

Министерство науки и высшего образования
Российской Федерации

Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники

А. Г. Карташев

**Методы контроля и оптимизации
состояния окружающей среды**

Учебное пособие

Томск
Издательство ТУСУРа
2023

УДК 504.05/.06(075.8)
ББК 20.1я73
К270

Рецензенты:
Куранов Б. Д., д-р биол. наук,
Минич А. С., д-р биол. наук

Печатается по решению научно-методического совета ТУСУРа
(протокол № 5 от 01.06.23 г.)

Карташев, Александр Георгиевич

К270 Методы контроля и оптимизации состояния окружающей среды :
учеб. пособие / А. Г. Карташев. – Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та
систем упр. и радиоэлектроники, 2023. – 142 с.
ISBN 978-5-86889-997-3

Изложены теоретические и прикладные аспекты по методам контроля состояния окружающей среды. Представлены инструментальные методы контроля в биосфере и техносфере. Большое внимание уделено методам биоиндикации антропогенных загрязнений и мониторинговым системам оценки окружающей среды. Показана эффективность методов биоиндикации для оценки нефтезагрязнений. Представлены методы биотестирования и их использование для контроля за состоянием окружающей среды.

Рассмотрены современные представления по оптимизации среды обитания человека в зависимости от типа культурного ландшафта и качества среды. Проведен анализ оптимизации городских ландшафтов. Проанализированы особенности оптимизации сельскохозяйственных угодий после радиоактивных загрязнений.

Для студентов всех форм, уровней и направлений (специальностей) подготовки.

УДК 504.05/.06(075.8)
ББК 20.1я73

ISBN 978-5-86889-997-3

© Карташев А.Г., 2023
© Томск. гос. ун-т систем упр.
и радиоэлектроники, 2023

Введение

Широкое распространение антропогенных факторов в среде обитания человека привело к трансформации и загрязнению экосистем. Многие современные ландшафты подверглись изменениям, вызванным процессом урбанизации, что привело к снижению качества окружающей человека среды. Созданная человеком техносфера нуждается в постоянном контроле с помощью физических, химических, медицинских и биологических методов. Современные методы мониторингового контроля состояния окружающей среды включают систему показателей контроля атмосферы, гидросферы, литосферы и биосферы. На основании данных экологического мониторинга моделируются процессы и оцениваются уровни загрязнений экосистем. Биоиндикационные методы исследований антропогенных загрязнений позволяют оценивать степень трансформации биоценозов в зависимости от вида и интенсивности воздействий.

Снижение антропогенной нагрузки на культурные ландшафты различного типа приводит к относительной оптимизации, повышению качества среды в краткосрочной и длительной перспективе. Экологический контроль техносферы позволяет прогнозировать негативное влияние производственных факторов на здоровье человека. Переход промышленных предприятий на безотходное производство, снижение промышленных выбросов и использование альтернативных источников энергии повышает качество среды в урбанизированных ландшафтах, а разработка современных промышленных технологий, снижающих загрязнение окружающей среды, повышает качество жизни человека.

1 МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

1.1 Физико-химические методы контроля состояния окружающей среды

Современные методы контроля химических веществ, загрязняющих окружающую среду, являются физико-химическими. Их объединяют термином «инструментальные методы анализа». Рассмотрим из них наиболее перспективные, оптимально сочетающие высокую точность воспроизводимости результатов анализа, чувствительность и доступность аппаратуры.

Газовая хроматография. Основу метода газовой хроматографии представляет анализ смеси веществ в результате распределения компонентов между несмешивающимися фазами, одна из которых подвижная – инертный газ азот, гелий и др., другая неподвижная – высококипящая жидкость или вещество. Метод представлен двумя вариантами: газоадсорбционная и газожидкостная хроматография. Разделение компонентов смеси происходит в хроматографической колонке – сосуде, длина которого значительно больше диаметра. Хроматографические колонки бывают двух типов: набивные (длина 1–3 м, диаметр около 4 мм, материал – стекло, сталь и др. материалы) и капиллярные (длина до 50 м, материал – стекло, кварц). Эффективность колонки, т. е. способность разделять сложные смеси на отдельные компоненты, зависит от размера частиц, на которые нанесена жидкая фаза. Эффективность увеличивается при использовании однородных частиц малого размера. Для стандартных набивных колонок оптимальный размер частиц составляет 0,12–0,17 мм. Для анализа полярных компонентов применяют полярные фазы, для анализа неполярных компонентов – менее полярные или полностью неполярные. Неполярные фазы для газоадсорбционной хроматографии – силикагель, оксид алюминия, цеолиты, полимерные сорбенты (например, полисорбенты, поропак и др.). Наиболее употребляемые неподвижные жидкие фазы для газожидкостной хроматографии – карбовакс,

силиконовые эластомеры, апиезоны; твердый носитель – хроматы и др. Подвижные фазы – азот, гелий, аргон, пары воды.

Развитие газовой хроматографии связано с историей появления и развития детекторов для хроматографии. На практике используются несколько типов детекторов.

- Детектор теплопроводности, или катарометр. Принцип его действия основан на различии теплопроводностей анализируемого вещества и газа-носителя.

- В детекторе ионизационно-пламенном (ДИП или ПИД) используется зависимость электропроводности пространства между электродами от числа находящихся в нем ионизированных частиц, которые образуются в водородном пламени под действием термических и окислительных процессов при попадании в него молекул анализируемого вещества. Выходным сигналом детектора является значение силы тока, протекающего между электродами под действием приложенного к ним напряжения.

- Электронно-захватный детектор, или детектор по захвату электронов. Как и ДИП, основан на зависимости электропроводности промежутка между электродами и числом ионов, находящихся в этом промежутке, которое связано с количеством молекул, поступающих в детектор. Механизм и способ образования ионов принципиально отличаются от такового в случае ДИП: ионы образуются в результате взаимодействия молекул анализируемого вещества и потока электронов в камере детектора в результате бета-распада радиоактивного вещества. Здесь необходим очень чистый газ-носитель, например азот «ОСЧ», не содержащий следов кислорода, который снижал бы чувствительность данного детектора. Чувствительность определения концентрации веществ зависит от наличия галогид-, нитро- и других групп, взаимодействующих с электронами [15, 16].

- Детектор термоионный по принципу действия аналогичен ионизационно-пламенному. Дополнительно в водородное пламя непрерывно поступает поток ионов щелочных металлов – калия, натрия, цезия. В их присутствии увеличивается эффективность ионизации соединений, содержащих азот, фосфор, хлор и др. Такой

тип детектора применяют для определения фосфорных и азотсодержащих соединений.

- Пламенно-фотометрический детектор селективный характеризуется повышенной чувствительностью по отношению к соединениям, содержащим серу. Качественный анализ состоит в сравнении на хроматограмме периодов времени удерживания данного вещества от момента ввода пробы в испаритель до момента, соответствующего максимальному значению сигнала для данного компонента. Количественный анализ основан на прямо пропорциональной зависимости содержания вещества в пробе от площади пика данного компонента на хроматограмме. Расчет ведется в основном тремя методами.

1. *Метод абсолютной калибровки.* Заключается в построении графиков зависимости высоты или площади пика X от содержания компонентов в смеси. Расчет ведется по следующим формулам:

$$X = 1000a/V; \quad X = cV/V_{20},$$

где a – содержание вещества, определенное по графику, мг; V – объем пробы воздуха, вводимого в испаритель хроматографа, мл; c – концентрация вещества, рассчитанная по графику, мг/мл; V_{20} – объем пробы воздуха, произведенный в стандартных условиях.

2. *Метод внутреннего стандарта.* Основан на введении в анализируемую смесь известного количества вещества, принимаемого за стандарт. По своим свойствам оно должно быть достаточно близко к анализируемым соединениям, но полностью отличаться от них по хроматограмме.

3. *Метод нормирования площадей пиков.* Сумму площадей всех пиков с учетом поправочных коэффициентов принимают за 100 %. Для вычисления концентрации вещества (в объемных процентах) необходимо его площадь умножить на 100 и разделить на сумму всех площадей. Метод прост, но может быть использован лишь тогда, когда все компоненты известны и полностью разделены.

Хроматографы состоят из основных блоков: блока подготовки газов, термостата колонок, испарителя, детектора и регистратора.

Высокоэффективная жидкостная хроматография. Хроматографический метод, позволяющий разделить высококипящие жидкости и твердые вещества, которые затруднительно либо нецелесообразно определять методом газожидкостной хроматографии, например полициклические ароматические углеводороды, аминокислоты, ПАВ, пестициды, лекарственные препараты, углеводы и др.

Хроматограф состоит из колонок из нержавеющей стали, толстостенного стекла, тантала или меди (диаметр 1–6 мм, длина от 10–15 см до 7 м); пористых носителей – силикагеля, хромосорба, биосила и др. с удельной площадью более 50 м²/г и диаметром частиц 0,005–0,05 мм; детекторов – рефрактометрического с чувствительностью 10 г/мл, УФ-детектора с чувствительностью 10 и флуориметрических с чувствительностью 10 г/мл, электрохимического; подвижной фазы – ацетонитрила, метанола и др.

Тонкослойная хроматография. Разделение химических соединений происходит на специальных пластинках. Здесь неподвижная фаза – силикагель, оксид алюминия, ионообменные смолы с добавками крахмала и гипса. Анализируемую смесь наносят на стартовую линию микрошприцем или микропипеткой. Пластинку или бумагу с нанесенной пробой помещают в закрытую камеру, содержащую растворитель, который перемещается по слою сорбента (или по бумаге) под действием капиллярных сил. Компоненты смеси перемещаются вместе с растворителем с различными скоростями. По окончании разделения пластинку или бумагу вынимают из камеры, испаряют растворитель, обрабатывая струей теплого воздуха. Определяемые вещества появляются на хроматограмме в виде пятен из-за обработки специальным реактивом, например нингидрином при анализе аминокислот, или методом флюоресценции.

Содержание анализируемого вещества пропорционально площади пятен. Количественную оценку соединений проводят или непосредственно на пластинке с помощью планиметра, или путем снятия окрашенного пятна с хроматограммы экстракцией вещества растворителем и определяют содержание фотометрическим методом или с помощью денситометра.

Ионная хроматография. Объединяет принцип ионообменной хроматографии, включающей последовательное использование двух колонок, с кондуктометрическим детектированием. В основе этого метода лежит ионообменное разделение ионов на первой разделяющей колонке с последующим подавлением фонового сигнала на второй ионообменной колонке. Ионообменные колонки заполняют неподвижными фазами, содержащими в своей структуре ионогенные группы, способные к реакции обмена и обладающие высокой проникающей способностью. При анализе катионов колонку для разделения заполняют сульфированными катионитами низкой емкости, подавляющую колонку – анионитом высокой емкости. В качестве элюентов используют растворы HCl, HNO₃, гидрохлорида, пиридина и др.; в качестве подвижной фазы – растворы карбоната и гидрокарбоната натрия.

В последние годы развивается ионная хроматография без подавления фонового сигнала элемента и с различными способами детектирования: фотометрическим, атомно-абсорбционным, ионометрическим с использованием ионселективных электродов. Достоинства метода: низкий предел определения (1–10 мг/мл), селективность, возможность одновременного определения неорганических и органических ионов, экспрессность, широкий диапазон определяемых концентраций. При работе используют отечественный хроматограф «Цвет-300б», кондуктометрический детектор, микропроцессор. Предел обнаружения по хлориду натрия – 3,10 мг/мл.

Хромато-масс-спектрометрия. Это, в сущности, газовая хроматография с масс-спектрометром в качестве детектора (например, МИ-1201). Данный метод позволяет расшифровывать состав сложных смесей, содержащих сотни компонентов, и определять их по одной пробе.

Полярография и вольтамперометрия. Полярография – один из электрохимических методов анализа. Полярограмма – зависимость силы тока от величины приложенного напряжения на электроды. При этом методе не происходит физического разделения смеси на отдельные компоненты. В качестве катода чаще всего

применяют ртутный капающий электрод, поверхность которого непрерывно обновляется, что позволяет получать полярограммы и проводить анализ с высокой достоверностью результатов. Прямое определение возможно лишь при наличии веществ, способных восстанавливаться на ртутном капающем электроде, – это ионы металлов, органические соединения, содержащие галоид-, нитро-, нитрозогруппы, карбонильные соединения, пероксиды, эпоксиды, дисульфиды и т. д.

Метод ограничивает возможности анализа, но при выявлении полярографических активных соединений позволяет достичь высокой селективности определения без предварительного разделения сложных смесей на отдельные компоненты.

Основные типы полярографии – постоянно-токовая и переменнo-токовая. Переменно-токовая подразделяется в зависимости от формы амплитуды переменного тока на квадратно-волновую, трапецеидальную и др.; в зависимости от полярности электрода, который используют как индикаторный, – на катодную (восстановления) или анодную (окисления). Последнюю иногда называют вольтамперометрия. В анодной полярографии, в отличие от катодной, используют только твердый электрод, например графитовый. Применяют фоновый или индифферентный электролит (называемый просто «фон»), т. е. раствор кислоты, соли, буферный раствор более сложного состава, в котором растворяют анализируемую пробу.

Анализ атмосферного воздуха с помощью газоанализаторов проводят для определения SO_2 , NO , CO и других газов. Газоанализаторы, в отличие от стационарных приборов (хроматографов, полярографов и др.), не позволяют достигнуть высокой чувствительности, точности и селективности. При необходимости оперативного контроля содержания примесей загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, особенно в воздухе рабочей зоны и в промышленных выбросах, они могут быть полезны и необходимы.

1.2 Контактные методы оценки состояния окружающей среды

Средства экологического наблюдения и контроля подразделяются на контактные и неконтактные, т. е. дистанционные. Контактные методы контроля состояния окружающей среды представлены как классическими методами химического анализа, так и современными способами инструментального анализа. Наиболее часто применяются спектральные, электрохимические и хроматографические методы анализа объектов окружающей среды.

Классификация контактных методов контроля представлена на рисунке 1.

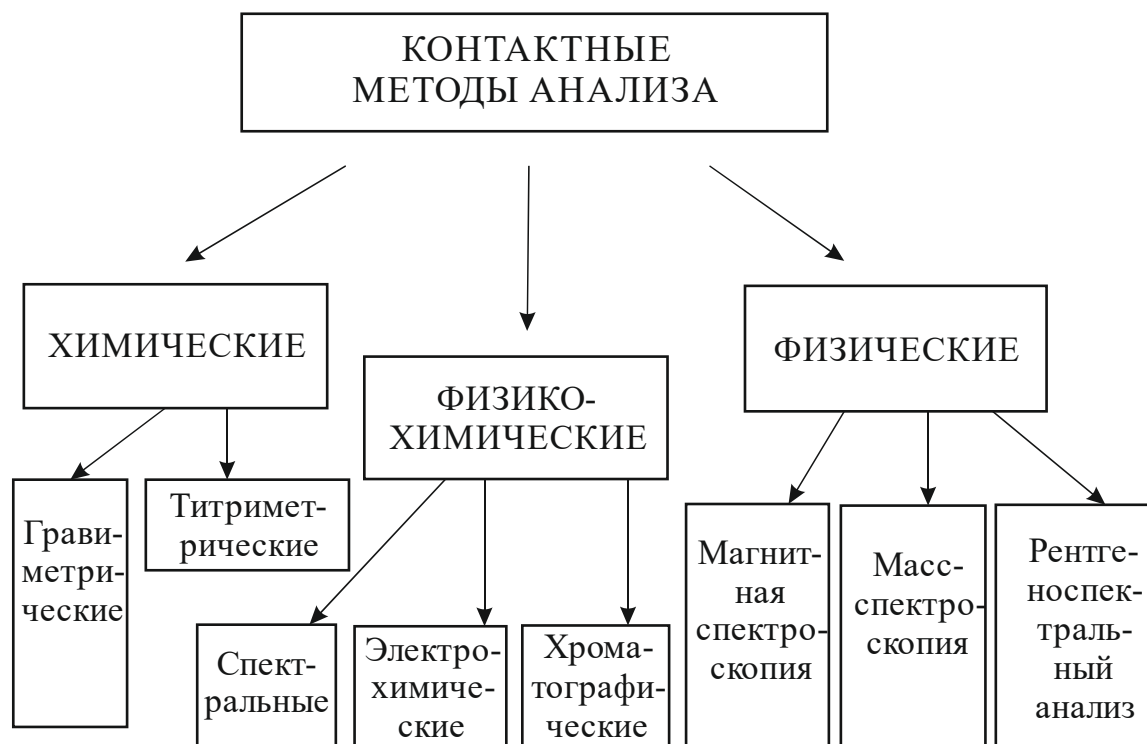


Рисунок 1 – Структура контактных методов наблюдения и контроля за состоянием окружающей среды

Электрохимические методы анализа основаны на измерении различных электрических характеристик вещества – это изменение электропроводности, электрического потенциала, величины тока. Все они подразделяются в зависимости от исследуемых показателей (рисунок 2). Многие физико-химические свойства растворов –

светопоглощение, угол вращения плоскости поляризации, электропроводность и другие – находятся в зависимости от концентрации вещества. Измеряя эти величины, можно определить количество вещества в анализируемом растворе.

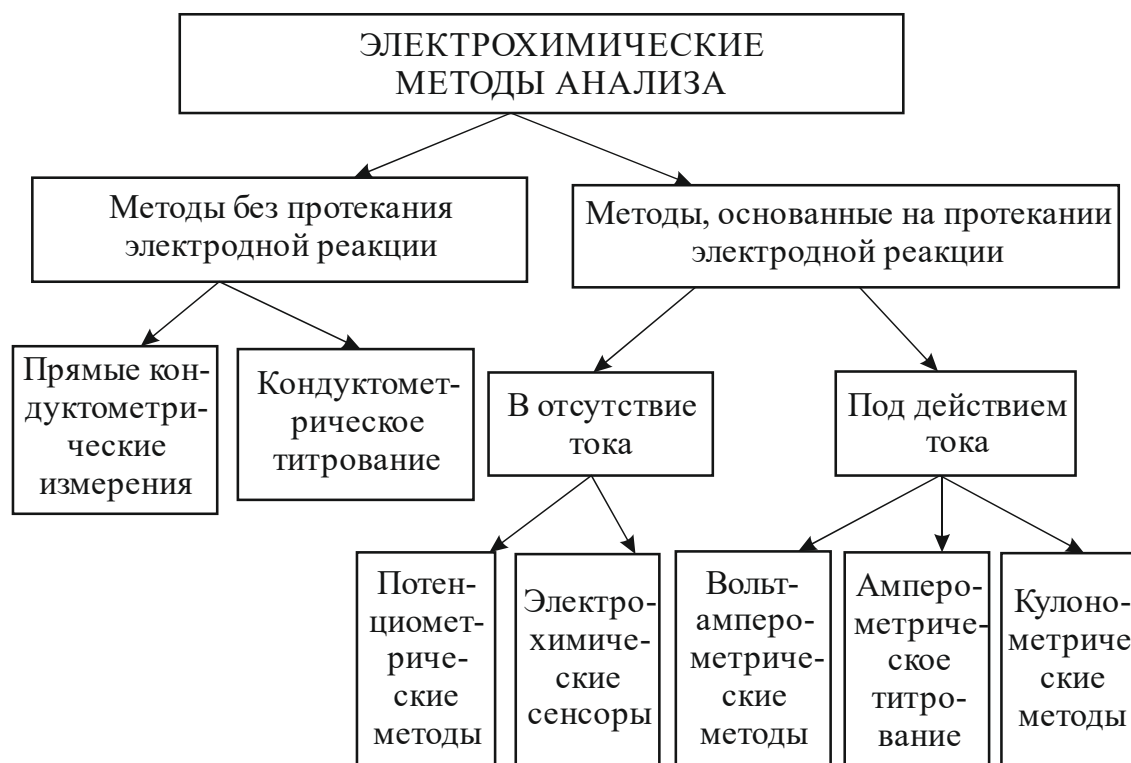


Рисунок 2 – Электрохимические методы анализа загрязняющих веществ

Все эти методы носят название физико-химических методов анализа. Они в основном характеризуются меньшей точностью, чем химические методы, в частности гравиметрия. Точность большинства физико-химических методов находится в пределах 5 %. Основными методами физико-химического анализа являются хроматографические методы, которые основаны на различиях в адсорбируемости вещества, в константах ионного обмена, растворимости осадков (рисунок 3).

Спектральные методы анализа представляют комплекс методов качественного и количественного определения состава объекта, основанных на изучении спектров взаимодействия вещества с излучением, включая спектры электромагнитного излучения, акустических волн, распределения по массам и энергиям элементарных частиц.



Рисунок 3 – Хроматографические методы анализа загрязняющих веществ

В зависимости от целей анализа и типов спектров выделяют несколько методов спектрального анализа (рисунок 4). Атомный и молекулярный спектральный анализ позволяют определять элементный и молекулярный состав вещества соответственно. В эмиссионном и абсорбционном методах состав определяется по спектрам испускания и поглощения. Масс-спектрометрический анализ осуществляется по спектрам масс атомарных или молекулярных ионов и позволяет определять изотопный состав объекта.

Общая схема проведения анализов включает:

- 1) отбор проб;
- 2) обработку пробы с целью консервации измеряемого параметра и её транспортировку;
- 3) хранение и подготовку пробы к анализу;
- 4) измерение контролируемого параметра;
- 5) обработку и хранение результатов.

Отбор проб предопределяет результаты анализа, так как возможно загрязнение пробы в процессе её отбора, особенно когда речь идёт об измерении малых количеств загрязняющего вещества. Важен выбор места и средства отбора, чистота пробоотборников и тары для хранения пробы. В изолированной от природной среды

пробе, начиная с момента её взятия, осуществляются процессы «релаксации» по показателям экосистемы, значения которых определяются кинетическими факторами. Одни из показателей меняются быстро, другие сохраняются.



Рисунок 4 – Спектральные методы анализа загрязняющих веществ

Необходимо иметь представление о кинетике измеряемого показателя в пробе. Чем меньше время с момента взятия пробы до её консервации или анализа, тем лучше. Необходимо в параллельно отобранные пробы добавлять эталон контролируемого загрязняющего вещества и консервировать контрольные пробы через разные временные интервалы. При измерении «эталонных» образцов одновременно можно получить и градуированные графики. Подготовка пробы к анализу может включать концентрирование измеряемого ингредиента или его химическую модификацию с целью проявления аналитически наиболее выгодных свойств. Концентрирование достигается двумя путями: методом сорбции анализируемого компонента, методами уменьшения объёма пробы, содержа-

щей компонент, путём вымораживания, осаждения или выпаривания. Аналогичная процедура может влиять на результаты анализа, поэтому «внутренний стандарт» необходим.

Эффективность любого метода наблюдения и контроля за состоянием объектов окружающей среды оценивается следующей совокупностью показателей: селективностью и точностью определения; достоверностью получаемых результатов; чувствительностью определения; пределами обнаружения элемента; скоростью анализа. Основным требованием к выбранному методу является его применимость в широком интервале концентраций веществ, включающих следовые количества, в незагрязнённых объектах фоновых районов и высокие значения концентраций в районах технического воздействия.

1.3 Инструментальный контроль электромагнитной обстановки

Для сопоставления существующего уровня электромагнитных излучений (ЭМИ) в окружающем пространстве с гигиеническими нормативами необходим инструментальный контроль – измерение параметров ЭМИ с помощью приборов в контролируемых местах. Методика измерения интенсивности ЭМИ радиочастотного диапазона изложена в Приложении 1 СанПиН 2.2.4/2.1.8.055-96 «Электромагнитные излучения радиочастотного диапазона (ЭМИ РЧ)». Более подробно дозиметрия ЭМИ РЧ различных диапазонов и различных источников представлена в методических указаниях:

МУК 4.3.044-96 «Определение уровней ЭМП, границ санитарно-защитной зоны и зон ограничения застройки в местах размещения передающих средств радиовещания и радиосвязи кило-, гекто- и декаметрового диапазонов»;

МУК 4.3.045-96 «Определение уровней электромагнитного поля в местах размещения средств телевидения и ЧМ-радиовещания»;

МУК 4.3.680-97 «Определение плотности потока излучения электромагнитного поля в местах размещения радиосредств, работающих в диапазоне частот 700 МГц – 300 ГГц».

При проведении инструментального контроля электромагнитной обстановки (измерение уровней электрической или магнитной составляющей ЭМИ РЧ, измерение плотности потока энергии (ППЭ)) необходимо соблюдение условия минимально допустимого расстояния датчика приборов от излучающих элементов:

30 см для диапазона 10–100 кГц;

25 см для диапазона 0,1–3 МГц;

15 см для диапазона 3–10 МГц;

10 см для частот выше 10 МГц.

Инструментальный контроль электромагнитного загрязнения проводится с помощью приборов специализированного назначения, обеспечивающих измерение интенсивности электрического и магнитного компонентов поля или ППЭ. Для измерения уровней электрической составляющей в диапазоне частот 3 кГц – 300 МГц используются приборы, предназначенные для определения среднеквадратических (действующих) значений напряжённости поля E в пределах 0–5000 В/м с погрешностью в пределах $\pm 30\%$ или ± 3 дБ (таблица 1).

Таблица 1 – Приборы для измерения напряжённости электрического поля E в диапазоне частот 3 кГц – 300 МГц

Тип прибора	Измеряемый диапазон	Пределы измерений, В/м	Относительная погрешность	Страна-производитель
ПЗ-15/16/17	0,01–300 МГц	1–3000	± 3 дБ	Россия
ПЗ-21	0,01–300 МГц	1–1000	± 3 дБ	Россия
ПЗ-22	0,01–300 МГц	1–3000	$\pm 2,5$ дБ	Россия
ПЗ-25	0,02–20 кГц	50–12000	$\pm 20\%$	Россия
ПЗ-26	0,02–20 кГц	50–12000	$\pm 20\%$	Россия
ИПМ-101(М)	0,03–1200 МГц; 2,4–2,5 ГГц	1–500	$\pm (20–40)\%$	Россия
NFM – 1	0,06–300 МГц	2–1500	$\pm 20\%$	Германия
EFA – 3	0,05–30 кГц	0,5–10000	$\pm 5\%$	Германия
EMR-20/30	0,1–3000 МГц	0,8–800	± 3 дБ	Германия
EMR-200/300	0,1–18000 МГц	1–1000	± 3 дБ	Германия

Измерение уровней магнитной составляющей ЭМИ обеспечивается приборами, определяющими также среднеквадратические (действующие) значения напряжённости магнитного поля H излучения в пределах значений 250 А/м или плотности потока магнитной индукции B в пределах 0–3 мТл с допускаемой относительной погрешностью $\pm 30\%$ или ± 3 дБ. Перечень приборных средств для измерения магнитной составляющей ЭМИ представлен в таблице 2.

Таблица 2 – Приборы для измерения напряжённости магнитного поля H и плотности потока магнитной индукции B в диапазоне частот 3 кГц – 300 МГц

Прибор	Диапазон частот	Пределы измерений	Погрешность	Страна-производитель
Г-79	0,02–20 кГц	0,1–1000 мТ	$\pm 5\%$	Молдова
Г-703	0,02–20 кГц	0,1–1000 мТ	$\pm 5\%$	Молдова
ПЗ-15/16/17	0,01–30 МГц	0,5–500 А/м	± 3 дБ	Россия
ПЗ-21	0,01–30 МГц	0,5–16 А/м	± 3 дБ	Россия
ПЗ-22	0,01–300 МГц	0,5–500 А/м	$\pm 2,5$ дБ	Россия
ИПМ-101(М)	0,03–50 МГц	0,1–50 А/м	$\pm (20-40)\%$	Россия
NFM – 1	0,1–10 МГц	1–10 А/м	$\pm 20\%$	Германия
EFA – 1/2/3	0,05–30 кГц	0,04–10000 мТ	$\pm 3\%$	Германия
EMR-200/300	0,03–1000 МГц	0,03–250 А/м	± 3 дБ	Германия

Для измерения интенсивности ЭМИ с частотами выше 300 МГц используются приборы, определяющие средние по времени значения потока энергии (ППЭ плоской волны в пределах значений 0 – 100 мВт/см² с допускаемой относительной погрешностью $\pm 30\%$ (± 3 дБ)) (таблица 3) [10].

Возможно применение приборов для измерения среднеквадратичных значений напряжённости электрического поля E в пределах 0–5000 В/м и напряжённости магнитного поля H в пределах 0–2500 А/м с допускаемой относительной погрешностью $\pm 30\%$. Значения ППЭ в этих случаях рассчитываются по формуле

$$\text{ППЭ} = E^2/3,77 = 37700H^2 \text{ [мкВт/см}^2\text{]},$$

где E – действующее (среднеквадратичное) значение напряжённости электрического поля, В/м; H – действующее (среднеквадратичное) значение напряжённости магнитного поля, А/м.

Таблица 3 – Приборы для измерения плотности потока энергии в диапазоне частот выше 300 МГц

Прибор	Диапазон частот	Пределы измерений	Погрешность	Страна-производитель
ПЗ-18/19/20	0,3–39,65 ГГц	0,32–3200 мкВт/см ²	± 3 дБ	Россия
ПЗ-18А/19А	0,3–40 ГГц	0,9–3200 мкВт/см ²	± 3 дБ	Россия
ПЗ-23	37,6–118,1 ГГц	0,9–3200 мкВт/см ²	± 2,5 дБ	Россия
ИПМ-101(М)	0,03–1200 МГц	2,4–2,5 ГГц 1–500 мкВт/см ²	± (20–40) %	Россия
EMR-20/30	0,1–3000 МГц	0,17–17000 мкВт/см ²	± 3 дБ	Германия
EMR-200/300	0,1–18000 МГц	0,27–265000 мкВт/см ²	± 3 дБ	Германия

1.4 Дистанционные методы оценки состояния окружающей среды

Контактные методы наблюдений и контроля за состоянием природной среды дополняются неконтактными (дистанционными), основанными на использовании двух свойств зондирующих полей (электромагнитных, акустических, гравитационных): осуществлять взаимодействие с контролируемым объектом и переносить полученную информацию к датчику [20]. Зондирующие поля обладают широким набором информативных признаков и разнообразием эффектов взаимодействия с веществом объекта контроля. Принципы функционирования средств неконтактного контроля условно подразделяются на пассивные и активные. В первом случае осуществляется приём зондирующего поля, исходящего от самого объекта

контроля, во втором производится приём отражённых, прошедших или излученных зондирующих полей, созданных источником.

Неконтактные методы наблюдения и контроля представлены двумя основными группами: аэрокосмическими и геофизическими. Основными видами аэрокосмических методов исследования являются оптическая фотосъёмка; телевизионная, инфракрасная, радиотепловая, радиолокационная, радарная и многозональная съёмка. Неконтактный контроль атмосферы осуществляется с помощью радиоакустических и лидарных методов.

Изначально радиоволны использовались для анализа состояния ионосферы по отражению и преломлению волн, затем сантиметровые волны применили для исследования осадков, облаков, турбулентности атмосферы. Область использования радиоакустических методов ограничена сравнительно локальными объёмами воздушной среды (около 1–2 км в радиусе) и допускает их функционирование в наземных условиях и на борту воздушных судов. Одной из причин появления отражённого акустического сигнала являются мелкомасштабные температурные неоднородности, что позволяет контролировать температурные изменения, профили скорости ветра, верхнюю границу тумана.

