязнения, питьевые воды);

- контроль эффективности работы очистных сооружений сточных вод;

- контроль эффективности водоподготовки питьевых вод;

- оценку токсичности промышленных отходов с целью экспериментального установления их класса опасности;

- проведение экологической и санитарно-эпидемиологической экспертизы новых материалов, веществ, технологий очистки и пр.;

- мониторинг воды и донных отложений водных объектов;

- мониторинг почв;

- мониторинг атмосферного воздуха.

Основная задача биотестирования в перечисленных случаях – быстрое реагирование на полученный сигнал о токсичности исследуемого объекта [42].

3. ОРГАНИЗАЦИЯ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА ПРИРОДНЫМИ КОМПОНЕНТАМИ И ОБЪЕКТАМИ

3.1. Поверхностные водные объекты

При проведении режимных (мониторинговых) наблюдений в соответствии с РД 52.24.309-2016 пункты наблюдений организуют на водоемах и водотоках в районах:

расположения городов и крупных поселков, сточные воды которых сбрасываются в водоемы и водотоки;

сброса сточных вод отдельно стоящими крупными промышленными предприятиями (заводами, рудниками, шахтами, нефтепромыслами, электростанциями и т. п.), территориально-производственными и сельскохозяйственными комплексами;

мест нереста и зимовья ценных и особо ценных промысловых организмов;

предплотинных участков рек, являющихся важными для рыбного хозяйства;

пересечения реками государственной границы;

замыкающих створов больших и средних рек;

устьев загрязненных притоков больших водоемов и водотоков.

Для изучения природных процессов и определения фонового состояния воды водоемов и водотоков пункты наблюдений создают также на участках, не подверженных антропогенному воздействию, в том числе на водоемах и водотоках, расположенных на территориях государственных заповедников и природных национальных парков и являющихся уникальными природными образованиями.

При выборе точного места отбора необходимо, чтобы проба была репрезентативной (адекватной водному объекту в данном месте), то есть вода должна быть отобрана в створе полного смешения по вертикальному и горизонтальному профилям.

Все предполагаемые места отбора на водном объекте должны быть изучены на предмет однородности по поперечному сечению в месте отбора проб. Это осуществляется путем отбора проб через интервалы по поперечному сечению на различных глубинах. Исследуемыми показателями могут быть те, которые обычно определяют непосредственно на водном объекте: электропроводность, температуру, рН, растворенный кислород.

Пункты наблюдений на водном объекте рекомендуется размещать в местах, в которых производится измерение речного стока (на гидрологических постах или вблизи них; в точках, где не происходит значительного изменения речного стока), чтобы иметь данные о расходе воды и возможность рассчитать массу стока различных определяемых веществ.

Место отбора проб должно быть безопасным для отбора проб и доступно при любых погодных условиях.

При отсутствии организованного сброса сточных вод на водотоках устанавливают по одному створу: в устьях загрязняющих притоков, на незагрязненных участках водотоков, на предплотинных участках рек, на замыкающих участках рек, в местах пересечения водотоком государственной границы.

При наличии организованного сброса сточных вод на водотоках устанавливают два створа или более. Один из них располагают выше источника загрязнения, другой – ниже источника (или группы источников) загрязнения. Верхний («фоновый») створ устанавливают на 1 км выше источника загрязнения. При выборе створа ниже источника загрязнения необходимо, чтобы он был расположен в месте достаточно полного смешения сточных вод с водой водотока. При этом следует предварительно рассчитать створ полного смешения, а затем уточнить его местоположение во время обследования участка путем измерения характерных консервативных показателей состава воды (например хлоридов, натрия, калия). На реках, где створ гарантированного смешения находится далеко от источника загрязнения, влияния источника на физические свойства и химический состав воды в створе смешения может быть не обнаружено из-за малых расходов сточных вод по сравнению с расходами речных вод. В этом случае створ устанавливают исходя из интересов водопользователя (в частности, на реках, используемых для нужд рыбного хозяйства, – не далее 0,5 км от места сброса сточных вод ниже по течению).

При наличии группы источников загрязнения верхний створ располагают выше первого источника, нижний – ниже последнего. Между створами выше и ниже источников загрязнения с учетом интересов природопользователей могут быть установлены дополнительные створы, характеризующие влияние отдельных источников загрязнения.

При наличии на водотоке нескольких рукавов створы располагают на тех из них, где наблюдаются наибольшие расходы и/или нарушения норм качества воды водотоков.

На водоемах (озерах, водохранилищах) наблюдение и контроль проводят по водоему в целом или на отдельных загрязненных участках.

При контроле по водоему в целом с учетом геоморфологии береговой линии и других факторов устанавливают не менее трех створов, по возможности равномерно распределенных по акватории; при контроле на отдельных загрязненных участках водоема створы устанавливают с учетом условий водообмена. На водоемах с интенсивным водообменом расположение створов аналогично расположению на водотоках.

Границу зоны загрязненности (той части водоема, в которой нарушены нормы качества воды по одному или нескольким показателям) устанавливают по размерам максимальной зоны загрязненности, определенной расчетным путем согласно ГОСТ 17.1.1.02-77 и уточненной при проведении обследования водоема [7, 33].

На водоемах с умеренным и замедленным водообменом один створ устанавливают в не подверженной загрязнению части водоема, другой совмещают со створом сброса сточных вод; остальные створы проходят параллельно, по обе стороны от створа сброса сточных вод (не менее двух

на расстоянии 0,5 км ниже места сброса сточных вод и непосредственно перед местом сброса).

При выборе местоположения створов пунктов наблюдений и отбора проб на водоеме (озере, водохранилище) необходимо учитывать объем водоема, площадь его поверхности, среднюю глубину, время обновления воды, а также информацию о его температурных, батиметрических, гидравлических и экологических характеристиках. Ориентировочно число пунктов наблюдений и отбора проб может равняться округленному логарифму площади водоема, выраженной в квадратных километрах.

Рекомендуется следующая минимальная программа отбора проб на водоеме в зависимости от глубины:

на двух глубинах (на поверхности и у дна), если глубина водоема не превышает 10 м;

трех глубинах (на поверхности, в термоклине и у дна) для водоема глубиной около 30 м;

нескольких глубинах (на поверхности, в верхнем гипolimнионе, у дна) для водоема глубиной более 30 м.

Для водоема глубиной более 100 м отбор проб рекомендуется проводить в дополнительных точках на различных глубинах.

При проведении экспедиционных исследований пункты отбора проб могут устанавливаться в зависимости от целей исследований, как с учетом требований, указанных выше нормативных документов, так и без их соблюдения [33].

3.2. Донные отложения

Донные отложения – донные насосы и твердые частицы, образовавшиеся и осевшие на дно водного объекта в результате внутриводоемных физико-химических и биохимических процессов, происходящих с веществами как естественного, так и техногенного происхождения.

Общие требования к отбору донных отложений морей, океанов, водоемов, водотоков и устьевых областей рек, впадающих в моря, для оценки на загрязненность установлены ГОСТ 17.1.5.01-80 [8].

Донные отложения отбираются для анализа на загрязненность с целью оконтуривания зоны распространения отдельных загрязняющих веществ, определения характера, степени и глубины проникновения специфических загрязняющих веществ в донные отложения, изучения закономерностей процессов самоочищения, расчета элементов баланса, выявления источников вторичного загрязнения и учета воздействия техногенного фактора.

Программу отбора донных отложений составляют в зависимости от целей исследования. Проба должна характеризовать водный объект или

какую-то его часть за определенный промежуток времени. Объем отобранной пробы должен быть достаточным для выполнения всех запланированных анализов.

Программа отбора включает выбор места, времени, способа отбора, выбор устройства для отбора, обуславливает объем пробы и условия консервации и хранения.

В водоемах и водотоках места отбора проб выбирают с учетом распределения донных отложений и закономерностей их перемещения. Отбор проб обязателен в местах, в которых донные отложения достигают максимального развития (места поступления сточных вод, зоны подпора боковых притоков и приплотинная часть в водохранилищах), а также в местах, где обмен загрязняющими веществами между водной массой и донными отложениями может характеризоваться экстремальными значениями (на судовом ходу, на участках водоемов с глубинами до 10 м, при ветровом перемещении, на перекатах рек и др.).

На водотоках, если необходимо установить факт влияния сброса сточных вод на степень загрязненности донных отложений, пробы отбирают выше и ниже мест сброса сточных вод.

На водотоках с быстрым течением (коэффициент Шези $C < 40 \text{ м}^{0,5}/\text{с}$) пробы отбирают на участках с установившимся динамическим равновесием между взвешенными частицами и донными отложениями, где отсутствует смыв последних. Точки взятия проб приурочивают к скоростным вертикалям. При отсутствии смены типа донных отложений по гранулометрическому составу в пределах 6 м полосы пробы по ширине реки отбирают через одну скоростную вертикаль. При наличии неравномерности распределения крупности частиц по ширине русла пробы отбирают на каждой промерной вертикали.

На водоемах пробы отбирают в створе питающих их водотоков, в зоне влияния сброса сточных вод, а также в зоне нижнего бьефа гидроузла или в районе истока реки (канала) из исследуемого водоема.

На морях пробы отбирают в шельфовой зоне (в зонах влияния сброса сточных вод отбор проб обязателен), а в эстуариях и в открытом океане (море) – в репрезентативных точках.

Для оценки динамики содержания загрязняющих веществ в донных отложениях пробы отбирают на одном и том же участке дна водного объекта, точное место которого обозначают установкой буя, забивкой шпунта или определением азимута и расстояния от реперной точки на берегу.

На водостоках пробы отбирают с периодом, обеспечивающим возможность оценки степени загрязненности донных отложений в характерные фазы их гидрологического режима, на водоемах – с периодом, соответствующим различным фазам гидрологического режима питающих их водотоков, сезонам года и динамике водных масс в водоеме.

В шельфовом районе морей, в эстуариях и открытом океане (море) пробы донных отложений отбирают один раз в году [8].

Донные отложения искусственно созданных водоемов отбирают по следующей схеме:

изучают устройство искусственно созданного водоема, составляют карту-схему (в соответствии с проектом или гидрогеологической картой);

определяют (при наличии) место выпуска сточных вод;

около выпуска сточных вод отбирают пробы с шагом 0,8–1,0 м на расстоянии от берега не менее 0,8–10,0 м;

шаг отбора проб увеличивают по мере удаления от выпуска, но не более чем на 500 м.

При отсутствии выпуска сточных вод отбор проб донных отложений осуществляют по сетке с равномерным шагом [26].

3.3. Почва

Почва является сложным объектом в экологических исследованиях, поскольку представляет собой матрицу из химических соединений минеральной и органической природы. Сложные процессы химической, физико-химической, биологической природы, происходящие в почве, приводят к постоянной трансформации химических соединений, аккумуляции некоторых загрязнителей в отдельных слоях почвы, распределению их по глубине. Загрязняющие вещества, попадающие в почву, могут проникать в почвенные воды и переноситься фильтрационным потоком на значительные расстояния и глубину, образуя ареалы различной степени загрязненности грунта. В связи с этим этап отбора проб почвы важен в плане получения представительной пробы, которая позволит осуществить качественную оценку уровня загрязнения обследуемой территории. Зачастую отбору проб почвы предшествуют рекогносцировочное обследование территории, выявление ландшафтных особенностей, изучение картографических материалов, анализ результатов предшествующих исследований.

Процедура отбора пробы почвы включает в себя:

а) определение пробных площадок и границ предполагаемого загрязнения;

б) оценку неоднородности (изменчивости) почвы;

в) определение порядка отбора проб почвы;

г) определение размеров пробной площадки;

д) рассмотрения количества, глубины и вида проб;

е) обращение с пробами, их упаковку, транспортирование и хранение.

При контроле общего и локального загрязнения почвы в рамках экологических исследований необходимо соблюдать требования ГОСТ 17.4.4.02-2017 и ГОСТ 17.4.3.01-2017 [10, 11].

Для понимания процедуры и следования единым требованиям к отбору проб приняты термины:

пробная площадка – часть исследуемой территории, характеризующаяся сходными условиями;

точечная проба – материал, взятый из одного места горизонта или одного слоя почвенного профиля, типичный для данного горизонта или слоя;

объединенная проба – смесь не менее двух точечных проб;

однородный почвенный покров – почвенный покров, содержащий не менее 70 % основной почвенной разности (почвы одного вида, но различающиеся по механическому составу);

неоднородный почвенный покров – почвенный покров, содержащий менее 70 % основной почвенной разности;

общие загрязнения – загрязнения, вызванные применением химических средств защиты растений, органических и неорганических удобрений, орошением сточными водами, а также загрязнения, вызванные выбросами промышленности, транспорта и другие, распространенные на больших территориях;

локальные загрязнения – загрязнения на ограниченных территориях, вызванные точечными источниками загрязнения (свалками, фермами, складами химических веществ и др.) [10].

При общем загрязнении почв пробные площадки намечают по координатной сетке, указывая их номера и координаты:

с равными расстояниями – на почвах, загрязненных предположительно равномерно.

неравномерными расстояниями между линиями – на почвах, загрязненных предположительно неравномерно.

При изучении аэрационного загрязнения почв расстояния между линиями сетки намечаются с учетом расстояния от источника загрязнения, уклона поверхности и преобладающего направления ветра.

При загрязнении почвы патогенными организмами и вирусами, содержащимися в твердых или жидких отходах населенных пунктов или животноводческих комплексов, пробные площадки наносят на координатную сетку с учетом распределения этих отходов на площади.

При локальном загрязнении почв для определения пробных площадок применяют систему концентрических окружностей, расположенных на дифференцированных расстояниях от источника загрязнения, указывая номера окружностей и азимут места отбора проб. В направлении

основного распространения загрязняющих веществ систему концентрических окружностей продолжают в виде сегмента, размер которого зависит от степени распространения загрязнения.

В случае аварийных ситуаций (разливы, размещение отходов и пр.) размеры и контур загрязненной территории могут определяться либо по прямым (наличию пятна загрязнения), либо по косвенным признакам (например, по угнетению растительного покрова). В противном случае для установления истинных границ загрязнения поверхности почвы и глубины проникновения загрязняющих веществ необходимо использовать методы качественного или полуколичественного анализа компонентов, наиболее характерных для каждой отдельной аварийной ситуации [10]. Размер пробной площадки, количество и вид пробы должны соответствовать указанным в таблице.

Размер пробной площадки, количество и вид пробы [10]

Цель исследования	Размер пробной площадки, га		Количество проб
	Однородный почвенный покров	Неоднородный почвенный покров	
Определение содержания в почве химических веществ	От 1 до 5	От 0,5 до 1	Не менее одной объединенной пробы
Определение физических свойств и структуры почвы	От 1 до 5	От 0,5 до 1	От трех до пяти точечных проб на один почвенный горизонт
Определение патогенных организмов и вирусов	От 0,1 до 0,5	0,1	Десять объединенных проб, состоящих из трех точечных проб каждая

Для контроля санитарного состояния почвы в зоне влияния промышленного источника загрязнения пробные площадки закладывают на площади, равной трехкратной величине санитарно-защитной зоны, вдоль векторов «розы ветров» [11].

3.4. Атмосферный воздух

Наблюдения за состоянием атмосферного воздуха можно разделить по уровням:

- 1) города и населенные пункты;
- 2) региональный уровень;
- 3) фоновый уровень.

Правила организации наблюдений за уровнем загрязнения атмосферы в городах и населенных пунктах установлены ГОСТ 17.2.3.01-86 [9].

Наблюдения за уровнем загрязнения атмосферы осуществляют на постах. Постом наблюдения является выбранное место (точка местности),

на котором размещают павильон или автомобиль, оборудованные соответствующими приборами.

Устанавливаются посты наблюдений трех категорий: стационарные, маршрутные, передвижные (подфакельные). Стационарный пост предназначен для обеспечения непрерывной регистрации содержания загрязняющих веществ или регулярного отбора проб воздуха для последующего анализа. Из числа стационарных постов выделяют опорные, которые предназначены для выявления долговременных изменений содержания основных и наиболее распространенных специфических загрязняющих веществ.

Маршрутный пост предназначен для регулярного отбора проб воздуха, когда невозможно (нецелесообразно) установить стационарный пост или необходимо более детально изучить состояние загрязнения воздуха в отдельных районах (например, в новых жилых районах).

Передвижной (подфакельный) пост предназначен для отбора проб под дымовым (газовым) факелом с целью выявления зоны влияния данного источника промышленных выбросов. Стационарные посты оборудованы специальными павильонами, которые устанавливают в заранее выбранных местах. Наблюдения на маршрутных постах реализуются с помощью передвижной лаборатории, которая оснащена необходимым оборудованием и приборами. Маршрутные посты также устанавливают в заранее выбранных точках.

Наблюдения под факелом предприятия проводятся также с помощью оборудованной автомашины. Подфакельные посты представляют собой точки, расположенные на фиксированных расстояниях от источника. Они перемещаются в соответствии с направлением факела обследуемого источника выбросов. К категории подфакельных наблюдений следует отнести наблюдения, проводимые в рамках производственного контроля природопользователей, осуществляемых на контрольных точках (на близлежащих жилых зонах, границах санитарно-защитных зон) с расчетными максимальными концентрациями загрязняющих веществ в приземном слое атмосферного воздуха. Обязательным условием таких наблюдений является направление ветра, обеспечивающее перенос факела источника выбросов (совокупности источников выбросов предприятия) в направлении контрольной точки.

При подфакельных наблюдениях место отбора проб выбирают с учетом ожидаемых наибольших концентраций примесей на расстояниях 0,5; 1; 2; 3 и 10 км от границы санитарно-защитной зоны и конкретного источника загрязнения с подветренной стороны от него. За пределами санитарно-защитной зоны общее количество мест наблюдений устанавливается с учетом мощности источника и технической возможности проведения измерений [9, 30].

В России наблюдение в 2021 году за загрязнением атмосферного воздуха населенных пунктах проводилось регулярно на 620 постах наблюдения в 221 городе (20 % от числа всех городов России) на территории 77 субъектов РФ. При этом 7 субъектов РФ регулярным наблюдением Росгидрометра не охвачено. Эпизодические наблюдения осуществляют центры гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора в субъектах РФ [40].

Выбросы источников загрязнения городов и промышленных объектов переносятся воздушными потоками на значительные расстояния, определяя региональный фон загрязнения атмосферного воздуха на территории отдельных субъектов РФ и России в целом. Непосредственные сведения о состоянии загрязнения атмосферы на региональном уровне могут быть получены по данным наблюдений в небольших населенных пунктах, расположенных вдали от крупных городов, при условии, что источники загрязнения воздуха в этих пунктах отсутствуют. Сведения о региональном фоне загрязнения атмосферы получают также из данных сети постов наблюдений за трансграничным переносом загрязняющих веществ через западную границу России, организованной в рамках совместной программы наблюдений и оценки распространения загрязняющих веществ на большие расстояния в Европе.

Косвенным показателем состояния регионального загрязнения атмосферы могут служить данные о химическом составе проб атмосферных осадков и снежного покрова. Эти данные характеризуют загрязнение слоя атмосферы, в котором образуются облака, происходит газовый обмен и из которого выпадают осадки и сухие вещества в отсутствие осадков.

Информация о содержании веществ в снежном покрове является единственными материалами для оценки регионального загрязнения атмосферы в зимний период на многих территориях страны и выявления ареала распространения загрязняющих веществ от промышленных центров и городов. При реализации комплекса мероприятий «Совместная программа мониторинга и оценки дальнего переноса загрязняющих веществ в Европе (ЕМЕП)» в СССР была создана сеть станций наблюдения за трансграничным переносом загрязняющих веществ [31].

Для изучения и контроля уровень загрязнения атмосферы вне зоны непосредственного действия промышленных источников и тенденцию его дальнейших изменений Всемирной метеорологической организацией (ВМО) в 60-е годы XX века была создана мировая сеть станций мониторинга фоновое загрязнения атмосферы (БАПМОН). Ее цель – сбор информации о фоновых уровнях концентрации атмосферных составляющих, их вариациях и долгопериодных изменениях, по которым можно судить о влиянии человеческой деятельности на состояние атмосферы.

Нарастающая острота проблемы загрязнения окружающей природной среды в глобальном масштабе привела к созданию в 70-е годы Комитета ООН по окружающей среде. Им было принято решение о создании Глобальной системы мониторинга окружающей среды, предназначенной главным образом для наблюдения за фоновым состоянием биосферы в целом и в первую очередь за процессами ее загрязнения.

Национальная сеть станций комплексного фонового мониторинга России входит в международную сеть и осуществляет наблюдения за состоянием загрязнения природных сред в фоновых районах России.

Станции фонового мониторинга атмосферы ответственны за проведение наблюдений и своевременную отправку полученных первичных данных в курирующие их управления по гидрометеорологии (УГМ) и Главную геофизическую обсерваторию им. А.И. Воейкова. На УГМ возлагаются задачи по обеспечению и контролю работы фоновых станций, а также по внедрению на них предлагаемых для сети новых методов контроля фонового состояния атмосферы. Указанная обсерватория является национальным научно-методическим центром работ по фоновому мониторингу атмосферы и центром сбора и обработки информации по российским станциям сети БАПМоН; обеспечивает передачу этой информации в международный банк данных этой сети в ВМО (Ашвилл, США, штат Северная Каролина).

Система комплексного фонового мониторинга в России включает станции комплексного фонового мониторинга (СКФМ) и региональные аналитические лаборатории.

Станции комплексного фонового мониторинга ответственны за отбор проб, их своевременную отправку в региональную аналитическую лабораторию, анализ проб, выполняемый непосредственно на СКФМ, и своевременную передачу информации в региональную аналитическую лабораторию. На УГМ возлагается материальное обеспечение станций и метрологический контроль пробоотборной и аналитической аппаратуры, работающей на станции.

Региональные аналитические лаборатории фонового мониторинга обеспечивают анализ проб, передачу данных в научно-методический центр, инспекционный контроль работы станций комплексного фонового мониторинга, внедрение новых методов, разрабатываемых научно-методическим центром.

Местоположение СКФМ по своим ландшафтным и климатическим характеристикам должно быть репрезентативным для данного региона. В систему фонового мониторинга РФ входит 7 СКФМ, которые

расположены в биосферных заповедниках: Алтайском, Баргузинском, Центрально-Лесном, Воронежском, Приокско-Тerrasном, Астраханском и Кавказском.

В соответствии с рекомендациями по организации фоновых станций, изложенными в специальном руководстве ВМО для сети БАПМОН, фоновые станции подразделяются на три категории: базовые, региональные и континентальные.

Базовые станции следует располагать в наиболее чистых местах, в горах, на изолированных островах, где в 100 км от станции по всем направлениям в ближайшие 50 лет не предвидится значительных изменений в практике землепользования. Основной задачей указанных станций является контроль за глобальным фоновым уровнем загрязнения атмосферы, не испытывающим влияния никаких локальных источников.

Региональные станции, главная цель которых – обнаружение в районе станции долгопериодных колебаний атмосферных составляющих, обусловленных изменениями в использовании земли и другими антропогенными воздействиями, должны находиться в сельской местности и не менее чем в 40 км от крупных источников загрязнения.

Континентальные станции (или региональные станции с расширенной программой) охватывают более широкий спектр исследований по сравнению с региональными. Они должны размещаться в отдаленных районах, чтобы в радиусе 100 км не было источников, которые (за исключением коротких периодов времени) могли бы повлиять на локальные уровни загрязнения.

Поскольку континентальные фоновые станции призваны выявлять особенности загрязнения континента в целом, их целесообразно устанавливать выше слоя перемешивания, то есть выше 1 000 м над уровнем моря [32].

Подробно об организации наблюдения за атмосферным воздухом сказано в РД 52.04.186-89 «Руководство по контролю загрязнения атмосферы» [30–32].

Детально вопросы организации и правил наблюдения за атмосферным воздухом в населенных пунктах изложены в рамках дисциплины «Экологический мониторинг».

3.5. Наземные экосистемы

Изучение растений. Основной единицей растительного покрова считается ассоциация. Иными словами, растительная ассоциация – базовая единица классификации растительного покрова, которая представляет собой совокупность однородных фитоценозов с одинаковой структурой, видовым составом и со сходными взаимоотношениями организмов как друг с другом, так и со средой. Любая растительная ассоциация тесно связана с климатом, почвой, населяющими ее животными, характеризуется определенной продуктивностью и изменяется в зависимости от условий и флористического состава.

Чаще всего ассоциацию называют по двум господствующим в ней растениям. Так, названия «бор-зеленомошник», «бор-брусничник», «бор-кисличник» довольно четко характеризуют растительные ассоциации. Но не всегда в ассоциации можно вычлениить два типичных растения. Тогда ее называют по господствующим в ней видам, например ельник сфагново-травяной, сосновый бор-черничник с моховым покровом, сосняк с брусничкой в напочвенном покрове на сухой и бедной почве.

Сходные ассоциации объединяются в группы, группы – в формации, затем следуют группы формаций, классы формаций и типы растительности.

Специфические методы исследования ассоциаций – закладка и описание пробных площадей и учетных площадок.

Размеры пробных площадей для травяных сообществ обычно колеблются в пределах от 1 до 100 м², для лесов — от 100 до 5 000 м². Эти площади могут иметь строго определенную форму (прямоугольник, квадрат) или естественные границы изучаемого сообщества. На пробной площади производится общее описание растительности.

Для более точного подсчета всходов деревьев, побегов, отдельных видов растений в пределах пробной площади выделяются учетные площадки, обычные размеры которых не превышают 1–4 м², а для определения биомассы травостоя – 0,25 м².

При характеристике растительных сообществ производится подробное качественное и количественное их описание.

При описании растительных сообществ прежде всего составляют список растений в определенной последовательности: деревья, кустарники, кустарнички и полукустарники, многолетние, однолетние травы, мхи, лишайники, грибы, водоросли. При этом в каждой группе растения располагаются в систематическом либо в алфавитном порядке.

Кроме того, отмечают угнетенные и буйно развитые виды, то есть их жизненность. Часто этот показатель устанавливается путем взвешивания сухой массы, приходящейся на единицу площади, что дает точный количественный учет.

Описываются также ярусность, мозаичность (микрогруппировки) и фенология (периодичность в развитии). Ярусы обозначаются римскими цифрами (начиная с верхнего уровня). При характеристике микрогруппировок в пределах пробной площади закладывают более мелкие, метровые, площадки. Их размещают так, чтобы по возможности охватить все типы микрогруппировок (микроассоциаций), или исследование ведут по линейным трансектам. В каждой микрогруппировке описывают преобладающие виды растений и специфические условия среды (микрорельеф, влажность, накопление ветоши и др.).

При характеристике периодичности отмечается фенологическая фаза каждого описываемого вида. Обычно фенология изучается не на всей пробной площади, а на учетных площадках.

Важным признаком сообщества является его физиономичность. Здесь обращают внимание на состояние ассоциации, ее общий вид, момент появления цветущих, плодоносящих, отмирающих и вегетирующих растений.

После описания структуры растительной ассоциации характеризуют место обитания сообщества: рельеф, склон (если таковой имеется); почву (окраску, структуру, мощность горизонтов), ее скелет (включения), механический состав; органические остатки (в толще и на поверхности); подстилку в лесах или войлок в степях. Важно дать агрономическую или лесоводческую оценку почвы и определить тип и разность, к которым она принадлежит (чернозем, подзол, бурая, лесная, торфянистая).

Для более полной характеристики почвы ее образцы подвергаются лабораторному анализу, при котором следует установить не только химический и механический состав, но и выяснить особенности микрофауны и микрофлоры и прежде всего тип бактериального процесса (анаэробный, аэробный).