Принцип лидарного (лазерного) зондирования заключается в том, что лазерный луч рассеивается молекулами, частицами, неоднородностями воздуха. Излучение поглощается, изменяет свою частоту, форму импульса, в результате возникает флюоресценция, которая позволяет качественно или количественно судить о таких параметрах воздушной среды, как давление, плотность, температура, влажность, концентрация газов, аэрозолей, параметры ветра. Преимущество лазерного зондирования заключается в монохроматичности, когерентности и возможности изменять спектр, что позволяет избирательно контролировать отдельные параметры воздушной среды. Главный недостаток – ограниченность потолка зондирования атмосферы с Земли влиянием облаков.

Основными методами неконтактного контроля природных вод являются радиояркостной, радиолокационный, флуоресцентный. Радиояркостной метод использует диапазон зондирующих волн от видимого до метрового для одновременного контроля волнения,

температуры и солёности. Радиолокационный метод заключается в приёме и обработке амплитудной, энергетической, частотной, фазовой, поляризационной, пространственно-временной структуры сигнала, отражённого от взволнованной поверхности.

Для дистанционного контроля параметров нефтяного загрязнения водной среды (площадь покрытия, толщина, примерный химический состав) используются лазерный отражательный, лазерный флуоресцентный методы и фотографирование в поляризованном свете. Флуоресцентный метод основан на поглощении оптических волн нефтью и различии спектров свечения легких и тяжелых фракций нефти. Оптимальный выбор длины возбуждающей волны позволяет по амплитуде и форме спектров флуоресценции идентифицировать типы нефтепродуктов.

Геофизические методы исследований применяются для изучения состава, строения и состояния массивов горных пород, в пределах которых могут развиваться те или иные опасные геологические процессы. К ним относятся магниторазведка, электроразведка, терморазведка, визуальная съёмка, ядерная геофизика, сейсмические и геоакустические и другие методы. В программу наземных инструментальных геофизических наблюдений в системе мониторинга включаются:

- районы размещения дорогостоящих, ответственных и особо опасных объектов промышленного и гражданского строительства;
- промышленные зоны, в которых ведётся добыча полезных ископаемых, откачка подземных вод, рассолов, промышленных стоков, места складирования отходов;
- территории, занятые топливно-энергетическими комплексами;
- территории с мульдами оседания земной поверхности;
- территории, занятые промышленными предприятиями, на которых выполняются прецизионные работы в различных сферах производственной деятельности;
- территории с неблагоприятной и напряжённой экологической обстановкой;
- территории расположения уникальных архитектурных сооружений и исторических памятников.

Основным видом непосредственного изучения опасных геологических процессов и явлений считается комплексная инженерно-геологическая съёмка (ИГС). Методика комплексной ИГС хорошо отработана. Сейчас практически вся территория Российской Федерации покрыта государственной среднемасштабной съёмкой (1:200 000; 1:100 000 и в ряде случаев 1:50 000). Методы получения инженерно-геологической информации в ходе съёмки хорошо отработаны и включают в себя комплекс подготовительных, полевых, лабораторных исследований. В ходе ИГС полевое изучение базируется на традиционных маршрутах геологических, топографо-геодезических и ландшафтно-индикационных исследованиях, горно-проходческих и буровых разведочных работах, полевом опробовании горных пород, динамическом и статическом зондировании и т. д. В этот комплекс работ включаются и специальные аэрокосмические, геофизические, математические, геодезические, гидрогеологические наблюдения.

С 1990-х гг. в России проводились организационные работы в области экологического мониторинга с использованием космических средств и формирования инфраструктуры региональных центров сбора и приёма космической информации. В России существует несколько космических систем дистанционного зондирования территории, применимых для наблюдений за развитием опасных природных и техногенных процессов. Основными и наиболее доступными из них для использования в Единой системе государственного экологического мониторинга являются системы дистанционного зондирования «Метеор», «Океан», «Ресурс-0», «Ресурс-2» и др. Изображения со спутников передаются на Землю в реальном масштабе времени в диапазоне 1700 МГц. Возможность свободного приёма спутниковой информации наземными станциями обеспечивается Всемирной метеорологической организацией согласно концепции «Открытого неба». На наземных станциях приёма спутниковой информации производится приём, демодуляция, первичная обработка и подготовка спутниковых данных к вводу в персональный компьютер станции [3].

На территории России в последнее десятилетие активно развивается сеть станций приёма данных от спутников NOAA (американские метеорологические спутники), образующая наземную

инфраструктуру регионального экологического мониторинга: в Москве (Институт космических исследований РАН, ВНИИ ГОЧС МЧС); Красноярске (Институт леса СО РАН); Иркутске (Институт солнечно-земной физики СО РАН); Салехарде (Госкомитет по охране окружающей среды Ямало-Ненецкого автономного округа); Владивостоке (Институт автоматики и процессов управления ДВО РАН).

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

- определение метеорологических характеристик – вертикальных профилей температуры, интегральных характеристик влажности, характера облачности;
- проведение контроля динамики атмосферных фронтов, ураганов, получение карт крупных стихийных бедствий;
- определение температуры подстилающей поверхности, оперативный контроль и классификация загрязнений почвы и водной поверхности;
- обнаружение крупных или постоянных выбросов промышленных предприятий;
- контроль техногенного влияния лесопарковых зон;
- обнаружение крупных пожаров и выделение пожароопасных зон в лесах;
- выявление тепловых аномалий и тепловых выбросов крупных производств и ТЭЦ в мегаполисах;
- регистрация дымных шлейфов от труб;
- проведение мониторинга и прогноз сезонных паводков и разливов рек;
- обнаружение и оценка масштабов зон крупных наводнений;
- контроль динамики снежных покровов и загрязнений снежного покрова в зонах влияния промышленных предприятий.

1.5 Основы устойчивости экосистем

Известно, что экосистемы относятся к открытым адаптивным системам, в которых биологический компонент является самовоспроизводящейся развивающейся подсистемой. Пространственная и временная изменчивость структуры биоценозов определяется энергетическими, вещественными и информационными взаимодействиями. Под устойчивостью понимается способность экосистемы сохранять свойства и показатели динамических процессов под влиянием внутренних и внешних воздействий [21]. В устойчивости экосистем выделяют упругость и пластичность. Упругость – способность системы возвращаться в исходное состояние. Пластичность – способность системы сохраняться при внешних воздействиях до определенных пределов без существенных изменений структуры.

Для экосистем со сложной иерархической структурой типа морей, озер, пойм, рек лесных массивов характерно понятие стабильности. Стабильность основывается на устойчивости подсистем. В общем виде ситуация стабильности лесного комплекса может представлена следующей схемой.

Стабильность		
Позиционная	Структурная	Функциональная
Биотическая	Абиотическая	Почвенный покров
Ценотическая	Ландшафтная	Взаимосвязь ценозов
Популяционная	Экосистемная	Иерархия сообществ

В зависимости от характера внешних воздействий можно выделить основные виды устойчивости: механическую, гидрологическую, химическую, тепловую, биологическую и антропогенную. Типы воздействий подразделяются на локальные, региональные и глобальные. По длительности периода влияния – это кратковременные, периодические и хронические воздействия. По силе влияния рассматривают слабые (меньше предела упругости экосистемы), умеренные (меньше предела пластичности) и сильные (больше предела пластичности) воздействия.

Выделяют внутреннюю и внешнюю устойчивость экосистем. Внутренняя устойчивость обеспечивается динамическим постоянством внутренних связей и структурным постоянством биома. Внешняя устойчивость экосистемы обеспечивает оптимизацию отношений с другими экосистемами и пространственное расположение в биоценозе. Необходимым условием, обеспечивающим устойчивость экосистем, является сохранение стабильности биомов более высокого иерархического уровня – ландшафтов и биосферы. Последствия нарушений в сообществах компенсируются на уровне биоценозов, последствия нарушений биоценозов компенсируются на уровне ландшафтов и т. д.

В качестве достаточного условия сохранения экосистем можно рассматривать устойчивость динамических циклических процессов в биоценозах. Устойчивость биосферы определяется сохранением цикличности основных круговоротов: энергии, воды, углекислого газа, кислорода, фосфора и других. При нарушении пластической устойчивости до критического предела экосистема деградирует, снижает разнообразие и переходит на более устойчивую стадию сукцессии: например, кедровый лес сменяется березовым, березовый – кустарниками и т. д. Следовательно, пластическая устойчивость включает весь сукцессионный ряд каждого типа экосистем – от первичных сообществ до зрелых. Длительность сукцессионного ряда, условия и длительность перехода при упрощении сообществ специфичны для каждого вида экосистем и должны тщательно изучаться при действии антропогенных факторов.

1.6 Методы исследований устойчивости экосистем

Существуют два метода изучения устойчивости экосистем: картографический и структурно-функциональный.

Картографический метод основан на изучении пространственной структуры биомов с использованием космической и аэрофотосъемки. В качестве математической основы определяют сложность ландшафта как отношение площади отдельной экосистемы к общей площади H . При $H \rightarrow 0$ пространственное строение экосистемы

упрощается, устойчивость повышается. При стремлении H к максимуму пространственная структура усложняется, устойчивость биоценоза снижается. Необходимо отметить, что изменение пространственной структуры биоценоза начинается с разрушения внешних и внутренних функциональных связей.

Структурно-функциональные методы исследования устойчивости экосистем включают:

– эмпирические методы, оценивающие динамические процессы релаксации сообществ по пределам устойчивости, буферной емкости и циклическим колебаниям. Устойчивость функциональных зависимостей в экосистеме поддерживается в колебательном циклическом режиме и определяется динамическими процессами в сообществах растений и животных;

– статистические методы, рассматривающие видовое разнообразие, число трофических связей. Для оценки используются методы многомерной статистики и моделирования;

декомпозиционные методы, включающие кибернетические, алгебраические модели и т. д.

Как известно, экосистема состоит из сообществ различных видов организмов с различной устойчивостью. Необходимо оценивать устойчивость различных сообществ, входящих в экосистему, с целью определения слабого звена и иерархии сообществ в системе устойчивости. Следовательно, этапы исследования устойчивости экосистем можно представить следующим образом:

- 1) выбор временного интервала оценки устойчивости;
- 2) выбор системы размерностей показателей;
- 3) выбор основных показателей;
- 4) анализ структуры экосистем;
- 5) динамика экосистем;
- 6) выделение основных внешних факторов;
- 7) показатели динамической интенсивности действующих факторов;
- 8) анализ зависимости между факторами и изменениями показателей экосистемы;
- 9) оценка критических состояний перехода экосистемы с одного уровня устойчивости на другой;

- 10) оценка интенсивности воздействий при деградации экосистемы;
- 11) построение рядов сообществ по степени устойчивости к антропогенным факторам;
- 12) построение моделей устойчивости экосистемы.

Контрольные вопросы

1. Высокоэффективная жидкостная хроматография.
2. Ионная хроматография.
3. Полярография и вольтамперометрия.
4. Контактные методы оценки состояния окружающей среды.
5. Инструментальный контроль электромагнитной обстановки.
6. Дистанционные методы оценки состояния окружающей среды.
7. Спутниковые данные дистанционного зондирования.

2 БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Оценка экологической обстановки на территории при формировании эффективной системы государственного экологического мониторинга невозможна без использования методов биодиагностики качества окружающей среды. Оценивать это качество человечеству необходимо в следующих целях:

- для определения состояния природных ресурсов;
- разработки стратегии рационального использования региона;
- определения предельно допустимых нагрузок для любого региона;
- решения судьбы районов интенсивного промышленного и сельскохозяйственного использования, загрязненных территорий;
- решения вопроса о строительстве, пуске или остановке определённого предприятия;
- оценки эффективности природоохранных мероприятий, введения очистных сооружений, модернизации производства;
- введения новых химикатов и оборудования;
- создания рекреационных и заповедных территорий.

Прямые (интегральные) методы оценки экологической обстановки можно разделить на две группы – биоиндикация и биотестирование, последняя группа дополняется токсикологическими методами.

Объектами исследований биоиндикации в первой группе являются организмы или сообщества организмов-биоиндикаторов, наблюдаемых в естественных условиях обитания. Биоиндикаторами называются растительные и животные организмы, наличие, количество и состояние которых служат показателями изменения качества среды их обитания. Глубина биоиндикации может быть различной – от простой визуальной диагностики растений до изучения иммунных и генетических изменений в организме индикаторов.

Вторая группа методов изучает реакции тест-объектов – организмов, помещаемых в исследуемую среду, что предполагает

оценку токсических свойств загрязняющих веществ с использованием модельных живых систем. Такая оценка проводится в лабораторных условиях.

Методы биоиндикации основаны на наблюдениях отдельных организмов, популяции или сообществ организмов в естественной среде обитания для определения по их реакциям качества окружающей среды. В сельском хозяйстве широко применяются методы биоиндикации для диагностики питания сельскохозяйственных культур. Метод визуальной биоиндикации основан на изучении внешних признаков фито- и биоценозов, которые отражают качественные изменения среды обитания. В качестве признаков визуальной биоиндикации используется внешний вид растений. Такими признаками, связанными с нарушением питания растений, в частности, являются замедление роста стеблей, ветвей и корней; пожелтение, бурение, загибание листьев; «краевые ожоги»; образование гнили; одревеснение стеблей и др.

Для биоиндикации качества окружающей среды могут применяться популяционные и экосистемные критерии, которые характеризуются показателями численности и биомассы отдельных видов, соотношением в сообществах различных видов, их распределение по обилию и т. п. Для получения долгосрочных прогнозов наряду с видами-индикаторами отслеживаются изменения, происходящие в популяциях устойчивых видов, способных выдерживать значительные возмущающие воздействия экологически неблагоприятных факторов в течение длительного времени. Под влиянием загрязняющих веществ в организме происходит перестройка структуры и функции клеток [13].

Результаты гистологических исследований органов и тканей могут свидетельствовать о качестве окружающей среды. Злокачественный рост клеток, дегенеративные изменения или появление некротических очагов характеризуют высокую степень токсичности среды обитания. Патолого-анатомические и гистологические методы биоиндикации исследуют репродуктивную систему, изменения которой непосредственно связаны с жизненно важными параметрами популяции. Репродуктивная система очень чувствительна к стрессовым воздействиям, и любое нарушение можно

рассматривать как сигнал о наличии неблагоприятных изменений в окружающей среде [8].

Эмбриональные методы диагностики основываются на наиболее чувствительных к действию внешних возмущений ранних стадиях развития многоклеточных организмов. В период дробления и формирования зародышевых органов и тканей незначительные влияния приводят к видимым уродствам на более поздних стадиях или даже к гибели зародышей. В качестве биоиндикаторов обычно используются быстро развивающиеся и дающие многочисленное потомство организмы – рыбы, моллюски, земноводные, насекомые. Они могут быть использованы и как тест-объекты для биотестирования окружающей среды.

Более тонкими и точными методами биодиагностики являются иммунологические и генетические методы. Иммунологические методы основаны на измерениях показателей иммунной системы под действием внешних возмущающих факторов. В результате любого рода отрицательного влияния на иммунную систему живых организмов в первую очередь изменяется функциональное состояние иммунокомпетентных клеток – лимфоцитов. При введении в клетки организма специальных веществ – стандартных мутагенов (липополисахаридов и др.) – в зависимости от вида воздействия ингибирование реакции может свидетельствовать о нарушении иммунологического статуса организма.

Генетические методы позволяют анализировать наследственные изменения, возникающие вследствие неблагоприятных внешних воздействий. Появление таких изменений характеризует мутагенную активность среды, а возможность их сохранения в клеточных популяциях отражает эффективность иммунной потенции организма. В нормальных условиях большая часть генетических аномалий удаляется из популяций посредством иммунной системы организма. Наличие аномалий можно использовать в качестве индикатора стресса, ведущего к продукции аномальных клеток и снижению способности иммунной системы организма их уничтожать.

Биоиндикация предусматривает контроль уже состоявшегося или происходящего загрязнения компонентов окружающей среды по функциональным параметрам ее обитателей и экологическим

характеристикам организмов. Постепенные изменения видового состава формируются в результате длительного отравления и становятся явными в случае далеко зашедших изменений. Таким образом, видовой состав не даёт оценки на момент исследования. В этом плане методы биоиндикации загрязнения окружающей среды инерционны. В холодное время года системы биологической индикации малоэффективны. Характерная простота оценки экологической обстановки методами биоиндикации – отсутствие потребности в специальном инструментальном обеспечении – является их бесспорным достоинством [7].

2.1 Микроорганизмы – биоиндикаторы окружающей среды

В зависимости от уровня организации биосистем изменяются адаптационные характеристики живых организмов. Для каждого уровня характерен специфический набор показателей, соответствующий выполняемым функциям. Видовое разнообразие микроорганизмов, численность патогенных микроорганизмов являются основными показателями качества среды и используются при санитарной оценке среды, воды и продуктов питания. Особенности биохимического уровня организации, характерного для микроорганизмов, является ряд ключевых ферментов, которые изменяют активность в зависимости от степени загазованности окружающей среды: глюкозо-6-фосфат, супероксиддисмутаза, пероксидаза, фитогормоны, растворимые белки, липиды и т. д.

Внутриклеточные молекулярные структуры защищены от антропогенного влияния, и существенные нарушения в них приводят к гибели организма. Большой интерес представляет явление «молекулярной мимикрии», т. е. встраивание техногенных изотопов С-14, Sr-90, I-131 и других в молекулярные комплексы живых организмов, накопление их и распространение в популяции, приводящее при достижении определенного критического уровня к развитию патологических процессов. К явлениям такого типа относится и распространение плазмид – искусственных нуклеиновых остатков, синтезированных человеком. Попадая в организм человека и

животных вместе с продуктами питания, плазмиды приводят к снижению иммунной устойчивости и невосприимчивости организма к медикаментозным средствам.

Мир одноклеточных особей состоит из огромного числа микроорганизмов, грибов, водорослей, встречающихся во всех экологических нишах. Микроорганизмы обнаруживают в термальных источниках Камчатки при температуре больше 80 °С, на Северном полюсе, в глубине океана и на самых высоких вершинах. Недавно обнаружены микроорганизмы, живущие в радиоактивной воде атомного реактора. Все одноклеточные делятся на две большие группы: эукариоты (высшие микроорганизмы) и прокариоты (низшие, не имеющие ядра одноклеточные).

К эукариотам относятся водоросли, грибы-дрожжи и простейшие. Прокариоты – сине-зеленые водоросли и бактерии. Простейшие осуществляют биосферный кругооборот кальция, формируют и поддерживают плодородный слой почвы – гумус. В процессе эволюции биосферы виды одноклеточных организмов специализировались в определенных экологических нишах. Техногенное загрязнение атмосферы, почвы и водной среды нарушило биологическое равновесие, привело к образованию новых антропогенных экологических ниш, которые в первую очередь занимают микроорганизмы. Об этом свидетельствует появление новых инфекционных болезней (СПИД, коронавирус), рост хорошо известных заболеваний, формирование лекарственно устойчивых штаммов микроорганизмов.

Следовательно, постоянный контроль видового разнообразия и численности микроорганизмов является одним из основных показателей состояния окружающей среды. Увеличение сине-зеленых водорослей в проточных водоемах – характерный показатель загрязнения, заболачивания и деградации водоемов. Общую целлюлозную активность почв – способность гумусового слоя разлагать клетчатку – определяют опытным путем, закладывая предварительно взвешенные кусочки материи (бязи) на определенное время и глубину в гумусовый слой почвы. При повторном взвешивании можно получить показатели, характеризующие способность поч-

венных микроорганизмов разлагать целлюлозу, что является косвенной характеристикой обменных процессов почвенного горизонта.

2.2 Особенности биоиндикационных показателей органов и тканей организма

Органы и ткани животных и растений проявляют дифференциальную чувствительность к различным антропогенным факторам. В середине 1850 г. отмечены изменения окраски листьев растений за счет дыма, ядовитых газов и других техногенных факторов. В настоящее время биоиндикационными методами, основанными на морфологии растений, построены картосхемы антропогенных влияний.

Известны наиболее распространенные морфологические изменения растений, используемые в качестве биоиндикаторов: хлороз (бледная окраска листьев между жилками) – это отвалы тяжелых металлов; пожелтение краев или определенных участков листьев у лиственных деревьев – влияние хлоридов; покраснение в виде пятен на листьях смородины и гортензии возникает под действием SO_2 ; появление серебристой окраски поверхности листьев – действие фтористых соединений. Некрозы (отмирание ограниченных участков ткани листовой поверхности) происходят в следующей последовательности: при действии SO_2 образуются грязно-зеленые пятна, после гибели пораженных клеток листа участки оседают, высыхают и за счет выделения дубильных веществ окрашиваются у деревьев в бурый цвет или выцветают до белой окраски у тюльпанов, лука, гладиолусов, зерновых культур. Дефолиация (опадение листьев) происходило после появления некрозов и хлорозов. Под влиянием соли, используемой для таяния снега, наблюдалось осыпание хвои у ели, опадение листвы у лип и каштанов. Увеличение концентрации SO_2 в воздухе вызывало опадение листвы крыжовника и смородины. Аномальные изменения формы, количества и положения органов наблюдались у лиственных и хвойных деревьев после радиоактивного облучения.

В результате локальных некрозов появляется уродливая деформация, перетягивание, вздувание или искривление листовой пластинки, искривление побегов, сращение или расщепление отдельных органов. Под действием гербицидов отмечалась деформация цветка – увеличение или уменьшение количества лепестков, изменялась морфология лишайников. Изменения направления формы ростка и ветвления, кустовидная и подушечная форма ростка деревьев (лип) наблюдались при хроническом загрязнении атмосферы HCl или SO₂. При высокой концентрации газообразных выбросов предприятиями отмечается низкорослость растений, ползучие главные оси побегов, тесно расположенные узкие листья.

Изменение прироста многолетних растений определяется по ширине годичных колец. Для определения их ширины используется тонкий бур, с помощью которого извлекается керн древесины, измеряется величина прироста по годам. Годовой прирост деревьев – неспецифический тест, однако он позволяет непосредственно определить степень экологического неблагополучия в многолетней динамике. Используя способность деревьев к биоаккумуляции и консервации загрязняющих веществ, в особенности хвойных деревьев, применяя современные методы спектрального анализа, можно производить дифференциальную оценку степени загрязнения окружающей среды по годам. Характерно, что значительные повышения концентрации C-14 в годичных кольцах деревьев Томской области достаточно хорошо совпадают с атомными испытаниями на Семипалатинском полигоне и авариями на атомных реакторах в г. Северске.

Одним из неспецифических тестов, отражающих видовую адаптацию растений, является цитологический тест стерильности пыльцы, широко использующийся для оценки химических загрязнений, радиоактивных, электромагнитных и других техногенных загрязнителей.

У высших животных, включая человека, при всем разнообразии индивидуальной адаптации ее развитие характеризуется общими закономерностями. Здесь выделяются два этапа: первоначальный – срочная, но несовершенная адаптация, и последующий

этап – долговременная адаптация. Для обеспечения дополнительных энергетических затрат организма в процессе эволюции сформировался специальный физиологический механизм, описанный впервые Г. Селье – стресс или общий адаптационный синдром. Стресс обеспечивается деятельностью гормонов надпочечников и половых желез. По совокупности физиологических показателей и состоянию надпочечных желез выделяют три стадии стресса: активация, тренировка, истощение, или дистресс [22]. Дистресс наступает в случае, если физиологическая система или весь организм не справляется с воздействующими на него факторами, что приводит к патологическим заболеваниям.

В развитии всего адаптационного комплекса организма можно выделить индивидуальный тип адаптивных реакций, направленный на самосохранение, выживание, а также видовой, связанный с сохранением вида и популяции. К видовому типу адаптации относятся физиологические системы и органы, ответственные за воспроизводство, – мужская и женская половые системы, и весь комплекс физиологических механизмов, ответственных за нормальное воспроизводство потомков.

Наиболее чувствительными к влиянию стрессоров являются гипоталамус (отдел головного мозга, ответственный за активацию стрессовых механизмов физиологических реакций), кора надпочечных желез, щитовидная железа, система желудочно-кишечного тракта, система крови, система сперматогенеза и женская половая система. Независимо от типа влияния естественного или антропогенного фактора при условии превышения его физиологического уровня в организме развивается общий адаптационный синдром, или стресс. Определение уровня стресса организма животных и человека можно проводить по хорошо известным биохимическим и морфологическим методикам состояния надпочечных желез. Усиление стресса приводит к развитию симптомов язвенной болезни и нарушению в системе сперматогенеза и функционировании гонад. Последующее усиление отрицательно действующего фактора стимулирует патологическое изменение органа-мишени: воспаление легких, сердечная недостаточность, цирроз печени, пиелонефриты,

язвенные заболевания и развитие онкологических заболеваний. Появление и развитие злокачественных заболеваний у животных и человека используются в качестве биотеста, указывающего на полное несоответствие окружающей среды адаптационным возможностям организма.

При хроническом действии электромагнитных полей наблюдались онкологические заболевания кожи, мозга, грудных желез у животных и людей. При действии радиации развивались канцерогенные заболевания крови – лейкозы. Выхлопные газы автотранспорта и аэрозоли угольной, нефтяной промышленности стимулировали заболевания легких. Тяжелые металлы, пестициды и органические загрязнения приводили к онкологическим заболеваниям желудка, печени и почек. Полициклические ароматические соединения вызывали рак мошонки.

В качестве примера рассмотрим ситуацию с судаком, запущенным в 1963–1964 гг. как промысловая рыба в озеро Балхаш, на берегу которого находится крупный металлургический комбинат, сливавший все неочищенные отходы в озеро. Выпущенный судак интенсивно размножился. Являясь хищником, он активно накапливал медь, тяжелые металлы, которые в качестве отходов сбрасывались в течение многих лет в озеро. За 5–10 лет произошло массовое поражение рыбы злокачественными новообразованиями на голове, спине, брюшной стороне, видимое невооруженным глазом. Последующая массовая гибель судака облегчила его страдания, но не изменила экологическую ситуацию озера Балхаш.

Необходимо отметить, что различные органы в зависимости от их функционального назначения обладают способностью к накоплению радионуклидов, тяжелых металлов и токсических соединений. Например, стронций и цезий активно накапливаются в костях животных и печени. В печени и почках количество нуклидов может превышать их содержание по сравнению с мышцами в радиоактивно загрязненных районах в 1000 раз. Метилртутные и ртутьорганические соединения, накапливаясь в печени животных, легко проникают через гематоэнцефалический барьер мозга и вызывают нейротоксические эффекты. Разработан метод, позволяющий по

количеству ртути в птичьих перьях оценивать общую загрязненность среды обитания птиц этим элементом. Кадмий, являясь одним из самых токсических тяжелых металлов, способен долго сохраняться в организме животных. В печени у долгоживущих видов рыб и птиц концентрация кадмия повышалась в 3000 раз. Нитраты, накапливаясь в печени и почках, поступая в кровь, связываются с гемоглобином, препятствуют его связыванию с кислородом, что определяется методами спектрального анализа.

Следовательно, биоиндикация органов и физиологических систем организма носит неспецифический характер на всех уровнях его устойчивости. В то же время дифференцированная способность к накоплению различными органами вредных техногенных веществ позволяет успешно выявлять уровни загрязненности среды обитания.

2.3 Организменный уровень биоиндикации

Основной наблюдаемой единицей на уровне организмов является особь, семья или группа особей, а наиболее чувствительной реакцией – комплекс поведенческих изменений, позволяющих выжить особи при изменившихся внешних условиях. Хорошо выраженные реакции можно наблюдать у пресноводной амёбы в зависимости от концентрации растворенных в воде химических веществ. При низкой концентрации токсических веществ амёба сокращает свои ложноножки, при увеличении концентрации она превращается в клубок и затем погибает. Под микроскопом можно наблюдать за увеличением частоты сокращений пульсирующей вакуоли амёбы в зависимости от концентрации токсических веществ в окружающей организм среде. Основная функция сократительной вакуоли – регуляция осмотического давления внутри тела простейшего. При попадании токсических веществ в организм амёбы сократительная активность пульсирующей вакуоли увеличивалась.

Большое разнообразие в поведении характерно для пауков. Насчитывается порядка 50–60 тысяч видов пауков, заселивших практически все возможные экологические ниши, занятые беспо-

звоночными. Являясь хищниками, пауки концентрируют в организме токсические вещества, изменяющие их поведение. Особый интерес в биоиндикационном отношении представляет строительная деятельность пауков, строящих свои ловчие сети на деревьях, траве, в норках. Паутиной обернуты и коконы с яйцами у бегущих пауков. Из паутины строятся семейные домики, в которых паучата проводят свои первые 2–3 личиночные стадии. Вся строительная деятельность пауков может быть промерена, сфотографирована, снята на видеокамеру в природных условиях с различной антропогенной нагрузкой и в модельных условиях при дозированных воздействиях физических, химических и биологических факторов.

Особый интерес представляют структурированные сети, т. е. ловчие сети пауков, имеющие вполне определенную структуру, характерную для каждого вида крестовиков (*Araneidae*). Ловчую сеть пауки-крестовики начинают строить после выхода из семейного домика – это третья личиночная стадия. Для каждой возрастной стадии пауков существует характерная структура паутины. С наступлением половой зрелости ловчие колесовидные сети плетут в основном только самки, самцы заняты поиском самок и выполнением своей репродуктивной функции. Восстановление ловчих сетей происходит при отсутствии дождя ежедневно. Нарушенные в течение предыдущего дня участки паутины съедаются, так как паутинные нити преимущественно состоят из аминокислот. Как правило, восстановление паутины происходит в утренние предрассветные часы: в 5–7 часов [6].

Повсеместная распространенность пауков-крестовиков от тундры до пустыни, хорошая наглядность ловчих сеток, особенно утром, когда капельки росы как бы проявляют тонкую структуру паутины, небольшое количество времени, необходимое для набора статистического материала, – все это делает ловчую сеть пауков одним из привлекательных биоиндикационных экспресс-методов. В России обитает от 10 до 18 видов рода крестовиков (*Araneus*). Наиболее распространенными видами являются крестовик обыкновенный и крестовик мраморный. Экологическая приспособляемость крестовика мраморного шире чем у крестовика обыкновенного. Наличие специального убежища из свернутых листьев

и сигнальной нити позволяют крестовику мраморному строить свои сети в лесу и на открытых местах, не рискуя быть заметной добычей для птиц на ловчей сети, что характерно для крестовика обыкновенного. Строя свои сети на относительно открытых пространствах, пауки подвергаются влиянию тех антропогенных факторов, которые существуют в данной местности: радиации, электромагнитных полей, химических веществ, аэрозолей, накапливающихся вместе с конденсатом на клейких ловчих сетках паука, а затем поедаемых вместе с нарушенными участками ловчей сети. Пауки накапливают тяжелые металлы и токсические вещества, нарушающие поведение животного. Необходимо отметить, что все алгоритмы их пищевой деятельности фиксируются в структуре ловчей сетки. При необходимости можно легко узнать, чем и в каком количестве питается паук, так как жертвы удачной охоты фиксируются с помощью паутины. Ежедневное возобновление строительства ловчих сеток позволяет проследить динамику влияния одного либо комплексного действия антропогенных факторов. Анализ структуры паутины необходимо проводить рано утром, когда она еще покрыта росой, хорошо заметна и не повреждена попавшими в нее насекомыми. В искусственных условиях пауки хорошо плетут паутины в садках размером 1 куб. м из марли или оконной сетки с выдвигаемыми стенками. В садках можно исследовать дифференциальную чувствительность, устойчивость пауков и форму структуры их ловчих сеток в зависимости от концентрации токсичных веществ или уровня физических воздействий. Экспериментальное построение аналогичных калибровочных кривых значительно повышает достоверность интерпретации биоиндикационных оценок в природных условиях.