Вместе с пробными площадями описывают геоботанический профиль, что четко показывает связь растительности и рельефа и имеет особое значение в гористой местности: выбирают какой-то ориентир и в данном направлении отмечают все изменения в растительности по уклону местности. По полученным результатам вычерчивают профиль описываемой площади.

Существенным показателем является хозяйственная оценка ассоциации. Для лесных угодий отмечают бонитет древостоя и обеспеченность семенным возобновлением, для сенокосов и пастбищ – наличие в травостое полезных и вредных растений, степень плодородия почвы и поедаемости различных растений животными.

Применяются и другие методы для изучения растительных ассоциаций.

Химическими методами устанавливают накопление тех или иных минеральных и органических веществ в отдельных растениях определенного сообщества, в сообществе в целом, одними и теми же видами в разных сообществах. Этими методами также изучают выделения растений, влияющие на соседние, на всю ассоциацию, на круговорот элементов питания в сообществе.

Важны и физиологические методы, с помощью которых в полевых условиях исследуют физиологические процессы, происходящие в отдельных растениях и сообществах в целом.

Физиологические и химические исследования имеют большое значение, поскольку фитоценозу принадлежит основная роль в аккумуляции и превращении веществ и энергии в биогеоценозе.

Учетные площадки закладываются при определении минимального ареала ассоциации.

Как известно, каждая растительная ассоциация состоит из многочисленных участков. Среди них нет тождественных, обладающих одинаковым растительным покровом. Есть виды, характерные для всех участков или только для некоторых. Виды, свойственные данной ассоциации, называются константами. Константы разделяются на десять классов. Константы X класса встречаются на 91–100 % участков, IX – на 81–90 % и т. д. Константность многих видов по мере увеличения размеров площадок вначале растет, а затем становится постоянной. Наименьший размер площади, включающий все ее константы, называется минимальным ареалом ассоциации. Однако более объективную характеристику всех признаков сообщества дает не упомянутый ареал, а площадь выявления, то есть минимальная площадь, на которой находят все наиболее существенные особенности изучаемого сообщества.

Завершающим этапом изучения растительных ассоциаций выступает геоботаническое картирование, которое производится на основе описания пробных площадей, профилей и т. д. На карту наносят, в зависимости от масштаба, либо растительные ассоциации, либо группы ассоциаций, формации. При картировании широко применяют аэрофотосъемку [19].

Изучение животных. Одной из характерных черт экологических исследований животных является разбор их питания, то есть определение состава пищи и количества ее компонент. Эти показатели могут изменяться в течение сезона. Для их учета анализируется содержимое желудков, погадок и остатков пищи, химический состав самой пищи, устанавливаются важнейшие компоненты и их значение для жизни животных на разных фазах развития и в различные сезоны.

При изучении животных (так же, как и растений) важно знать абиотические условия среды (химизм, влажность, температуру, степень освещенности, в целом метеорологические, почвенные, гидрологические факторы) и биотические связи в сообществе.

Состав популяций видов животных, их структура, количество и другие показатели зависят от динамики размножения, поэтому большое внимание уделяется вопросам размножения животных. Их решение позволяет выяснить фенологию размножения, степень участия в нем особей разного возраста и различного физиологического состояния, интенсивность размножения популяции, а также зависимость всех этих показателей от абиотических и биотических факторов.

Знание особенностей поведения животных в разные сезоны, периоды жизни, в той или иной среде обитания также весьма существенно, поскольку с этими показателями связаны состояние популяции, способность ее приспособляться к изменяющимся условиям.

Чтобы изучить образ жизни животных, их сезонные биологические циклы, необходимо выявить закономерности миграций и размещения популяций. Для этого используются различные способы мечения животных (кольцевание птиц, закрепление на теле млекопитающих меток,

окраска, прикрепление к телу радиопередатчиков, введение в организм меченых атомов и т. д.).

Экологические исследования животных, как и растений, направлены на изучение у них интенсивности газообмена, водного обмена, накопления запасных питательных веществ, темпов роста, скорости размножения, биохимических процессов и ряда других показателей. Для этого широко применяют общенаучные и общебиологические методы, но в отличие, допустим, от физиологических или анатомических исследований, когда изучают отдельный организм или процесс, происходящий в нем, в экологии с помощью этих методов познают макросистему, то есть группу особей, популяцию или сообщество.

Основные показатели численности организмов. Учет численности организмов и ее динамика являются основными показателями экологических исследований.

Количественный учет может быть визуальным (глазомерным) и инструментальным. При первом организмы подсчитываются на определенном участке (площадной учет), маршруте (линейный учет) или в конкретном объеме воды, почвы (объемный учет). Такой учет менее точен, чем инструментальный, при котором используются различные приборы (например, в гидробиологии широко применяют дно- и планктоночерпатели, позволяющие довольно точно подсчитать количество водных организмов на той или иной площади или в конкретном объеме).

Различают также полный и выборочный учеты. Первый обычно осуществляют в лабораторных условиях. При этом подсчитывают все без исключения организмы. В природных условиях такая возможность практически исключена, и здесь, как правило, применяют выборочный учет, то есть подсчитывают население на определенном участке (пробных площадях, учетных площадках) и производят пересчет на всю площадь, занимаемую популяцией или сообществом. Выборочный учет может быть абсолютным и относительным. При абсолютном учете подсчитываются все организмы на пробной площади или в каком-то объеме. При относительном учете численность организмов учитывается приблизительно (например, количество зверьков, попавших в определенное число ловушек на той или иной территории за сутки; количество птиц или растений, обнаруженных на маршруте).

В экологии используют ряд основных показателей численности организмов:

1. Встречаемость (частота встречаемости) – это относительное число выборок, в которых представлен данный вид. Этим показателем обычно пользуются ботаники. Степень встречаемости зависит от относительных размеров выборки. Кроме того, чем больше выборок, тем точнее можно выявить виды, свойственные большинству из них или только некоторым.

Встречаемость характеризует распределение вида на пробной площади (выборка). Обычно на исследуемой площади намечается до

50 мелких выборок. Если вид встречается менее чем на 25 % выборок, то он случайный, более чем на 50 % – встречаемость его высокая. В геоботанике часто рассчитывается коэффициент встречаемости, то есть процентное отношение числа площадок, где вид зафиксирован, к общему их числу.

2. Обилие – это количество особей вида либо всего сообщества, приходящееся на единицу площади или объема.

При описании растительных ассоциаций для характеристики обилия чаще всего пользуются пятибалльной шкалой Хульта: 5 – очень обильно; 4 – обильно; 3 – не обильно; 2 – мало; 1 – очень мало.

При учете животных различают разовое обилие и среднее для всего пространства за определенный период (сезон, месяц, год). Причем в данных исследованиях обилие часто называется плотностью населения.

3. Доминирование (относительное обилие) – отношение числа особей данного вида к общему числу особей всех видов, выраженное в процентах. Этим показателем пользуются в основном при исследовании растений одинаковых размеров.

4. Покрытие – площадь, покрываемая надземными частями того или иного вида растения в сообществе. Различают истинное покрытие (процент площади, занятой основаниями побегов растений) и проективное (процент площади, покрываемой верхними частями растений). В травостоях эти показатели обычно определяются при помощи специальных приборов (сеточек учета, масштабных вилок, зеркальных сеточек и т. п.), в лесоводстве – полнотой древостоя; покрытием стволами (суммой поперечного сечения всех стволов данного вида на уровне груди человека от поверхности земли); кронами или сомкнутостью крон (отношением поверхности почвы, затененной кронами деревьев, ко всей поверхности почвы пробной площади).

5. Биомасса – это общая масса особей одного вида, группы видов или сообщества в целом, приходящаяся на единицу поверхности или объема местообитания. Выражается она в массе сырого или сухого вещества, а также углерода или азота (грамм на квадратный или кубический метр). Биомасса растений носит название фитомассы, животных – зоомассы. По биомассе отдельных компонентов судят о количественных соотношениях масс организмов. С помощью количественного учета устанавливают разовую, начальную (в начале вегетационного периода), конечную (в конце вегетационного периода), среднюю (за какой-то период времени – месяц, год) биомассу.

Прирост биомассы организмов вида или всего сообщества за определенный период называют продукцией (например, биомасса зерна пшеницы, полученная с гектара, является продукцией за год, или урожаем).

При специальных исследованиях, кроме перечисленных, используют и другие показатели численности организмов: индекс плотности, удельную продукцию, продуктивность, преобладание (весовой и объемный методы) и др.

Все показатели количественного учета имеют большое теоретическое и практическое значение. Позволяя выявить биологические ресурсы отдельных биогеоценозов и биосферы в целом, они дают возможность делать кратковременные и долгосрочные прогнозы численности полезных и вредных видов, разрабатывать меры по охране и рациональному использованию природных ресурсов [19].

4. КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

4.1. Поверхностные водные объекты

В настоящее время для оценки качества водных объектов разработано достаточно большое количество методических подходов, методик, критериальных оценок (от исследовательских до стандартизованных, применяемых в различных природоохранных ведомствах, системах мониторинга).

Оценка качества природных поверхностных вод с экологических позиций в контролируемых створах включает оценку класса качества вод, анализ динамики их истощения и деградации водных экосистем, а также решение других водно-экологических задач.

Качество воды – характеристика состава и свойств воды, определяющая пригодность ее для конкретных видов водопользования.

Критерий качества воды – признак или комплекс признаков, по которым производится оценка качества воды; признак, по которому производится оценка качества воды по видам водопользования.

Класс качества воды – уровень качества воды, установленный в интервале числовых значений свойств и состава воды, характеризующих ее пригодность для конкретного вида водопользования.

4.1.1. Показатель антропогенной нагрузки

Для оценки качества природных вод с экологических позиций используют базовый показатель антропогенной нагрузки (ПАН^б), рассчитываемый по базовым веществам, так называемым аналитам-маркерам, характеризующим типичные негативные воздействия на компоненты окружающей среды в виде результата количественного анализа. Базисом для такой оценки является величина условного (виртуального) норматива, выбранного в качестве критерия качества вод, который может быть достигнут при применении наилучших доступных технологий (НДТ) по очистке сточных вод [13].

Общий ПАН^б по установленным базовым типам воздействий находится суммированием ПАН_{*i*}:

$$\text{ПАН}^{\text{б}} = \sum_{i=1}^n \text{ПАН}_i, \text{ усл. м}^3/\text{м}^3,$$

где $ПАН_i$ – интегральный показатель антропогенной нагрузки i -го типа воздействия, усл. $м^3/м^3$; n – количество учитываемых типов воздействия.

$ПАН_i$ рассчитывают по формуле

$$ПАН_i = \frac{C_i}{ЦП_{i\text{-НДТ}}} - 1, \text{ усл. } м^3/м^3,$$

где $ЦП_{i\text{-НДТ}}$ – виртуальное целевое значение концентрации аналита-маркера по i -му типу воздействия, усл. $м^3/м^3$, достижимое при использовании НДТ и удовлетворяющее условиям предотвращения деградации качества воды поверхностного водного объекта (при детальном рассмотрении принятых величин $ЦП_{i\text{-НДТ}}$, для большинства аналитов-маркеров за основу приняты величины ПДК загрязняющих веществ для отдельных видов водопользования); C_i – фактическая концентрация аналита-маркера в сточных или загрязненных природных водах, отражающего определенный тип негативного воздействия, $мг/дм^3$ [12].

В качестве базовых аналитов-маркеров, характеризующих определенное воздействие (негативный процесс) на водный объект, приняты:

рН – показатель закисления или защелачивания водотока;

сухой остаток (общая минерализация) – показатель увеличения общей минерализации;

взвешенные вещества – загрязнитель, способствующий снижению прозрачности воды;

ХПК, БПК₅ – обобщающие показатели, характеризующие уменьшение концентрации растворенного кислорода, обусловленное органическими загрязнителями;

азот аммония, азот нитритов, азот нитратов, фосфор фосфатов – вещества, приводящие к эвтрофированию водного объекта;

железо общее – показатель, характеризующий биогенную подпитку внутриводоемных процессов;

марганец общий – индикатор вторичного загрязнения воды от донных отложений [13].

Приведенный перечень показателей входит в список веществ, контролируемых в системе гидрохимического мониторинга, проводимого на гидрологических постах Росгидромета. По каждому из этих показателей можно получить индивидуальную оценку качества воды, ориентируясь на нормативы качества вод для отдельных классов качества (табл. 4.1).

Базовые аналиты-маркеры в совокупности характеризуют отклики основных типов негативных воздействий на водные объекты, и при расчете по ним $ПАН^6$ обеспечивает однозначные выводы о фундаментальном качестве (классе качества) воды исследуемого поверхностного водного объекта и благополучии водной экосистемы (табл. 4.2).

Таблица 4.1

Нормативы качества поверхностных вод с экологических позиций [13]

Показатели	Единица измерения	Класс качества вод				
		I	II	III	IV	V
		Очень чистая	Чистая	Умеренно загрязненная	Загрязненная	Грязная
Значение рН	ед. рН	6,5–8,0	6,5–8,5	6,5–8,5	6,0–8,5	6,0–9,0
Минерализация (сухой остаток)	мг/дм ³	< 300	500	800	1 000	1 200
Взвешенные вещества природного происхождения	мг/дм ³	< 20	20–30	31–50	51–100	101–200
Железо общее	мг/дм ³	< 0,5	0,5–1	0,5–1	0,5–5	5,1–10
Марганец общий	мг/дм ³	< 0,05	0,05–0,1	0,2–0,3	0,4–0,8	0,9–1,5
Азот аммония	мг/дм ³	< 0,1	0,1–0,2	0,3–0,5	0,6–2,0	3,0–5,0
Азот нитритов	мг/дм ³	< 0,002	0,002–0,005	0,006–0,02	0,03–0,05	0,05–0,1
Азот нитратов	мг/дм ³	< 1	1–3	4–5	6–10	11–20
Фосфаты (PO ₄)	мг/дм ³	< 0,025	0,025–0,2	0,3–0,5	0,6–1,0	1,1–2,0
Химическое потребление кислорода (ХПК)	мг/дм ³	< 15	15–25	26–50	51–70	71–100
Биохимическое потребление кислорода (БПК ₅)	мг/дм ³	< 2	2–4	5–8	9–15	16–25

Таблица 4.2

Шкала значений для базового показателя антропогенной нагрузки природных вод по классам качества [13]

Оценочный показатель	Класс качества воды водных объектов с экологических позиций				
	I	II	III	IV	V
	Очень чистая	Чистая	Умеренно загрязненная	Загрязненная	Грязная
Состояние кризисности экосистемы	Состояние обратимых изменений	Пороговое уязвимое состояние	Состояние обратимых и необратимых изменений		
ПАН ^б , усл. м ³ /м ³	< 4,2	4,2–10,8	10,9–24	24,1–70	70,1–135
Снижение интенсивности биохимической трансформации	0	0	< 10 %	< 30 %	> 70 %

При формировании приведенной шкалы ПАН^б использована классификация качества поверхностных водотоков по общим показателям с экологических позиций на основе выборочных гидрохимических данных, сопряженных с данными гидробиологического мониторинга [13].

Формулы для расчета ПАН_г по основным видам воздействия приведены в табл. 4.3.

Таблица 4.3

Расчет ПАН_i по основным типам воздействий [13]

Аналит-маркер	Расчетная формула для ПАН _i , усл. м ³ /м ³	ЦП _{гэ-ндт}
Сухой остаток (общая минерализация), мг/дм ³	$\frac{(C_i^* - C_{\phi}^{**})}{100}$	(100–300) мг/усл. дм ³
рН, ед. рН	$\frac{(6,5 - pH_i)}{0,1}$ при рН _i < 6,5; $\frac{(pH_i - 8,5)}{0,1}$ при рН _i > 8,5	(6,5–8,5) ед. рН
Инертные взвешенные вещества, мг/дм ³	(0,04C _i – 1) – применяется для водных объектов, в которых обитают карповые рыбы	25 мг/усл. дм ³
	(0,1C _i – 1) – применяется для форелевых/лососевых рыб	10 мг/усл. дм ³
Взвешенные вещества антропогенного происхождения, мг/дм ³	(0,2C _i – 1)	5 мг/усл. дм ³
ХПК, мг/дм ³	(0,1C _i – 1)	10 мг/усл. дм ³
БПК ₅ ^{***} , мг/дм ³	–	–
Фосфор общий, мг/дм ³ или фосфор фосфатов	(5C _i – 1)	0,2 мг/усл. дм ³
	(10C _i – 1)	0,1 мг/усл. дм ³
Азот общий, мг/дм ³ или азот аммония, мг/дм ³ азот нитратов, мг/дм ³ азот нитритов, мг/дм ³	(0,2C _i – 1)	5 мг/усл. дм ³
	(2,5C _i – 1)	0,4 мг/усл. дм ³
	(0,33C _i – 1)	3,0 мг/усл. дм ³
	(50C _i – 1)	0,02 мг/усл. дм ³
Железо общее, мг/дм ³	(3,3C _i – 1)	0,3 мг/усл. дм ³
Марганец общий, мг/дм ³	(10C _i – 1)	0,1 мг/усл. дм ³
Острая токсичность, единиц кратности	Кратность разбавления до исчезновения токсичности	Без разбавления
При отсутствии показателя токсичности и при ХПК > 50 мг/дм ³	ХПК / БПК ₅	–

Примечание. * – фактическая величина сухого остатка в пробе воды; ** – величина сухого остатка в воде фоновом створа; *** – БПК₅ используется только для укрупненной оценки токсичности вод при ХПК > 50 мг/дм³ в соотношении ХПК/БПК₅.

Общий порядок оценки фактического качества вод по ПАН^б включает основные процедуры:

1) обоснование оценочных (контрольных и фоновых) створов отбора проб воды;

2) сбор архивной информации по мониторингу качества вод в оценочных створах;

3) выполнение количественного химического анализа отобранных проб по перечню обязательных базовых аналитов-маркеров (рН, сухой остаток, взвешенные вещества, ХПК, БПК₅, азот аммония, азот нитритов,

азот нитратов, фосфор фосфатов, железо общее, марганец общий), если это необходимо;

4) оценка класса качества воды контролируемого створа и состояние кризисности водной экосистемы в нем по рассчитанным значениям ПАН^б в соответствии с данными табл. 4.2, а также графическое картирование классов качества вод в створах исследованного водотока;

5) построение условно-нормативного тренда динамики ПАН^б для водотока;

6) анализ динамики ПАН^б в створах водотоков, исследованных по их течению. Для рек следует определять тренд динамики $\Delta_{\text{ПАН}^{\text{б}}/\text{км}}$ (то есть в пространстве по течению реки). Необходимо также установить соответствие фактических значений трендов динамики ПАН^б значениям условно-нормативным (превышение (истощение качества)/не превышение). Для водоемов следует анализировать преимущественно тренд динамики $\Delta_{\text{ПАН}^{\text{б}}/(\text{дни, годы})}$ (то есть во времени для каждого створа) и др.;

7) расчет удельного показателя истощения качества вод на оценочном участке водотока:

$$K_{\text{ПАН}^{\text{б}}} = \frac{\text{ПАН}_k^{\text{б}} - \text{ПАН}_\phi^{\text{б}}}{L_y}, \frac{\text{усл.м}^3/\text{м}^3}{\text{км}},$$

где $\text{ПАН}_k^{\text{б}}$, $\text{ПАН}_\phi^{\text{б}}$ – значения базового показателя антропогенной нагрузки в контрольном и фоновом створах соответственно, усл. м³/м³; L_y – длина участка водотока между фоновым и контрольным створами, км;

8) сравнение рассчитанного $K_{\text{ПАН}^{\text{б}}}$ с условно-нормативным удельным показателем истощения качества вод исследуемого водотока $K_{\text{уПАН}^{\text{б}}}$:

$$K_{\text{уПАН}^{\text{б}}} = \frac{24 - 4,2}{L_B}, \frac{\text{усл.м}^3/\text{м}^3}{\text{км}},$$

где 24 и 4,2 – верхние пограничные значения ПАН^б, соответствующие III и I классам качества вод; L_B – общая длина водотока, км.

Как видим, $K_{\text{уПАН}^{\text{б}}}$ зависит от длины водотока: при $L_B = 1\ 000$ км $K_{\text{уПАН}^{\text{б}}} = 0,02 \frac{\text{усл.м}^3/\text{м}^3}{\text{км}}$, при $L_B = 100$ км $K_{\text{уПАН}^{\text{б}}} = 0,2 \frac{\text{усл.м}^3/\text{м}^3}{\text{км}}$.

Динамику изъятия антропогенной нагрузки на исследуемом участке реки и оценку степени истощения качества вод характеризуют в результате следующих процедур:

исследования трендов внутригодовой и межгодовой изменчивости качества вод в изучаемых створах;

анализа динамики качества воды участков водотоков по ПАН^б (превышение интенсивности процессов самоочищения над истощением или преобладание интенсивности процессов истощения и деградации (обратимой или необратимой) над самоочищением) путем исследования тренда $\Delta_{\text{ПАН}^{\text{б}}/\text{км}}$ по течению реки. Для водоемов исследуется

преимущественно тренд $\Delta_{\text{ПАН}^6}/(\text{дни, годы})$ (то есть во времени для каждого створа);

сравнения фактически установленного тренда процесса истощения качества воды на исследуемом участке реки с условно-нормативным или целевым трендом.

Итогом расчета ПАН⁶ и изучения его трендов являются выводы в отношении влияния хозяйственной деятельности на водный объект: наблюдается ухудшение (истощение) или улучшение качества воды; оказывается ли вред; выявляется ли деградация экосистемы водного объекта; соответствуют ли технологические показатели хозяйствующего субъекта НДТ и пр.

При периодической неоднозначности сезонных результатов оценки состояния водного объекта в контрольном створе по показателю ПАН⁶ и при стабильности и однозначности соответствующих значений в фоновом створе окончательный вывод об экологическом состоянии участка водного объекта производят по биотическим показателям [13].

4.1.2. Формализованные показатели комплексной оценки

Для проведения оценки качества поверхностных воды в системе мониторинга Росгидромета используется система формализованных показателей комплексной оценки в соответствии с РД 52.24.643-2002 «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям», а именно рассчитывается набор формализованных характеристик из двух групп оценочных показателей – 9 промежуточных и 9 основных. Наиболее информативными комплексными показателями являются удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) и соответствующий ему класс качества воды.

Значение УКИЗВ может варьироваться от 1 до 16 (чем больше значение индекса, тем хуже качество воды). В зависимости от численного значения индекса поверхностные воды разделяются на пять классов:

- 1 – условно чистая;
- 2 – слабозагрязненная;
- 3 – загрязненная;
- 4 – грязная;
- 5 – экстремально грязная [36].

Перед началом расчетов определяют перечень показателей, на основании которых вычисляют комплексные показатели.

РД 52.24.643-2002 содержит три перечня: обязательный (перечень № 1); рекомендуемый (перечень № 2); свободный (перечень № 3).

Обязательный перечень включает в себя 15 загрязняющих веществ и показателей, наиболее характерных для поверхностных вод Российской

Федерации: растворенный кислород, БПК₅, ХПК, фенолы, нефтепродукты; нитрит-ионы (NO₂⁻), нитрат-ионы (NO₃⁻), ионы аммония (NH₄⁺), железо общее, медь (Cu²⁺), цинк (Zn²⁺), никель (Ni²⁺), марганец (Mn²⁺), хлориды, сульфаты.

Рекомендуемый перечень включает в себя перечень № 1 и дополняется специфическими для данного водного объекта веществами. Свободный перечень содержит только те вещества, которые важны для водопользователя, то есть формируется исходя из конкретных требований локальной задачи.

По каждому ингредиенту, включенному в тот или иной перечень, проверяется достаточность и достоверность имеющейся информации. Минимальное количество данных – четыре пробы в течение года, максимальное количество не ограничивается. Ряд наблюдений по каждому ингредиенту проверяется на «характерность» или «типичность».

При сопоставлении комплексных показателей качества воды для различных водоемов или разных участков одного водоема используются материалы равной репрезентативности, то есть должны быть идентичными перечни учитываемых ингредиентов, число взятых для рассмотрения результатов анализа, их полнота, распределение во времени и т. д. [36].

Предварительная оценка загрязненности воды оценивается коэффициентом комплексности загрязненности K_k . Значение коэффициента рассчитывают для каждого k -го анализа в одном и том же створе по формуле

$$K_k = \frac{N_k^*}{N_k} \cdot 100 \%,$$

где N_k^* – количество результатов k -го анализа, превышающих ПДК или норматив; N_k – общее количество веществ и показателей, определенных в ходе k -го анализа.

Оцениваемый временной интервал характеризуется средним значением коэффициента комплексности K :

$$K = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n K_k,$$

где n – общее число анализов, выполненных в данном створе за исследуемый временной интервал.

Для учета распространенности случаев высокого и экстремально высокого уровней загрязнения проводятся аналогичные расчеты коэффициентов комплексности загрязненности воды по значениям концентраций, соответствующих высокому и экстремально высокому уровням

загрязнения ($K_{ВЗk}$ и $K_{ЭВЗk}$). При этом под высоким и экстремально высоким уровнем подразумеваются концентрации веществ, представленные в табл. 4.4.

Таблица 4.4

Градация уровней загрязнения воды по содержанию загрязнителей,
растворенного кислорода и БПК [36]

Вещества	Высокое загрязнение	Экстремально высокое загрязнение
Вещества классов опасности 1 и 2	3–5 ПДК	5 и более ПДК
Вещества классов опасности 3 и 4, кроме нефтепродуктов, фенолов, меди и железа	10–50 ПДК	50 и более ПДК
Вещества класса 4 – нефтепродукты, фенолы, медь и железо	30–50 ПДК	50 и более ПДК
Растворенный кислород	3–2 мг/дм ³	2 мг/дм ³ и менее
БПК	10–40 мг/дм ³	40 мг/дм ³ и более

Расчет коэффициента комплексности высокого уровня загрязнения воды осуществляется по формуле

$$K_{B3fj} = \frac{N'_{B3fj}}{N_{fj}} \cdot 100 \%,$$

где K_{B3fj} – коэффициент комплексности высокого уровня загрязнения воды для f -го результата химического анализа в j -м створе; N'_{B3fj} – количество нормируемых ингредиентов и показателей качества воды, содержание или значение которых превышает соответствующие им критерии высокого загрязнения; N_{fj} – общее количество нормируемых ингредиентов и показателей качества воды, определенных в f -м результате анализа для j -го створа.

Расчет коэффициента комплексности экстремально высокого уровня загрязнения воды осуществляется по формуле

$$K_{ЭB3fj} = \frac{N'_{ЭB3fj}}{N_{fj}} \cdot 100 \%,$$

где $K_{ЭB3fj}$ – коэффициент комплексности экстремально высокого уровня загрязнения воды для f -го результата химического анализа в j -м створе; $N'_{ЭB3fj}$ – количество нормируемых ингредиентов и показателей качества воды, содержание или значение которых превышает соответствующие им критерии экстремально высокого уровня загрязнения.

Коэффициент комплексности загрязненности является простой, но в то же время вполне достоверной характеристикой антропогенного воздействия на качество воды. Чем больше значение K , тем большее число вредных веществ содержится в воде на уровне ПДК и выше, то есть тем сильнее влияние антропогенного фактора.

По результатам расчета K , K_{B3} и $K_{ЭB3}$ определяют принадлежность воды к одной из трех категорий в соответствии с табл. 4.5.