Схема типичной ловчей сети паука-крестовика представлена на рисунке 5. Центральная зона заплетена неклеякими нитями, и количество витков в ней является видовым признаком рода пауков-крестовиков. Далее следует незаплетенный промежуток так называемой свободной зоны, за которой следуют клейкие витки ловчей зоны, натянутые на радиусы, исходящие из центральной зоны. Для количественной оценки структуры ловчей сети пауков-крестовиков использовались следующие показатели: высота центра

над землей, число радиусов (верхних, нижних), длина радиусов, число витков центральной зоны, вертикальный и горизонтальный диаметры центральной зоны, вертикальный и горизонтальный размеры свободной зоны, вертикальный и горизонтальный размеры ловчей зоны, число ловчих нитей в секторах (по горизонтали и вертикали), расстояние между ловчими нитями, количество и тип отклонений, или аномалий, в структуре ловчей сетки паука.

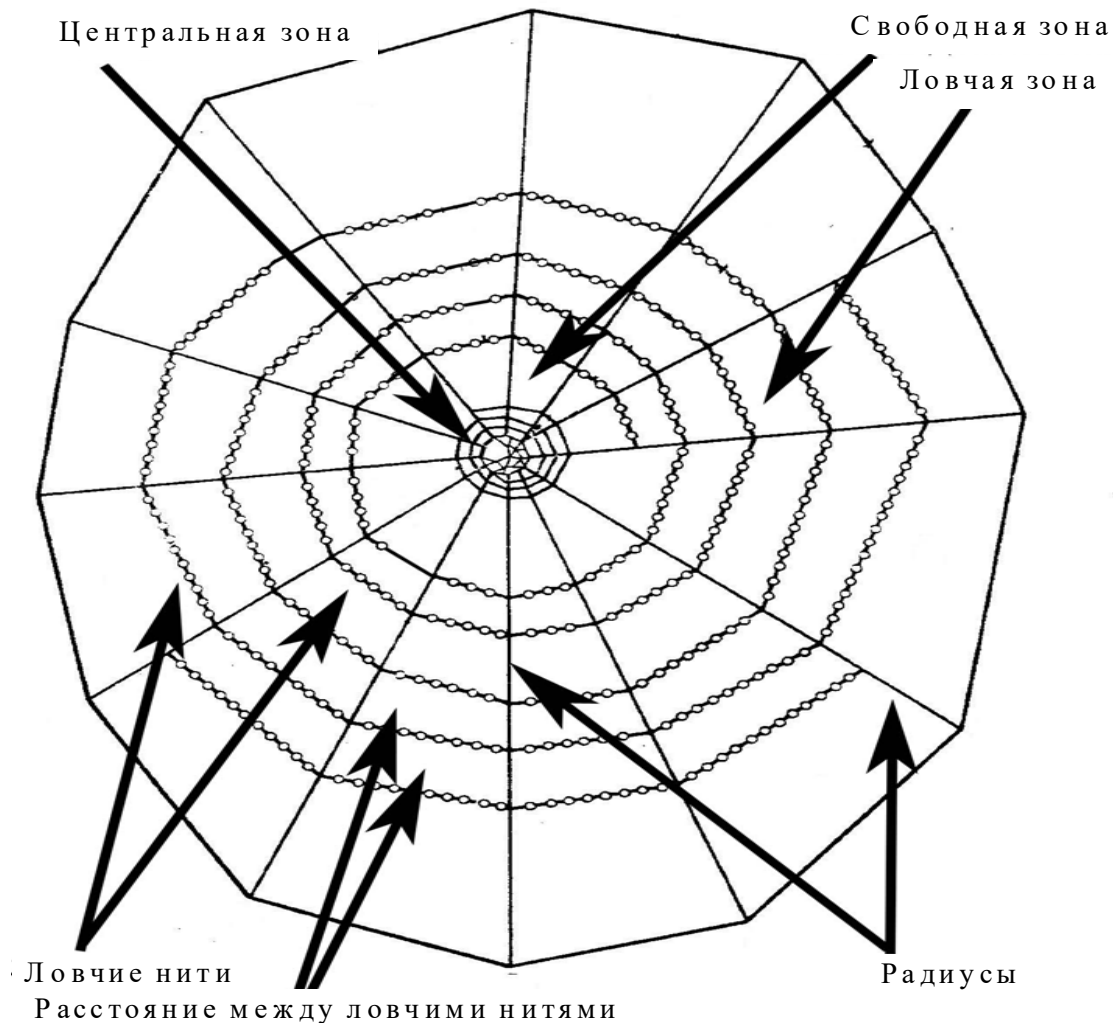


Рисунок 5 – Типичная ловчая сеть пауков-крестовиков

Анализ примерно 10 тысяч ловчих сетей пауков-крестовиков (*A. mormoreus*) позволил выделить достаточно типичные аномалии в структуре этих сетей (рисунки 6, 7) пауков-кругопрядов.

Полностью аномальная сеть (рисунок 6,А) характерна для патологически больных пауков, на которых среда и токсические вещества повлияли в такой степени, что они не были способны плести

нормальную сеть и погибали. Изменения в структуре ловчих сетей, определенные как аномалии, отражают нарушения в поведении пауков.

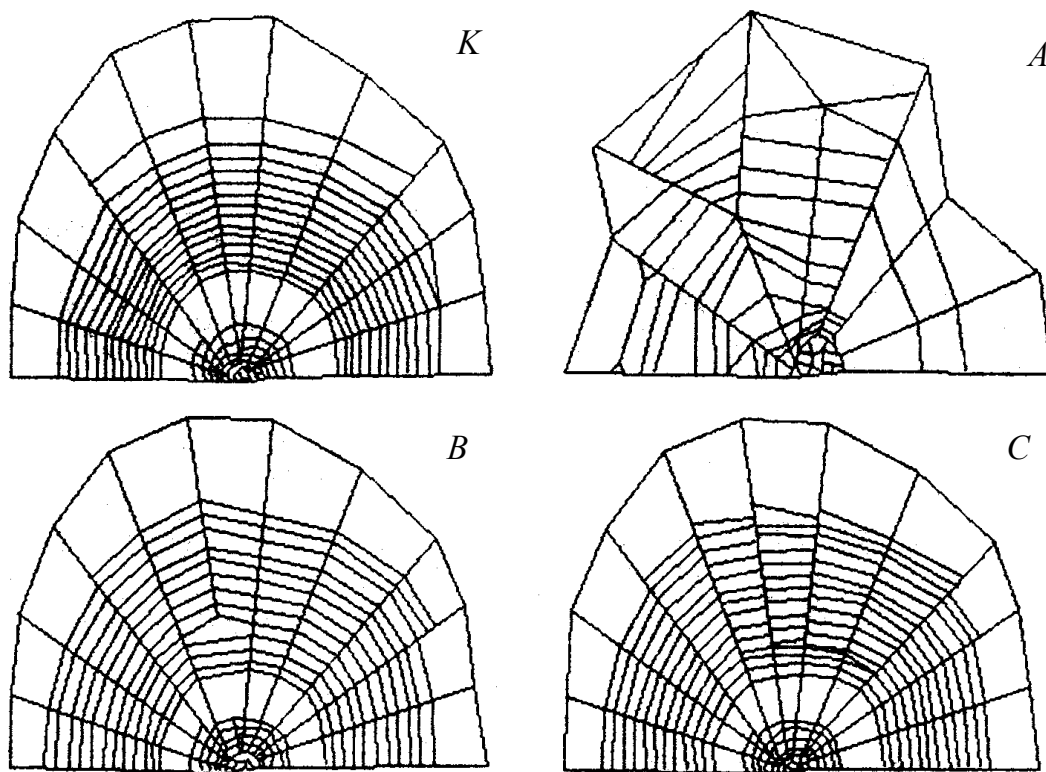


Рисунок 6 – Типы аномалий в ловчих сетях пауков-кругопрядов: *K* – фрагмент эталонной ловчей сети; *A* – абсолютно аномальная сеть; *B* – укороченный радиус; *C* – ступенчатость ловчей спирали

Следовательно, вся картина дифференцированной поведенческой адаптации пауков, позволяющая различить тип воздействующего фактора, протекала в диапазоне структурных различий ловчей зоны пауков от *K* до *A*. В экспериментальных условиях при искусственном облучении пауков в дозе от 10 до 100 Р/ч получены аномалии типа *F*, проявляющиеся в незаплетенности одного, двух или трех секторов ловчей зоны пауков-крестовиков. В наших опытах пауки погибали только при дозе облучения 1500 Р/ч, в то время как фоновой дозой является 12–17 мкР/ч. При искусственном облучении увеличивалось количество различного типа аномалий – чем выше доза, тем чаще встречаются аномалии типа *F* и *A* у пауков. Таким образом, реакция пауков отражала реальную интегральную биологическую опасность радиоактивного окружения. В интегральную картину, вероятно, можно включить излучения α , β , γ ;

радионуклиды, циркулирующие по пищевым цепям, и суммарное количество радиоактивных выбросов. На основании паутинового теста, используемого в качестве биоиндикационного экспресс-метода, можно достаточно хорошо проводить качественную комплексную оценку радиоэкологической обстановки.

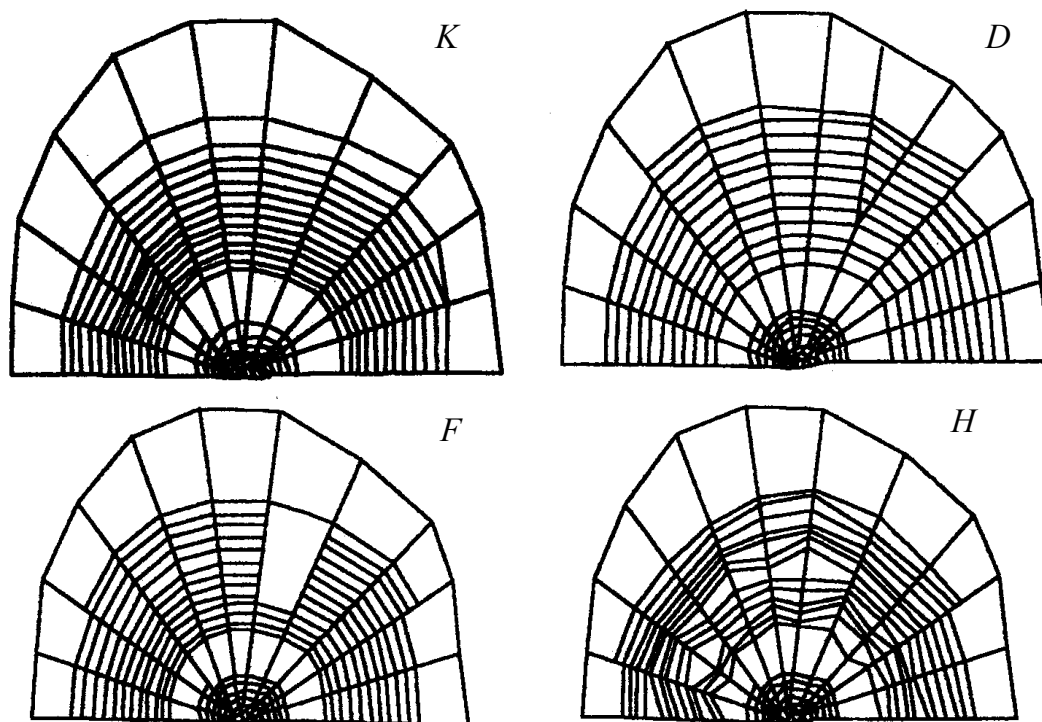


Рисунок 7 – Типы аномалий в ловчих сетях пауков-кругопрядов (крестовиков): *K* – фрагмент эталонной ловчей сети; *D* – раздвоение радиуса; *F* – отсутствие ловчих нитей в секторе; *H* – ломаная ловчая спираль

Для выяснения особенностей в поведенческой реакции пауков при действии химических веществ использовалась аминная соль, раствором которой из пульверизатора опрыскивались сетки пауков-крестовиков. В результате проведенных исследований выяснилось, что в зависимости от концентрации раствора аминной соли происходило увеличение общего количества нарушений структуры ловчих сетей с присутствием аномалий *C*-типа. Эти аномалии выражались в нарушении параллельности по секторам в построении клейких нитей ловчей зоны паутины. При увеличении концентрации аминной соли количество «непараллельных» секторов увеличивалось, росло количество и других видов аномалий – возникала

асимметричность всей сетки и она становилась полностью аномальной. Необходимо отметить, что в районах нефтезагрязнений пауки практически не встречались, не выживали и насекомые.

Следует подчеркнуть, что количественный учет ловчих сетей пауков, проведенный ранним росистым утром, может быть использован в качестве биоиндикации массового скопления летающих насекомых. Вдоль рек и озер плетет свои круговые горизонтальные сети паук-кругопряд семейства *Tetragnthidae*. Ловчие сети тетрагнат хорошо структурированы. Ареал их распространения широк: зона тайги, Камчатка, среднеевропейская часть, Казахстан, Туркмения.

Для оценки последствий антропогенного влияния на популяции видов млекопитающих необходимо выявить основные направления в развитии данного процесса. Следует использовать такие биологические показатели, как численность особей вида, размеры ареала каждого вида, тип пространственной и временной структуры ареала, размеры животных, продолжительность жизни, плодовитость, смертность, сроки размножения, характер поведения, питание, состав и качество потребляемых кормов, особенности пространственной структуры популяции, половой, возрастной спектр, характер использования территории.

2.4 Биоценотический уровень индикации

Значительные изменения условий среды приводят к преобразованию структуры биоценозов, один тип биоценоза сменяется другим. Такой процесс носит название *сукцессии*. Биоценозы активно противостоят различным нарушающим воздействиям, перераспределяя функциональные нагрузки внутри системы в пределах устойчивости. В зависимости от совокупности климатических, ландшафтных и других условий формируются биоценозы различного типа: океанические, пресноводные, тропические, лесные, степные, тундровые, обладающие различной устойчивостью и временем восстановления при нарушении их гомеостаза.

Наиболее исследованы восстановительные сукцессии, вызванные нарушением или уничтожением основного природного биогеоценоза в результате пожара, лавины или деятельности человека. Как правило, современные биоценозы в результате антропогенной деятельности в 70 % случаев находятся на той или иной восстановительной стадии сукцессии. В случае уничтожения кедрового биоценоза происходит активное развитие разнотравья, сменяющегося кустарниковой растительностью, березой, осиной, сосной, пихтой, елью и только на последнем этапе – кедром. Весь процесс занимает от 200 до 500 лет. Так, российское березовое ожерелье – наглядный биоиндикатор разрушенных человеком коренных природных биогеоценозов. Сукцессионные ряды построены для многих типов биоценозов, что позволило на основании их видовой идентификации определять этапы восстановления.

В этом отношении большой интерес представляют исследования по индикации регрессионной сукцессии, когда при воздействии антропогенных факторов происходит последовательная деградация биоценозов. Наблюдения показывают, что такие изменения носят лавинообразный характер с промежуточными стадиями относительной устойчивости в короткие промежутки времени при незначительных, с точки зрения современного человека, антропогенных изменениях среды. В качестве примера можно рассмотреть деградацию второго по величине после Байкала в бывшем СССР озера Балхаш площадью около 18300 кв. км.

С древних времен на территории степей и полупустыни находилось уникальное озеро Балхаш. Оно являлось жемчужиной Казахстана. Две реки (Или и Каратал) с горных отрогов Тянь-Шаня несли свои воды в Балхаш. Несмотря на свою относительно небольшую глубину (15–20 м), за многие тысячелетия озеро сформировало уникальную устойчивую экосистему. В самом озере в изобилии водились сазан, осман, маринка, окунь. Камыши и плавни вокруг озера служили надежным укрытием для многочисленных птиц: уток, чаек, пеликанов, цапель, фазанов. Весенние прилеты утиных закрывали солнце словно тучей. На побережье водились лисы, волки, тигры, кабаны. Успешно акклиматизированная ондатра давала в казну ежегодно до сотни тысяч шкурок. Казалось,

ничто в мире не способно было нарушить идеальное состояние райского места пустыни.

В начале XX века в Прибалхашье были обнаружены залежи меди, в 1930–1940-е годы был построен один из самых крупных горно-металлургических комбинатов, отходы которого, включающие практически всю таблицу Менделеева, с повышенной концентрацией серной кислоты без очистки по каналу шириной 10 м и глубиной 1,5 м сплошным потоком ежедневно сбрасывались в озеро. Одна из впадающих в озеро рек была перегороджена плотиной с целью создания Копчагайского водохранилища вблизи г. Алма-Ата. На южном берегу озера начали заниматься рисоводством. Для борьбы с сорняками использовалось большое количество пестицидов, которые распылялись с самолета и стекали в озеро. В результате ихтиологических разработок местных ученых мужей в озеро интродуцировались новые виды рыб: судак, жерих, сом, осетр, лещ, елец. Стремление к интенсификации животноводства в Прибалхашье приводило к необходимости весенне-осенних палов многолетнего камыша прибрежной зоны. В результате таких пожаров погибло большое количество птиц и животных. Выживших птенцов уток и ондатру уничтожали сомы, популяция которых сначала выросла, но затем снизилась, оставаясь на стационарном уровне.

На основании таких преобразований можно выделить следующие этапы деградации озера, проходившие в течение 20 лет (с 1960-го по 1980 г.) в результате антропогенной деятельности: загрязнение озера отходами горно-металлургического комбината, пестицидами с рисовых полей, приводящими к заражению, гибели рыбы и водоплавающей птицы; зарыбление хищными породами рыб, приведшими к исчезновению эндемиков озера – османа, маринки, окуня – и значительному сокращению популяций сазана с последующим сокращением рыбных запасов; размножение сорной рыбы – ельца, леща и невысокой численности жериха и сома.

В результате снижения уровня воды на 2–3 м и обмеления огромных площадей произошло интенсивное развитие сине-зеленых водорослей, заболачивание прибрежной зоны, приводящее к потере нерестилищ и усилению процессов деградации озера.

В настоящее время озеро Балхаш как бы поделилось на две части: южную, в которую впадает река, более чистую, способную к восстановлению, и северную, обреченную на заболачивание. Самое любопытное заключается в том, что экологическая катастрофа озера совпала с закрытием рыбозавода, окончанием бесплодных попыток разведения риса и Капчагайское водохранилище оказалось никому не нужным.

В отношении биоиндикации степени нарушения экосистем может быть достаточно широко использовано правило А. Тинемана: «Чем больше отклонения от оптимума, тем меньше видовое разнообразие, но относительно больше количество оставшихся видов».

Более дифференцированный анализ позволил предложить следующую последовательность нарушений в экосистемах.

1. Исчезновение или уменьшение узкоспециализированных видов, характерных для коренных, сформировавшихся биоценозов.

2. Смена доминирующих видов.

3. Упрощение трофической структуры, снижение видового разнообразия экосистем.

4. Развитие или интродукция видов, устойчивых к характеру разрушающего биоценоз воздействия.

5. Элиминация, или снижение численности долгоживущих видов, и замена их короткоживущими быстроразмножающимися видами.

6. Скачкообразное изменение типа биоценоза, перерождение его в другой, более примитивный, но устойчивый к воздействиям тип.

7. Чем глубже нарушена структура биоценоза, тем на более ранних стадиях сукцессии формируются устойчивые экосистемы.

Снижение первичной продукции водных экосистем наблюдалось при загрязнении хлорорганическими соединениями. При повышении концентрации ДДТ в пресной воде интенсивность фотосинтеза фитопланктона снижалась на 20–50 %. Концентрация 1 мг/л нефти приводила к снижению первичной продуктивности водоемов на 30–60 %. Замедление фотосинтеза на 25–50 % у пресноводных водорослей отмечалось при содержании $PbCl_2$ в концентрации 10 мг/л.

Одним из наиболее перспективных биоиндикационных методов динамической оценки аэрозольных загрязнений является разработанный в 1970-е годы Ю.А. Львовым метод послойного годового анализа торфяной залежи мхов *Sphagnum fuscum*. Методика позволяет определять вид и степень аэрозольных загрязнений. Исследования динамики изменения железа, кобальта, скандия по аэрозолям торфяника вблизи г. Томска с начала века коррелируют с развитием промышленности.

2.5 Особенности ландшафтной биоиндикации

Элементарной ландшафтной единицей является экотоп, который состоит из физиотопа, биотопа и формы землепользования. В свою очередь физиотоп включает морфотоп, педотоп, гидротоп и климатотоп. Биотоп состоит из фитотопа и зоотопа, которые являются его биологическими индикаторами.

Тип растительности, связанный с соответствующей формой местообитания, характеризует вид ландшафта. Для описания ландшафта в зависимости от поставленных задач используются ландшафтные карты разной размерности. С целью оценки степени антропогенных изменений ландшафта проводят сравнительный анализ современных карт с картами, построенными на основании архивных данных. Сравнение позволяет моделировать естественную растительность, что дает возможность оценить вероятность выживания коренных биоценозов, потенциальное и реальное видовое разнообразие, направление рекультивационных работ по сохранению природных биоценозов. Основой ландшафтного картирования является аэрофотосъемка, на которую наносятся дополнения, получаемые во время маршрутных исследований и состоящие в уточнении микрорельефа, типа растительности, размерности биоценозов, местообитаний видов растений и животных, занесенных в Красную книгу, и т.д.

Подробная ландшафтная карта является основой любой проектной деятельности государственных и коммерческих организаций при использовании природных территорий. Аналогичная карта

используется при кадастре сельскохозяйственных земель. Тип растительности, область ее распространения в многолетней динамике позволяют судить о скорости сукцессионных процессов, степени влияния антропогенных факторов, приводящих к деградации биоценозов: опустыниванию, сокращению ареалов лиственных лесов.

Современное потепление климата, обусловленное 500-летним повышением средней годовой температуры и усиливающееся в результате парникового эффекта, приводит к таянию криолитозоны – зоны вечной мерзлоты. Ледники во всем мире отступают, что, вероятно, продолжится до 2300–2400 гг. Подтаивание языков криолитозоны в Сибири и Северной Америке привело к увеличению количества болот и озер, изменению рельефа местности, созданию критических ситуаций в процессе пространственного размещения инфраструктуры газовой и нефтяной отрасли.

Использование ландшафтной индикации, основанной на оценке степени замещения северных растительных сообществ биоценозами умеренной зоны, позволяет оценить скорость отступления криолитозоны, масштабность происходящих изменений и возможный экономический урон при последующей трансформации рельефа местности. По прогнозам, активный процесс подтаивания южной границы вечной мерзлоты достаточно активно будет развиваться в ближайшие 50–100 лет и современная растительная структура Западной Сибири уже начала трансформироваться.

Самым вариabильным, чутко реагирующим на изменения устойчивости биосферы является климат. Современные изменения климата – тайфуны, наводнения, снегопады в южных районах, потепления в северных районах – указывают на явную нестабильность в биосфере, происходящую в результате отрицательного влияния антропогенных факторов.

Трудно переоценить значение интегральных показателей экологических систем, усредненных в больших пространственно-временных масштабах. Дистанционные методы космического спектрального анализа позволяют проводить интегральную оценку экологического состояния природных ресурсов в масштабе всей планеты [3]. Еще в 1970-е годы советскими спутниками принима-

лись изображения, позволяющие с высокой степенью точности оценивать пастбищные ресурсы Средней Азии. Зависимость между биомассой и коэффициентом спектральной яркости наиболее выражена в диапазоне 0,59–0,68 мкм. В области 0,28–14 мкм можно определять физиологические состояния растительности: болезни, стадии вегетации. Гумусность почвы достаточно хорошо коррелирует со спектральной яркостью в видимом диапазоне, что позволяет проводить в большом масштабе картирование почв в зависимости от их типа, засоленности, влажности, степени эрозийности. В диапазоне длин волн 0,7–1,1 мкм можно наблюдать за состоянием водохранилищ и природных водных объектов по положению береговых границ и уровню воды. В области 0,52–0,57 мкм и 0,41–0,48 мкм можно оценивать развитие эвтрофикации, загрязнение водной поверхности нефтью, взвешенными частицами и поверхностно-активными промышленными отходами. Хорошо прослеживаются и антропогенные шлейфы аэрозолей, распространяющиеся на сотни и тысячи километров. Следовательно, вся совокупность антропогенных загрязнений на планете приводила к изменению альбедо, т. е. интегральной спектральной яркости, что позволило оценивать уровень антропогенного влияния на биосферу.

2.6 Этапы адаптации биосистем

Существует возможность выявить закономерность в развитии адаптивных реакций биосистем. Если уровень воздействующего фактора не превышает адаптационных возможностей организма, популяции и экосистемы, то реакция биосистемы, как правило, носит специфический характер.

Следовательно, необходимо выделить биотест – указатель, который наиболее специфично реагирует на интересующий нас антропогенный фактор. Используя выделенный нормированный биотест или группу биотестов, можно оценивать уровень конкретного вида загрязнений. В случае когда уровень воздействующего фактора превышает адаптивные возможности биосистем, развивается неспецифическая реакция дегградации биосистем. Этапы их

разрушения также зависят от уровня антропогенных влияний и могут быть использованы в качестве индикаторов предельной нагрузки на биосистемы [8].

Несомненно, что биотестирование антропогенных воздействий является первым шагом при создании экологической системы оценки и прогнозирования состояния природной среды. Выживаемость крупных млекопитающих, птиц, земноводных, пресмыкающихся, ценных в промысловом отношении рыб и других животных определяется степенью влияния на них антропогенных факторов. Последующее углубление экологического кризиса в глобальном и региональном масштабе с неизбежностью будет влиять на различные компоненты биосферы.

Отсутствие достаточного количества данных и концептуального представления об экологической роли техногенных изменений естественной среды приведет к непредсказуемым катастрофическим изменениям биосферы Земли. Для оценки возможных последствий необходимо перейти к созданию дифференцированной шкалы биоиндикации в зависимости от уровня организации биосистем. С другой стороны, следует на качественном и количественном уровне проводить интегральную оценку загрязнений различного типа биоценозов, что позволит ранжировать их по степени устойчивости ко всему комплексу антропогенных влияний. На основании выявленных зависимостей можно замедлить лавинообразный процесс деградации экосистем.

Современный этап оценки экологического состояния природной среды характеризуется все более выраженной тенденцией к созданию комплексных систем экологического мониторинга и разработке концепций биопрогнозирования. Комплексная система физико-химических датчиков контроля состояния окружающей среды и необходимый набор биоиндикационных тестов, функционирующих в реальном масштабе времени, позволяют создать основу для последующего экологического прогнозирования. Экологический прогноз может иметь качественную и количественную форму.

В основе количественного прогноза лежат различные математические методы оценки поступающих данных с последующей ка-

чественной интерпретацией. В то же время вся совокупность данных экологического мониторинга может быть достаточно широко использована при оптимизации хозяйственной деятельности человека, обосновании стоимости природных ресурсов и оценке реальной способности природной среды к восстановлению. Представляется целесообразным расширение и углубление научных исследований по биоиндикации антропогенных загрязнений.

2.7 Биоиндикация нефтезагрязнений

Развитие нефтегазодобывающей отрасли Западной Сибири привело к хроническому загрязнению природной среды нефтью, нефтепродуктами, минерализованными сеноманскими растворами и шламовыми отходами [5]. Использование биоиндикационных методов позволило оценить степень загрязненности и уровень деградации экосистем. Беспозвоночные животные формируют первичную трофическую цепь консументов и характеризуют уровни упрощения почвенных и водных экосистем. Характерно, что сообщества близких родов беспозвоночных заселяют почвы и водоемы, что позволяет проводить сравнительный анализ негативного влияния нефтепродуктов на различные экосистемы.

Рассмотрим изменения почвенной фауны беспозвоночных животных при нефтезагрязнениях. Широкое распространение почвенных беспозвоночных позволяет рассматривать их в качестве биоиндикаторов состояния почв в широком диапазоне воздействий естественных и антропогенных факторов.

2.8 Дождевые черви – биоиндикаторы нефтезагрязнений

Дождевые черви наиболее чувствительны к антропогенным загрязнениям, активно мигрируют или погибают при повышении концентрации нефтепродуктов [23]. При равных концентрациях бензин приводил к большей смертности дождевых червей, чем дизельное топливо и нефть. Выявлен комплекс их поведенческих реакций, характерных при загрязнении почвы нефтепродуктами. Все

дождевые черви по характеру поведенческих реакций можно разделить на три группы. К первой группе относились особи, поведенческие реакции которых оставались без изменений и они погибали. Количество червей, отнесенных к данной группе, составило для нефти 15 %, для бензина и дизельного топлива 89 %. Во второй группе дождевые черви поднимались до границы просачивания нефтепродуктов, двигались вдоль нее, проявляя ответную реакцию на загрязнение в поисках чистой почвы. Количество червей, отнесенных к данной группе, составило в среднем 60 % для нефти, 10 % для бензина и дизельного топлива. В третьей группе дождевые черви проходили слой почвы, загрязненный сырой нефтью, перпендикулярно границе просачивания и выходили на поверхность. Количество червей с аналогичным поведением составило 25 % для нефти, 1 % для бензина и дизельного топлива.

Остаточные концентрации нефти и нефтепродуктов в почве, при которых начиналось восстановление популяции дождевых червей, составляли для бензина 70 мг/кг, дизельного топлива – 2000 мг/кг, нефти – 5000 мг/кг. Показано, что приграничная зона миграции дождевых червей в условиях загрязнения почвы нефтепродуктами не превышала 1 м. Дождевые черви *Lumbricus rubellus* H. более устойчивы к загрязнению почвы нефтепродуктами, чем *Octolasion lacteum* O.

Дождевые черви при хроническом действии нефти и нефтепродуктов мигрируют из загрязнённых участков в горизонтальном направлении. Высокие концентрации нефти, бензина и дизельного топлива приводили к гибели животных. Особо высокая токсичность характерна для бензина и дизельного топлива. Негативное экологическое влияние бензина и дизельного топлива заключается не столько в изменении свойств почвы, сколько в химической токсичности. Ароматические углеводороды, находясь в почвах, оказывают наркотическое и токсическое действие на живые организмы. Вывод подтверждается первым типом поведенческих реакций дождевых червей (*Lumbricus rubellus* H.). В течение короткого периода острого токсичного действия при высокой летучести ароматических углеводородов бензин и дизельное топливо оказывают значительное отрицательное влияние на численность дождевых червей.

Проведенные лабораторные исследования показали, что 10 % дождевых червей способно реагировать на загрязнение и горизонтально мигрировать в чистую почву. Стабилизация численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* на третьи сутки опытов была обусловлена тем, что значительная часть бензина и дизельного топлива разлагалась и улетучивалась. Необходимо отметить особенности поведения дождевых червей 3-й группы, которые выходили непосредственно на поверхность. Животные не передвигались по загрязненной нефтепродуктами поверхности, у них отсутствовало сокращение кожно-мускульного мешка, они не возвращались в почву и погибали. Токсичность нефтепродуктов в 8–10 раз превышает токсичность нефти, отличается быстрое действие и приводит к нарушению координации поведенческих реакций червей.

Для оценки влияния острой токсичности различных доз нефтепродуктов (бензина, дизельного топлива и нефти) на миграцию и выживаемость дождевых червей в естественном биоценозе использовались модельные площадки площадью 1 м² с дозированным внесением нефти 2,5; 5; 10; 15 кг/м², бензина А-80 – 0,5; 1; 2; 4 кг/м² и дизельного топлива – 0,5; 1; 2; 4 кг/м².