Категории уровней загрязненности воды [36]

Значение показателей		Категория	Характеристика
К, %	К _{ВЗ} (К _{ЭВЗ}), %		
0–10	0–5	I	Высокий (экстремально высокий) уровень загрязненности по единичным ингредиентам
10–40	5–20	II	Высокий (экстремально высокий) уровень загрязненности по нескольким ингредиентам
40 и более	20 и более	III	Высокий (экстремально высокий) уровень загрязненности по комплексу ингредиентов

Водные объекты I категории считаются достаточно чистыми, а объекты II или III категории относят к приоритетным объектам, требующим осуществления первоочередных водоохранных мероприятий.

При сравнении качества воды различных водных объектов по коэффициенту комплексности необходимо соблюдать условие равенства учитываемых ингредиентов. Допустимая разница по ингредиентам не должна превышать 30 %.

В зависимости от полученного значения коэффициента комплексности выбирается метод оценки степени загрязненности воды водного объекта. Если комплексность незначительна ($K < 10$ %) и вызвана единичными ингредиентами, то проводится подробное дифференцированное обследование водного объекта по этим ингредиентам. При более высокой комплексности применяется метод оценки качества воды по значению комбинаторного индекса загрязненности [36].

Комбинаторный индекс загрязненности воды. Этот индекс может рассчитываться для любого створа, пункта наблюдения, акватории, водного объекта в целом, речного бассейна, гидрографического района для любого временного интервала: суток, декады, месяца, квартала, гидрологического сезона, года и т. д. По мере укрупнения объекта и увеличения временного периода возрастает и относительность расчетных характеристик. Это относится не столько к комбинаторному индексу, сколько к любому из показателей, однозначно характеризующих сложные и крупномасштабные природные системы. Тем не менее информативность и репрезентативность комбинаторного индекса высоки при наличии достаточного объема информации.

Расчет комбинаторного индекса и оценка качества воды выполняются в два этапа: сначала производятся расчеты по каждому ингредиенту, затем для всего комплекса загрязняющих веществ и выводится результирующая оценка.

По каждому ингредиенту для выбранного временного интервала рассчитывают повторяемость случаев загрязненности α_i , то есть частоту обнаружения концентраций, превышающих ПДК:

$$\alpha_i = \frac{n_i^*}{n_i} \cdot 100 \%,$$

где n_i^* – число результатов анализа по i -му ингредиенту, превышающих ПДК; n_i – общее число анализов по этому ингредиенту за рассматриваемый период.

По значению повторяемости определяют характеристику устойчивости загрязнения и частный оценочный балл повторяемости S_{ai} (поиск частного балла проводится методом линейной интерполяции) в соответствии с табл. 4.6.

Таблица 4.6

Величина частного оценочного бала повторяемости [36]

$\alpha_i, \%$	Характеристика устойчивости загрязненности	S_{ai}
1–10	Единичная	1–2
10–30	Неустойчивая	2–3
30–50	Характерная	3–4
50–100	Характерная	4

Среднее значение кратности превышения β_i^{cp} рассчитывают только по результатам анализов, где такое превышение наблюдается. Результаты анализов, в которых концентрация загрязняющего вещества была ниже ПДК, в расчет не включают:

$$\beta_i^{cp} = \frac{1}{n_i^*} \sum_{j=1}^{n_i^*} \beta_{ij},$$

где $\beta_{ij} = C_{ij} / \text{ПДК}$ – кратность превышения ПДК по i -му ингредиенту для j -го анализа (C_{ij} – концентрация i -го ингредиента, обнаруженная в j -м анализе, мг/дм³).

По значению средней кратности превышения определяют уровень загрязненности воды и рассчитывают частный оценочный балл по табл. 4.7.

Таблица 4.7

Величина частного оценочного бала кратности превышения [36]

β_i^{cp}	Характеристика уровня загрязненности	Частный оценочный балл кратности превышения $S_{\beta i}$
1–2	Низкий	1–2
2–10	Средний	2–3
10–50	Высокий	3–4
50 и более	Экстремально высокий	4

Обобщенный оценочный балл S_i по каждому ингредиенту находят как произведение частных оценочных баллов по повторяемости и средней кратности превышения:

$$S_i = S_{ai} S_{\beta i}.$$

Значение обобщенного оценочного балла может колебаться от 1 до 16, большему значению соответствует более высокий уровень загрязнения воды. Далее рассчитывают комбинаторный индекс загрязненности воды:

$$S = \sum_{i=1}^N S_i$$

и удельный комбинаторный индекс загрязненности:

$$S_{y\partial} = S / N,$$

где N – число учитываемых ингредиентов.

Удельный комбинаторный индекс позволяет сравнивать водные объекты при разном числе учитываемых показателей.

Критическим показателем загрязненности (КПЗ) считается такой, для которого $S_i \geq 9$, то есть когда наблюдается устойчивая либо характерная загрязненность высокого или экстремально высокого загрязнения. Критические показатели воды – ингредиенты или показатели загрязненности воды, которые обуславливают перевод воды по степени загрязненности в класс «экстремально грязная» на основании значения рассчитываемого по каждому ингредиенту оценочного балла, учитывающего одновременно значения наблюдаемых концентраций и частоту их обнаружения. Для оценки степени загрязненности используется число КПЗ воды [36].

4.1.3. Классификация качества воды

Классификация качества воды по степени загрязненности основывается на учете показателей: комбинаторного индекса загрязненности воды, числа КПЗ (F), коэффициента запаса, количества учтенных в оценке ингредиентов и показателей загрязненности.

Коэффициент запаса k рассчитывается при числе КПЗ воды $F \leq 5$ по формуле

$$k = 1 - 0,1F.$$

Если $F \geq 6$, воду без расчетов оценивают как экстремально грязную и относят к 5-му классу. В противном случае класс загрязненности воды определяют по соотношениям из табл. 4.8.

Таблица 4.8

Характеристика степени загрязненности воды [36]

Величина $S_{y\partial}/k$	Класс	Характеристика загрязненности
$S_{y\partial}/k < 1$	1	Условно чистая
$1 \leq S_{y\partial}/k < 2$	2	Слабозагрязненная
$2 \leq S_{y\partial}/k < 4$	3	Загрязненная
$4 \leq S_{y\partial}/k < 11$	4	Грязная
$11 \leq S_{y\partial}/k$	5	Экстремально грязная

Третий и четвертый классы дополнительно делят на разряды (табл. 4.9).

Таблица 4.9

**Разряды и характеристика степени загрязненности воды
по классам 3 и 4 [36]**

Величина $S_{y\partial}/k$	Разряд	Характеристика загрязненности
$2 \leq S_{y\partial}/k < 3$	3а	Загрязненная
$3 \leq S_{y\partial}/k < 4$	3б	Очень загрязненная
$4 \leq S_{y\partial}/k < 6$	4а	Грязная
$6 \leq S_{y\partial}/k < 8$	4б	Грязная
$8 \leq S_{y\partial}/k < 10$	4в	Очень грязная
$10 \leq S_{y\partial}/k < 11$	4г	Очень грязная

4.2. Донные отложения

Оценка воздействия различного рода антропогенных и техногенных факторов на окружающую среду предопределяет необходимость знания исходного состояния природных экосистем, прогноза их изменений в отсутствии или при наличии хозяйственной деятельности промышленных и сельскохозяйственных предприятий. Один из методов выявления такого негативного экологического воздействия – исследование содержания загрязнителей, в частности тяжелых металлов и других загрязнителей в поверхностных слоях донных отложений (седиментах, донных осадках) водного объекта.

Поскольку в России не разработаны федеральные нормативы качества донных отложений, чаще всего для оценки степени загрязнения или уровня техногенной нагрузки на водный объект по содержанию загрязнителей в донных отложениях в основном используется сравнение их содержания в донных отложениях с фоновыми значениями (применяется для веществ, естественных для окружающей среды). В качестве фоновых значений для химических элементов берут их кларки в различных горных породах, литосфере, земной коре, почвах [61, 3, 5]. В зависимости от геологического строения и преимущественного развития в отдельных регионах пород того или иного типа среднее содержание некоторых химических элементов в их пределах может существенно отличаться от среднего содержания этих же элементов в других регионах и от кларка земной коры в целом. Сравнение содержания элементов в исследуемом объекте с кларками позволяет выявить региональные участки концентрирования или рассеивания элементов (так называемые кларки концентрации или рассеивания). Таким образом, превышение региональных концентраций над кларками еще не свидетельствует о техногенном воздействии, а объективные геоэкологические оценки возможны только при использовании региональных фоновых концентраций микроэлементов.

Ошибочным можно считать подход экологической оценки качества донных отложений с применением ПДК для почв, поскольку это совершенно разные компоненты природной среды. Разработка ПДК для

почв проводилась с учетом возможного поступления загрязняющих веществ либо при непосредственном контакте человека с загрязненной почвой, либо опосредованно через употребление сельхозпродукции, выращенной на загрязненной почве.

В случае донных отложений в первую очередь негативному воздействию подвергаются бентосные организмы и далее, по пищевой цепи, могут попасть в организм человека, то есть процесс передачи загрязнителя более многоступенчатый. Единственный вариант, когда возможно применить ПДК для почв в качестве критерия качества донных отложений, это случай их изъятия из водоема при дноуглубительных работах или для применения в качестве удобрения для сельхозугодий, то есть в случае контакта седиментов с почвой, когда они могут стать субстратом для растений или повлиять на состав и свойства контактирующих с ними почв.

Для оценки техногенного воздействия на природные объекты используют кларки микроэлементов в объектах фоновых территорий, сходных с исследуемым объектом по каким-либо критериям (климатическим, ландшафтным и т. д.). В исследованиях часто применяют также концентрации элементов на отдельных участках исследуемого объекта, принимаемых условно фоновыми, или субфоновыми, (например, донные отложения, расположенные выше по течению от источника загрязнения) [16, 46, 60].

Поступление загрязнителей (как естественных, так и техногенных) в водный объект проявляется в донных отложениях в виде возникновения аномальных концентраций. В геохимии аномальным считается содержание элемента, значительно повышенное (или пониженное) по сравнению с фоном химического элемента (их соединений). За фоновое содержание при нормальном законе распределения принимается среднее арифметическое, при логарифмически нормальном – среднегеометрическое [1, 25]. При выявлении положительных аномалий нижнее значение аномальных содержаний для отдельных проб (отдельно расположенных точек отбора проб) при нормальном законе распределения вычисляется по формуле $C_a = C_\phi + 3S$, а при логнормальном – по формуле $C_a = C_\phi \sigma^3$, где S и σ – среднее квадратическое отклонение концентраций и логарифмов концентраций соответственно.

В случае выявления отрицательных аномалий за верхний предел для единичных проб берется содержание, вычисляемое соответственно для нормального и логнормального законов по следующим формулам: $C_a = C_\phi - 3S$, $C_a = C_\phi / \sigma^3$.

Во время эколого-геохимических исследований часто возникает необходимость выявить еще только формирующиеся аномалии. Эта задача сводится к обнаружению участков с существенно повышенными (пониженными) концентрациями химических элементов, величины

которых еще не достигли содержаний, определяемых по указанным формулам. Для того чтобы не пропустить такие «недооформившиеся» аномалии, умышленно уменьшают значение аномального содержания. При этом для гарантии отсева проб, в которых повышенные (пониженные) концентрации вызваны только случайными колебаниями фона, в аномалию можно объединить лишь те пробы, которые отличаются четко выраженной корреляцией. В таком случае в аномалию объединяются рядом расположенные геохимические пробы только с аномальным содержанием элементов [1].

Важное значение имеет, помимо выявления аномальности содержания химических элементов в донных отложениях, разработка критериев степени загрязненности донных отложений и градаций степени токсичности донных отложений. Для загрязняющих веществ техногенного происхождения, не встречающихся в природе, само их наличие в пробах является показателем загрязненности, понятие естественного фона для них, таким образом, неприемлемо. Можно говорить лишь о среднем их содержании в пробах региона, обусловленном всей совокупностью источников.

4.2.1. Критерии химического загрязнения донных отложений

В основе критериев степени загрязнения элементами или химическими веществами лежит коэффициент концентрации или концентрирования КК в донных отложениях, определяемый по формуле

$$KK_i = \frac{C_{in}}{C_{i\phi}},$$

где C_{in} и $C_{i\phi}$ – фактическое содержание i -го загрязнителя в пробе и его фоновое содержание соответственно, мг/кг.

Возможны также некоторые варианты этого отношения, учитывающие вариации фонового содержания элементов в донных отложениях, факторы, способствующие их аккумуляции или представляющие более наглядные результаты расчета [48–50, 62]. В качестве фона применяют иногда критерии качества донных отложений – уровни условно безопасного содержания элементов или веществ в седиментах.

Чтобы дать суммарную оценку загрязнения донных отложений n -м количеством элементов, можно использовать средний КК [59]:

$$KK = \frac{\sum KK_i}{n}.$$

Вариантом оценки относительной аккумуляции загрязнителя в донных отложениях является показатель накопления ПН_{*i*}:

$$ПН_i = \frac{C_i - C_\phi}{C_\phi} \cdot 100 \%,$$

где C_i и C_ϕ – концентрации i -го загрязнителя на рассматриваемом участке реки и на фоновом соответственно [4].

При выработке критериев степени загрязнения необходимо четко выделить градацию уровней загрязнения, без которой сложно судить о степени техногенной нагрузки.

Еще один вариант определения суммарного показателя загрязнения C_d (сокращение от словосочетания *Degree of Contamination*), учитывающий верхнюю вероятностную статистическую границу разброса фоновое содержания элементов в донных отложениях, основан на суммировании превышения концентраций n -го количества исследуемых элементов в седиментах над фоновыми. Он рассчитывается так:

$$C_d = \sum_i^n C_f^i,$$

где C_f^i – коэффициент концентрирования (загрязнения) i -го элемента, определяемый по формуле

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_\phi^i + S_\phi^i}, \quad (4.1)$$

где S_ϕ^i – стандартное отклонение фоновое содержание i -го элемента C_ϕ^i .

Коэффициент загрязнения C_f^i для одного элемента может быть низким – $C_f^i < 1$; умеренным – $1 \leq C_f^i < 3$; значительным – $3 \leq C_f^i < 6$; очень высоким, с серьезным антропогенным загрязнением – $6 \leq C_f^i$ [49, 53].

Для n -го количества элементов градация C_d выглядит следующим образом: незагрязненный – $C_d < (n - 1)$; умеренно загрязненный – $(n - 1) \leq C_d < 2(n - 1)$; значительный – $2(n - 1) \leq C_d < 4(n - 1)$; очень высокий – $4(n - 1) \leq C_d$ [49].

Одна из оригинальных методик оценки загрязненности донных отложений – методика Г. Мюллера – получила достаточно широкое применение в геоэкологических исследованиях [16, 55–57]. Для оценки загрязнения водного объекта тяжелыми металлами по данной методике используют данные по содержанию металлов во фракции указанных отложений менее 20 мкм и рассчитывают так называемые I_{geo} -классы, или индексы геоаккумуляции. В научных работах было доказано, что именно фракции донных отложениях менее 20 мкм (глины по европейской классификации) наиболее активно сорбируют микроэлементы. Таким образом, учитываются различия в гранулометрическом составе проб донных отложений, отобранных на различных участках водного объекта.

I_{geo} -классы определяются уравнением, являющимся основой подразделения по классам качества:

$$I_{geo,n} = \text{Log}_2 (C_n / 1,5B_n), \quad (4.2)$$

где C_n – измеренная концентрация n -го элемента в осадках (фракция менее 20 мкм); $1,5B_n$ – исправленная фоновая концентрация n -го элемента в глинах [10].

В табл. 4.10 даны значения концентраций основных металлов по I_{geo} -классам. Исходя из I_{geo} -классов, условно определен уровень загрязнения водоема (табл. 4.11). Для расчета по формуле (4.2) параметр B_n (среднее значение концентрации металла) приведен в табл. 4.12.

Таблица 4.10

Значения концентраций основных металлов по I_{geo}-классам, мг/кг [52]

Элемент	I _{geo} -классы						
	0	1	2	3	4	5	6
Fe	7,08	14,16	28,32	56,64	> 56,64		
Mn	1 275	2 550	5 100	10 200	20 400	40 800	>40 800
Cd	0,45	0,9	1,8	3,6	7,2	14,4	> 14,4
Zn	142,5	285	570	1 140	2 280	4 560	> 4 560
Pb	30	60	120	240	480	960	> 960
Cu	67,5	135	270	540	1 080	2 160	> 2 160
Ni	102	204	408	816	1632	3 264	> 3 264
Cr	135	270	540	1 080	2 160	4 320	> 4 320
Hg	0,6	1,2	2,4	4,8	9,6	19,2	> 19,2

Таблица 4.11

Классы загрязненности донных отложений

I _{geo} -класс	Уровень загрязнения
0	Незагрязненный
1	Незагрязненный до умеренно загрязненного
2	Умеренно загрязненный
3	Среднезагрязненный
4	Сильнозагрязненный
5	Сильнозагрязненный до чрезмерно загрязненного
6	Чрезмерно загрязненный

Таблица 4.12

Средние значения концентраций металлов в земной коре
и донных отложениях ДО, мг/кг

Элементы	Значение концентрации	
	В земной коре [61]	Для фракции ДО < 2–20 мкм [52]
Fe	3 800	4 720
Mn	1 100	850
Cd	0,3	0,3
Zn	20	95
Pb	9	20
Cu	4	45
Ni	20	68
Cr	11	90
Hg	0,04	0,4

В России разработана временная региональная методика оценки качества донных отложений, извлекаемых из водных объектов при проведении дноуглубительных работ и решении вопросов их дальнейшего использования (намыв территорий, сброс в водные объекты, складирование в специально оборудованные отвалы с выполнением комплекса защитных мероприятий) в Санкт-Петербурге [20]. Ее особенностью является учет

фракционного состава (содержание глинистой фракции – частицы диаметром < 2 мкм) и содержания органического вещества.

Методика учитывает содержание в донных отложениях неорганических загрязняющих веществ (кадмия, хрома, меди, свинца, никеля, цинка, мышьяка и ртути) и нефтяных углеводородов, а также органических загрязняющих веществ: α -ГХЦГ (альфа-гексахлорциклогексана); γ -ГХЦГ (гамма-гексахлорциклогексана); ДДД (дихлордифенила дихлорэтана); ДДЕ (дихлордифенила дихлорэтена); ПХБ (полихлорбифенилов); ГХБ (гексахлорбензола); ПАУ (полиароматических углеводородов). Всего имеется 36 наименований индивидуальных органических загрязнителей-ксенобиотиков.

Классификация качества донных отложений водных объектов Санкт-Петербурга представлена ниже:

Уровень вмешательства	Класс IV. Опасно загрязненные отложения
Проверочный уровень	Класс III. Сильно загрязненные отложения
Предельный уровень	Класс II. Умеренно загрязненные отложения
Целевой уровень	Класс I. Слабо загрязненные отложения
	Класс 0. Чистые отложения

Указанные уровни загрязнений донных отложений расшифровываются следующим образом:

а) целевой – если концентрации загрязняющих веществ ниже целевого уровня, донные отложения считаются чистыми. Такие отложения относятся к классу 0;

б) предельный – концентрации загрязняющих веществ до этого уровня представляют максимально приемлемый риск как для здоровья людей, так и для природы.

Донные отложения, концентрации загрязняющих веществ в которых находятся между целевым и предельным уровнями, принадлежат классу I. Эти отложения считаются слабозагрязненными;

в) проверочный – при определенных условиях загрязняющие вещества в донных отложениях, концентрации которых ниже этого уровня, могут оказывать негативное воздействие на чистую водную среду.

Донные отложения с концентрацией загрязняющих веществ между предельным и проверочным уровнями принадлежат классу II. Они считаются умеренно загрязненными;

г) уровень, требующий вмешательства, – если концентрация загрязняющих веществ превышает проверочный уровень класса II, она считается показателем сильного загрязнения донных отложений.

Донные отложения с концентрацией загрязняющих веществ между проверочным уровнем и уровнем, требующим вмешательства, принадлежат классу III. Загрязненность этих отложений считается от умеренной до сильной.

Донные отложения, концентрация загрязняющих веществ в которых превышает уровень, требующий вмешательства, считаются опасно загрязненными. Они принадлежат классу IV.

Степень опасности концентраций загрязняющих веществ зависит от качественного состава донных отложений, поэтому все концентрации рекомендуется пересчитать на уровень стандартных донных отложений.

Для стандартных отложений принят следующий состав: 10 % содержания органического вещества и 25 % содержания глинистой фракции (частицы диаметром < 2 мкм). Концентрация каждого загрязняющего вещества выбирается соответствии с классами, приведенными в табл. 4.13.

Таблица 4.13

Критерии загрязнения стандартных донных отложений по концентрациям загрязняющих веществ, мг/кг сухого веса [20]

Загрязняющее вещество	Нормативные уровни			
	Целевой уровень	Предельный уровень	Проверочный уровень	Уровень, требующий вмешательства
Кадмий	0,8	2,0	7,5	12
Ртуть	0,3	0,5	1,6	10
Медь	35	35	90	190
Никель	35	35	45	210
Свинец	85	530	530	530
Цинк	140	480	720	720
Хром	100	380	380	380
Мышьяк	29	55	55	55
Нефтепродукты	180	1 000	3 000	5 000

Оценку загрязненности нестандартных донных отложений (с содержанием глинистой фракции (< 2 мкм) более 25 % и содержанием органических веществ до 30 %) тяжелыми металлами, мышьяком и нефтяными углеводородами следует производить по критериям из табл. 4.14.

Таблица 4.14

Критерии загрязнения нестандартных донных отложений [20]

Загрязняющее вещество	Нормативные уровни, мг/кг	
	Целевой уровень (незагрязненные)	Уровень вмешательства (опасно загрязненные)
Кадмий	1,2	18,4
Ртуть	100	380
Медь	46,6	253

Загрязняющее вещество	Нормативные уровни, мг/кг	
	Целевой уровень (незагрязненные)	Уровень вмешательства (опасно загрязненные)
Никель	105	655
Свинец	0,3	11,1
Цинк	35	210
Хром	170	874
Мышьяк	37	70,2
Нефтепродукты	150	15 000

Для пересчета концентраций загрязняющих веществ в нестандартных донных отложениях на концентрации их в стандартных донных отложениях используются следующие методы:

1. Для неорганических веществ

$$N_{исп} = N \frac{(a + b \cdot 25 + c \cdot 10)}{(a + b \cdot \Gamma + c \cdot OB)}, \quad (4.3)$$

где $N_{исп}$ – исправленная концентрация; N – измеренная концентрация; $(a + b \cdot 25 + c \cdot 10)$ – поправочный коэффициент для приведения концентрации к стандартным донным отложениям; a , b и c – константы приведения, зависящие от металлов, принимаются в соответствии с табл. 4.15; Γ – содержание глинистой фракции, %; OB – содержание органического вещества, % (при содержании органического вещества в донных отложениях больше 30 % OB принимается равным 30).

Таблица 4.15

Константы для исправления измеренного содержания для металлов и мышьяка [20]

Элемент	Константы приведения		
	a	b	c
Цинк	50	3	1,5
Медь	15	0,6	0,6
Хром	50	2	0
Свинец	50	1	1,0
Кадмий	0,4	0,007	0,021
Никель	10	1	0
Ртуть	0,2	0,0034	0,0017
Мышьяк	15	0,4	0,4

2. Для пересчета органических загрязнителей используют формулу

$$N_{исп} = N \frac{10}{\%OB} \quad (4.4)$$

где 10 – коэффициент исправления для стандартных донных отложений; % OB – поправочный коэффициент на содержание

органического вещества в донных отложениях (если содержание органического вещества меньше 2 %, то используется поправочный коэффициент 2; если больше 30 %, то применяется поправочный коэффициент 30).

Концентрация каждого загрязняющего вещества классифицируется после пересчета в соответствии с формулами (4.3), (4.4) на концентрацию в стандартных донных отложениях. Класс отложений определяется по загрязняющему веществу, попадающему в самый высокий класс загрязнения.

Если концентрация не более двух загрязняющих веществ превышает уровень на 50 % (не более), то это превышение можно не учитывать. Это положение не распространяется на ПАУ [20].

4.2.2. Критерии токсичности донных отложений

Критерии токсичности крайне необходимы для оценки степени загрязнения донных отложений, так как возможное поступление загрязнителей из седиментов в воду (вторичное загрязнение) создает опасность токсического воздействия на биоту водоема. Поэтому эти критерии разрабатываются с учетом требований качества воды и токсичности отдельных загрязнителей на водные организмы. Примерами таких критериев могут служить индекс потенциального экологического риска, или риска Хакансона (RI, *Risk Index*), критерий токсического эффекта (SQC, *Sediment Quality Criteria*).

Для оценки токсичности донных отложений может использоваться коэффициент распределения $K_{D,i}$ i -го элемента между твердой фазой и поровой влагой отложений:

$$K_{D,i} = \frac{C_{\text{ТФ}}^i}{C_{\text{ПВ}}^i},$$

где $C_{\text{ТФ}}^i$ и $C_{\text{ПВ}}^i$ – содержание i -го элемента соответственно в твердой фазе и поровой влаге, мг/кг.

На основе $K_{D,i}$ рассчитывается критерий токсического эффекта донных отложений SQC_i по каждому элементу с учетом безопасного для бентоса содержания i -го вещества в воде WQC_i (название индекса образовано сокращением слов *Water Quality Criteria* – критерии качества пресной воды по USEPA), мкг/л [60]:

$$\text{SQC}_i = K_{D,i} \cdot \text{WQC}_i.$$

Индекс потенциального экологического риска для оценки токсичности донных отложений, загрязненных тяжелыми металлами, учитывает биопродуктивность водоема. RI для всех исследуемых элементов определяется как сумма потенциальных экологических рисков Er^i для каждого элемента:

$$RI = \sum_i^n Er^i.$$

Для i -го элемента в донных отложениях индекс риска находят по формуле

$$Er^i = Tr^i \cdot C_f^i,$$

где C_f^i – коэффициент концентрирования, рассчитываемый по формуле (4.1); Tr^i (сокращение от *Toxic Factor*) – коэффициент токсичности i -го элемента, определяемый следующим образом:

$$Tr^i = \frac{A^i \times \sqrt{5}}{\sqrt{BPI}},$$

где BPI (сокращение от *Bioproduction Index*) – индекс биопродуктивности водоема, устанавливаемый на основе зависимости между BPI и содержанием общего фосфора в воде [53]; A^i – коэффициент токсичности i -го элемента, равный 90 для Hg, 30 для Cd, 8 для Co, 5 для Pb, 3 для Ni и Cu, 1 для Zn [49, 51, 53, 54].

Принятая в методике градация потенциального экологического риска выглядит следующим образом: низкий риск – $Er^i < 40$; умеренный – $40 \leq Er^i < 80$; значительный – $80 \leq Er^i < 160$; высокий – $160 \leq Er^i < 320$; очень высокий – $Er^i \geq 320$. Для RI соответственно: низкий риск – $RI < 150$; умеренный – $150 \leq RI < 300$; значительный – $300 \leq RI < 600$; очень высокий – $RI \geq 600$ [53].

4.3. Почва

Загрязнение почв обуславливается уровнем ее возможного влияния на контактирующие среды (воду, воздух), пищевые продукты (прямо или опосредованно), а также на биологическую активность грунта и процессы самоочищения.

Под химическим загрязнением почвы подразумевают изменение ее химического состава, возникшее в результате прямого или косвенного воздействия фактора землепользования (промышленного, сельскохозяйственного, коммунального).

Выбор основных показателей оценки состояния почв зависит от объектов наблюдений (табл. 4.16).