При загрязнении почвы дизельным топливом количество разлагающихся червей было максимальным при внесении 4 кг/м² и составило 152 экземпляра (50,2 %), минимальным – при внесении 0,5 кг/м² (103 экземпляра, т. е. 34 % от количества живых дождевых червей на контрольном участке). Как показали лабораторные исследования, на 4-й день дождевые черви разлагались полностью. Наличие разлагающихся дождевых червей через десять суток свидетельствует о том, что черви мигрировали на площадки, загрязненные бензином и дизельным топливом. Вероятно, токсическое и наркотическое влияние нефтепродуктов приводило к нарушениям запаховой чувствительности животных, что сказывалось на их миграции и гибели. Во всех случаях нефтезагрязнений не отмечалось аналогичных эффектов. Дождевые черви частично заселили площадки, загрязненные бензином и дизельным топливом. На площадках, загрязненных нефтью, разлагающихся червей не обнаружено. Количественный учет коконов дождевых червей проводился на загрязненном участке, на границе загрязнения, на удалении 1 м от

загрязнения и на контрольном участке. Максимальное количество коконов было обнаружено на границе с участком загрязнения нефтью 2,5 кг/м и составило 388 экземпляров, минимальное – на границе с участком загрязнения дизельным топливом 0,5 кг/м и составило 318 экземпляров (81,1 %). На участках, загрязненных бензином, дизельным топливом и нефтью, наблюдалось значительное снижение количества коконов по сравнению с загрязненными участками через трое суток.

К 90-м суткам наблюдений при внесении бензина и дизельного топлива в пределах 0,5 и 1 кг/м² остаточная концентрация нефтепродуктов не отличалась от контроля. При внесении бензина 4 кг/м² к 90-м суткам остаточная концентрация нефтепродуктов уменьшалась в 6 раз. При внесении дизельного топлива 0,5 кг/м² к 90-м суткам остаточная концентрация нефтепродуктов снижалась в 10 раз по отношению к 3-му дню. Сравнение остаточных концентраций бензина и дизельного топлива при одинаковых исходных дозах позволяет считать, что бензин испаряется быстрее дизельного топлива, в то время как концентрация нефти остаётся на относительно высоком уровне и замедляет процессы естественного восстановления почв.

В связи с тем что бензин и дизельное топливо оказывали аналогичное влияние на выживаемость дождевых червей, рассмотрим динамику изменения их численности в пограничной области при высокой концентрации бензина. В первые трое суток после внесения в почву бензина наблюдалась активная миграция червей в пограничную область. В 10–30-е сутки численность червей снижалась в связи с более широким их распределением по местности. Через 90–450 суток происходило заселение загрязнённых участков и нормализация численности половозрелых животных в приграничных областях. Снижение уровня концентрации бензина и гибели дождевых червей на загрязнённых участках увеличивало период активной миграции до 10 суток. Заселение загрязнённой области происходило в течение 90–450 суток и сопровождалось повышением численности животных в приграничных участках. Следовательно, в исследованном интервале концентраций бензина и

дизельного топлива нормализация почвенных экосистем для дождевых червей происходила в течение одного летнего сезона.

На участках, загрязненных нефтью, разлагающихся дождевых червей не обнаружено. Следовательно, бензин и дизельное топливо приводят к более выраженному токсическому действию на беспозвоночных животных пропорционально концентрации вносимых веществ.

Данные, полученные группой казанских зоологов в полевых исследованиях с разной нагрузкой товарной нефти (6, 12, 24, 48 л/м²) на влажном лугу в лесостепи Высокого Заволжья, показали, что при минимальной нагрузке 6 л/м² и 12 л/м² основная масса крупных беспозвоночных погибала в первые дни после загрязнений [24]. Снижение численности беспозвоночных животных происходило в результате гибели педобионтов в верхнем 10-сантиметровом слое почвы при наиболее высокой концентрации нефти. Проведя анализ горизонтального перемещения дождевых червей, мы пришли к выводу, что дождевые черви в первые дни после загрязнения погибают частично, так как часть из них уходит на границу с загрязнением. На 3-й день после загрязнения нефтью количество червей на границе с загрязненными участками было максимальным при внесении нефти 5 кг/м². При изучении влияния сильного загрязнения почвы нефтью на педобионтов, проводимого на территории нефтепромыслов Татарии в подзоне южной тайги в дерново-подзолистых почвах, наблюдалось значительное угнетение дождевых червей в приграничной зоне. Наличие разлагающихся дождевых червей на 10-й день свидетельствовало о том, что черви повторно мигрировали на площадки, загрязненные бензином и дизельным топливом. На площадках, загрязненных нефтью, разлагающихся червей не обнаружено.

Восстановление численности дождевых червей происходило в результате их горизонтальной миграции с границы загрязнения. Скорость формирования беспозвоночной фауны почв при загрязнении бензином, дизельным топливом и нефтью в значительной степени определяется процессами деградации нефтепродуктов в почве. На 90-й день после внесения бензина на загрязненных

площадках наблюдали дождевых червей. Восстановление их численности на площадках, загрязненных бензином, начиналось при остаточной концентрации нефтепродуктов в интервале от 67,7 до 71,7 мг/кг. Данный интервал в нормативном документе «Порядок определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» (1993) классифицируется как допустимый уровень загрязнения почвы. Интервал остаточной концентрации бензина от 71,7 до 67,7 мг/кг – начало восстановления численности дождевых червей *Lumbricus rubellus* H. Для вида *Octolasion lacteum* O. интервал находится в пределах 62,7–67,7 мг/кг.

В результате исследований выявлены адаптивные реакции популяции дождевых червей при хроническом влиянии нефтезагрязнений и нефтепродуктов: первый этап – частичная гибель и горизонтальная миграция из загрязнённой области, второй-миграция из приграничных районов, третий – постепенное заселение участков пропорционально почвообразовательным восстановительным процессам. На основании полученных данных можно оценивать состояние восстановления почвенного покрова при нефтезагрязнениях.

2.9 Почвенные инфузории – биоиндикаторы загрязнений нефтью и нефтепродуктами

Почвенные инфузории используются как индикаторы для биологической диагностики почв [25]. Для оценки влияния различных концентраций нефти на почвенных инфузорий загрязнялись площадки внесением нефти с концентрациями 20, 100 и 200 г/кг.

При концентрации нефтезагрязнений 20 г/кг не наблюдалось полного покрытия поверхности почвы нефтью и аэрация почвы нарушалась частично. Снижение численности инфузорий происходило в течение первых 12 суток, у вида *Colpoda stein* – в течение 5 суток. Наблюдалась дифференциация в динамике численности видов инфузорий. Для инфузорий *Chilodonella uncicanta* и *Colpoda stein* было характерно увеличение численности с 19-х суток с последующим снижением на 25-е сутки, что, вероятно, связано с увеличением численности бактерий, питающихся углеводородами.

Повышение количества нефти в почве до 100 г/кг приводило к нефтяному покрытию участка и снижению аэрации почвы аналогично покрытию маслом. У двух видов наблюдалось снижение численности популяций с последующим развитием адаптивных колебательных реакций и частичного восстановления численности инфузорий. У вида *Colpoda stein* после кратковременного увеличения численности на 5-е сутки происходило снижение количества особей с последующей элиминацией к 32-м суткам наблюдений. Пропитывание почвы нефтью приводило к активным изменениям в химическом составе, свойствах и структуре почв: в верхнем слое увеличивалось количество углерода. Битуминозное вещество значительно ухудшало физико-химические свойства почвы. Смолисто-асфальтеновые компоненты нефти сорбировались в верхнем почвенном слое и снижали воздушное пространство почвы.

Нефтезагрязнения с концентрацией 200 г/кг приводили к значительному изменению структуры сообществ почвенных инфузорий. Элиминировался вид *Urolep tuspiscis*, снижалась численность видов *Colpoda stein* и *Chilodonella uncicanta*. Происходило временное повышение численности *Prorodonteres* на 5-е сутки наблюдения с последующим снижением. На основании проведённых исследований можно считать: адаптация сообществ почвенных инфузорий к пониженной аэрации почв при нефтезагрязнениях происходила в течение первых 5 суток. В этот период снижалась численность всех видов в зависимости от их устойчивости. Адаптация к токсическому действию нефти развивалась с 12 суток последствия, характеризовалась колебательным типом изменений численности видов и расслоением структуры сообществ в зависимости от их видовой устойчивости.

Исследования в природных условиях показали, что при нефтезагрязнениях с концентрацией 200 мг/кг видовое разнообразие почвенных инфузорий снижалось, что наблюдалось в поверхностных горизонтах A_0 в летне-осенний период. В почвенных горизонтах A_1 и A_2 количество видов инфузорий не изменялось, но происходила частичная смена видов. Вероятно, сохранение общего количества видов связано со сменой одних эпизодических видов другими, что

приводило к сохранению видового разнообразия сообществ инфузорий в трёх почвенных горизонтах. В горизонте A_0 при действии нефти инфузории видов *Pardonteres*, *Colpodasteine* сменялись видами *Enchelys gasterosteus*; *Holophrya simplex*. В почвенном горизонте A_1 виды *Colpidium colpoda*; *Spathidium proculus* сменялись *Didiniumbal bianii*.

Нефть является энергетическим субстратом для большой группы органотрофных микроорганизмов, служащих источником пищи для почвенных беспозвоночных. Вероятно, в этом случае конкурентная борьба за пищевые ресурсы приводила к смене видовой структуры сообществ почвенных инфузорий.

Следовательно, хронические нефтезагрязнения в концентрациях 20, 100 и 200 г/кг в светло-серых лесных почвах приводили к снижению численности и изменениям в сезонной динамике у доминирующих видов инфузорий. Выявлена последовательность видов по степени их устойчивости к нефтезагрязнениям – *Chilodonella cucullus*, *Colpoda taupasii*, *Glaucoma pyriformis* и *Litontus varsaviensis*. Наиболее устойчивым являлся вид *Chilodonella cucullus*, который сохранился в почвенном горизонте A_1 в весеннем, летнем и осеннем периодах наблюдений. В почвенных горизонтах A_{1g} и A_1A_{2g} количество видов инфузорий оставалось постоянным, но происходила частичная смена видов. В горизонте $A_{0т}$ виды *Holophrya simplex* и *Oxitrica chlorelligera* сменялись *Styloni chiapustulata*. Для торфянистых подзолистых глеевых песчаных почв характерен устойчивый к нефтезагрязнениям вид *Glaucoma pyriformis*.

В результате исследований установлены этапы адаптации сообществ почвенных инфузорий к нефтезагрязнениям:

1 – адаптация к пониженной аэрации почв при нефтезагрязнениях наблюдалась в течение первых пяти суток. Происходило снижение численность всех видов инфузорий в зависимости от их устойчивости;

2 – адаптация к токсическому действию нефти развивалась с 12-х суток ее влияния, характеризовалась колебательным типом изменений численности видов и расслоением структуры сообществ в зависимости от их видовой устойчивости.

Численность почвенных инфузорий под действием бензина снижалась кратно и находилась на уровне выживаемости. Необходимо отметить, что концентрация бензина в конце осени снизилась значительно, что мало сказывалось на восстановлении численности почвенных инфузорий.

Хроническое влияние бензина, как и нефтезагрязнений, приводило к снижению численности простейших, нарушению сезонной динамики и уменьшению видового разнообразия.

2.10 Почвенные нематоды – биоиндикаторы загрязнений нефтью, сеноманскими растворами и нефтепродуктами

Сообщества почвенных нематод устойчивы к нефтезагрязнениям и сеноманским растворам в широком диапазоне концентраций и могут использоваться при биоиндикации уровня загрязнений. При хроническом влиянии товарной нефти с концентрацией 50, 100 и 200 г/кг на сообщества почвенных нематод наблюдались изменения в количестве родов, трофической структуре и численности (таблица 4).

В зависимости от концентрации нефти, вносимой на поверхность почвы, из сообществ нематод элиминировались до 50 % родов. Происходила перестройка этих сообществ с появлением родов нематод-колонизаторов с коротким жизненным циклом, высокой плодовитостью и значительными колебаниями численности. Двухвершинный подъем весенней-летней динамики общей численности нематод сменялся одновершинным.

Максимальные значения общей численности нематод при загрязнении нефтью наблюдались в июле. Доминирующей эколого-трофической группой в сообществах нематод являлись бактериотрофы. После элиминации 50 % родов бактериотрофов выжившие роды характеризовались высокой численностью. Вероятно, данная группа нематод питалась нефтебактериями. Следовательно, роды нематод *Acrobelloides*, *Cephalobus* могут использоваться в качестве биоиндикаторов интенсивности разложения нефти почвенными микроорганизмами.

Таблица 4 – Роды почвенных нематод при различной концентрации нефти в почве

Род почвенных нематод	Концентрация внесенной нефти, г/кг				Эколого-трофические группы нематод (Yeates et al., 1993)
	0	50	100	200	
<i>Coslenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Lelenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Filenchus</i>	+	+	+	+	Аср
<i>Plectus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Chiloplacus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Acrobeles</i>	+	–	–	–	Б
<i>Acrobeloides</i>	+	+	+	+	Б
<i>Panagrolaimus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Eucephalobus</i>	+	–	–	–	Б
<i>Cephalobus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Aphelenchoides</i>	+	+	+	+	М
<i>Aphelenchus</i>	+	+	+	+	М
<i>Heterocephalobus</i>	+	+	+	+	Б
<i>Mesodorylaimus</i>	+	+	+	+	П
<i>Eudorylaimus</i>	+	+	+	+	П
<i>Criconema</i>	+	–	–	–	Пр
<i>Paratylenchus</i>	+	+	+	+	Пр
<i>Wilsonema</i>	+	–	–	–	Б
<i>Prismatolaimus</i>	+	–	–	–	Б
<i>Diphtherophora</i>	+	–	–	–	М
<i>Tylencholaimus</i>	+	+	+	+	М
<i>Clarkus</i>	+	+	–	–	Х
<i>Mononchus</i>	+	–	–	–	Х
<i>Tylenchus</i>	+	+	+	+	Аср
Всего таксонов	26	18	16	16	
Примечание: Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – политрофы; Х – хищники.					

Нефтезагрязнения стимулировали повышение численности грибов, участвующих в разложении нефти, и специализирующихся нематод-микотрофов, в частности *Aphelenchus*, *Aphelenchoides*.

Выделенные роды нематод рассматривались в качестве биоиндикаторов интенсивности микотрофного разложения нефти. В зависимости от устойчивости к нефтезагрязнениям построен трофический ряд: нематоды, ассоциированные с растениями, микотрофы, бактериотрофы, паразиты растений, политрофы, хищники [26].

В Западной Сибири для поддержания пластового давления при разработке нефтяных месторождений применяются подземные растворы сеноманского водоносного комплекса. Как показала практика, эти растворы пригодны для постоянной и временной закачки на всех стадиях разработки нефтяных месторождений. Применение высокоминерализованных растворов предотвращало заражение нефтяных пластов сероводородом. Основными составляющими апт-альб-сеноманских растворов, используемых в наших исследованиях, являлись катионы натрия и калия (10 222 мг/л), катионы кальция (517 мг/л), анионы гидрокарбоната (317 мг/л), анионы хлора (16 774 мг/л). Плотность воды при температуре 20 °С составляла в среднем 1,014 г/см³, кислотность – 5,0, общая жесткость – 393. Минерализация изменялась от 20 до 36 г/л, в среднем 28 г/л. Содержание твердых взвешенных веществ – 250 мг/л.

Разливы высокоминерализованных растворов из сеноманских пластов, которые используются для поддержания пластового давления, опасны для окружающей среды. В результате аварий происходит засоление почв и деградация растительного покрова.

В результате исследований влияния высокоминерализованных сеноманских растворов с концентрацией 50, 100 и 200 г/кг на сообщества почвенных нематод в естественных условиях выявлены изменения в количестве родов, трофической структуре и сезонной динамике численности (таблица 5).

Анализ представленных данных позволил заметить изменения в структуре сообществ. Наблюдалась элиминация пяти родов почвенных нематод в загрязненной почве с концентрациями сеноманских растворов 50 г/кг и 100 г/кг и шести родов при 200 г/кг. Отклонения от контрольных значений находились в диапазоне 20–23 %. Доминирующей группой почвенных нематод по количеству таксонов, как и в контрольных участках, являлись бактериотрофы.

Таблица 5 – Роды почвенных нематод при внесении различных концентраций сеноманских растворов

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы нематод	Значение по с-р шкале (Bonger, 1990)	Концентрация внесенного сеноманского раствора, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Coslenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Lelenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Filenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Plectus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Chiloplacus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Acrobeles</i>	Б	2	+	–	–	–
<i>Acrobeloides</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Panagrolaimus</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Eucephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchoides</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchus</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Heterocephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesodorylaimus</i>	П	5	+	+	+	+
<i>Eudorylaimus</i>	П	5	+	+	+	+
<i>Criconema</i>	Пр	3	+	+	+	–
<i>Paratylenchus</i>	Пр	2	+	+	+	+
<i>Cervidellus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesorhabditis</i>	Б	1	+	–	–	–
<i>Wilsonema</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Prismatolaimus</i>	Б	3	+	–	–	–
<i>Diphtherophora</i>	М	3	+	–	–	–
<i>Tylencholaimus</i>	М	4	+	+	+	+
<i>Clarkus</i>	Х	4	+	–	–	–
<i>Mononchus</i>	Х	4	+	+	+	+
<i>Tylenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
Всего родов			26	21	21	20
<i>Примечание:</i> Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – политрофы; Х – хищники.						

При действии сеноманских растворов из сообщества нематод элиминировались три рода бактериотрофов: *Prismatolaimus*, *Mesorhabditis*, *Acrobeles*. Рассматривая трофическую структуру нематод по численности каждой эколого-трофической группы, необходимо отметить доминирование трех групп: бактериотрофов,

нематод, ассоциированных с растениями, и микотрофов. Ассоциированные с растениями нематоды изменялись по численности без элиминации родов в зависимости от концентраций сеноманских растворов. Аналогичная ситуация характерна и для политрофов. Элиминация одного рода нематод (*Criconema*), паразитов растений, происходила при загрязнении опытного участка раствором с концентрацией 200 г/кг. Для остальных эколого-трофических групп характерна элиминация одного рода при исследуемых концентрациях сеноманских растворов. Следовательно, устойчивость к высокоминерализованным растворам реализуется в последовательности: нематоды, ассоциированные с растениями, бактериотрофы, политрофы, паразиты растений, микотрофы и хищники.

При загрязнении участков светло-серых лесных почв сеноманскими растворами различных концентраций отмечались изменения в сезонной динамике общей численности почвенных нематод (рисунок 8).

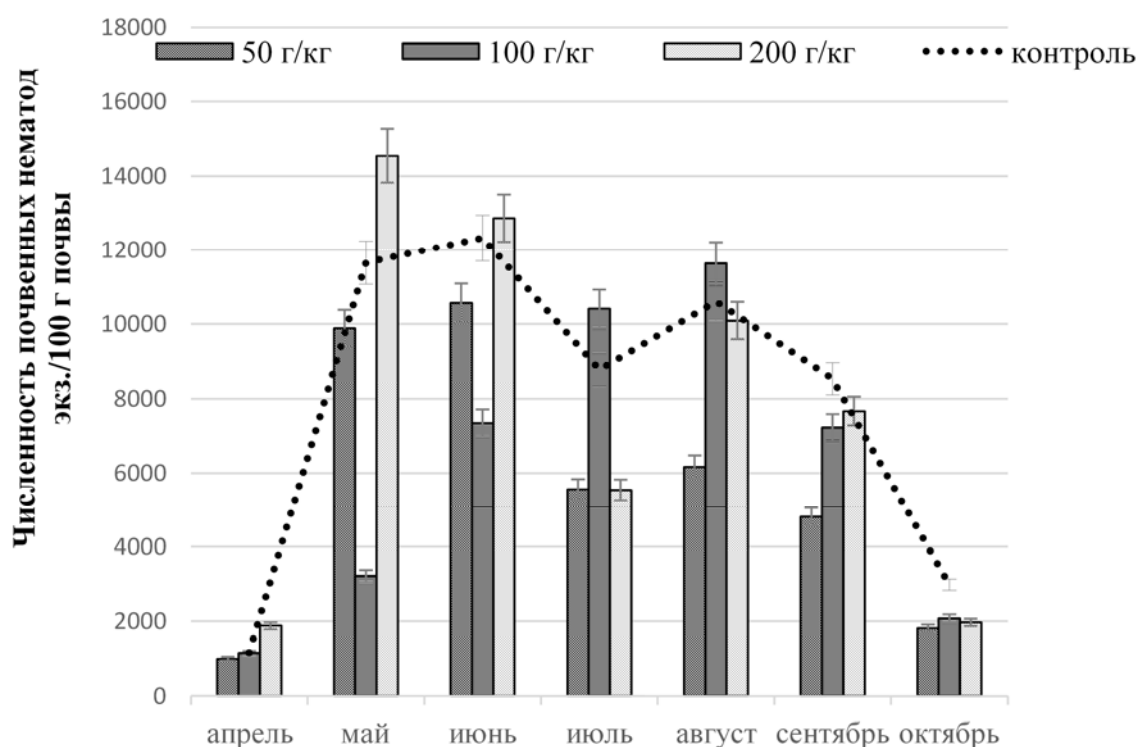


Рисунок 8 – Сезонная динамика общей численности почвенных нематод в весенне-осенний период при внесении минерализованных растворов на поверхность почвы

В зависимости от концентраций сеноманских растворов из сообществ нематод элиминируют 5–6 родов. При загрязнении поверхностного слоя почвы растворами с концентрацией 50 г/кг наблюдалось снижение общей численности нематод в июне на 12–15 %, в июле на 42–43 %. Для загрязнений с концентрацией растворов 100 г/кг характерно изменение сезонной динамики численности: двухвершинный подъем численности сменялся одновершинным с максимальными значениями в августе. При увеличении концентрации растворов до 200 г/кг общая численность почвенных нематод превышала контрольные значения. В трофической структуре по численности нематод можно выделить доминирование трех групп: бактериотрофы, нематоды, ассоциированные с растением, и микотрофы.

Необходимо отметить стимулирующее влияние минерализованных растворов на сообщества почвенных нематод при концентрации 200 г/кг, что проявлялось в повышении численности бактериотрофов в засоленных почвах из семейств *Cephalobidae*, *Panagrolaimidae*. В эколого-трофической группе ассоциированных с растениями нематод численность снижалась у *Coslenchus*, *Lelenchus*, *Filenchus*, *Tylenchus* благодаря низкой проницаемости кутикулы.

Необходимо отметить отсутствие пропорциональной зависимости изменения численности почвенных нематод от концентрации сеноманских растворов. Общие по типу изменения в динамике численности почвенных нематод наблюдались при концентрациях растворов 50 г/кг и 200 г/кг. При концентрации минеральных растворов 100 г/кг наблюдались нехарактерные изменения численности почвенных нематод различных трофических групп.

Численность сообществ нематод определялась двумя основными факторами: концентрацией загрязнителя, приводящей к элиминации неустойчивых видов, и интенсивностью заполнения экологической ниши устойчивыми к загрязнению видами. Вероятно, концентрация загрязнений 100 г/кг являлась пограничной и стимулировала размножение выживших видов почвенных нематод.

Наиболее негативное влияние на сообщества нематод в естественных условиях наблюдалось при внесении бензина. Фауна

почвенных нематод деградировала под действием автомобильного бензина. Отмечалось токсическое влияние бензина на сообщества дождевых червей, что подтверждалось изменениями в трофической структуре и плотности популяций. Внесение бензина на поверхность почвы приводило к снижению общей численности нематод. Бензин, используемый в исследованиях, являлся автомобильным с октановым числом 92, содержание свинца составляло не более 0,01 г/дм³, марганца не более 18 мг/дм³, массовая доля серы не более 0,05 %, объемная доля бензола не более 5 %, плотность при 15 °С от 725 до 780 кг/м³. На опытных площадках использовались следующие концентрации бензина: 50, 100 и 200 г/кг.

В первый месяц после загрязнений бензином общая численность нематод сократилась на 80 % по сравнению с контролем, во второй месяц – на 83 %. Двухвершинный подъем общей численности почвенных нематод, характерный для контрольной сезонной динамики, сменился одновершинным с максимальными значениями в июле. Таксономическое разнообразие почвенных нематод в загрязненных участках представлено в таблице 6.

Таблица 6 – Таксономическое представительство почвенных нематод при различной концентрации бензина в почве

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы (Yeates et al., 1993)	Значение по с-р шкале (Bongers, 1990)	Концентрация внесенного бензина, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Coslenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Lelenchus</i>	Аср	2	+	–	–	–
<i>Filenchus</i>	Аср	2	+	+	+	+
<i>Plectus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Chiloplacus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Acrobeles</i>	Б	2	+	–	–	–
<i>Acrobeloides</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Panagrolaimus</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Cephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchoides</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Aphelenchus</i>	М	2	+	+	+	+
<i>Heterocephalobus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesodorylaimus</i>	П	5	+	–	–	–

Окончание таблицы 6

Род почвенных нематод	Эколого-трофические группы (Yeates et al., 1993)	Значение по с-р шкале (Bongers, 1990)	Концентрация внесенного бензина, г/кг			
			0	50	100	200
<i>Eudorylaimus</i>	П	5	+	+	+	–
<i>Criconema</i>	Пр	3	+	–	–	–
<i>Paratylenchus</i>	Пр	2	+	+	+	+
<i>Cervidellus</i>	Б	2	+	+	+	+
<i>Mesorhabditis</i>	Б	1	+	+	+	+
<i>Wilsonema</i>	Б	2	+	+	–	–
<i>Prismatolaimus</i>	Б	3	+	–	–	–
<i>Diphtherophora</i>	М	3	+	–	–	–
<i>Tylencholaimus</i>	М	4	+	–	–	–
<i>Clarkus</i>	Х	4	+	–	–	–
<i>Mononchus</i>	Х	4	+	–	–	–
<i>Tylenchus</i>	Аср	2	+	–	–	–
Всего таксонов			26	16	15	14
<i>Примечание:</i> Аср – нематоды, ассоциированные с растениями; Б – бактериотрофы; М – микотрофы; Пр – паразиты растений; П – политрофы; Х – хищники.						

В зависимости от концентрации бензина количество таксонов изменялось от 7 до 16. Доминировали по численности нематоды *Acrobeloides*, *Chiloplacus*, *Aphelenchoides*, *Aphelenchus*, *Panagrolaimus*. В первый месяц после внесения автомобильного бензина на поверхность почвы структура сообществ нематод представлена двумя эколого-трофическими группами: бактериотрофами и микотрофами. В период исследования в сообществах восстанавливались нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, политрофы. Это, возможно, связано с испарением бензина с поверхности почвы и вымыванием его атмосферными осадками. Бензиновое загрязнение формировало одновершинный тип сезонной динамики численности. В зависимости от устойчивости к загрязнению бензином можно построить ряд устойчивых групп – это бактериотрофы, микотрофы, нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, политрофы, хищники.

Вероятно, трансформация сообществ почвенных нематод является механизмом адаптации к токсическому влиянию бензина.

Адаптация в сообществах нематод происходила по двум направлениям: элиминация неустойчивых к бензину видов, снижение сезонной численности выживших видов и повышение численности бактериотрофов и микотрофов в июле. Адаптивное повышение численности нематод микотрофов, как и бактериотрофов, связано с элиминацией неустойчивых к бензину видов и снижением конкуренции.

В лабораторных исследованиях установлены временные этапы адаптации сообществ почвенных нематод к нефтезагрязнениям, последовательно развивающиеся в течение месяца.

Первый этап наблюдался в течение четырех суток, характеризовался значительным снижением численности почвенных нематод и элиминацией неустойчивых родов. Из сообществ нематод элиминировались роды *Mesodorylaimus*, *Diphtherophora*, *Wilsonema*, *Eucephalobus*, *Acrobeles*, *Mesorhabditis*.

Второй этап – резистентности – включал восьмые, тринадцатые сутки, характеризовался частичным или полным восстановлением численности выживших родов почвенных нематод в зависимости от концентрации нефтезагрязнений.

Третий этап – стабилизация численности и формирование родового разнообразия сообществ нематод в условиях нефтезагрязнений – наблюдался в 15–24-е сутки. Наиболее устойчивыми к нефтезагрязнениям являлись группы нематод, ассоциированных с растениями, паразиты растений, бактериотрофы и микотрофы.

Изучение влияния сеноманских растворов на сообщества почвенных нематод в лабораторных условиях позволило рассмотреть адаптацию сообществ, развивающихся в направлении дифференцированной устойчивости различных групп. В течение первых четырех суток происходила элиминация неустойчивых к засолению почв нематод: *Wilsonema*, *Eucephalobus*, *Acrobeles*, *Mesorhabditis*, *Diphtherophora*. Выжившие почвенные нематоды дифференцировались на три группы: повышающие численность в исследованном диапазоне концентраций сеноманских растворов, снижающие численность, а также нематоды с колебательным характером адаптивных изменений численности. По степени устойчивости к минерализованным растворам таксономические группы нематод можно

рассмотреть в порядке убывания следующим образом: нематоды, ассоциированные с растениями, паразиты растений, микотрофы, бактериотрофы, политрофы, хищники.

При действии бензина в лабораторных условиях в течение первых четырех суток элиминировалось более 60 % (14 родов из 20) почвенных нематод. К восьмым суткам видовое разнообразие сократилось дополнительно на 2 рода, к тринадцатым – на 1 род и к 24-м суткам сообщество нематод перестало существовать при концентрации бензина 200 г/кг. Следовательно, основной отбор по устойчивости к бензину происходил в течение первых четырех суток. В последующие сутки наблюдался дифференцированный отбор в зависимости от концентрации и длительности влияния загрязнителя. Происходило выпадение колебательного типа адаптаций численности нематод. Наиболее устойчивыми родами почвенных нематод к бензину оказались *Chiloplacus*, *Acrobeloides* и *Aphelenchoides*.

Таким образом, в зависимости от интенсивности токсических факторов в сообществах почвенных нематод происходили адаптивные изменения по трем основным направлениям. Первая группа изменений связана с понижением численности и элиминацией неустойчивых к фактору видов нематод. Вторая группа изменений – повышение численности и видового разнообразия устойчивых видов. В третьей группе развивались колебательные процессы численности в период действия факторов. При повышении интенсивности действующих факторов колебательные процессы численности нарушались. На второй стадии устойчивые нематоды переходили в группу неустойчивых, снижали численность и элиминировались. На третьей стадии сообщество упрощалось до уровня сохранения пионерных видов или сменялось другим примитивным сообществом организмов [26]. Критическим уровнем концентрации нефти, нефтепродуктов и сеноманских растворов, при которых происходила элиминация нематод, стало 50 г/кг.

2.11 Раковинные амёбы – биоиндикаторы загрязнений нефтью, нефтепродуктами и минерализованными растворами

Раковинные амёбы – одноклеточные организмы, распространённые повсеместно в почвах, занимают важное место в трофических цепях почвенных биоценозов. Они устойчивы к антропогенным загрязнениям, относительно быстро размножаются, численность и видовое разнообразие сообществ амёб рассматриваются в качестве биоиндикаторов состояния почвенной фауны. В нефтезагрязнённых районах выживали микроорганизмы, грибы, раковинные амёбы и некоторые виды нематод. Хроническое влияние нефтезагрязнений приводило к элиминации неустойчивых видов тестаций в зависимости от концентрации нефти в почве. На основании проведённых исследований по хроническому влиянию нефтезагрязнений с концентрацией 10, 20, 50, 100 и 200 г/кг на сообщества раковинных амёб можно выделить некоторые общие зависимости в изменении структуры и численности сообществ [12].

Анализ данных (таблица 7) позволил заметить увеличение видового разнообразия раковинных амёб на 60-е сутки действия нефти по сравнению с седьмыми сутками. При концентрации 50 г/кг на 7-е сутки видовое разнообразие раковинных амёб представлено 12 видами, на 60-е сутки – 23 видами. При концентрации 100 г/кг на 7-е сутки наблюдается 10 видов, на 60-е сутки – 17 видов; при концентрации 200 г/кг на седьмые сутки выживали 8 видов, на 60-е сутки – 12 видов раковинных амёб. Наблюдаемая зависимость обусловлена снижением остаточной концентрации нефтезагрязнений. При концентрации нефти 10 и 20 г/кг количество видов амёб составляло 23, что соответствовало количеству видов в контроле. Критической концентрацией нефти в почве являлся уровень 50 г/кг, при котором начиналась элиминация неустойчивых к загрязнениям однокамерных родов тестаций.

Рассматривая полученные результаты, можно отметить, что в загрязнённой почве на 7-е и 60-е сутки преобладали раковинные амёбы родов *Plagiopyxis*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*, т. е. они являлись наиболее устойчивыми по сравнению с *Corytion*, *Trinema*, *Arcella*.

Устойчивость отмеченных трех родов (*Plagiopyxis*, *Centropyxis*, *Cyclopyxis*), вероятно, обусловлена строением раковинки, наличием второй камеры, которая используется при загрязнённости внешней среды.

Таблица 7 – Видовой спектр раковинных амёб в почвах суходольного луга при нефтезагрязнениях

Род раковинных амёб	Первоначальная концентрация нефти, г/кг											
	7-е сут.						60-е сут.					
	0	10	20	50	100	200	0	10	20	50	100	200
<i>Arcella catinus</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. elongata</i>	+	+	+	+	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Cyclopyxis eurystoma v. parvula</i>	+	+	+	+	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>C. kahli</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plagiopyxis penardi</i>	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+
<i>P. declivis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Heleopera petricola</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. sylvatica</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Hyalosphenia elegans</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. papilio</i>	+	+	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+
<i>Nebela collaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>N. tubulosa</i>	+	+	+		–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>E. compressa</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>E. ciliata</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Assulina muscorum</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	–	–
<i>Trinema lineare v. minuskula</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	+
<i>T. lineare</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>T. penardi</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	+
<i>T. complanatum</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>Corytion dubium</i>	+	+	+	–	–	–	+	+	+	+	+	–
<i>C. orbicularis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Динамика изменения численности амёб, устойчивых к влиянию нефти, свидетельствует о развитии трёх этапов адаптации: резистентности в 7-е, 14-е сутки, депрессии в 28-е, 62-е сутки и восстановления численности в 97–470-е сутки нефтезагрязнений.

Следовательно, селекция устойчивых к нефти популяций при исследуемом уровне загрязнённости происходила в течение 60–70 суток за период генерации 10–20 поколений. Необходимо отметить колебательный характер адаптивной популяционной изменчивости анализируемых групп тестаций. Повышение концентрации нефти до 100 г/кг приводило к доминированию депрессивной фазы в течение первых 76 суток с последующим восстановительным этапом. Амплитуда колебаний численности амёб значительно увеличивалась и была разнонаправленной в первые недели после внесения нефти, что характеризует напряжённость популяционных перестроечных процессов у различных представителей родов амёб. Наблюдалась десинхронизация в сезонных динамиках численности, которая стабилизировалась в начальный период восстановительного процесса.

В зависимости от длительности действия нефти можно выделить четыре стадии адаптации сообществ тестаций.

1. Период резистентности в течение первых шести суток, когда сохранялся исходный уровень численности амёб.

2. Стадия снижения численности и видового разнообразия сообществ, которая наблюдалась в течение последующих восьми суток и осуществлялась в колебательном режиме.

3. Репрессивная стадия цистирования и вымирания неустойчивых видов, при которой происходило значительное снижение численности и видового разнообразия простейших.

4. Восстановительная фаза, которая характеризовалась повышением численности и видового разнообразия амёб пропорционально разложению нефти и происходила в колебательном режиме.

При действии нефти происходило значительное снижение численности амёб с последующим периодом восстановления. Повышенные концентрации нефти оказывали влияние на длительность восстановительного периода простейших. Уровень влажности почв определял характер адаптивных реакций сообществ амёб к нефти. При высоком уровне влажности и покрытии почвенного слоя водой наблюдалось значительное сокращение численности всех видов раковинных амёб, обусловленное снижением кислорода

с последующим восстановлением пропорциональным повышению кислорода в почвенном слое.

При действии минерализованных сеноманских растворов, повышающих засоленность почв, также наблюдались изменения в сообществах раковинных амёб. Происходило сокращение их видового разнообразия при концентрации сеноманских растворов 100 г/кг в пределах трех видов (*Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris* и *Trinema complanatum*), при концентрации 200 г/кг – пяти видов. Следовательно, концентрацию растворов 100 г/кг можно рассматривать в качестве критической, приводящей к элиминации неустойчивых видов.

В результате проведённых исследований по влиянию нефтезагрязнений почв сухого луга на раковинных амёб установлено, что их устойчивость и выживаемость существенно зависят от морфологических особенностей – наличия двойной камеры в строении раковин. Виды двухкамерных амёб *Cyclopyxis arcelloides*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* характеризовались повышенной выживаемостью относительно однокамерных тестаций и способностью к быстрому восстановлению численности.

При увеличении концентрации растворов до 200 г/кг наблюдалось снижение численности раковинных амёб от 10 % до 50 % и элиминация неустойчивых видов. Элиминировались пять видов однокамерных амёб: *Trinema complanatum*, *Nebela collaris*, *Cryptodiffugia compressa*, *Trinema lineare*, в июне – *Eugly phalaevis*. Доминантные виды сохранили свое положение, их численность составляла 92 % от общего количества раковинных амёб.

Таким образом, на основании проведенных исследований по хроническому влиянию минерализованных растворов на сообщества раковинных амёб в естественных условиях можно считать, что видовое разнообразие сообществ в весенне-осенний период неоднородно. Типичными структурообразующими видами являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* с акростомным, плагиостомным, криптостомным и циклостомным типами строения раковинки. Наиболее

благоприятная область существования для всех видов амёб наблюдалась при концентрации внесения минерализованных растворов 50 г/кг.

Изменение видового разнообразия раковинных амёб при внесении различной концентрации бензина представлено в таблице 8.

Таблица 8 – Изменение видового состава раковинных амёб при внесении различной концентрации бензина

Виды раковинных амёб	Концентрации бензина, г/кг			
	0	50	100	200
<i>Euglypha anodonta</i>	+	+	+	+
<i>Chlamydomphrys minor</i>	+	+	+	
<i>Phryganella acropodia</i>	+	+	+	+
<i>Cryptodifflugia compressa</i>	+	+		
<i>Cyclopyxis arcelloides</i>	+	+	+	+
<i>Nebela dentistoma</i>	+	+	+	+
<i>Nebela militaris</i>	+	+	+	
<i>Nebela lageniformis</i>	+	+	+	
<i>Nebela collaris</i>	+	+		
<i>Centropyxis vandeli</i>	+	+	+	+
<i>Plagiopyxis glyphostoma</i>	+	+	+	+
<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	+	+	+	+
<i>Euglypha laevis</i>	+	+	+	+
<i>Trinema lineare</i>	+	+	+	
<i>Trinema complanatum</i>	+	+		
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+

Анализ разнообразия раковинных амёб при хроническом действии бензина позволил выявить снижение количества видов при концентрациях 100 г/кг и 200 г/кг. При концентрации 100 г/кг элиминировались 3 вида: *Cryptodifflugia compressa*, *Nebela collaris*, *Trinema complanatum*. При концентрации 200 г/кг наблюдалась элиминация семи видов тестаций: *Chlamydomphrys minor*, *Cryptodifflugia compressa*, *Nebela militaris*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema lineare*, *Trinema complanatum*. Все элиминирующие виды раковинных амёб относились к однокамерным и характеризовались низкой численностью популяций в контрольных условиях.

Критическая концентрация бензина составляла 100 г/кг, при которой происходила гибель неустойчивых тестаций.

При увеличении концентрации бензина до 200 г/кг наблюдалось снижение численности раковинных амёб на 50–70 % и элиминация неустойчивых видов. Виды однокамерных раковинных амёб *Nebela collaris*, *Cryptodiffugia compressa*, *Trireme complanatum*, *Trinema lineare* вымирали. Вид *Nebela lageniformis* наблюдался только в летний период, в осенний период элиминировался. В сентябре элиминировался вид *Chlamydophrys minor*.

Следовательно, на основании выполненных исследований по хроническому влиянию бензина на сообщества раковинных амёб в природных условиях можно считать, что видовое разнообразие изученных сообществ в весенне-осенний период неоднородно. Типичными структурообразующими видами являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Centropyxis vandeli*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* с акростомным, плагиостомным, криптостомным и циклостомным типами строения раковинки, что обусловлено формированием внутренней камеры, которая усиливает изоляцию цитоплазмы относительно внешней среды. Раковинные амёбы цистируются и переходят в активное состояние при более высоком уровне влажности, чем другие представители населения почв, например нематоды и коловратки, причем время реактивации зависит от продолжительности предшествовавшего периода сухости.

Выявлены неустойчивые к бензину виды однокамерных амёб: *Chlamydophrys minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela militaris*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema complanatum*, *Trinema complanatum*, отсутствие которых в типичных местообитаниях может использоваться при биоиндикации загрязнений почв бензином.

Действие дизельного топлива изучалось в естественных условиях в течение пяти месяцев (с апреля по октябрь) с концентрациями 50, 100 г/кг почвы при параллельном контроле. Видовой спектр раковинных амёб в зависимости от разной концентрации дизельного топлива неоднороден. Раковины обнаруженных видов амёб относились к пяти морфологическим типам, имеющим однокамерное строение раковинки, и двухкамерное, обуславливающее

дополнительную изоляцию цитоплазмы относительно внешней среды.

Анализ видового разнообразия раковинных амёб при хроническом влиянии дизельного топлива позволил заметить снижение количества видов при концентрации дизельного топлива 100 г/кг. Снижение численности для разных видов наблюдалось с первых месяцев загрязнения дизельным топливом и сохранялось в течение периода наблюдений (весенне-осенний сезон). С апреля элиминировались виды *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela collaris*, относящиеся к однокамерному морфотипу раковин. Виды *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Nebela militaris*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila* сохранили свое положение в роли доминантов. Высокая численность наблюдалась в апреле-мае у вида *Phryganella acropodia* – 90 тыс. экз./г.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно считать, что хроническое влияние дизельного топлива на сообщества раковинных амёб снижало численность и видовое разнообразие в зависимости от концентрации дизтоплива. Был построен ряд видов раковинных амёб по степени их устойчивости к загрязнению почв дизтопливом. Наиболее устойчивыми видами, численность которых не изменялась за период наблюдений, являлись *Phryganella acropodia*, *Cyclopyxis arcelloides*, *Nebela dentistoma*, *Nebela militaris*, *Plagiopyxis glyphostoma*, *Cyclopyxis eurystoma*, *Centropyxis aerophila*. Устойчивость видов к действию токсикантов обусловлена морфологическими особенностями – двухкамерностью в строении раковин тестаций, позволившим им выживать в условиях повышенной загрязнённости окружающей среды. Менее устойчивыми к влиянию дизельного топлива стали однокамерные амёбы *Euglypha laevis*, *Euglypha anodonta*, *Trinema lineare*, численность которых использовалась при биоиндикации нефти и нефтепродуктов.

Выявлены неустойчивые к действию дизельного топлива виды однокамерных раковинных амёб: *Chlamydomphrys minor*, *Cryptodiffugia compressa*, *Nebela lageniformis*, *Nebela collaris*, *Trinema*

complanatum и *Centropyxis vandeli*, которые можно использовать при биоиндикации уровня загрязненности почв.

Можно сделать вывод, что загрязнение почвы нефтью, нефтепродуктами и минерализованными растворами оказывает негативное влияние на видовое разнообразие и численность сообществ раковинных амёб. Наиболее опасными для жизнедеятельности амёб являлись дизельное топливо, бензин, нефть и солевые растворы.

2.12 Гидробионты – биоиндикаторы нефтяных загрязнений

В районах добычи нефти и газа постоянно существует опасность влияния нефтезагрязнений на водоёмы [5]. Нефть и нефтепродукты относятся к числу наиболее распространенных и опасных загрязняющих веществ. Токсичностью и мутагенностью обладают водорастворимые фракции нефти, в состав которых входят полициклические ароматические углеводороды. Действие нефти и нефтепродуктов многопланово: поверхностная пленка нефти задерживает диффузию газов из атмосферы в воду, нарушает газовый обмен водоемов, создает дефицит растворенного в воде кислорода. Нефтяные продукты и их производные, осаждаясь на дно, оказывают токсическое действие на бентосные организмы. Нефтяное загрязнение отрицательно сказывается на качестве воды и условиях обитания гидробионтов. При оценке последствий загрязнения нефтью водоемов необходимо учитывать реакции биологических систем на эти загрязнения. Беспозвоночные являются обязательным компонентом в экосистеме природных водоемов. Наиболее опасна нефть для организмов, находящихся на ранних стадиях развития.

Для водных экосистем их устойчивость в условиях токсического действия определяют тремя основными факторами:

- 1) эластичностью – адаптивностью к высокой вариабельности факторов окружающей среды;
- 2) выносливостью – структурное и функциональное изобилие в экосистемах;

3) самоочищающейся способностью, которая характеризуется гидрологическими свойствами (разведение, перемешивание), а также биогеохимическими (аккумуляция, сорбция, инактивация, седиментация) и другими факторами.

Нефтяные углеводороды в концентрации от 0,05 мг/л до 0,5 мг/л не влияли на выживаемость организмов, если их токсическое действие не усиливалось действием других факторов.

Рассмотрим устойчивость и чувствительность гидробионтов по отношению к нефтезагрязнениям [27].

LC 50 – летальные концентрации, г/кг	ПК – пороговые концентрации, г/кг
1. Макрофиты 50,0–64,0	1. Хирономиды 2,00
2. Олигохеты 18,0	2. Макрофиты 0,90
3. Карп (сеголетки) 18,0	3. Карп (мальки) 0,32
4. Хирономид 10,0–13,5	4. Простейшие 0,30
5. Моллюски 7,8	5. Олигохеты 0,14
6. Простейшие 6,0	6. Микроорганизмы 0,10
7. Карп (мальки) 2,0	7. Моллюски 0,05
8. Ракообразные 0,23–1,25	8. Ракообразные 0,04
9. Осетр (предличинки) 0,8 (эмбрионы) 0,06	9. Осетр 0,03

Наиболее чувствительными к нефтезагрязнениям являются эмбрионы и личинки осетра, ракообразные, моллюски, микроорганизмы, олигохеты, простейшие, мальки карпа, макрофиты и хирономиды. Наблюдаемые эффекты действия нефти в составе донных отложений на гидробионтов зависят от концентрации токсикантов:

– нефть в концентрации 0,025–0,1 г/кг – стимуляция сапрофитных и нефтеокисляющих микроорганизмов, одновременное торможение роста амфипод, личинок рыб и регенерация червей, нарушение метаморфоза у хирономид и интенсивности дыхания у моллюсков и личинок карпа. Изменялась частота сердечного ритма и синхронность развития эмбрионов осетра. Происходила смена видов хирономид – замена мелких форм на крупные устойчивые виды рода *Chironomus* и массовое развитие олигохет;

– концентрация нефти 0,12–1,00 г/кг – повышение численности нефтеокисляющих микроорганизмов и снижение доли сапрофитов, плодовитости ракообразных и моллюсков. Увеличивалась скорость деления простейших, прирост длины и массы ракообразных, хирономид, моллюсков, червей, рыб. Начиналась гибель ракообразных, эмбрионов и личинок рыб;

– концентрация нефти более 5,0 г/кг – у выживших организмов (ряска, элодея, хирономиды, дрозофилы) увеличивалось число хромосомных aberrаций. Происходили нарушения водно-солевого обмена у моллюсков, биохимических, гематологических и гистологических показателей у рыб. Повышались аномалии развития у эмбрионов и личинок осетра, хирономид и дрозофил.

Следовательно, шкалу видовой разнообразия гидробионтов можно использовать при биоиндикации уровня нефтезагрязнений водоемов.

Рассмотрим аквариумных рыб гуппи в качестве биоиндикаторов загрязненных нефтью и нефтепродуктами водоемов.

Гуппи – *Pecilia reticulata* – заселяют стоячие водоемы Средней Азии и Америки и могут использоваться для биоиндикации в нефтедобывающих районах. В лабораторных условиях исследовалось влияние нефти, бензина и сеноманских растворов на молодь гуппи *Pecillia reticulata*. Для получения молодежи отбирались производители не старше двух лет и помещались в общий аквариум для спаривания. После окончания нереста самки изолировались.

Первая серия опытов посвящалась исследованиям влияния нефти на развитие рыб. В качестве загрязнителя использовалась нефть Лугинецкого месторождения, плотность которой составляет 0,7754 г/см³. По своему составу нефть содержит: 0,3 % серы общей, 0,14 % массовой доли воды, 2,8 % массовой доли парафина, менее 2,0 ppm массовой доли сероводорода и менее 1,0 ppm органических хлоридов. В аквариумы объемом 5 л вносилась нефть с концентрацией 0,1; 0,3; 0,5; 0,8 мл/л. В аквариумы помещалось по 10 экземпляров молодежи гуппи *Pecillia reticulata*.

Во второй серии опытов исследовалось влияние бензина на развитие гуппи. Был выбран бензин АИ-95, имеющий плотность 0,750 г/см³, содержание серы общей не более 0,05 %, объёмную

долю бензола не более 5 %, концентрацию фактических смол не более 5 мг/100 см³, содержание свинца 0,010 г/дм³. В аквариумы объемом 5 л вносился бензин с концентрацией 0,1; 0,3; 0,5; 0,8 мл/л. В аквариумы помещалось по 10 экземпляров молодых гуппи *Pecillia reticulata*.

При концентрации нефти 0,3 мл/л погибло 10 % рыб, при 0,5 мл/л – 20 % экземпляров, при концентрации 0,8 мл/л – 20 % мальков. Наблюдались морфологические изменения в развитии рыб: искривление позвоночника, недоразвитие жабр, повреждения в области плавников, аномалии головного отдела, пониженная активность и отставание в развитии. При небольших концентрациях нефти отмечались искривления позвоночника, деформации головного отдела и плавников. Помимо токсичного эффекта, нефть также опасна тем, что покрывает поверхность воды масляной пленкой.

Результаты исследований по влиянию бензина на рыб показали, что выход мальков Гуппи *Pecilia reticulata* в контроле и во всех вариациях опыта начался в первые сутки эксперимента. Количество выжившей молоди составляло от 70 до 100 % в зависимости от концентрации бензина. Мальки контрольной серии выживали все, без видимых внешних патологий. Анализ данных выявил изменения в поведении, численности, морфологии гуппи при различных концентрациях бензина.

Следовательно, при невысоких концентрациях бензина (0,1 и 0,3 мл/л) наблюдалось отставание в развитии, деформация плавников и чешуи рыб. При концентрациях 0,5 и 0,8 мл/л происходило искривление позвоночника, деформация головного отдела, а также плавников и жабр.

Можно сделать вывод, что влияние нефтезагрязнений на развитие рыб приводило к морфологическим патологиям развития *Pecillia reticulata* – изменениям черепа, туловищного, хвостового отделов, повреждению дыхательных путей и плавников. Аномалии плавников встречались в 30 % случаев при загрязнении бензином и в 35 % при загрязнении нефтью. Отставание в развитии относительно контрольных особей наблюдалось в 25 % случаев.

Нефть и бензин приводили к нарушениям развития и гибели мальков, замедлению роста. Наименее устойчивы гуппи к различным токсичным воздействиям в стадии раннего онтогенеза при переходе на активное питание. В качестве основной регистрируемой тест-функции использовалась выживаемость как интегральная характеристика жизнеспособности мальков гуппи. В связи с этим рекомендовано использовать переносные аквариумы с мальками рыб гуппи в качестве биоиндикаторов нефтезагрязненности водоемов.

2.13 Моллюски как биоиндикаторы антропогенных загрязнений

Моллюски являются важным компонентом в системе самоочищения рек, прудов, озер. О роли моллюсков как организмов-биоиндикаторов природных вод, подверженных антропогенной нагрузке, свидетельствуют результаты исследований многих ученых. Моллюски (катушки, перловицы, беззубки утиные) обитают только в водоемах с чистой водой. Битиния, горошина, лужанка, прудовик, перловица вздутая, физа – в водоемах со слабозагрязненной водой, шаровка роговая предпочитает водоемы или их участки с умеренными загрязнениями.

С одного квадратного метра дна водоема за сутки моллюски фильтруют до 280 м³ воды. В результате действия растворов с содержанием нефти 10 мл/л через час наблюдались изменения в синтезе белка. У байкальских амфипод отмечено снижение, у моллюсков – увеличение уровня содержания белков теплового шока. Полученную зависимость использовали при экспресс-оценке наличия в воде нефти. Проходя через организм мидий, углеводороды нефти претерпевают качественные и количественные изменения по сравнению с трансформацией нефти в морской воде. Накопление углеводородов мидиями зависело от нескольких факторов: степени исходного загрязнения; физиологического состояния, связанного с отсутствием или недостатком питательных веществ; химического спектра углеводородов в нефтяных загрязнениях и нефтепродуктах. Моллюски способны длительное время сохранять в своем теле нефть. Выявлены различия в накоплении моллюсками

нефтяных углеводородов разных месторождений, отличающихся химическим составом компонентов. Особенно интенсивно аккумулируются в их жировой ткани нефть, полихлорбифенилы, пентахлорбензол и другие компоненты.

При содержании в воде нефти с концентрациями 1 мл/л и 2 мл/л в лабораторных условиях наблюдались изменения в поведении пресноводных моллюсков вида *Planorbarius corneus*. Через 11 суток происходила частичная гибель моллюсков (концентрация нефти 2 мл/л). При добавлении в воду нефти с концентрацией 4 мл/л в первые двое суток численность моллюсков оставалась без изменений. В то же время повышалась их потребность в кислороде, что стимулировало двигательную активность. На третьи сутки отмечалось сокращение численности –50 % особей элиминировалось. Нарушения физиологических систем приводили к полному вымиранию всех особей к четвертому дню действия нефти. Концентрация нефти 8 мл/л являлась критичной для моллюсков: отмечалось снижение двигательной активности и выпадение из раковин мягких тканей моллюсков, что свидетельствовало о необратимых физиологических процессах. В первые часы после добавления нефти численность особей снизилась на 40 %. На третьи сутки отмечена 70-процентная гибель моллюсков. Постоянное пребывание моллюсков в верхних слоях воды являлось показателем нехватки кислорода. Токсическое влияние нефти приводило к плотному закрытию створок раковины моллюсков на четвертые сутки опыта, что можно рассматривать как специфическую стресс-реакцию на нефть.

При хроническом внесении нефти исследовалась адаптация моллюсков к нефтезагрязнениям. Результаты постепенного увеличения концентрации нефти на 0,5 мл/л за сутки показали, что адаптация к загрязнению осуществлялась в течение трёх суток. Элиминация неадаптированных особей происходила на четвертые сутки после внесения нефти. При постепенном повышении концентрации нефти увеличивался период выживаемости моллюсков. Гибель всех особей отмечалась на десятые сутки без внесения дополнительного количества нефти. Следовательно, при постепенном внесении нефти ее действие на организм моллюсков менее токсично, чем при разовой высокой концентрации [11].

При действии нефти на личиночные стадии пресноводных моллюсков наблюдалась дифференцированная устойчивость этапов онтогенеза. При влиянии нефти на икру моллюсков на первой стадии эмбрионального развития (дробления) происходило замедление ее развития в два раза до личиночной стадии трохофоры независимо от концентрации нефти. Повышенная концентрация нефти (8 мл/л) замедляла развитие в два раза при действии на личиночной стадии велигера. На стадии оседания замедление в развитии при действии нефти составило 20 %. Необходимо отметить, что при всех исследованных концентрациях нефтезагрязнений наблюдалась гибель молодых особей в пределах 20 %. Однако концентрация нефти 1 мл/л практически не оказывала влияния на развитие моллюсков. При концентрации 4 мл/л наблюдалось увеличение периода выхода из оболочки яйца и сокращение численности моллюсков на 6 % относительно контрольных кладок. Концентрация нефтезагрязнений 8 мл/л приводила к увеличению длительности развития на стадиях оседания и выхода личинок из оболочки яйца, численность молодых моллюсков сокращалась на 10 %.

При помещении кладок на стадии оседания в среду с концентрациями нефти 1–4 мл/л существенных отклонений в длительности выхода личинок и из кокона не наблюдалось, при концентрации 8 мл/л выход молоди задерживался и продолжался в течение 8 дней. Наблюдаемая гибель личинок связана с поеданием мягких, омертвевших тканей моллюсков простейшими.

При хроническом влиянии нефти на моллюсков процесс развития от нереста до выхода из кладки личинки отличался: из всей кладки оставалось 17 икринок, 4 капсулы оказались пустыми. По окончании формирования эмбриона жизнеспособными остались 9 особей. Следует отметить, что количество отложенных кладок и число содержащихся в них капсул было меньше контрольных. Интервал между кладками составил 7–10 дней больше по сравнению с контролем. Различие в развитии кладок, вероятно, вызывалось повышенной уязвимостью личинок при хроническом влиянии нефти.

В серии опытов исследовалось также влияние нефтепродуктов (бензина и дизельного топлива) на поведение и развитие моллюсков *Marisa cornuarietis*. Анализ поведения взрослых моллюсков

выявил, что при концентрациях бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л на 10-й минуте после внесения бензина увеличилась дыхательная активность моллюсков, наблюдалась повышенная потребность в кислороде, что стимулировало двигательную активность. На 30-й минуте при концентрации бензина 0,5 мл/л моллюски находились в донной толще воды, признаков движений не наблюдалось. При концентрации 1 мл/л у моллюсков сохранялась высокая двигательная активность. При концентрациях бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л на вторые сутки отмечалось снижение их двигательной активности, связанной с защитной реакцией особей на загрязнение водной среды бензином. На четвертые сутки у 60 % моллюсков проявлялась двигательная активность, но 40 % особей находилось в донной толще без признаков движения.

На седьмые сутки при концентрации бензина 0,5 мл/л погибало 40 % моллюсков, при концентрации 1 мл/л – 60 %. При таких концентрациях бензина выжившие моллюски находились в верхней части аквариумов в поисках кислорода. На восьмые сутки моллюски находились в угнетенном состоянии и не передвигались. Выжившие моллюски на 12-е сутки пытались покинуть область загрязнений, у них повышалась дыхательная деятельность. Таким образом, концентрации бензина 0,5 мл/л и 1 мл/л не являлись критическими – 40 % особей выживало. При концентрации бензина 2 мл/л на 12-е сутки погибали все.

Реагирование исследуемых моллюсков на действие дизельного топлива аналогично наблюдаемым реакциям при действии бензина. При концентрации дизельного топлива 0,5 мл/л численность моллюсков снижалась на 20 % в девятые и двенадцатые сутки последействия. При концентрации дизельного топлива 1 мл/л численность моллюсков снижалась на 40 % и 50 % на шестые и девятые сутки хронического влияния. Концентрация дизельного топлива 2 мл/л являлась критической для моллюсков, на восьмые сутки погибали все особи. Негативные изменения в поведении и смертность моллюсков наблюдались в более ранний период: в 5–6-е сутки последействия, что указывает на выраженное влияние дизельного топлива.

Следовательно, поведение моллюсков может использоваться при биоиндикации степени загрязнения воды. Переносные аквариумы с моллюсками применялись для определения степени загрязненности нефтепродуктами природных водоемов в районах нефтедобычи.

Контрольные вопросы

1. Дождевые черви как биоиндикаторы техногенных загрязнений почв.
2. Инфузории – биоиндикаторы антропогенных загрязнений.
3. Раковинные амебы – биоиндикаторы нефтезагрязнений.
4. Гидробионты – биоиндикаторы антропогенных загрязнений.
5. Прогнозирование экологических катастроф.
6. Методы биотестирования.
7. Эмбриональные методы диагностики.
8. Генетические методы оценки состояния среды.
9. Биопрогнозирование антропогенных катаклизмов.
10. Медико-социальная шкала.
11. Экологическая шкала.
12. Биомониторинг природной среды.
13. Основные реакции биосистем при антропогенном влиянии.

3 БИОИНДИКАЦИЯ ФИЗИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

3.1 Тепловое загрязнение среды

К физическим загрязнениям относятся тепловые, электромагнитные, радиоактивные и другие виды. Тепловое загрязнение среды появляется в результате избыточного тепла, получаемого при использовании искусственных источников энергии. Избыточное тепло существенно влияет на энергетический баланс экосистем. Нагревание речных вод уже в ближайшее время станет чрезмерным, если они будут по-прежнему использоваться для охлаждения конденсаторов электростанций в системах с открытым циклом. Расчеты показывают, что к 2030 г. во Франции при сохранении сложившихся темпов роста производства электроэнергии температура воды всех рек увеличится примерно на 10 °С при условии охлаждения воды в системах с открытым циклом. Потребность США в пресной воде для производства электроэнергии атомными станциями составит в 2030 г. 40 % всех поверхностных проточных вод этой страны.

Температура – один из важнейших факторов, влияющих на выживание растений и животных. Для каждого вида существует свой интервал температур, порою довольно узкий, который наиболее благоприятен для их обитания. Большинство водных организмов имеет температуру тела, близкую к температуре окружающей воды. Организмы, которые неспособны перемещаться, – растения, взрослые устрицы – находятся в полной зависимости от внешней температуры. Дополнительное тепло от электростанции нередко превышает температурный порог нормального существования организмов. Повышение температуры приводит к уменьшению концентрации кислорода в воде, активизации процессов брожения в загрязненных водоемах, уменьшается содержание растворенного азота и углекислого газа.

Нагревание воды снижает видовое разнообразие флоры и фауны водоемов. Увеличение температуры воды на 10 °С снижает в 2,5 раза видовое разнообразие диатомей. С повышением температуры может происходить смена видов: при 25 °С диатомовые

водоросли заменяются хлорофитами, последних вскоре заменяют сине-зеленые водоросли, которые аккумулируют токсические вещества. У хладнокровных животных при повышении температуры воды на 10 °С увеличивается в 2 раза скорость метаболизма. Тепловая гибель рыб – сравнительно редкое явление, но менее очевидные эффекты имеют более серьезные последствия, в частности, температура существенно влияет на репродуктивные функции. Например, форели необходимы низкие температуры воды летом для формирования яйцеклеток и спермиев. Взрослые особи способны выжить в теплой летней воде, но не будут размножаться. Еще один эффект действия высоких температур состоит в том, что рыбы оказываются неспособными находить пищу и погибают. В поведении рыб под действием теплового шока происходили непонятные изменения, позволяющие хищникам легко хватать их. Рыбы, подвергшиеся тепловому шоку, оказывались более чувствительными к болезням. Кроме того, при тепловом загрязнении повышается активность паразитирующей фауны. В конечном итоге все тепловые эффекты ведут к уменьшению видового разнообразия животных организмов в водоемах.

3.2 Биоиндикация электромагнитных загрязнений

Интенсивно увеличивающийся уровень электромагнитных полей вызывает беспокойство не только у специалистов. Появление большого количества телевизионных каналов, компьютерных сетей, сотовых телефонов и других электронных средств связи привело к созданию в последние 70 лет новой электромагнитной среды, не характерной для биосферы.

Известно, что эволюция биосферы на протяжении 3,5 миллиардов лет проходила в естественном низкочастотном диапазоне электромагнитных полей (ЭМП). Современное антропогенное повышение электромагнитного фона происходило в высокочастотном и сверхвысокочастотном диапазонах частот.