Таблица 4.16

Объекты наблюдений и основные показатели оценки состояния почв

Показатели	Жилая зона	Рекреационные зоны	Промышленная зона	Транспортные магистрали	Сельскохозяйственные земли
Санитарное число С	±	–	–	–	–
Аммонийный азот	+	+	±	–	±
Нитратный азот	+	+	±	–	+
Хлориды	±	±	±	–	±
рН	+	+	+	+	+
Нефтепродукты	+	±	+	+	±
Фенолы летучие	+	+	+	±	±
Мышьяк	+	+	+	+	+
Полихлорированные бифенилы	+	±	±	±	±
Тяжелые металлы*	+	±	+	+	+
Сернистые соединения*	+	+	+	+	±
Канцерогенные вещества*	+	+	+	+	+
Цианиды*	+	+	+	+	+
Сумма баллов	12	10	10	8	9

Примечание. Знаки «+» и «–» означают обязательность или необязательность определения показателя соответственно; «±» – обязательный показатель при наличии источника загрязнения; * – выбор конкретных показателей обуславливается составом выбросов источников загрязнения.

4.3.1. Санитарно-гигиеническая оценка почвы

Санитарно-гигиеническими критериями качества почвы являются ПДК или ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) загрязняющих веществ.

Предельно допустимая концентрация представляет собой комплексный показатель безвредного для человека содержания химических веществ в почве, базирующийся на четырех основных показателях вредности: транслокационном, водно-миграционном, воздушно-миграционном (характеризуют способность перехода вещества из почвы в растения, грунтовые воды и атмосферный воздух соответственно); общесанитарном (характеризует влияние загрязняющего вещества на самоочищающую способность почвы и ее биологическую активность). Каждый из показателей оценивается количественно. Показатель с наименьшим уровнем является лимитирующим и принимается за ПДК. Пример определения ПДК по лимитирующему показателю вредности приведен в табл. 4.17.

Таблица 4.17

Определение ПДК и K_{max} по лимитирующему показателю вредности

Вещество	Вид лимитирующего показателя вредности				ПДК	K_{max}
	Транслокационный	Водно-миграционный	Воздушно-миграционный	Общесанитарный		
Ртуть	2,1	33,3	2,5	5,0	2,1	33,3
Хлористый калий	1 000	560	1 000	5 000	560	5 000
Сероводород	160	140	0,4	160	0,4	160

Примечание. Полужирным шрифтом выделены лимитирующие показатели.

Основным критерием оценки загрязнения почвы химическими веществами является ПДК или ОДК этих веществ [24]. Оценка проводится по каждому веществу. При этом принимается во внимание, что опасность загрязнения возрастает в следующих случаях: по мере превышения ПДК фактическими концентрациями загрязняющих веществ, что выражается коэффициентом $K_0 = C / \text{ПДК}$, то есть при $K_0 \gg 1$; по мере повышения класса опасности контролируемого вещества, его персистентности, растворимости в воде, подвижности в почве и глубины загрязненного слоя; по мере понижения буферной способности почвы, зависящей от механического состава, содержания органических веществ, кислотности (чем ниже содержание гумуса, рН и легче механический состав почвы, тем опаснее ее загрязнение).

Оценка степени химического загрязнения с учетом ПДК, фоновой концентрации C_f вещества в почве, его класса опасности и максимального значения перечисленных выше основных показателей вредности K_{max} для неорганических веществ проводится в соответствии с табл. 4.18. Для органических веществ оценка проводится аналогичным образом, но с использованием критериев, указанных в табл. 4.19.

Таблица 4.18

Категория загрязнения почв неорганическими веществами [24]

Содержание в почве	Категория загрязнения почвы в зависимости от класса опасности		
	1	2	3
Более K_{max}	Очень сильная	Очень сильная	Сильная
От ПДК до K_{max}	Очень сильная	Сильная	Средняя
От $2C_{фон}$ до ПДК	Слабая	Слабая	Слабая

Таблица 4.19

Категория загрязнения почв органическими веществами [24]

Содержание в почве	Категория загрязнения почвы в зависимости от класса опасности		
	1	2	3
Более 5 ПДК	Очень сильная	Очень сильная	Сильная
От 2 до 5 ПДК	Очень сильная	Сильная	Средняя
От 1 до 2 ПДК	Слабая	Слабая	Слабая

Для оценки полиэлементного загрязнения почвы, в том числе при проведении инженерно-экологических изысканий, рекомендуется использовать суммарный показатель загрязнения Z_c : $Z_c = \sum_{i=1}^N K_{c,i} - (N - 1)$, где $K_{c,i}$ – коэффициент концентрации химического вещества, определяемый как отношение фактической концентрации i -го вещества C_i к региональному фону $C_{\phi,i}$: $K_{c,i} = \frac{C_i}{C_{\phi,i}}$.

Для получения данных о региональных фоновых уровнях загрязнения почв должны быть отобраны фоновые пробы почв вне сферы локального антропогенного воздействия. Указанный отбор производится на достаточном удалении от поселений (с наветренной стороны), не менее чем в 500 м от автодорог, на землях (лугах, пустошах), где не осуществлялось применение пестицидов и гербицидов. При отсутствии фактических данных по регионально-фоновому содержанию контролируемых химических элементов в почве допускается использование справочных материалов или ориентировочных значений, приведенных в табл. 4.20. В случае применения показателя Z_c для загрязняющих веществ неприродного происхождения коэффициенты концентрации определяют как частное от деления массовой доли загрязнителя на его ПДК [41].

Таблица 4.20

Фоновые содержания валовых форм тяжелых металлов и мышьяка в почвах (ориентировочные значения для средней полосы России) [41]

Почвы	Содержание элемента, мг/кг							
	Zn	Cd	Pb	Hg	Cu	Co	Ni	As
Дерново-подзолистые песчаные и супесчаные	28	0,05	6	0,05	8	3	6	1,5
Дерново-подзолистые суглинистые и глинистые	45	0,12	15	0,10	15	10	30	2,2
Серые лесные	60	0,20	16	0,15	18	12	35	2,6
Черноземы	68	0,24	20	0,20	25	25	45	5,6
Каштановые	54	0,16	16	0,15	20	12	35	5,2
Сероземы	58	0,25	18	0,12	18	12	40	4,5

Оценочная шкала опасности загрязнения почвы по суммарному показателю загрязнения Z_c выглядит следующим образом:

- $Z_c < 16$ – допустимая опасность;
- $16 \leq Z_c < 32$ – умеренно опасное загрязнение;
- $32 \leq Z_c < 128$ – опасное;
- $Z_c \geq 128$ – чрезвычайно опасное.

4.3.2. Оценка самоочищающей способности почвы

Самоочищающая способность почвы от органических загрязнений обуславливается степенью ее гумификации и характеризуется санитарным числом C .

Санитарное число – это отношение количества почвенного белкового (гумусного) азота к общему количеству органического азота в почве (обе величины выражаются в миллиграммах на 100 г сухой почвы) [24].

Почва считается практически чистой при $C \geq 0,98$; слабозагрязненной – при $0,98 > C \geq 0,85$; загрязненной – при $0,85 > C \geq 0,70$; сильнозагрязненной – при $C > 0,70$.

4.4. Атмосферный воздух

Основным критерием оценки состояния атмосферного воздуха являются санитарно-гигиенические нормативы качества воздуха, разработанные с целью ограничения воздействия загрязняющих веществ на здоровье человека. Причем эти нормативы учитывают наиболее чувствительные группы населения (больные хроническими заболеваниями, дети), то есть формируются и устанавливаются с определенным «запасом» (с учетом недооцененного риска негативного воздействия на здоровье человека).

В ряде случаев растительность и некоторые виды животных более чувствительны к вредным газам, чем человек, поэтому принятая в России система оценки качества воздуха не применима для экологической оценки качества атмосферного воздуха. При оценке воздействия выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух районов, относящихся к особо охраняемым территориям (заповедникам, заказникам и др.), а также к рекреационным зонам, рекомендуется использовать в качестве нормативов качества воздуха значения 0,8 ПДК.

Для выявления комплексного воздействия загрязнителей в атмосферном воздухе на живые организмы и растения применяются методы биоиндикации, в частности лишеноиндикация.

Общая оценка опасности атмосферного загрязнения проводится по характеристикам и параметрам изменения состояния загрязнения атмосферного воздуха; по статистическим оценкам опасных событий, связанным с превышением показателей загрязнения санитарно-гигиенических норм; по интегральным показателям и комплексным характеристикам опасности смесей веществ, которые присутствуют в атмосферном воздухе, и т. д.

В России статистические оценки вероятности опасных событий и основные методы статистического анализа данных при мониторинге атмосферного воздуха определены РД 52.04.186-89 [30]. При этом данные

наблюдений за концентрациями примесей на стационарных и маршрутных постах, а также под факелами промышленных предприятий рассматриваются как совокупность случайных величин – единичных разовых показателей загрязнения атмосферы.

Существуют, кроме статистических характеристик, также интегральные и комплексные показатели загрязнения атмосферного воздуха. Так, в России используется комплексный индекс загрязнения атмосферы (КИЗА), в США и Канаде – *Air Quality Index* (AQI), Европейском союзе – *Common Air Quality Index* (CAQI), странах Восточной, Южной и Юго-Восточной Азии – AQI, MAPI, API и т. д. [14].

4.4.1. Единичные показатели загрязнения атмосферы отдельной примесью

Данные наблюдений за концентрациями загрязняющих веществ в атмосфере на стационарных и маршрутных постах рассматриваются как совокупность случайных величин, подчиняющихся логарифмически нормальному распределению.

Основным единичным показателем загрязнения атмосферы отдельной примесью является разовая концентрация примеси q , измеренная за двадцати-тридцатиминутный интервал.

Для систематизации и оценки уровня загрязнения атмосферы рассчитывают осредненные показатели загрязнения атмосферы отдельной примесью:

1. *Единичные показатели* загрязнения атмосферы в точке отбора проб с периодом осреднения, равным суткам, месяцу или году (среднесуточная, среднемесячная или среднегодовая концентрации примеси соответственно). Для среднемесячной q_m и среднегодовой концентрации q_g расчет ведут по формулам:

$$q_m = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n q_i = q_j;$$
$$q_g = \frac{\sum_{i=1}^n q_i}{n} = \frac{\sum_{j=1}^J q_j n_j}{\sum_{j=1}^J n_j},$$

где q_i – значение i -го наблюдения разовой концентрации; n – число измерений разовой концентрации (для расчета среднемесячной концентрации $n \geq 20$, среднегодовой – $n \geq 200$); q_j – значение среднемесячной концентрации j -го месяца; n_j – число измерений разовой концентрации в j -м месяце (j – число месяцев, в течение которых велось наблюдение).

2. *Единичные показатели* загрязнения атмосферы по совокупности постов наблюдения с тем же периодом осреднения. Среднегодовая концентрация примеси для города Q_g рассчитывается по формуле

$$Q_r = \frac{\sum_{k=1}^K q_{r,k} n_k}{\sum_{k=1}^K n_k},$$

где n_k – число наблюдений за концентрацией примеси на k -м посту в течение года; K – число постов, на которых велось наблюдение.

Характеристикой изменчивости единичных показателей загрязнения атмосферы во времени является *среднее квадратичное отклонение* ряда q , полученного на отдельных постах наблюдения. Для оценки разброса среднемесячных концентраций, полученных на одном посту наблюдения, служит среднее квадратичное отклонение среднемесячных концентраций от среднегодовой концентрации S_j :

$$s_j = \sqrt{\frac{1}{J-1} \sum_{j=1}^J (q_r - q_j)^2}.$$

При статистическом анализе изменчивости поля концентраций в пространстве используется *среднее квадратичное отклонение среднегодовых концентраций на постах от среднегодовой концентрации по городу* S_r , рассчитываемое по формуле

$$S_r = \sqrt{\frac{1}{K-1} \sum_{k=1}^K (Q_r - q_{r,k})^2}.$$

Безразмерными характеристиками изменчивости среднегодовой концентрации во времени и в пространстве являются соответствующие коэффициенты вариации V_q и V_Q , вычисляемые по формулам:

$$V_q = \frac{s_j}{q_r}; V_Q = \frac{S_r}{Q_r} [30].$$

4.4.2. Расчетная максимальная и фоновая концентрации примеси

Для оценки вероятности появления концентрации, превышающей средний уровень, рассчитывается *максимальная концентрация примеси с заданной вероятностью p ее превышения*:

$$q_{\max}^p = q_r \frac{\exp\{z\sqrt{\ln(1+V^2)}\}}{\sqrt{1+V^2}},$$

где z – коэффициент, принимающий значения 3,08; 2,33 или 1,65 при вероятности 0,1, 1 или 5 % ее превышения соответственно.

При установлении предельно допустимых выбросов для действующих предприятий, при проектировании строительства новых и реконструкции существующих объектов промышленности для оценки степени загрязнения атмосферы используется *фоновая концентрация* C_ϕ , определяемая по формуле

$$C_\phi = q_{\min} \frac{\exp\{1,65\sqrt{\ln(1+V^2)}\}}{\sqrt{1+V^2}}.$$

Из сопоставления приведенных формул следует, что фоновая концентрация примеси – это максимальная расчетная концентрация с

вероятностью ее превышения $p = 5 \%$, рассчитанная по ряду наблюдений за 5 лет [30].

4.4.3. Индексы загрязнения атмосферы

Вклады отдельных примесей в общий уровень загрязнения атмосферы характеризуют **единичные индексы загрязнения атмосферы** отдельной примесью:

$$I_i = \left(\frac{Q_{ri}}{\text{ПДК}_{c.ci}} \right)^{a_i},$$

где $\text{ПДК}_{c.ci}$ – среднесуточная ПДК i -й примеси в воздухе населенных мест; a_i – константа, принимающая значения 1,7; 1,3; 1,0 или 0,9 для веществ 1, 2, 3 и 4-го классов опасности соответственно.