Рассмотрим новую, созданную человеком электромагнитную среду [10]. Электромагнитные поля промышленной частоты 50–

60 Гц, которые излучаются подстанциями, электроустановками, линиями электропередач, занимают до 5 % поверхности суши. Сформировавшиеся волны без существенного затухания многократно огибают Землю, суммируясь друг с другом и создавая самые причудливые конфигурации по напряженности и частоте. ЭМП, превышающие естественный фон в 100 и 1000 раз, неоднократно огибают Землю благодаря наличию волновода «Земля – ионосфера». Телевизионные антенны в каждом городе излучают ЭМП в высокочастотном диапазоне в зависимости от своей мощности и облучают жилые дома. Метрологические, обзорные, авиационные и военные радиолокационные станции излучают в диапазоне $3 \cdot 10^9 - 3 \cdot 10^{11}$ Гц.

Каждое государство с помощью радиолокационных станций отслеживает свои воздушные границы при взаимообразном облучении территории друг друга. Станции наведения баллистических ракет и системы ПВО ежедневно осуществляют боевое дежурство в сверхвысоком диапазоне частот. Спутниковое телевидение, сотовая телефония, коротковолновые передатчики служебного и личного пользования создают электромагнитный смог, который пронизывает всю биосферу и повышается с каждым годом. Естественно, что экологическая оценка ЭМП возможна только по уровням их интенсивности между различными районами.

Наиболее высокий уровень и широкий частотный диапазон ЭМП концентрируется в больших городах, где электромагнитные поля влияют на психику людей, стресс-уровень, появление онкологических заболеваний и т. д. Можно говорить об «электромагнитной наркомании» – допинговой, стрессирующей дозе ЭМП, без которой трудно объяснить телефономанию, телевизороманию и компьютероманию. Широкое использование компьютерной техники создало угрозу комплексного облучения ЭМП молодого подрастающего поколения и наиболее интеллектуальной части человечества. При работе дисплеев совместно с излучением оптического диапазона генерируются электростатические поля, ультразвук и ЭМП радиочастотного диапазона. При сравнительно небольшой общей энергии радиочастотная область дисплеев характеризуется широким спектральным диапазоном (10 кГц – 26 ГГц).

Хроническое влияние ЭМП дисплеев приводит к развитию функциональных расстройств: головных болей, утомляемости, нарушению артериального давления, катарактам, кожным поражениям в виде зудящей сыпи и шелушения на лице.

При оценке экологической роли ЭМП используется гигиенический подход, основанный на определении биологической эффективности условно выделенных частот для организма человека. Влияние таких полей на организм человека относится к неблагоприятным в тех случаях, когда физиологические отклонения при воздействии статистически достоверно отличаются от контрольных вариаций и превышают пределы $\pm 26\%$ колебаний показателей для данного периода года. К неблагоприятным изменениям относятся и стойкие, сохраняющиеся в течение месяца отклонения, находящиеся в пределах физиологической нормы; скрытые нарушения равновесия организма с внешней средой типа сужения адаптационных возможностей, выявляемые при помощи функциональных проб. Следовательно, при гигиеническом нормировании ЭМП оценочными критериями их действия на организм являются функциональные компенсаторные изменения. В случае когда уровень влияния поля приводил к патологическим нарушениям, вводились регламентации по сокращению времени пребывания человека в аналогичных условиях. Необходимо отметить, что в экологических условиях ЭМП действуют постоянно, хронически, разрушая наиболее неустойчивые виды организмов.

Все электрические поля в водной среде распространяются в виде токов различной частоты. Максимальное значение силы тока отмечалось при пересечении линиями электропередач (ЛЭП) рек, озер и других водоемов. Негативное влияние электромагнитного излучения наблюдалось на нерестилищах, так как икра очень чувствительна к действию электрического тока. Существенный вклад в электромагнитное загрязнение вносит электрокоррозионная защита нефтепроводов и газопроводов, нарушающая миграции проходных и полупроходных видов рыб.

Биологические эффекты влияния переменных электрических полей ЛЭП проявляются в виде нарушений миграционного и нерестового поведения, преждевременного выброса икры и сперма-

тозоидов, стресса. Нарушения состояния рыб, естественного хода их миграций и нереста снижают воспроизводительную функцию, понижают численность потомства. В процессе подъема из Обской губы на нерестилища более 50 % мигрирующих особей вынуждено преодолевать преграды. Проведенные исследования указывают на серьезную необходимость изучения хронического влияния электрического тока и электромагнитных полей ЛЭП-СВН, пересекающих водные биоценозы, на поведение, миграцию и размножение промысловых и ценных пород рыб.

Под ЛЭП-500 наблюдались отклонения в поведении птиц и животных. Электромеханические эффекты на покровах возникают в электрических полях и у позвоночных животных. Такой способ восприятия низкочастотных электрических полей характерен для многих позвоночных, в том числе и человека, а также для растений, угнетая их рост и развитие, нарушая естественную ориентацию стебля.

Влияние электрических полей ЛЭП-500 на растения и животных подтверждается рядом наблюдений. Мелкие птицы облетали токонесущие провода на расстоянии около 1 м. Крупные птицы делали иногда присадки на токонесущий провод, но никогда на него не садились. Под проводами ЛЭП в скворечниках уменьшалась величина кладки яиц, увеличивалась эмбриональная и постэмбриональная смертность, изменялась динамика развития птенцов, что приводило к снижению успешности гнездования на 8–12 %. Кровососущие комары меньше нападали на человека. У мышиноного горошка повышалась на 16 % частота встречаемости недоразвитых соцветий и на 15–27 % чаще нарушается микроспорогенез. Наблюдались случаи тератогенеза растений девясила и гравилата под ЛЭП-500. Отмечались эллипсоидные движения у тычинок ряда цветков, растущих под проводами. Электрические поля ЛЭП влияли на характер движения летающих насекомых, которые, попадая в зону 30–50 см от проводов, изменяли направление полета, залетая под провода, теряли способность к полету и падали вниз. Наиболее вероятной причиной всех отмеченных феноменов является механоэлектрический эффект. Кроме того, наблюдались изменения в поведении пчелиной семьи. Рабочие особи в ульях под ЛЭП

возбуждались, повышался звуковой фон гнезда, увеличивалась на 1–2 градуса температура воздуха в улье, что приводило к повышению в 3–6 раз концентрации CO₂. Повышалась агрессивность пчел, падал медосбор. При строительстве сот повышались прополисование улья и частота роения, происходило снижение веса фуражиров и увеличение их смертности. Вынос ульев за пределы ЛЭП и экранирование их заземленной металлической сеткой ослабляли негативное влияние, что являлось существенным доказательством отрицательного влияния переменного электрического поля на семейную жизнь пчел.

Антенны, которыми воспринимают электрические поля пчелы, тараканы, комары в качестве специализированного механорецепторного органа участвуют в анализе среды при выборе направления движения. Антенны отличаются не только разной чувствительностью к деформациям, но и способностью различать воздействия по силе. Джонстонов орган, воспринимающий отклонение антенны у комаров в низкочастотном диапазоне, обладает чувствительностью порядка 5–10 дБ. Представители данной группы способны к восприятию градиентов электрических полей (ЭП) и их вектора и избегают пространства с высокими напряженностями поля. У крыльев, которыми воспринимают поля дрозофилы, функция рецепции, видимо, выражена слабее. Мушки оказались неспособными определять вектор нарастания напряженности с градиентом порядка 200 В/см² и без видимых задержек в пространстве с полем замедляют двигательную активность.

Следовательно, поведение насекомых в постоянных и переменных электрических полях является хорошим тестом при биоиндикации техногенных ЭМП.

3.3 Биоиндикация радиочастотных электромагнитных загрязнений

Радиочастотные излучения представляют реальную экологическую опасность. ЭМИ действуют постоянно и практически на всё население, включая детей и юношей, женщин разного возраста, в том числе на беременных и больных людей. Уровень электро-

магнитного загрязнения непрерывно растёт. Существенную неопределённость в оценку опасности вносят модулированные электромагнитные поля электронных средств связи и телерадиовещания.

Инструментальный контроль или мониторинг электромагнитной обстановки может быть реализован в условиях производственных помещений или на территории населённых пунктов. Ситуация оказывается сложной, если необходимо контролировать территории природных комплексов, находящихся под действием ЭМИ. В подобном случае, вероятно, предпочтительнее использовать биоиндикационные методы, т. е. отслеживать признаки неблагоприятного влияния облучения территории по индикаторным видам животных и растений. К настоящему времени отсутствуют чёткие и общепризнанные индикаторы неблагоприятного влияния радиочастотных ЭМИ на природные комплексы. В экологическом плане в качестве биоиндикаторов использовались развивающиеся организмы: дрозофилы, эмбрионы рыб, земноводных и т. д. [10].

В настоящее время отсутствуют экологические нормативы безопасного для природных комплексов действия электромагнитных полей или излучений. При проектировании и строительстве различного рода радиотехнических комплексов, систем энергетики, коммуникации, автоматики и контроля возможное неблагоприятное влияние полей или излучений на природу оценивается исходя из гигиенических норм и правил, разработанных применительно к человеку в условиях производственной деятельности и проживания в населённых пунктах. Санитарные нормы и правила используются при проведении экологических экспертиз различных проектов. С общебиологической и экологической точки зрения нельзя исключить неблагоприятного действия ЭМИ на элементы природных комплексов, трофические цепи и биоценозы. Имеющиеся экспериментальные данные убедительно свидетельствуют, что радиочастотные ЭМИ, особенно импульсно-модулированные, оказывают негативное влияние на развитие насекомых: увеличивалась частота тератогенных эффектов различного рода (нарушение полового аппарата, развития конечностей, гибель организмов во время развития, половой дисбаланс у имаго и частичная стерильность особей,

облучённых во время развития). Не исключено, что подобное тератогенное влияние электромагнитное излучение способно оказывать на птиц, животных и растения.

Второй глобальной и серьёзной проблемой, связанной с электромагнитным облучением, является действие на людей электромагнитных излучений мобильной связи, сотовых телефонов. При использовании сотовым телефоном облучению подвергается сам пользователь и окружающие его люди, причём последние подвергаются воздействию без своего согласия. Наиболее часто облучение происходит в общественном транспорте и в общественных местах. При использовании сотовым телефоном вне дома на расстоянии около 70 м от источника поток падающей энергии (ППЭ) составляет $0,5 \text{ мкВт/см}^2$, что ниже безопасного уровня воздействия. Если сотовый телефон используется в помещении, то в соседней комнате на расстоянии 3 м от антенны ППЭ может достигать 400 мкВт/см^2 – эта величина выше уровня, безопасного для здоровья и равного 10 мкВ/см^2 .

Японские учёные установили, что использование большого числа мобильных телефонов в замкнутом пространстве приводит к превышению уровня излучения над установленными международными нормами безопасности. В ряде стран, в частности Швеции и Норвегии, на основе анкетирования был проведён анализ мнения пользователей сотовых телефонов о состоянии здоровья. Выявлены жалобы на ухудшение состояния неврологического характера: головокружение, головную боль, ухудшение памяти, снижение концентрации внимания, снижение тургора кожи лица, чувство жжения, ощущения тепла позади уха и самого уха. Для проверки возможности неблагоприятного влияния излучения сотовых телефонов в ряде стран, в том числе и в России, проведены исследования на добровольцах. Регистрировались различные физиологические, биохимические, клинические и психологические показатели пользователей сотовых телефонов до разговора, в период разговора и после разговора различной продолжительности. Установлены нарушения функционирования организма: изменение биоэлектрической активности мозга, снижение познавательной деятельности и гормональные сдвиги.

Электромагнитное поле сотового телефона проникает в голову человека, и эта ситуация является принципиально новой и малоизученной. Эксперименты, проводившиеся на животных, показывают, что последствия могут быть крайне опасными, особенно для развивающегося организма ребёнка, включая стадию внутриутробного развития. Возможные последствия могут проявиться через несколько лет продолжительного облучения и на новом поколении.

В последние два десятилетия разработаны и начали использоваться для некоторых научных и научно-технических целей релятивистские СВЧ-генераторы мощных электромагнитных импульсов субмикросекундной и наносекундной длительности. Они генерируют в периодическом режиме (1–100 Гц и более) излучение с частотами в диапазоне 1–10 ГГц (длина волны 30^{-3} см). Влияние такого излучения на различные живые системы может быть весьма значительным и своеобразным. ЭМИ-фактор характеризуется очень большой величиной энергии в импульсе (порядка миллиджоуля на квадратный сантиметр) и высокой напряжённостью электрического поля (до $1,4 \cdot 10^4$ В/см), а также сопутствующим импульсным рентгеновским излучением в единицы миллирад за импульс.

Результаты исследований продемонстрировали биологическое действие этих излучений на самые разные объекты. Влияние оказывалось на растения и животных, в том числе на развитие и продолжительность жизни дрозофилы, деление клеток (нормальных и опухолевых), биохимические показатели крови крыс и мышей и другие органы. Воздействие микроволновых и рентгеновских импульсов зависело от частоты их повторения. Максимальный эффект при таком воздействии достигался при частоте от единиц до нескольких десятков герц. Вероятнее всего, эксплуатация генераторов такого излучения будет сопровождаться неблагоприятным для окружающей среды и обслуживающего персонала влиянием, характер которого пока не ясен и экологическими или санитарно-гигиеническими нормативами не регламентирован.

На основании изложенного выше следует сделать вывод, что в качестве биоиндикаторных органов человека и животных при радиоволновом излучении можно рассматривать центральную нервную систему, сердечно-сосудистую систему (стенокардия),

сперматогенез (стерильность, импотенция), хрусталик и сетчатку глаза, которые наиболее чувствительны к электромагнитному излучению.

3.4 Биоиндикация радиоактивных загрязнений

Антропогенное изменение радиоэкологической ситуации в течение относительно короткого периода времени (около 50 лет), введение в биосферу большого количества естественных и искусственных делящихся элементов в глобальном и в региональном масштабах привело к концентрации их в пищевых цепях, непосредственно используемых человеком. Радиоактивные вещества естественного и искусственного происхождения, попадая в воздух, почву и воду, включаются в биосферный круговорот и представляют опасность как источники внешнего и особенно внутреннего облучения [9].

Радионуклиды, тем или иным путем попавшие внутрь живого организма, называются *инкорпорированными*. Находясь в течение некоторого времени в органах и тканях, радионуклиды вызывают внутреннее облучение живого организма. Поглощенная доза при таком облучении может быть сопоставима с биологическими последствиями, и в этом смысле она выступает в качестве меры радиационной опасности тех радиоактивных веществ, которые, находясь во внешней среде, могут попасть внутрь организма. Вполне понятно, что на величину дозы влияют вид и энергия ионизирующего излучения, испускаемого радионуклидами.

Для представителей животного мира существуют три главных пути попадания в организм радионуклидов из внешней среды: пероральный путь – через органы пищеварения, ингаляционный путь – через органы дыхания, резорбция через кожу. Загрязнение растений радионуклидами происходит в основном через корневую систему. Органы пищеварения, дыхания и кожа выступают не просто в качестве «ворот» и «путепровода» для радионуклидов. В течение некоторого времени они содержат в себе поступившие радионуклиды, и в этом смысле их можно назвать входными депо. Из входных депо часть радионуклидов попадает в кровь, лимфу и

затем разносится по внутренним органам и тканям, не связанным непосредственно с внешней средой. В результате часть радионуклидов осаждается во внутренних органах и тканях. Их дальнейшая судьба определяется как свойствами самих радионуклидов, так и организменными процессами. В конечном итоге инкорпорированные радионуклиды частично распадаются, частично выводятся из организма в результате биологических обменных процессов, частично надолго фиксируются в нем.

Наиболее интенсивно в биологический круговорот включаются такие радионуклиды, как тритий, C-14, P-32, S-35, K-40, Ca-45, Fe-55, Sr-90, Cs-137, радиоизотопы йода. Активно внедряются в живые организмы и радионуклиды семейств урана и тория. Накапливаясь в растениях, они по пищевым цепям поступают в ткани и органы животных и человека, вызывая внутреннее облучение. Особенно опасны инкорпорированные радионуклиды для растущих и молодых организмов. Например, Sr-90, который близок по своим химическим свойствам к кальцию, переходит из растений в организм коровы, с молоком или молочными продуктами поступает в организм человека, накапливается в костной ткани и костном мозге, вызывая опухоли костей и лейкозы. Перенос стронция из почвы в костную систему человека осуществляется с коэффициентом «полезного» действия 7,6 %. Скелетными радионуклидами являются также уран, радий, свинец. Вместе с растительной пищей в организм человека поступает близкий по химическим свойствам к калию Cs-137, который с вероятностью около 3 % накапливается в печени и половых железах, что приводит к возникновению наследственных изменений в потомстве. В щитовидной железе (особенно при дефиците в ней йода) интенсивно накапливаются радиоизотопы йода, вызывая ее разрушение или рак; щитовидным радионуклидом является и технеций. Тритий, радиоуглерод, калий и многие другие радионуклиды распределяются в организме (распределение считается диффузным, если более половины обнаруженного в организме радионуклида распределено в нем равномерно).

Большое количество радионуклидов поступает в организм человека и животных вместе с пищей не только из наземных, но и водных экосистем, которые загрязняются как глобальными

выпадениями радиоактивных изотопов, так и сбросными водами предприятий ядерного топливного цикла. Кроме того, некоторые радионуклиды (в их числе Sr-90 и Cs-137) сравнительно легко выщелачиваются из почв, загрязняя при этом подземные воды, которые могут использоваться для питьевого водоснабжения. В водных системах преимущественную роль играет не простой перенос радиоактивных веществ по пищевым цепям, а процесс биоаккумуляции, который может быть весьма интенсивным. Так, исследование рыбы реки Колумбия показало, что концентрация радиоактивного фосфора-32 ($T_{1/2} = 14,3$ суток) в тканях рыб в 5000 раз выше, чем в самой реке. Установлено также, что морской фитопланктон аккумулирует радиоактивные вещества с коэффициентом накопления, равным 10^4 .

Для оценки вредного влияния радионуклидов после попадания в организм человека используется биологический период полувыведения, в течение которого половина массы изотопа выделится из организма (таблица 9).

В таблице $T_{эфф} = \frac{T_{биол} \cdot T_{физ}}{T_{биол} + T_{физ}}$ характеризует период, в течение

которого ткани организма человека подвергаются облучению радионуклидами. Определение $T_{эфф}$ для различных видов организмов и экосистем представляется одной из приоритетных задач современной радиоэкологии.

Необходимо отметить, что при попадании радионуклидов в экосистемы происходит значительное снижение их удельной радиоактивности. После радиационной аварии на уральском комбинате «Маяк» в 1957 г. произошло загрязнение озер, расположенных в Восточно-Уральском заповеднике. Осенью 1957 г. уровень радиоактивности в одном озере превышал фоновые значения в 2600 раз, в другом – в 1400. Летом 1958 г. превышение составляло 370 и 1000 раз соответственно. Снижение радиоактивности воды происходило с распадом короткоживущих изотопов, химической трансформации и сорбции в донные отложения и илы более 90 % радионуклидов.

Таблица 9 – Значения физического периода полураспада $T_{\text{физ}}$ и биологического периода полувыведения $T_{\text{биол}}$ для некоторых радионуклидов

Радио- нуклиды	$T_{\text{физ}}$	$T_{\text{биол}}$	$T_{\text{эфф}}$	Вид излучения
H-3	12,26 года	19 дней	19 дней	β^-
C-14	5730 лет	35 дней	35 дней	β^-
P-32	14,3 дня	10 лет	14,1 дня	β^-
K-40	$1,28 \cdot 10^9$ лет	17 дней	37 дней	β^-, β^+
Ca-45	165 дней	50 лет	163,5 лет	β^-
Sr-90	28,1 года	11 лет	7,9 лет	β^-, γ
I-131	8,07 дня	138 дней	7,6 дня	β^-, γ
Cs-137	30,32 года	70 дней	69,6 дня	β^-, γ
Ba-137	12,8 дней	200 дней	12 дней	β^-, γ
Rn-222	3,8 дней	–	–	α
Ra-226	1600 лет	55 лет	53,2 года	α, γ
U-233	$1,62 \cdot 10^5$ лет	300 дней	300 дней	α, γ
Pu-239	$2,44 \cdot 10^4$ лет	120 лет	120 лет	α, γ

В течение последующих 3–5 лет наблюдалось уменьшение удельной радиоактивности в связи с дезактивацией короткоживущих радионуклидов. Интенсивный смыв с водосборных территорий в водоемы, закрепление изотопов в донных отложениях, почвах и инкорпорация в биосистемах привела к снижению радиоактивного фона. В течение последующих 40 лет радиоактивность водоемов определяется в основном долгоживущими элементами: ^{90}Sr и ^{137}Cs . Установилось динамическое распределение радионуклидов в компонентах водного биоценоза. Наблюдается медленное снижение активности и более глубокое проникновение делящихся элементов в донные отложения. Максимальное накопление радионуклидов осуществляется многолетними водорослями и донными отложениями. Накопление загрязнений прибрежной растительностью связано со стоками с водосборных бассейнов. После достижения максимальной концентрации радионуклидов в донных отложениях (10–15 см) происходит вертикальное перераспределение элементов в течение последующих 40 лет до глубины 70 см со

средним снижением активности и накоплением в трофических цепях водных экосистем.

Таким образом, значительное увеличение концентрации радионуклидов в пищевых цепях способствует очищению воды стоячих водоемов и распределению изотопов в экосистеме. Биопродуктивность таких водоемов, в том числе и открытых отстойников жидких ядерных отходов, несколько снижается в период непосредственного загрязнения, восстанавливается через некоторое время и во многих случаях превышает первоначальную. Для всех гидробионтов в зоне повышенного радиоактивного загрязнения отмечается повышенная эмбриональная смертность, аномалии развития, цитогенетические нарушения, снижение средней продолжительности жизни и т. д. В то же время численность популяций существующих видов является достаточно высокой. На таких озерах, как правило, успешно заселяются и размножаются перелетные водоплавающие птицы, остающиеся зимовать, если аналогичные озера-отстойники не замерзают в связи с регулярным сбросом в них теплых разбавленных радиоактивных отходов. Относительно высокая численность популяций животных в таких своеобразных радиоактивных резервациях объясняется, во-первых, адаптивными способностями быстро размножающихся видов с относительно высокой скоростью смены поколений; во-вторых, отсутствием антропогенного влияния, так как водоемы с радиоактивной загрязненностью и прилегающие к ним территории являются запретными зонами или районами с ограниченным доступом для людей. Естественно, что в эти области осуществляется активная миграция животных и идет популяционно-видовой отбор на радиорезистентность.

Большую опасность в качестве разносчиков радионуклидов представляет собой мигрирующее птичье население, которое гнездится на загрязненных водоемах, питается в течение летнего сезона биопродуктами с повышенной концентрацией изотопов и в осенний период соответственно разносит изотопы далеко за пределы водоемов. С целью снижения численности потенциальных носителей радионуклидов с озер-отстойников предприятий ядерной промышленности специальными службами осуществляются регулярные отстрелы водоплавающей дичи. Вынос радиоактивных

загрязнений из стоячих водоемов происходит во время весенних паводков, когда превышение уровня воды приводит к радиоактивному загрязнению прибрежной зоны и речных долин.

Распределение радионуклидов в биогеоценозах несколько отличается по характеру миграции от водных экосистем. В качестве депо делящихся элементов выступает почва, высокая концентрация характерна для растительности. В бедных биогенными элементами почвах – тундрах, степях, в трофических цепях экосистем – накопление радиоизотопов происходит интенсивнее, чем в насыщенных. В зависимости от типа почв и количества атмосферных осадков меняется и накопление радионуклидов при локальных и глобальных выпадениях. Максимальное количество загрязнений происходит в зоне с большим количеством среднегодовых осадков и концентрируется в корнеобитаемых слоях (0–15 см). Относительная недостаточность минеральных солей в поверхностных слоях северной тайги и высокая миграция стронция-90 и цезия-137 в болотных подзолистых почвах способствуют накоплению радиоактивных элементов в растительности и в организме животных. Интенсивное накопление стронция-90 свойственно для мхов, багульника, черники, кислицы, сосны, осины, в то время как максимальная аккумуляция цезия характерна для мхов и лишайников. Известно, что хвойные породы деревьев содержат повышенное количество радиоактивных элементов, поступающих при атмосферных осадках, поэтому хвойные используются в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения.

Стронций-90 аккумулируется животными, активно потребляющими кальций; цезий-137 преимущественно накапливается позвоночными животными. Необходимо отметить, что ускоренной миграции радионуклидов в почвенном слое экосистем способствуют роющие животные, дождевые черви и вспашка сельскохозяйственных угодий. В среднем накопление стронция-90 в трофических цепях почвенных сапрофагов и растительоядных насекомых происходит практически одинаково в различных климатических зонах, в то время как цезий-137 более интенсивно аккумулируется в смешанных лесах на дерново-подзолистой почве. По оценкам специалистов, животные в среднем накапливают в

гумидных зонах 0,006–0,016 % стронция, в аридных 0,00003–0,0006 %. От всей зоомассы 75–87 % стронция приходится на беспозвоночных животных: кивсяков, мокриц, дождевых червей, сухопутных моллюсков. Позвоночные животные накапливают ^{90}Sr в пределах 16 % в смешанных лесах, 11 % – в широколиственных. Цезий-137 составляет от 0,003 % до 0,005 % в гумидных и 0,00002–0,0004 % в аридных зонах от общей зоомассы – это позвоночные, дождевые черви и насекомые, на долю которых приходится от 56 % до 92 % радиоцезия. Плутоний-239 выпадает с атмосферными осадками в северных широтах в 3–6 раз больше, чем в южных; плотность загрязнения при этом варьирует в пределах 0,002–1,2 и 0,07–0,08 Бк/кг. Распределение плутония в биогеоценозе позволяет рассматривать трансурановые элементы как малоподвижные, сконцентрированные в почвенном слое, доля которого в биологических компонентах экосистем составляет 0,1 % от общего количества.

Наиболее устойчивой к действию радиации в биогеоценозе является почвенная микрофлора, стерилизация которой наблюдалась при дозах больше 1000 кР, грибы поражаются при уровне выше 8 кР. В то же время нарушения половой системы и развития молодых организмов происходило при более низких дозовых нагрузках: 10–20 % от ЛД₅₀, что и приводило к снижению численности популяций (ЛД₅₀ – один из показателей опасности ядовитых и умеренно-токсичных веществ). Травянистые растения в среднем в 10 раз более устойчивы к радиации, чем деревья, у сосны ЛД₅₀ составляет 380–1200 Р, у лиственных пород порядка 2000–10000 Р. К наиболее радиорезистентным относятся мхи, водоросли и лишайники.

Распределение поступивших в организм элементов зависит от типа радиоизотопов и скорости их поступления. Щелочно-земельная группа концентрируется в костной ткани, редкоземельная – в печени и ретикулоэндотелии, щелочные элементы водорода и углерода равномерно распределяются по всему организму. Следовательно, дозовые нагрузки инкорпорированных радионуклидов определяются интенсивностью всасывания их желудочно-кишечным трактом, периодом полувыведения, массой критических органов и средней эффективной энергией излучения. В этом отношении

наиболее опасными при попадании в организм являются излучающие радионуклиды ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{239}Pu , ^{227}Ac , Th, Ra; в меньшей степени ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{144}Ce , затем ^{22}Na , ^{89}Sr , ^{137}Cs , ^{65}Zn и др. В качестве предельной дозовой нагрузки для сельскохозяйственных животных принимают величину поступления с кормом, равную $7,4 \cdot 10^2$ Бк/кг, при содержании в среде радиоизотопов типа ^{90}Sr с плотностью $1,9 \cdot 10^6 - 3,7 \cdot 10^6$ Бк/м².

В природных биоценозах наибольшему воздействию облучения из млекопитающих подвергаются мышевидные грызуны. При плотности дозы загрязнения: 70–125 МБк/м² и мощности дозы инкорпорированного излучения $10^{-3} - 10^{-2}$ Гр/сут наблюдалась повышенная смертность у полевок, увеличивалась эмбриональная гибель, сокращалась продолжительность жизни, увеличивалась изменчивость морфофизиологических признаков. Анализ динамики численности грызунов в зоне Чернобыльской аварии, подвергшихся длительному хроническому облучению, выявили изменения темпа мутационного процесса, показателей структуры популяций, что привело к радиоадаптации и элиминации радиочувствительных популяций и видов. В связи с тем что средняя продолжительность жизни мышевидных грызунов составляет около года, морфофизиологические нарушения не оказывают существенного влияния на численность популяций. Наряду с этим лучевое повреждение крон деревьев и, соответственно, интенсивное развитие травяного покрова приводят к увеличению количества пищевых ресурсов и повышению численности популяций.

Таким образом, при радиоактивном загрязнении экосистем можно выделить основные качественные изменения живых организмов, используемые при биоиндикации – это снижение численности радиочувствительных видов, видового разнообразия наземных и водных сообществ; формирование относительно упрощенных и устойчивых к радиозагрязнениям биоценозов; постепенное в зависимости от снижения радиоактивности развитие восстановительных процессов.

Снижение численности и нарушение структуры радиочувствительных популяций происходит в результате изменений в системе воспроизводства: эмбриональная смертность, тератогенез,

нарушение в системе оогенеза, сперматогенеза и стерильность, которая компенсируется смещением периодов половой зрелости к ювенильным стадиям. Повышение генетической и морфофизиологической изменчивости особей является адаптивной реакцией. Наблюдаются многочисленные морфологические отклонения соматического и генетического типа: онкологические заболевания, врожденные недоразвития конечностей, деформация чешуи, пучеглазие, недоразвитие и аномалии соцветий, листьев и стеблей. Распространенными становятся аномальная пигментация, альбинизм, карликовость и гигантизм у растений. У млекопитающих наблюдаются нарушения в системе крови, репродуктивной, дыхательной, эндокринной системах (надпочечных, щитовидной и половых желез, печени и почках).

Последующее восстановление численности радиорезистентных популяций происходит при относительно небольшом снижении морфофизиологических отклонений, т. е. радиоадаптация популяций различных видов растений и животных осуществляется при относительно высоком проценте отбора. Биомониторинг, как и радиационный контроль, необходимо проводить по периметру ядерного объекта в трех основных зонах с периодичностью не реже одного раза в месяц. Биологические тест-объекты при этом выбираются в зависимости от конкретных биоценозов, формирующихся в районе наблюдения, прежде всего это растения: хвойные как наиболее чувствительная к радиационному поражению группа, а также многолетние и однолетние травянистые растения. Среди млекопитающих – это мышевидные грызуны и насекомоядные, среди птиц рассматривается гнездовая экология мигрирующих и оседлых птиц с наблюдениями за отклонениями в развитии птенцов. Амфибии и рептилии могут выступать в качестве индикаторов уровня прибрежной загрязненности водоемов, среди беспозвоночных почвенной мезофауны – обитатели подстилки поверхности почвы, наиболее интенсивно аккумулирующей радиоизотопы (дождевые черви, муравьи и остальные герпетобионты), паукообразные – свободные охотники и тенетники, паутина которых способна накапливать радиоактивные аэрозоли, а пауки, являясь хищниками, аккумулировать инкорпорированные радионуклиды.

Кроме того, в качестве биоиндикаторов хорошо зарекомендовали себя ловчие сети пауков-крестовиков, изменение структуры которых связано с нарушением интенсивного поведения пауков пропорционально дозе облучения.

Физиологические отклонения и изменения в структуре популяций наблюдаются на мышевидных грызунах, большинство физиологических показателей которых аналогично организму человека. В связи с тем что основным накопителем радионуклидов является гидросфера, биомониторинг водоемов представляется одним из важнейших компонентов экологического контроля. Радионуклиды, накапливаясь в донных отложениях, распространяются по пищевым цепям, создают долговременную опасность радиоактивного загрязнения водных систем. Естественно, что первоочередной задачей гидромониторинга является оценка вида и количества радионуклидов в компонентах экосистемы, к которым относятся донные беспозвоночные, водоросли, прибрежная растительность, рыба и т. д. По степени деградации донных сообществ можно судить о величине суммарной радиоактивной дозе аккумулированных радионуклидов. Комплексный анализ данных мониторинга территорий позволяет оценивать текущую радиоэкологическую ситуацию и прогнозировать отдаленные последствия.

Оценка состояния здоровья персонала на ядерных промышленных объектах и населения, проживающего на радиоактивно опасных территориях, входит в компетенцию Министерства здравоохранения и рассматривается в качестве важнейших составляющих допустимого уровня радиоактивного загрязнения. Систематический анализ состояния здоровья населения должен охватывать более 50 % проживающих по всем основным типам заболеваний: онкологических, сердечно-сосудистых, эндокринных, психологических, врожденных аномалий развития, цитогенетическому анализу иммунорезистентности и т. д. Сопоставление полученных данных с результатами инструментального и биоиндикационного контроля позволяет переходить к комплексной оценке радиоэкологической обстановки района, что и является основной задачей мониторинга.

Объединение в комплексную форму биоиндикации, биотестирования и химико-аналитических методов диагностики экологической обстановки позволяет минимизировать затраты на радиоэкологические исследования.

3.5 Методы биотестирования

Биотестирование как способ интегральной оценки токсичности загрязнений используется в системе мониторинга качества окружающей среды. Аргументами для использования биотестирования качества окружающей среды являются универсальность, экспрессность, простота, доступность и дешевизна. Высокая чувствительность тест-организмов к действию загрязняющих веществ привела специалистов к идее о возможности полной замены всех гигиенических нормативов единственным критерием качественной оценки окружающей среды на основе биотестирования. В частности, для выявления залповых сбросов загрязняющих веществ в водные объекты, особенно в целях обнаружения резких изменений качества питьевой воды, биотестирование используется как сигнальный показатель экспресс-контроля. Оно позволяет в течение одного часа получить данные интегральной оценки токсичности воды и принять необходимые меры для защиты населения, в то время как органолептические свойства воды могут оставаться без изменения и для идентификации веществ, поступивших в воду, химическими методами требуется несколько часов и даже суток.

Большое внимание уделяется приёмам токсикологического биотестирования, т. е. использования биологических объектов в качестве средства выявления суммарной токсичности воды. При оценке биологического действия загрязняющих веществ организмы или их сообщества специально вводятся в испытываемую среду. Режим воздействия задаётся заранее. Для исследования токсикологических зависимостей применяются разнообразные методы практически из любой сферы биологии и смежных научных областей. Обобщающей основой таких исследований является действие загрязняющих веществ, других факторов среды или их совокупности на биологическую систему. Используется биохимическая

система, т. е. элементы клеточной структуры организма, различные показатели функции и структуры организма, интегральные характеристики организма, показатели, характеризующие состояние популяций, сообществ, организмов и экосистем.

В зависимости от поставленных задач предъявляются различные требования к методам и всей системе биотестирования (постановка опытов и оценка результатов). В качестве объектов биотестирования используются разнообразные организмы – бактерии, водоросли, высшие растения, пиявки, моллюски, рыбы и др. Каждый из организмов имеет свои преимущества, но ни один организм не может служить универсальным объектом. Растения могут оказаться наиболее чувствительными к присутствию в среде гербицидов, дафнии – к присутствию инсектицидов и т. д. Кроме того, тест-реакция может выявить токсикант по его функции-мишени, например вещество пропанид избирательно поражает фотосинтетический аппарат водорослей. В связи с этим для гарантированного выявления токсического объекта неизвестного химического состава должен использоваться набор различных групп, представителей водного сообщества. С введением каждого дополнительного объекта эффективность схемы испытаний повышается, но нет смысла бесконечно расширять ассортимент обязательных объектов для использования в такой оценке.

Оптимальной может быть система, включающая три-пять видов биосистем, состояние которых оценивается по показателям, относящимся к разным уровням интегральности, например по одному виду водных растений, беспозвоночных и рыб. Для контроля самого тест-объекта необходима периодическая постановка опытов со стандартным токсикантом в одной и той же концентрации. Такой контроль позволяет оценить изменение реактивности тест-объекта на стандартное токсическое действие. В качестве стандартного токсиканта часто применяется дихромат калия ($K_2Cr_2O_7$). Важное условие правильного проведения биотестирования – использование генетически однородных лабораторных культур, так как они проходят проверку чувствительности, содержатся в специальных стандартных лабораторных условиях, обеспечивающих необходимую воспроизводимость результатов исследований и максимальную чувствительность к токсическим веществам.

Длительность биотестирования зависит от задачи, поставленной исследователем. Существуют следующие виды биотестов: острые биотесты (*acute tests*), выполняемые на различных тест-объектах по показателям выживаемости, которые делятся от нескольких минут до 24–96 ч; краткосрочные (*short-term*); хронические тесты (*chronic tests*), которые делятся в течение семи суток и заканчиваются после получения первого поколения тест-объектов. Хронические тесты распространяются на общую плодовитость ракообразных, охватывая три поколения.

Генетически однородные культуры тест-объектов – водных беспозвоночных и водорослей – можно получить в специализированных научных учреждениях, аккредитованных в системе сертификации на проведение анализов с использованием необходимого тест-объекта. В последние годы в России и ряде стран мира внедряются методы биотестирования качества поверхностных вод с использованием инфузорий, дафний и других водных биоценозов. В законодательном порядке установлена необходимость биотестирования водных вытяжек опасных отходов для определения их токсичности.

В «Правилах охраны поверхностных вод» (Госкомприрода СССР, 1991) биотестирование является обязательным методом при анализе качества природных и сточных вод. Любая комбинация традиционных аналитических приборов в качестве интегрального показателя не в состоянии предусмотреть специфический биологический эффект, выявленный в процессе контроля токсичности.

Основные нормативные документы по биотестированию в России

– РД 52.18.344-93. Методика выполнения измерений интегрального уровня загрязнения почвы техногенных районов методом биотестирования.

– ПНД ФТ 14.1:2:3:4.10-02, 16.1:3:3:3.4-02. Токсикологические методы контроля.

3.6 Биопрогнозирование антропогенных катаклизмов

Антропогенные кризисы в своем проявлении аналогичны природным катаклизмам, их предварительные стадии характеризуются общими закономерностями. В то же время существует ряд особенностей в развитии антропогенных экологических кризисов. Начальные этапы протекают относительно медленно и незаметно. Дестабилизирующее влияние охватывает не все трофические уровни и взаимоотношения в биоценозе. Наиболее неустойчивыми оказываются консументы верхнего трофического уровня, узкоспециализированные виды и просто крупные животные. После достижения критического уровня экологических изменений развивается лавинообразный процесс деградации биоценозов с сопутствующей миграцией или гибелью коренных популяций и видов экосистемы. Происходит замещение вымерших видов другими массовыми видами, способными существовать в разрушенной среде обитания. По аналогичному механизму протекали экологические катастрофы Аральского моря, озера Балхаш и другие.

По мнению Н. Ф. Реймерса [17], количественной мерой нарушения стационарного равновесия экосистемы при техногенных воздействиях может быть правило 10 процентов. При накоплении токсических ингредиентов или разрушении биоценоза больше 10 % начинается деградация и саморазрушение биоценозов. На уровне популяций превышение 10-процентного объема изъятия приводило к нарушению стационарного состояния. При этом необходимо отметить, что данная закономерность характерна для хронических, постоянно действующих антропогенных воздействий и существенно зависит от типа биоценозов.

Хорошим и надежным биоиндикатором нарушения стационарного состояния экосистем является массовое размножение популяций видов, превышающих по численности многолетние циклические колебания. Исследование особенности биологии таких массовых видов позволяет определить антропогенную причину освобождения или расширения экологической ниши и тем самым

прогнозировать возможные последствия наблюдаемой нестабильности биоценоза. Необходимо отметить, что в современной урбанизированной природной среде в экосистемах, находящихся на различной стадии восстановительной сукцессии, проведение подобного рода исследований осложняется неоднозначной интерпретацией полученных результатов. Естественно, что сохранение коренных биоценозов в пределах заповедных территорий, заказников, резерваций и национальных парков в качестве эталона природных сообществ – необходимое условие при прогнозировании близких и отдаленных последствий антропогенного влияния на природные экосистемы [7]. Высокие концентрации токсичных веществ в воде, изменения рН, минерализация, мутность, повышение концентрации биогенных элементов и другие отклонения приводили к изменениям биологических показателей.

Хронические эффекты проявлялись на уровне организма в виде молекулярных, генетических, клеточных и гистологических изменений [8]. Компенсаторные реакции развивались в направлении усиления процессов катаболизма, перераспределения энергетического бюджета на поддержание метаболизма в ущерб пластическому росту и созреванию. Происходила активация детоксикационного механизма: повышались энергетические затраты на детоксикацию и выживание в субтоксичных условиях среды. Появлялись признаки нарушения гомеостаза: биохимического статуса, образования мутаций, новообразований, нарушения клеточной структуры органов и тканей, показателей крови, патологического перерождения органов. Наблюдались признаки поддержания гомеостаза: увеличение содержания катехоламинов, АТФ, кортикостероидов, низкомолекулярных, цистеинобогатых белков типа металлотионеинов, высокая активность энзимов, повышение потребления кислорода, ахикардия, усиленная вентиляция жабр, сгущение крови, высокое содержание молодых незрелых форм клеток и лейкоцитов: моноцитов, нейтрофилов, эозинофилов в русле крови и др.

На уровне популяций хронические эффекты приводили к повышенной элиминации особей, сокращению продолжительности жизни, снижению скорости роста и нарушению сроков созревания

гонад или репродуктивной несостоятельности. К адаптивным реакциям относилось выживание ранозревающих мелкогазмерных особей в популяции (r-стратегов), обеспечивающих поддержание численности и популяционной плодотвности, селекцию толерантности. Поведенческие реакции проявлялись в снижении эффективности поиска и утилизации ресурсов, избегании хищников или поиска жертв, нарушении миграционного и нерестового поведения и т. д. Признаки угнетения выражались в сокращении популяции, высоком проценте гибели, нарушениях в соотношении возрастных когорт и полов, увеличении количества незрелых особей, сокращении размерной и возрастной структур и др. Признаками перестройки являлось увеличение доли впервые созревающих особей в раннем возрасте, преобладание мелкогазмерных особей младших возрастных групп. К нарушениям на уровне сообществ относились ускорение дыхания у членов сообществ и разбалансирование соотношения продукции к дыханию, увеличение значимости внешней энергии; к трофическим расстройствам – ускорение оборота элементов питания, сокращение их цикла в экосистеме, потери биогенных элементов; к продукционным – усиление синтеза и экспорта первичной продукции, более высокое потребление энергии на поддержание биомассы экосистемы; к структурным – снижение видового разнообразия и упрощение сообществ, укорочение пищевых цепей, повышение видовой доминантности, увеличение роли мелких форм (r-стратегов) в сообществах, обеспечивающих более быстрый оборот биомассы.

Кроме того, к хроническим нарушениям можно отнести изменения в соотношениях продукции (P) к тратам на дыхание (R): $P/R > 1$ или $P/R < 1$; высокое соотношение минеральных форм фосфора и азота к их общему содержанию, повышенный их сток; высокое соотношение биомассы первичной продукции и суммарной, высокое соотношение продукции и биомассы или дыхания и биомассы и др.; низкие показатели индекса биоразнообразия, изменения рангового распределения, изменения в соотношении мирных и хищных форм, высокий процент доминирования эврибионтных видов, снижение условной индивидуальной массы организма в сообществе и др.

Таким образом, реакции биосистем можно широко использовать при биоиндикации антропогенных катаклизмов. При расчете вероятности такого риска существуют как минимум две шкалы: первая – медико-социальная; вторая – экологическая.

В *медико-социальной шкале* выделяются четыре градации [14]:

1) благополучная ситуация – характеризуется устойчивым ростом продолжительности жизни, повышением рождаемости, снижением заболеваемости;

2) напряженная экологическая ситуация – заболеваемость населения по возрастным группам достоверно выше нормы по сравнению с аналогичными районами проживания. Средняя продолжительность жизни статистически достоверно не снижается, не наблюдается и более ранней инвалидности людей;

3) экологическое бедствие – невозможно социально-экономическое традиционное хозяйствование. Статистически достоверно повышена детская смертность, заболеваемость детей и взрослых, нарушение психического состояния, частота и скорость наступления инвалидности. Продолжительность жизни и рождаемость статистически ниже, чем в аналогичных районах;

4) экологическая катастрофа – территория непригодна для постоянного жительства. Экологические условия смертельно опасны для проживания, люди могут там находиться только временно.

По *экологической шкале* можно выделить шесть градаций:

1) естественное состояние – характеризуется незначительными антропогенными воздействиями, максимальной для данного типа экосистем биомассой и минимальной биологической продуктивностью;

2) равновесное состояние – интенсивность восстановительных процессов экосистем выше или равна интенсивности антропогенных нарушений, биологическая продуктивность выше климаксовых сообществ, наблюдается снижение общей биомассы;

3) кризисное состояние – антропогенные нарушения по интенсивности превышают восстановительные процессы экосистем. В то же время еще сохраняется естественный тип экосистем, биомасса снижена, значительно повышена биологическая продуктивность;

4) критическое состояние – наблюдается обратная смена ранее существующих экосистем в результате антропогенных воздействий на менее продуктивные экосистемы (частичное опустынивание, биомасса невелика и снижается);

5) катастрофическое состояние – труднообратимый процесс смены и закрепления малопродуктивных экосистем (сильное опустынивание, биомасса и биологическая продуктивность минимальны);

6) состояние коллапса – необратимая потеря биологической продуктивности, биомасса стремится к нулю.

Используя экологическую и медико-биологическую шкалы, можно ранжировать наблюдаемые при мониторинге изменения, рассчитывать вероятность риска при деградации окружающей среды и изменениях в состоянии здоровья людей.

Рассмотрим последовательность проведения исследований по биомониторингу природной среды. В зависимости от цели мониторинга, типов загрязнения природной среды, финансовых затрат и научного потенциала коллектива определяется размер обследуемой территории. На основании ландшафтных карт и геоботанической информации определяются типы биоценозов. Проводится ранжирование биоценозов по степени их антропогенной трансформации в рамках концепции регрессионной или восстановительной сукцессии. Выявляются доминантные, эдификаторные и исчезающие виды растений и животных. Формируется необходимый и достаточный комплекс биотестов, позволяющий оценить состояние атмосферы, гидросферы и литосферы исследуемого района в зависимости от типа антропогенных загрязнений и возможностей рекультивационных мероприятий. Определяются виды-указатели, индикаторы степени антропогенных загрязнений с последующим определением критических нагрузок в лабораторных условиях. Выявляются виды-индикаторы восстановительных процессов. Уточняется временная последовательность при использовании биотестов и площадь элементарной анализируемой пространственной ячейки. Устанавливается пространственное размещение биотестов с учетом размерности каждого и площади элементарной пространственной ячейки с целью компактного заполнения информацией

всей последовательности анализируемого пространства. Производится разделение мониторингового района по выбранной системе элементарных пространственных ячеек и заполнение их информацией биотестов. Для токсикантов, способных накапливаться в трофических цепях биоценозов (радионуклиды, тяжелые металлы и т.д.), определяются коэффициенты накопления на каждом трофическом уровне в зависимости от типа биоценоза.

Оцениваются коэффициенты миграции токсикантов при биологическом переносе веществ основными группами животных. Определяются коэффициенты биотрансформации загрязняющих веществ, обуславливающих повышение их токсичности в результате биохимических реакций при миграции в трофических цепях (ртуть → метилртуть).

Проводится предварительная обработка результатов с представлением их в виде безразмерных единиц и экспертной оценкой специалистов: количественной в единой системе баллов или качественной (хорошо, плохо, удовлетворительно). Выполняется статистическая обработка временной структуры биотестов с целью текущей оценки ситуации. Разрабатываются различного типа прогностические модели на основании полученной информации для вероятностного прогноза последующего развития экологической ситуации.

Осуществляются экспериментальные исследования – лабораторные и полевые – с целью выяснения зависимости «доза → биологическая реакция» для загрязнений при их комплексном воздействии, характерном для данной местности: это могут быть тяжелые металлы, бифенолы, электромагнитные поля, радиация. Исследования проводятся дифференцированно для биосистем различного уровня организации: микроорганизмов, растений, беспозвоночных, рыб, амфибий, пресмыкающихся, птиц, млекопитающих и человека. В качестве объектов исследования используются, как правило, потенциальные виды-индикаторы.

Первый уровень чувствительности биообъектов к влиянию техногенных факторов проводится на рефлекторном или поведенческом уровне. Среди беспозвоночных – это пауки-кругопряды. Дождевых червей можно вместе с почвой помещать между двумя

стеклами, где они живут и перемещаются по своим ходам; при добавлении расчетной концентрации загрязняющих почву веществ можно наблюдать изменение их двигательной реакции. Хорошим объектом для наблюдений также являются аквариумные, речные рыбы, инфузории и моллюски. Для млекопитающих разработано большое количество поведенческих лабораторных методик, позволяющих наблюдать за изменениями в их поведении при воздействии вредных факторов.

Вторая, наиболее чувствительная группа тестов – эмбриональные, с помощью которых можно оценить степень влияния токсикантов на эмбриональное развитие – самый чувствительный период индивидуального формирования организма. Для растений – это всхожесть семян, для беспозвоночных – эмбриональные и личиночные стадии онтогенеза. У рыб и амфибий исследуется влияние радиации на развитие икры, у рептилий и птиц – на развитие яиц, у млекопитающих – на развитие эмбрионов. Здесь учитывается количество появившихся потомков по отношению к числу зародышей, типы аномалий развития и число особей, доживших до половозрелого возраста, пол, вес и размеры животных.

В связи с тем что современные техногенные факторы в последние 40 лет приобрели хронический характер, необходимо проводить специальные исследования по длительному влиянию загрязнителей в течение 70–80 % периода жизни организмов. При хроническом влиянии факторов можно получить достаточно полную информацию с учетом критических периодов постнатального онтогенеза, когда устойчивость организма может снижаться в несколько раз. В качестве тест-реакций необходимо использовать основные биохимические и физиологические показатели, специфичные для каждой группы биосистем.

Следующий этап включает в себя изучение негативного влияния антропогенных факторов для нескольких поколений животных. При хроническом действии факторов потомства скрещиваются в течение 10–20 поколений. Отмечаются отход животных в разных возрастных группах, их уродства, типы патологий и проводится генетический контроль в соматических и половых клетках животных. Как показали исследования по влиянию слабых доз радиации

на мышей, наиболее выраженные отрицательные последствия в этой популяции наблюдались в первом, третьем, седьмом и двенадцатом поколениях. Следует отметить, что наряду с лабораторными исследованиями часто используются эксперименты в естественных условиях. Индикаторные биообъекты помещают в загрязненные природные условия с известными количественными характеристиками воздействующих факторов и с определенной периодичностью фиксируют комплекс реакций, который сравнивается с показателями контрольной группы. После анализа всей совокупности экспериментальных данных и наблюдений в естественных условиях выбирается группа биоиндикаторов, которая рекомендуется для использования в системе мониторинга.

Таким образом, научно обоснованный экологический мониторинг позволяет проследить степень антропогенного влияния на природную среду. Динамические ряды наблюдения по апробированной системе биотестов позволяют прогнозировать состояние исследуемых экосистем, разрабатывать оптимальные природоохранные мероприятия и обосновывать необходимые экологические санкции. В регионах с повышенной вероятностью катастроф природного и антропогенного характера экологический мониторинг позволяет прогнозировать стихийные бедствия. Основой комплекса специфических реакций биомониторинга являются биотесты, проградуированные в экспериментальных условиях к доминирующим антропогенным факторам.

Основные виды реагирования биосистем на физико-химические антропогенные влияния:

- качественное и количественное изменение химического состава воздуха, вод и почвы (глобальное);
- нарушение температурного режима среды (глобальное);
- изменение электромагнитного состояния среды (глобальное);
- изменение природной освещенности (глобальное);
- нарушение водного режима среды;
- изменение уровня ионизирующей радиации;
- нарушение физических и механических показателей почвы;
- изменение показателей звуковых колебаний среды;
- изменение химического состава продуктов питания.

Основные реакции биосистем на организменном уровне:

- изменение химического состава организма и накопление ксенобиотиков;
- изменение репродуктивного потенциала особей;
- изменение морфологических и физиологических показателей особей в результате нарушения процессов развития;
- изменения продолжительности стадий онтогенеза и продолжительности жизни;
- нарушение поведения;
- реакции на уровне популяций;
- перестройка генетической структуры популяций;
- изменение пространственной структуры популяций;
- изменение возрастной структуры;
- изменение соотношения полов;
- изменение численности популяций;
- биоценотические реакции;
- рассогласование сроков развития различных видов в сообществе;
- нарушение трофических взаимодействий в связи с изменением структуры сообществ.

Для создания системы прогностических моделей и снижения последствий экологических кризисов необходима организация биоиндикационных мониторинговых исследований и биоиндикационного контроля в районе потенциально опасных промышленных объектов. К их числу принадлежат атомные станции, радиохимические заводы по переработке, обогащению и дезактивации радиоактивных материалов и другие промышленные предприятия.

Исследования по биоиндикации антропогенных загрязнений и экологических катастроф являются необходимым компонентом современного экологического мониторинга. Практически по любому виду загрязнений имеются наборы биотестов, позволяющих оценить степень трансформации экосистем. Большое количество работ посвящено нефтезагрязнениям почв и водных биоценозов. Водоёмы способны накапливать, адсорбировать антропогенные загрязнения и служить долговременным источником токсического влияния на окружающую среду. Особенно опасны нефтезагрязнения

для непроточных водоемов, приводящие к длительному загрязнению и деградации биоценозов. Необходимо расширить исследования по биоиндикации широко распространенных нефтепродуктов, таких как бензин, дизельное топливо, бытовые и строительные пластмассы.

Недостаточно глубокая современная разработка концепции биоиндикации экологических катастроф затрудняет прогнозирование природных катаклизмов и землетрясений. Необходимо подчеркнуть, что временной прогноз землетрясений в связи с относительно недостаточной изученностью биопредвестников является самым слабым звеном исследований. Современный уровень исследований позволяет с определенной долей вероятности утверждать, что землетрясение готовится, но когда оно произойдет и насколько разрушительным окажется, сказать трудно.

Прогнозирование техногенных экологических катастроф осуществляется при изучении уже случившихся антропогенных катаклизмов – разливов нефти, загрязнения бытовыми отходами и т. д., в то время как последствия новых техногенных аварий прогнозируются неэффективно. Предложенная в середине XIX века теория катастроф Кювье не получила системного развития. Современные разработки по биопрогнозированию естественных и антропогенных катастроф находятся на первоначальном этапе сбора фактического материала и построения гипотез. Следовательно, биотестирование и биопрогнозирование антропогенных загрязнений является активно развивающейся областью экологических исследований, позволяющих адекватно прогнозировать, оценивать разрушение природной среды и разрабатывать оптимальные рекультивационные мероприятия.

Контрольные вопросы

1. Биоиндикация физических загрязнений.
2. Биоиндикация электро-магнитных загрязнений.
3. Биоиндикация радиоактивных загрязнений.
4. Биопрогнозирование антропогенных катаклизмов.

5. Медико-социальная шкала при оценки экологических нарушений.
6. Экологическая шкала оценки антропогенных влияний.
7. Биомониторинг природной среды.
8. Основные реакции биосистем при антропогенном влиянии.

4 ОПТИМИЗАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

4.1 Принципы оптимизации окружающей среды

Оптимизация окружающей среды – мероприятия по приведению среды в состояние, наиболее соответствующее потребностям человека. При оптимизации и управлении взаимодействием в системе «общество – природа» необходимо руководствоваться принципами, нарушение которых не позволяет достигнуть желаемого результата в природопользовании. Производство и окружающая среда должны поддерживаться в динамическом соответствии. Нарушение приводит к ухудшению состояния окружающей среды и увеличению экологической опасности, снижению производственной деятельности и ухудшению здоровья человека. Как показывает практика, соответствие не всегда выдерживается и нарушается чаще всего в сторону усиления экологической опасности. Если раньше при размещении производства учитывалось наличие сырья и рабочей силы, то в последнее время приходится принимать во внимание экологические последствия этого размещения с позиции сохранения оптимальных условий жизни человека.

Под давлением негативных изменений в окружающей среде производство вынуждено приспосабливаться к материальным потребностям человечества и экологическим требованиям. Экологическая опасность определяется не столько развитием производства, сколько негативными тенденциями технического развития. Охрана и улучшение окружающей человека среды – комплекс мероприятий по охране и оптимизации природных и антропогенных факторов, непосредственно влияющих на сохранение здоровья людей. Любая деятельность человека независимо от его добрых намерений оказывает отрицательное действие на ресурсы Земли. Экологическая опасность приводит к негативным гигиеническим последствиям, которые необходимо предотвращать. С этой целью используется принцип оптимизации отношений человека с природой и экологическая ориентация хозяйственной деятельности.

Активизация хозяйственно-производственной деятельности человека в современных условиях природопользования и глобальные масштабы ее антропогенного действия на составляющие биосферы создали ситуацию экологической нестабильности, связанную с деградацией окружающей среды. Для оптимизации условий взаимодействия человека с природой целесообразным представляется мониторинг природной среды, комплексная оценка экологического резерва биосферы и ее потенциальных возможностей к самовосстановлению и самоочищению.

4.2 Экологизация окружающей среды

Оптимизация окружающей человека среды включает состояние защищенности природной среды от негативных антропогенных и природных воздействий. Рассмотрим основные определения экологизации.

Воспроизводство окружающей среды – комплекс экономических, экологических, технологических, организационных мероприятий по поддержанию среды жизнедеятельности человека, животного и растительного мира в благоприятных пределах. Качество окружающей среды – понятие экологическое, антропоцентрическое, отражающее субъективно-объективные отношения, его критерием является сохранение здоровья населения.

Загрязнение окружающей среды – негативное влияние на природную среду бытовых и промышленных отходов деятельности человечества. Охрана природы от загрязнений регулируется в законодательном порядке.

Защита окружающей среды – совокупность научных, правовых и технических мероприятий, направленных на рациональное использование, воспроизводство, сохранение природных ресурсов в интересах людей, и обеспечение биологического разнообразия.

Биология окружающей среды – термин, используемый в англоязычной экологической литературе для обозначения всех сторон существования и развития биосферы.

Гигиена окружающей среды – отрасль медицины, изучающая влияние условий окружающей среды на здоровье людей и разрабатывающая критерии оптимизации окружающей среды с точки зрения сохранения здоровья человека.

Емкость окружающей среды – естественная способность окружающей природной среды претерпевать социально-экономическую нагрузку без существенного нарушения выполняемых ею жизнеобеспечивающих функций.

В современном понимании термин «экологическая оптимизация» сформулирован более ста лет назад российским ученым В. В. Докучаевым (1892) с практической точки зрения. В книге «Наши степи прежде и теперь» он предлагал систему регулирования оврагов и балок, в которых предусматривалось строительство плотин, создание лесных насаждений, образование прудов, задержание снеговых и дождевых вод, орошение нижележащих склонов и пойм. Докучаев выделял необходимые работы – «регулирование водного хозяйства в открытых степях и надводораздельных пространствах», расположенных по путям естественного стока, посадку берегов деревьями; посадку живых изгородей с целью накопления снега и лучшего использования весенних и дождевых вод; посадку сплошного леса на песках, буграх и неудобных для пашни участках; использование артезианских вод. Им разработаны основные принципы экологической оптимизации природной среды [1].

В дальнейшем исследования В. В. Докучаева продолжили географы В. Б. Сочава (1978), А. Г. Исаченко (1980, 1991), Ф. Н. Мильков (1986), в экологии и природопользовании – Н. Ф. Реймерс (1994).

Исаченко, советский и российский географ, физико-географ, ландшафтовед и картограф, разработал понятие оптимизации природной среды, оптимизации ландшафта. Он ввел понятие «культурные ландшафты», в которых структура рационально изменена и оптимизирована на научной основе в интересах общества [2]. Именно таким ландшафтам должно принадлежать будущее. Критерии культурного ландшафта определяются общественными потребностями. Ландшафту присущи два главных качества: высокая производительность и экономическая эффективность; оптимальная среда для

жизни людей, способствующая сохранению здоровья, физическому и духовному развитию человека. До сих пор эти два качества редко совмещались: временный экономический эффект часто достигался ценой ухудшения жизненной среды человека, что типично для нарушенных ландшафтов. При оптимальном научном подходе экономические, экологические и культурно-эстетические интересы не должны противоречить друг другу. Основное условие при формировании культурного ландшафта – достижение максимальной производительности возобновляемых природных ресурсов, прежде всего биологических. Помимо хозяйственного эффекта, одновременно должны улучшаться санитарно-гигиенические условия и эстетические качества среды.

Эффективное использование возобновляемых, неисчерпаемых и не загрязняющих среду источников энергии – солнечной, геотермической, ветровой и других – позволит исключить техногенное загрязнение среды продуктами сгорания топлива. В культурном ландшафте должны быть по возможности предотвращены нежелательные процессы как природного, так и техногенного происхождения: смыв почвы, эрозия, заболачивание, наводнения, обмеление рек, сели, загрязнение воды, воздуха и почв. В 1976 г. В. Б. Сочава выдвинул принцип сотворчества с природой, под которым он понимал развитие потенциальных сил природы, активизацию природных процессов, увеличение продуктивности экосистем.

Различают три главных направления оптимизации ландшафтов: активное воздействие с использованием различных мелиоративных приемов; уход за ландшафтом (санитарные рубки, противопожарные мероприятия с соблюдением строгих норм хозяйственного использования); консервация, то есть сохранение природного состояния (заказники, заповедники, национальные парки). Последнее направление необходимо в научных интересах для сохранения генофонда растений и животных, в водоохранных, почвозащитных, санитарных и других целях, но полное изъятие природных комплексов из хозяйственного оборота реально лишь на небольшой части земной поверхности. Внутреннее разнообразие ландшафтов создает возможности для многофункционального

использования территории, повышает ее экологические, рекреационные и эстетические качества. Следовательно, ландшафт должен рассматриваться как основной объект оптимизации природной среды. В рамках фации или урочища сложно сформировать многофункциональную, внутренне разнообразную среду. Научная организация территории должна основываться на морфологии ландшафта, использовании его потенциала. Необходимо при этом учитывать горизонтальные связи, то есть сопряженность фаций и урочищ.

Можно сформулировать следующие основные экологические *принципы организации* территории культурного ландшафта.

- Культурный ландшафт не должен быть однообразным. Сложность морфологического строения ландшафта не всегда соответствует ближайшим экономическим интересам. Например, чередование небольших массивов пашни, лугов, лесов, водоемов, болот в холмисто-моренных таежных ландшафтах затрудняет применение сельскохозяйственной техники. В таких случаях разумнее приспособлять технику к ландшафту, не укрупнять угодья с риском вызвать эрозию или другие неблагоприятные последствия.

- В культурном ландшафте не должно быть антропогенных пустошей, заброшенных карьеров, свалок, служащих источниками загрязнения. Все они должны быть рекультивированы.