Расчет индекса загрязнения атмосферы основан на предположении, что на уровне ПДК все вредные вещества характеризуются одинаковым влиянием на человека, а при увеличении концентрации степень их вредности возрастает с различной скоростью, которая зависит от класса опасности вещества.

Количественной характеристикой суммарного уровня загрязнения атмосферы служит упоминаемый выше КИЗА, равный сумме единичных индексов по всем веществам, по которым велось наблюдение:

$$I = \sum_{i=1}^N I_i.$$

Для того чтобы значения комплексных индексов загрязнения были сравнимы для различных городов, необходимо определять их для одинакового количества веществ. Расчет проводят для пяти веществ с максимальными значениями единичных индексов загрязнения атмосферы.

Степень загрязнения атмосферы характеризуется совокупностью трех показателей: КИЗА, стандартного индекса (СИ), наибольшей повторяемостью превышения ПДК (НП).

Стандартным индексом называют отношение максимального значения разовой концентрации примеси за весь период наблюдения (год) на всех постах q_m к максимально разовой ПДК $\text{ПДК}_{m.p}$: $\text{СИ} = q_m / \text{ПДК}_{m.p}$.

Под **наибольшей повторяемостью превышения ПДК** понимают отношение числа превышений максимально разовой ПДК к общему числу наблюдений на всех постах города, выраженную в процентах.

Уровень загрязнения атмосферы считается повышенным при КИЗА от 5 до 6, СИ менее 5 и НП менее 20 %; высоким при КИЗА от 7 до 13, СИ от 5 до 10, НП от 20 до 50 %; очень высоким при КИЗА не менее 14, СИ более 10, НП более 50 %.

Если КИЗА, СИ и НП попадают в разные градации, то степень загрязнения атмосферы оценивается только по КИЗА [30].

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия: учебник. М.: Логос, 2000. 627с.
2. Антонова Ж.А., Рассадина Е.В. Методы экологических исследований: учебное пособие. Ульяновск: УлГУ, 2015. 109 с.
3. Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1967. 369 с.
4. Бреховских В.Ф., Волкова З.В. Тяжелые металлы в донных отложениях Иваньковского водохранилища // Третий Международный конгресс «Вода: экология и технология», Москва, 25–30 мая 1998 г. «Экватек-98»: тезисы докладов. М.: СИБИКО Интернэшнл, 1998. С. 27.
5. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: АН СССР, 1957. 240 с.
6. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти) [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.infosait.ru/pogma_doc/48/48871/ (дата обращения: 08.10.2022).
7. ГОСТ 17.1.1.02-77. Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200005823> (дата обращения: 09.10.2022).
8. ГОСТ 17.1.5.01-80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200012787> (дата обращения: 09.10.2022).
9. ГОСТ 17.2.3.01-86. Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200012789> (дата обращения: 09.10.2022).
10. ГОСТ 17.4.3.01-2017. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб [Электронный ресурс]. – Режим

- доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200159508> (дата обращения: 09.10.2022).
11. ГОСТ 17.4.4.02-2017. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200158951> (дата обращения: 09.10.2022).
 12. ГОСТ Р 57075-2016. Методология и критерии идентификации наилучших доступных технологий водохозяйственной деятельности [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200139388> (дата обращения: 09.10.2022).
 13. ГОСТ Р 58556-2019. Оценка качества воды водных объектов с экологических позиций [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200168048> (дата обращения: 09.10.2022).
 14. Какарека С.В. Методические подходы к оценке суммарного загрязнения атмосферного воздуха // Природопользование. 2014. Вып. 25. С. 61–69.
 15. Касимов Н.С., Пенин Р.Л. Геохимическая оценка состояния ландшафтов речного бассейна по донным отложениям // Мониторинг фонового загрязнения природных сред. 1991. Вып. 7. С. 204–212.
 16. Коломыйцев Н.В., Щербаков А.О., Мюллер Г. Методика исследования загрязнения рек Московского региона тяжелыми металлами // Жизнь Земли. 1997. № 30. С. 164–171.
 17. Мелехова О.П. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учебное пособие для студентов вузов / под ред. О.П. Мелеховой, Е.И. Егоровой. М.: Академия, 2007. 288 с.
 18. Методические рекомендации по установлению экологорыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / под ред. О.Ф. Филенко, С.А. Соколовой. М.: ВНИРО, 1998. 145 с.

19. Методы экологических исследований: учебно-методическое пособие / сост.: Е.В. Бирюкова [и др.]. Рязань: РГУ им. С.А. Есенина, 2007. 76 с.
20. Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив [Электронный ресурс]. – Режим доступа: https://bellona.ru/assets/sites/4/2015/06/fil_RSDOSBp1.pdf (дата обращения: 15.10.2022).
21. Об охране окружающей среды: федер. закон от 10.01.2022 № 7-ФЗ [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/901808297> (дата обращения: 11.10.2022).
22. Об утверждении критериев отнесения отходов к I–V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду: приказ М-ва природных ресурсов и экологии Рос. Федерации от 04.12.2014 № 536 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://normativ.kontur.ru/document?moduleId=1&documentId=2656> (дата обращения: 11.10.2022).
23. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ М-ва сельского хозяйства Рос. Федерации от 13.12.2016 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: № 552 <https://docs.cntd.ru/document/420389120> (дата обращения: 11.10.2022).
24. Об утверждении санитарных правил и норм СанПиН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания»: постановление Главного государственного санитарного врача Рос. Федерации от 28.01.2021 № 2 [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/573500115> (дата обращения: 11.10.2022).
25. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М.: Недра, 1972. 88 с.

26. ПНД Ф 12.1:2:2.2:2.3:3.2-03. Методические рекомендации отбор проб почв, грунтов, донных отложений, илов, осадков сточных вод, шламов промышленных сточных вод, отходов производства и потребления [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293768/4293768529.htm> (дата обращения: 11.10.2022).
27. Р 52.24.662-2004. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений пресноводных экосистем методами биотестирования с использованием коловраток. СПб: Гидрометеиздат, 2006. 60 с.
28. Р 52.24.695-2007. Оценка токсического загрязнения природных вод и донных отложений водных экосистем по коэффициенту регенерации популяции. Ростов н/Д.: ГХИ, 2008. 32 с.
29. РД 118-02-90. Методическое руководство по биотестированию воды. М.: Госкомприрода, 1991. 47 с.
30. РД 52.04.186-89 Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Часть I [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/120003640> (дата обращения: 11.10.2022).
31. РД 52.04.186-89 Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Часть II [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200037440?marker=7D20K3> (дата обращения: 11.10.2022).
32. РД 52.04.186-89 Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Часть III [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/1200037440?marker=7D20K3> (дата обращения: 11.10.2022).
33. РД 52.24.309-2016 Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/495872993> (дата обращения: 11.10.2022).
34. РД 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. М.: ФСР Госкомгидромета, 1994. 130 с.

- 35.РД 52.24.635-2002. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования: метод. указ. СПб: Гидрометеоздат, 2002. 30 с.
- 36.РД 52.24.643-2002 Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Доступ из справ.-правовой системы «Гарант». Источник: <https://base.garant.ru/70467388/> (дата обращения: 15.10.2022).
- 37.РД 52.24.669-2005. Унифицированные методы биотестирования для обнаружения токсического загрязнения поверхностных вод суши с использованием микрозоопланктона. СПб: Гидрометеоздат, 2006. 23 с.
- 38.Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеоздат, 1983. 240 с.
- 39.Руководство по определению методом биотестирования токсичности вод, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. М.: РЭФИА: НИА-Природа, 2002. 118 с.
- 40.Состояние загрязнения атмосферы в городах на территории России за 2021 г.: ежегодник. СПб.: Гидрометеоздат, 2022. 254 с.
- 41.СП 11-102-97. Свод правил. Инженерно-экологические изыскания для строительства [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://docs.cntd.ru/document/871001220> (дата обращения: 15.10.2022).
- 42.Технологии биотестирования в экологической оценке природных сред и техногенных объектов: сборник материалов для учебного курса повышения квалификации / под. ред. В.А. Тереховой. М.: МГУ, 2009. 78 с.
- 43.Требования к гидрогеологической съемке масштаба 1 : 200 000 в комплексе с эколого-геологическими исследованиями и картографированием / Л.А. Островский [и др.]. М.: ВСЕГИНГЕО, 1995. 30 с.

44. Федеральная государственная информационная система Росстандарта: официальный сайт [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://fgis.gost.ru/fundmetrology/registry/> (дата обращения: 08.10.2022).
45. ФР. 1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. М.: АКВАРОС, 2007. 52 с. URL: <https://ohranatruda.ru/upload/iblock/5c9/4293842234.pdf> (дата обращения: 15.10.2022).
46. Янин Е.П., Разенкова Н.И., Журавлева М.Г. Техногенные илы – потенциальный источник вторичного загрязнения речных систем // Геоэкологические исследования и охрана недр: научно-технический информационный сборник. М.: МГП «Геоинформмарк», 1992. Вып. 1. С. 43–52.
47. Ясовеев М.Г., Калашникова А.И. Методика экологических исследований: учебно-методическое пособие. Минск: ИВЦ Минфина, 2018. 232 с.
48. Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediments system / A.E. González [et al.] // Water, Soil and Air Poll. 2000. Vol. 121. P. 11–29.
49. Dauvalter V., Rognerud S. Heavy metal pollution in sediments of the Pasvik River drainage // Chemosphere. 2001. Vol. 42. № 1. P. 9–18.
50. El-Hasan T., Jiries A. Heavy metal distribution in valley sediments in wadi Al-karak catchment area, South Jordan // Environmental Geochemistry and Health. 2001. Vol. 23. P. 105–116.
51. Fernandes H.M. Heavy metal distribution in sediments and ecological risk assessment: the role of diagenetic processes in reducing metal toxicity in bottom sediments // Environmental pollution. 1997. Vol. 97. № 3. P. 317–325.
52. Forstner U., Muller, G. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in river sediments: geochemical background, man's influence and environmental impact // Geojournal. 1981. № 5. P. 417–432.

53. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // *Water Research*. 1980. Vol. 14. № 5. P. 975–1001.
54. He M., Wang Z., Tang H. The chemical, toxicological and ecological studies in assessing the heavy metal pollution in Le An River, China // *Water Research*. 1998. Vol. 32. № 2. P. 510–518.
55. Martin C.W. Heavy metals trends in floodplain sediments and walley fill, river Lahn, Germany // *Catena*. 2000. Vol. 39. P. 53–68.
56. Muller G. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seitt 1971 // *Umschan*. 1979. № 79. P. 329–352.
57. Rubio B., Nombela M.A., Vilas F. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution // *Marine pollution bulletin*. 2000. Vol. 40. № 11. P. 968–980.
58. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin: multivariate analysis of data / H.M.V.M. Soares [et al.] // *Environmental pollution*. 1999. Vol. 105. P. 311–323.
59. Shulkin V.M. Pollution of the coastal bottom sediments at the Middle Primorie (Russia) due to mining activity // *Environmental pollution*. 1998. Vol. 101. P. 401–404.
60. The application of preliminary sediments quality criteria to metal contamination in the Le An River / W. Liu [et al.] // *Environmental pollution*. 1999. Vol. 105. P. 355–366.
61. Turekian K.K., Wedepohl K.H. Distribution of elements in some major units of the earth crust // *Bull. Geol. Soc. America*. 1961. Vol. 72. P. 175–192.
62. Villaescusa-Celaya J.A., Gutiérrez-Galindo E.A., Flores-Muñoz G. Heavy metals in the fine fraction of the coastal sediments from Baja California (Mexico) and California (USA) // *Environmental pollution*. 2000. Vol. 108. P. 453–462.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение.....	3
1. Методология экологических исследований.....	4
1.1. Общие сведения.....	4
1.2. Виды методов экологических исследований.....	6
2. Методы биоиндикации и биотестирования.....	26
2.1. Особенности методов биоиндикации.....	27
2.2. Отдельные виды организмов как биоиндикаторы.....	29
2.3. Биологические индексы и коэффициенты.....	31
2.4. Особенности биотестирования.....	36
2.5. Основные подходы биотестирования.....	38
2.6. Применение биотестирования в природоохранной практике.....	45
3. Организация наблюдений за природными компонентами и объектами.....	51
3.1. Поверхностные водные объекты.....	51
3.2. Донные отложения.....	54
3.3. Почва.....	56
3.4. Атмосферный воздух.....	58
3.5. Наземные экосистемы.....	62
4. Критерии оценки качества окружающей среды.....	68
4.1. Поверхностные водные объекты.....	68
4.1.1. Показатель антропогенной нагрузки.....	68
4.1.2. Формализованные показатели комплексной оценки.....	73
4.1.3. Классификация качества воды.....	78
4.2. Донные отложения.....	79
4.2.1. Критерии химического загрязнения донных отложений.....	81
4.2.2. Критерии токсичности донных отложений.....	87
4.3. Почва.....	88
4.3.1. Санитарно-гигиеническая оценка почвы.....	89
4.3.2. Оценка самоочищающей способности почвы.....	92
4.4. Атмосферный воздух.....	92
4.4.1. Единичные показатели загрязнения атмосферы отдельной примесью.....	93
4.4.2. Расчетная максимальная и фоновая концентрации примеси.....	94
4.4.3. Индексы загрязнения атмосферы.....	95
Библиографический список.....	96

**Владимир Валерьевич Левинский
Григорий Николаевич Иванов
Людмила Владимировна Лобачева**

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

ЧАСТЬ 1

Учебное пособие

Редактор Ю.А. Якушева
Корректор П.Д. Плотникова

Подписано в печать 15.02.2023
Формат 60 x 84/16
Физ. печ. л. 6,5
Тираж 50 экз.

Усл. печ. л. 6,05
Заказ № 6

Бумага писчая
Уч.-изд. л. 5,66
С – 6

Редакционно-издательский центр
Тверского государственного технического университета
170026, Тверь, наб. Афанасия Никитина, 22