- Из всех видов использования земель приоритет должен отдаваться зеленому покрову. Как правило, лучшие угодья отдаются сельскому хозяйству, но необходимо стремиться к максимально возможному увеличению площадей под древесными насаждениями, используя рекультивированные площади, пустоши и часть малопродуктивных сельскохозяйственных угодий.

В некоторых ландшафтах для поддержания природного равновесия целесообразно экстенсивное (приспособительное) использование земель. Естественные биоценозы полнее используют солнечную энергию и воду, чем культурные, и при определенных условиях экономически более эффективны. При разумном уходе за ландшафтом, поддержании в природном состоянии лесов, болот, естественных пастбищ можно получить экономическую выгоду и в то же время не нарушать естественную природу. Например,

болота могут дать до 500 кг клюквы с гектара, а также многие дикоросы, что в сочетании с водоохраным значением болот и другими природными функциями во многих случаях делает сохранение болот более предпочтительным, чем их осушение.

- В проектах организации территории ландшафта должно быть отведено место для так называемых охраняемых территорий. Высшая категория земель этого типа – заповедники, которые закрыты не только для хозяйственной деятельности, но и для массового посещения и используются только для научных исследований. Заповедники позволяют сохранить генофонд растений и животных, служат убежищами и центрами расселения многих ценных представителей фауны, способствуют регулированию природных процессов на окружающих территориях.

- Рациональная планировочная структура культурного ландшафта должна сопровождаться внешним благоустройством, что частично достигается в результате рекультивации, озеленения и научно обоснованного размещения угодий разных типов. Существенное значение имеет удачное вписывание в ландшафт различных сооружений, что входит в сферу так называемой ландшафтной архитектуры. Размещение сооружений, их размеры, архитектурный стиль и придорожное оформление должны улучшать эстетические качества ландшафта.

- Важнейшим условием научно обоснованной организации территории ландшафта является учет горизонтальных связей между его морфологическими подразделениями. Так, взаимное расположение промышленных предприятий, жилых кварталов, зеленых зон, водоемов должно согласовываться с преобладающими направлениями ветра, поверхностного и подземного стоков. Для предотвращения вторичных гравитационных процессов и потери почвенного слоя важно обеспечить необходимую площадь лесов вдоль водотоков и оврагов, в особенности на водоразделах и склонах, независимо от ценности земель для других видов использования.

Оптимизация окружающей среды имеет первостепенное значение в связи с усиливающимся антропогенным действием человека

на природу. Основным критерием оптимизации является такое использование природных ресурсов, при котором увеличивающаяся антропогенная нагрузка не разрушает природную среду, при этом сохраняется экологическое равновесие, приносящее максимальный эколого-социально-экономический эффект. Здесь наиболее важным представляется создание территориального экологического равновесия, которое реализуется при оптимальном соотношении интенсивно используемых участков: агроценозов, урбакомплексов, экстенсивно используемых лесов, пастбищ и сенокосов.

Сельскохозяйственное производство тесно связано с природными ресурсами. Согласно современным представлениям природа проявляется в единстве и целостности территориальных природных комплексов – ландшафтов. Оптимизация сельского хозяйства связана с экологической оптимизацией ландшафта, то есть организацией ландшафтов, наиболее соответствующих их природным свойствам и способствующих оптимальному использованию природно-ресурсного потенциала. Современное состояние угодий – лесных, полевых – не обеспечивает стабильного получения высококачественной продукции в необходимых количествах и сохранения экологического равновесия. Увеличение площадей урбанизированных территорий и создание на них защитных насаждений должны учитывать сохранение качества природной среды (экологизации) на этих территориях.

Разработка оптимального соотношения угодий и природных компонентов ландшафта предполагает:

- 1) анализ неоднородности территории ландшафтов и его изменение;
- 2) анализ и выявление степени устойчивости ландшафтов к антропогенным нагрузкам;
- 3) установление оптимальных соотношений антропогенных нагрузок и потенциальных возможностей компонентов: лесов, лугов, пашни и др.;
- 4) определение оптимального набора угодий различного пользования;

5) установление правильного соотношения площадей оптимальных размеров и форм, взаимного расположения для обеспечения нормального функционирования ландшафтов;

6) выбор наиболее оптимальных природоохранных мероприятий, отличающихся максимальным экологическим, социальным и экономическим эффектом;

7) создание оптимальной модели сельскохозяйственного ландшафта для типов местностей в пределах административно-хозяйственного деления;

8) составление прогноза изменения сельскохозяйственного ландшафта на основе оптимального соотношения природных компонентов.

4.3 Оптимизация городского ландшафта

Техногенная городская среда оказывает влияние на социальное качество человека – его здоровье (загрязнение атмосферы, воды и продуктов питания выбросами промышленности и транспорта). Электромагнитные поля, вибрация, шум, гиподинамия, эмоциональная перегрузка, вредные привычки становятся психотропными факторами развития болезненных состояний [10]. Большинство таких проблем носит не только экологический характер, здесь присутствуют и санитарно-гигиенические проблемы технологии, экономики, коммунального хозяйства, культуры, производства и быта. Для человека в городе характерна изоляция от многих естественных экологических факторов. Городские ландшафты преобразованы, большая часть территории города покрыта асфальтом дорог, площадей, жилыми корпусами, естественная растительность замещена садово-парковой. Участки природы в структуре городов и микрорайонов испытывают нагрузку со стороны обитателей рядом стоящих домов и превращаются в антропогенные комплексы: это газоны, бульвары, луга, бурьяны, дворы овощных баз, поля, межи, берега рек, кладбища, регулярные парки, ландшафтные парки, лесопарки, скверы, сады, полосы отчуждения железных дорог, кустарники, пустыри, свалки, огороды и другие биотопы городской территории.

Необходимым условием для городской местности является наличие природного каркаса, роль которого выполняют системы зеленых насаждений, водоемы и различные гидротехнические сооружения, улучшающие экологическую ситуацию города. При формировании такого каркаса учитываются следующие принципы:

- неразрывность построения каркаса, т. е. главные оси природного каркаса должны быть логическим продолжением элементов природного каркаса соседних окружающих территорий;

- взаимосвязанность элементов каркаса: они должны представлять не случайную мозаику различных по назначению городских зеленых насаждений, а сетку осей, на пересечении которых целесообразно формировать сравнительно крупные массивы зелени;

- автономность отдельных частей каркаса: элементы должны проникать во все жилые и промышленные районы, микрорайоны, дворы;

- одновременное формирование с городской застройкой природного каркаса как части архитектурно-планировочной структуры города.

Показателем, на который ориентируются при городском планировании, является общая площадь озеленения в городе, которая должна соответствовать нормативу Всемирной организации здравоохранения. Согласно нормативу на каждого городского жителя должно приходиться 50 м² городских насаждений и 300 м² природных. Кроме площади зеленых насаждений, необходимо учитывать их биологическую продуктивность и особенность планировочной структуры природного каркаса. По современным градостроительным нормам не менее 50 % площади города должно отводиться под насаждения в виде различных по своему назначению объектов озеленения.

Городские объекты озеленения подразделяются на объекты общего, ограниченного пользования и специального назначения. К последним относятся скверы, сады, бульвары, парки, озелененные участки перед различными зданиями промышленной и жилой застройки, общественно-административных центров, а также на улицах и магистралях.

К категории экологических зданий в городе относятся здания с зеленой крышей и зелеными стенами. В ряде европейских стран наблюдается бум на зеленые кровли. В Германии существуют федеральные законы, обязывающие проводить озеленение крыш, в Нью-Йорке уже насчитывается более 8000 зеленых кровель. Согласно исследованиям 150 м² травяной кровли обеспечивают годовую потребность в кислороде для 100 человек. Зеленая кровля площадью 480 м² производит столько же кислорода, сколько дерево с кроной диаметром 10 м². В зависимости от способа озеленения кровля может принимать от 40 до 80 % осадков и участвовать в естественном круговороте воды. Если традиционная плоская кровля возвращает в атмосферу менее 1 % влаги, то эксплуатируемая зеленая кровля – более 60 %. Компания Toyota Roof Garden на основе растения *Salvia Greggii* создала новый вид кустарника *Kirsch Pink* («розовая вишня»), предназначенного для озеленения крыш. Кустарник эффективно поглощает окись азота, диоксид серы и другие загрязнители, а также выдерживает высокие городские температуры. Цветет растение розовыми цветками с мая по октябрь.

Первая в России постройка с наклонной озелененной кровлей спроектирована и возведена компанией «Еко» и строительной компанией «АБС-Строй» в 2006 г. На кровле высажены несколько видов многолетних почвопокровных растений. Ведущим лидером в пропаганде зданий с зелеными стенами является Голландия. В озеленении стен применяют не только вьющиеся растения и кустарники, но и скворечники и даже ульи.

При проектировании, строительстве и эксплуатации зданий одной из самых значительных проблем является энергосбережение. В 2009 г. Президент РФ подписал Федеральный закон «Об энергосбережении и повышении энергетической эффективности», поставив задачу в 2023 г. снизить энергопотребление на 40 %. Специалисты выделяют три основных уровня снижения энергозатрат в зданиях: приборный учет ресурсов, комплексное использование энергосберегающего оборудования и автоматизация управления всеми инженерными системами здания – отоплением, водоснабжением, вентиляцией, кондиционированием. Наибольший экономи-

ческий эффект перечисленные меры принесут, будучи реализованными в комплексе. Один из первых опытов по созданию дома с положительной энергетикой, полностью использующего внутренние и внешние ресурсы тепла, – строительство экоддома. Солнечные панели на крыше обеспечивают горячую воду, которую запасают в специальных резервуарах, обеспечивает потребности в воде для мытья и служит аккумулятором тепла. Сократить потребление электроэнергии почти в 20 раз позволяет применение LED-технологий при освещении жилых и офисных помещений. При этом срок службы светодиодных ламп увеличился до 11 лет.

Активное развитие экологического строительства начинается и в России. Архитектурное бюро «AB Elis Ltd» разработало проект «Ecosity 2920», предусматривающий строительство экогорода внутри алмазного рудника в г. Мирный. В экогороде будет проживать более 100 тыс. человек. Энергией город будет обеспечиваться за счет солнечных панелей, расположенных на стеклянном куполе, защищающем город сверху.

Исследования показывают, что в России нет ни одного города с населением свыше 1 млн человек, в котором существует благоприятная экологическая обстановка. Более 20 лет в нашей стране строили новые города, уплотняя существующие точечной застройкой. В результате города стали тесны и неудобны. В России планируется возведение около 20 новых городов с обязательным учетом экологических требований и функционирования комфортных пригородов для обеспечения самоподдерживающегося развития экосистемы города.

Выделим основные принципы оптимизации городской среды:

- перенос промышленных предприятий за городскую черту;
- переход на безотходные технологии;
- использование экологически чистых видов топлива;
- рассредоточение городских зданий;
- снижение транспортной нагрузки;
- создание зеленых зон для улучшения климата и санитарно-гигиенических условий и отдыха населения.

4.4 Принципы формирования сельскохозяйственного ландшафта

Установлено, что в каждом регионе есть оптимальное для хозяйства соотношение интенсивно и экстенсивно используемых угодий – компонентов ландшафта. Ландшафты представляют собой систему «человек – ландшафт», то есть социально-экологическую систему. Социальное развитие общества подчиняется экономическим законам, формируется эколого-социально-экономическая система. Ведущей является подсистема экологическая, в которую входят сельскохозяйственные ландшафты. Все остальные положения должны соответствовать экологической подсистеме.

Выявлены основные принципы формирования сельскохозяйственного ландшафта:

- принцип адекватности или приспособления: любая морфологическая часть ландшафта, измененная под угодье, должна быть адекватна природной. Должна производиться замена неустойчивых экосистем устойчивыми. Например, эродированная свыше 5 % пашня не обладает устойчивым равновесием при любом агроценозе, поэтому необходимо проводить водонасыщение сельскохозяйственных угодий;
- принцип совместимости: все компоненты ландшафта – луга, леса, пастбища – проектируются в единой взаимосвязанной системе при совмещении с природной структурой ландшафта;
- принцип экологического разнообразия: необходимость многообразия структур, функций компонентов среды и биологических объектов;
- принцип природного баланса и экономичности: использование и размещение компонентов ландшафтов производится на основе баланса между экономическими, социальными и экологическими потенциалами данного ландшафта при согласовании экономической выгоды с экологическим равновесием.

Под экологическим равновесием понимают такое состояние природной среды, когда возможна ее саморегуляция, соответствующая охрана и воспроизводство основных компонентов – атмосферного воздуха, воды, почв, растений и животных. Для этого

необходимо обеспечить воспроизводство компонентов с учетом достижения баланса в межрайонном обмене веществ и энергии; требуется биологическая и геохимическая активность геосфер, позволяющая осуществлять нейтрализацию и самоочищение производственных и коммунально-бытовых загрязнений.

Следует поддерживать устойчивость ландшафтов к влиянию транспортных, инженерных, рекреационных и других антропогенных нагрузок; баланс биомассы должен сохраняться в ненарушенных и слабонарушенных участках экосистемы районов расселения человека.

Экологическое равновесие должно достигаться на глобальном и региональном уровнях. В локальных условиях расселения допустимо выполнение лишь части вышеперечисленных условий с учетом возможности компенсации за счет соседних локальных систем. В различных природно-экологических зонах критерии, определяющие экологическое равновесие, будут различны. Для средней полосы экологическое равновесие может быть обеспечено при плотности населения не более 50–60 человек на 1 км² и лесистости не менее 20–30 %.

Условное экологическое равновесие может быть достигнуто в случае невыполнения лишь первого из условий, это возможно при плотности населения, не превышающей 100 человек на 1 км² при значительной (не менее 20–30 %) лесистости и большой доли открытых пространств. Относительное экологическое равновесие может быть обеспечено при обязательном выполнении требований геохимической и биохимической стойкости и устойчивости территории к антропогенным воздействиям, которые достигаются стабилизацией антропогенных нагрузок, осуществлением мер, компенсирующих вредное действие на среду обитания.

Ландшафты представляют собой саморегулирующие системы, обладающие определенной степенью постоянства, инерции, консерватизма, но они имеют свои пределы устойчивости к антропогенным нагрузкам. Под нагрузкой на ландшафт понимают техногенное действие, вызывающее изменение отдельных свойств компонентов ландшафта, которое может привести к нарушению выполнения ландшафтом его социально-экономических функций.

Для природоохранных целей необходимо определить нормы нагрузки на ландшафт, то есть величину антропогенного воздействия, не приводящую к нарушению социально-экономических функций ландшафта.

Следовательно, оптимизация окружающей человека среды непосредственно связана с контролем ее экологического состояния. В зависимости от характера социально-промышленной деятельности существуют различные культурные ландшафты: городские, сельскохозяйственные, рекреационные и природные. Каждый из них характеризуется степенью антропогенной трансформации и устойчивостью.

Относительно невысокой устойчивостью обладают городские и сельскохозяйственные области. Сохранение их экологического благополучия связано с постоянным контролем за антропогенными нагрузками и затратами энергии по их восстановлению и сохранению. Такие типы экосистем находятся в состоянии неустойчивого равновесия, зависят от деятельности человека и могут отклоняться в сторону деградации. Повышение их устойчивости происходит при наличии больших площадей нетронутой природы и искусственных насаждений. Для такого типа урбанизированных экосистем необходим экологический мониторинг и продуманная система рекультивационных мероприятий.

В то же время рекреационные и природные ландшафты не требуют большого количества работ по их сохранению. Мероприятия по их устойчивости направлены в основном на ограничение антропогенных влияний. Экосистемы аналогичных ландшафтов развиваются по пути усложнения, повышения видового разнообразия и сохранению стабильности. Контроль за экологическим состоянием может носить мониторинговый ограничительный характер.

4.5 Сельское хозяйство в условиях радиационного загрязнения

Оценка степени загрязненности территории определяется по количеству техногенного радионуклида цезия-137. В зависимости от интенсивности загрязнения этим элементом сельскохозяйственные угодья подразделяются на четыре зоны. Первая – с плотностью загрязнения до 5 Ки/км², все сельскохозяйственные культуры возделываются по общепринятым технологиям. В пределах 5–15 Ки/км² (вторая зона) на пахотных угодьях растениеводство можно вести без ограничений. Органическое удобрение (навоз) используется после предварительного радиационного контроля. Фосфорные и калийные удобрения с подсевом многолетних трав здесь необходимы для пойменных лугов и суходолов с глинистыми и суглинистыми почвами. Пастбищные и сенокосные угодья на торфяниках и легких почвах, накапливающих повышенное количество радионуклидов, необходимо известковать с внесением повышенных в 1,5 раза фосфорных и калийных удобрений. В районах с плотностью загрязнения 15–40 Ки/км² (третья зона) необходимо известковать и вносить повышенные дозы фосфорных и калийных удобрений. Выпас коров рекомендуется проводить на участках, где плотность загрязнений не превышает 5 Ки/км². При плотности загрязнений выше 40 Ки/км² (четвертая зона) сельскохозяйственные поля выводятся из севооборота, можно выращивать культуры семенного и технического назначения, рекомендуется проводить залеснение территории [11].

В связи с тем что интенсивное загрязнение сельскохозяйственных угодий происходит при испытаниях ядерного оружия или после аварий на ядерном объекте с выбросом радиоактивных веществ, характер последствий существенно зависит от периода воздействия. Выделяют: 1) период йодной опасности – несколько месяцев; 2) период воздушных загрязнений – первый вегетационный период; 3) корневой путь поступления радионуклидов, который длится десятки лет. В первый период выбросов короткоживущих изотопов типа ¹³¹I наиболее опасная ситуация характерна для первых недель, когда радиоизотопы активно включаются в пищевые

цепи. Основным защитным мероприятием в этом случае является исключение из рациона питания сельскохозяйственных животных пастбищного травостоя, т. е. перевод их на стойловое питание.

В период воздушного загрязнения, продолжающегося в течение всего вегетационного периода, происходит выпадение радионуклидов и поверхностное загрязнение надземной части растений и почвы. Вся растениеводческая продукция в такой ситуации должна тщательно промываться и только после дозиметрического контроля употребляться в пищу. Кормовые травы лучше заготавливать не в сушеном виде, а как силос и сенаж. Почву для озимых необходимо известковать (около 5 т/га) и проводить более углубленную, чем обычно, засыпку (до 5 см), что позволит в дальнейшем не затрагивать загрязненный поверхностный слой. Перед посевом следует вносить повышенные дозы калийных и фосфорных удобрений. Пастбища и луга также необходимо известковать поверхностно, провести глубинную вспашку с перемещением оборотного пласта на глубину, внести минеральные удобрения и засеять злаковыми травами.

Для третьего периода загрязнений (корневого) характерно поступление долгоживущих радионуклидов – стронция-90, цезия-137, плутония-239 – из почвы через корневую систему в растения. В этом случае известкование, минеральные и органические удобрения значительно снижают поступление делящихся элементов в продукты питания. Калийные удобрения, препятствующие переходу в растения ^{137}Cs , вносятся в почву вместе с азотными и фосфатными в соотношении азот:фосфор:калий как 1:1,2:1,4.

Для уменьшения и предотвращения поступления радионуклидов в организм человека на загрязненных территориях необходимо знать и использовать основные способы защиты. В связи с тем что радиоизотопы накапливаются в верхнем слое почвы, плоды фруктовых деревьев, корни которых находятся глубже, оказываются мало загрязненными. В черноземах накопление радиоизотопов в растениях происходит меньше, чем в торфоболотистых песчаных и подзолистых почвах. Интенсивно накапливают радиоактивные элементы лишайники, мхи, грибы, бобовые, злаки, укроп, петрушка, шпинат, виноград.

В процессе технологической обработки продуктов происходит снижение радиоактивности. При переработке зерна в муку радиоактивные вещества удаляются вместе с оболочкой, поэтому в крупе и муке стронция ^{90}Sr в 3 раза меньше, чем в зерне. Чистка картофеля и свеклы снижает содержание радиоизотопов на 40 %. В процессе варки грибов и овощей в раствор переходит от 50 % до 85 % цезия-137. Соки практически не содержат загрязнений. Среди мясных продуктов наибольшее накопление радионуклидов характерно для говядины, курятины, гусятины, утятины, баранины, телятины, свинины. Варка мяса на 40–60 % снижает содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые переходят в бульон. Аналогичная ситуация характерна и для рыбных продуктов, поэтому не рекомендуется использовать в пищу придонную рыбу: налима, бычка, сома, карася и т. д. При переработке молока в сливки переходит 5 % стронция-90, в творог – 27 %, в сыр – 45 %; цезия-137 – в сливки 9 %, в масло – 15 %, в творог – 21 %, в сыр – 40 %.

Чтобы предотвратить накопление радиоактивных элементов в клетках, необходимо повысить в организме содержание стабильных элементов, которые являются химическими аналогами радиоизотопов. Так, для йода-131 аналогом является йод; цезия-137 – калий, натрий, литий; стронция-90 – кальций, магний; свинца-210 – кремний; полония-210 – сера. Известно, что йод содержится во всех ягодах темного цвета: черноплодной рябине, смородине, чернике, ежевике, а также в свекле, помидорах, луке-порее, грибах, редиске, репе, зеленом горошке, морской капусте. Калий содержится в моркови, сельдерее, петрушке, шпинате, кураге, черносливе, изюме, картофеле, капусте, огурцах, ржаном хлебе, бобовых и т. д. Кальцием богата капуста, фасоль, миндаль, сыр, мед. Для хорошего усвоения кальция необходим витамин Д, содержащийся в печени, яйцах, салате-латуке. Снижению отрицательных последствий ионизирующего излучения способствуют и антиоксиданты: витамины Е, А и С. Витамин Е содержится в зерне, растительном масле, яйцах, салате, печени; витамин А – в моркови, капусте, печени, почках, яичном желтке, сливочном масле; витамин С находится в плодах шиповника, в клюкве, красном перце, смородине, капусте, цитрусовых, облепиховом соке и т. д.

Для эффективного выделения попавших в организм радионуклидов необходима правильная организация пищевого режима и использование энтеросорбентов. В рационе желательна свекла, сок редьки, компоты, арбузы, чай с лимонником, мелиссой, брусникой. В качестве энтеросорбентов – накапливающих и выводящих соли тяжелых металлов и радиоизотопов – используются пищевые волокна, богатые клетчаткой, способные сорбировать радионуклиды, тяжелые металлы и активизировать перистальтику кишечника и бактерии, синтезирующие пищевые ферменты. Современные энтеросорбенты представлены целлюлозой, лигнином, пектином, камедями и гелями, получаемыми из овощей, отрубей, бобовых и фруктов. Пищевые волокна содержатся в кукурузе, яблоках, чечевице, овсе, брокколи, цветной капусте, ячмене, фасоли, тыкве, выращенных в экологически чистых районах. В противном случае наблюдается концентрация радионуклидов в пищевых волокнах. Среднесуточная потребность составляет для человека 30–40 г.

Пектины или полисахариды растительного происхождения связывают радиоизотопы стронция, цезия, свинца, ртути и способствуют их выведению из организма. Они содержатся в клюкве, цитрусовых, рябине, смородине, вишне, сливе, яблоке, бананах, капусте. Альгинат натрия – органическое соединение, получаемое из морских водорослей, ирландского мха, – блокирует всасывание стронция-90 и способствует выведению ранее поглощенного. К энтеросорбентам также относятся чай, богатый витаминами группы В и каротином, кофе и какао.

Таким образом, проживание в районах радиоактивного загрязнения приводит к изменению в системе сельского хозяйства и питания человека.

Контрольные вопросы

1. Основные принципы оптимизации окружающей среды.
2. Основы оптимизации окружающей среды.
3. Экологическая оптимизация, принцип В. В. Докучаева.
4. Экологические принципы организации территории культурного ландшафта.

5. Основные критерии оптимизации городской среды.
6. Оптимизация сельского хозяйства.
7. Принципы формирования сельскохозяйственного ландшафта.
8. Экологическое равновесие.
9. Оптимизация сельского хозяйства при радиоактивном загрязнении.

Заключение

Контроль за состоянием окружающей среды осуществляется инструментальными, химическими, биологическими и медицинскими методами. Взятие проб для анализа может осуществляться в зависимости от ситуации в дискретном и мониторинговом режимах. Исследования по биоиндикации антропогенных загрязнений техносферы и биосферы являются необходимым компонентом современного экологического мониторинга. Практически по любому виду загрязнений имеются наборы биотестов, позволяющих оценить степень трансформации экосистем. Большое количество работ посвящено нефтезагрязнениям почв и водных биоценозов.

В качестве количественной меры нарушения стационарного равновесия экосистемы при техногенных воздействиях может быть использовано правило 10 процентов. При накоплении токсических ингредиентов или разрушении биоценоза больше 10 % начинается деградация и саморазрушения биоценозов. На уровне популяций превышение 10-процентного объема изъятия приводит к нарушению стационарного состояния.

Недостаточно глубокая современная разработка концепции биоиндикации экологических катастроф затрудняет прогнозирование природных катаклизмов. Прогноз техногенных экологических катастроф осуществляется при изучении уже случившихся антропогенных катаклизмов – это разливы нефти, загрязнения бытовыми отходами, радиационные аварии. Последствия новых техногенных аварий прогнозируются неэффективно. Современные исследования по биопрогнозированию естественных и антропогенных катастроф находятся на первоначальном этапе сбора фактического материала и построения гипотез. Следовательно, биотестирование и биопрогнозирование антропогенных загрязнений являются активно развивающейся областью экологических исследований, позволяющих адекватно прогнозировать, оценивать разрушение природной среды и разрабатывать оптимальные рекультивационные мероприятия. Поэтому оптимизация окружающей человека среды непосредственно связана с контролем и улучшением экологического состояния среды.

В зависимости от характера социально-промышленной деятельности человека проводится оптимизация различных культурных ландшафтов: городских, сельскохозяйственных, рекреационных и природных. Каждый ландшафт характеризуется степенью антропогенной трансформации и устойчивостью. Относительно невысокой устойчивостью обладают городские и сельскохозяйственные районы. Сохранение их экологического благополучия связано с постоянным контролем антропогенных нагрузок и затратами энергии по восстановлению и сохранению районов. Измененные экосистемы находятся в состоянии неустойчивого равновесия, зависят от деятельности человека и могут постепенно деградировать. Повышение их устойчивости происходит при наличии больших площадей нетронутой природы и искусственных насаждений. Для такого типа урбанизированных экосистем необходим экологический мониторинг и продуманная система рекультивационных мероприятий. В то же время рекреационные и природные ландшафты не требуют большого количества работ по их сохранению, здесь мероприятия по устойчивости направлены в основном на ограничение антропогенных влияний.

Экосистемы аналогичных ландшафтов развиваются в направлении усложнения, повышения видового разнообразия и устойчивости. Следует отметить, что методы экологического контроля за состоянием современных ландшафтов совершенствуются в направлении оптимизации качества среды обитания человека.

Литература

1. Докучаев В.В. Избранные труды / под ред. Б.Б. Полынова. М. ; Ленинград : Изд-во Акад. наук СССР, 1949. 633 с. (Классики науки). URL: <http://biblioclub.ru/index.php?page=book&id=117241> (дата обращения: 23.02.2020).
2. Исаченко А.Г. Оптимизация природной среды : географический аспект. М.:Мысль, 1980. 264 с.
3. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеиздат, 1984. 560 с.
4. Калюжин В.А. Использование аборигенных видов микроорганизмов при комплексных работах по очистке территорий от последствий разливов нефти // Вестн. Том. гос. ун-та. 2009. № 327. С. 200–201.
5. Карташев А.Г. Экологические аспекты нефтедобывающей отрасли Западной Сибири. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2007. 218 с.
6. Карташев А.Г., Карташева А.А. Структура ловчих сетей пауков-кругопрядов. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2009. 120 с.
7. Карташев А.Г. Биоиндикация антропогенных загрязнений. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2019. 226 с.
8. Карташев А.Г. Адаптация животных к хроническим факторам. LAP LAMBERT Academic Publishing, Saarbrucken, 2014. 260 с.
9. Карташев А.Г. Биосфера и человек. Томск: Изд-во Том. гос. ун-та, 2003. 352 с.
10. Карташев А.Г., Большаков М.А. Основы электромагнитной экологии. Томск: Изд-во Том. гос. ун-та, 2005. 206 с.
11. Карташев А.Г. Геофизика и геохимия окружающей среды: учеб. пособие. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2019. 122 с.
12. Карташев А.Г., Денисова Т.В., Кулюкина Е.В. Влияние нефти, нефтепродуктов и сеноманских растворов на сообщества раковинных амеб. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2020. 188 с.

13. Карташев А.Г. Биоиндикационные методы контроля окружающей среды. М.: Изд-во Юрайт, 2021. 138 с.
14. Реймерс Н.Ф. Экология. Теория, законы, правила, принципы и гипотезы. М.: Россия молодая, 1994. 366 с.
15. Дорохова Е.Н., Прохорова Г.В. Аналитическая химия. Физико-химические методы анализа: учеб. для вузов. М.: Высшая школа, 1991. 256 с.
16. Основы аналитической химии: учеб. для вузов: в 2 кн. / Ю.А. Золотов, Е.Н. Дорохова, В.И. Фадеева [и др.] ; под ред. Ю.А. Золотова. М.: Высшая школа, 1996. 460 с.
17. Цитович И.К. Курс аналитической химии: учеб. для вузов. СПб.: Лань, 2004. 496 с.
18. Отто М. Современные методы аналитической химии / пер. с нем. под ред. А.В. Гармаша. М.: Техносфера, 2006. 416 с.
19. Электроаналитические методы в контроле окружающей среды / Р. Кальвода, Я. Зыка, К. Штулик [и др.] ; пер. с англ. под ред. Е.Я. Неймана. М.: Химия, 1990. 240 с.
20. Якунина И.В., Попов Н.С. Методы и приборы контроля окружающей среды. Экологический мониторинг: учеб. пособие. Тамбов: Изд-во Тамб. Гос. техн. ун-та, 2009. 188 с.
21. Росновский И.Н. Устойчивость почв в экосистемах как основа экологического нормирования. Томск: Изд-во Института оптики атмосферы СО РАН, 2001. 252 с.
22. Селье Г. Очерки об адаптационном синдроме. М.: Медгиз, 1969. 132 с.
23. Карташев А.Г., Смолина Т.В. Влияние нефтезагрязнений на почвенных беспозвоночных животных. Томск: В-Спектр, 2011. 146 с.
24. Артемьева Т.И., Жеребцов А.Л. Влияние нефтяного загрязнения на педобионтов природоклиматических зон // Биоразнообразие наземных и почвенных беспозвоночных на Севере. Сыктывкар, 1999. С. 16–17.
25. Залялетдинова Н.А., Карташев А.Г. Влияние экологических факторов на сообщества почвенных инфузорий. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2016. 144 с.

26. Карташев А.Г., Калашникова С.А. Влияние нефтезагрязнений и сеноманских растворов на сообщества почвенных нематод. М.: Горячая линия – Телеком, 2018. 146 с.

27. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов // Водные ресурсы. 2012. Т. 39, № 5. С. 530–542.

Оглавление

Введение	3
1 МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	4
1.1 Физико-химические методы контроля состояния окружающей среды.....	4
1.2 Контактные методы оценки состояния окружающей среды.....	10
1.3 Инструментальный контроль электромагнитной обстановки	14
1.4 Дистанционные методы оценки состояния окружающей среды.....	17
1.5 Основы устойчивости экосистем.....	22
1.6 Методы исследований устойчивости экосистем.....	23
Контрольные вопросы	25
2 БИОЛОГИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	26
2.1 Микроорганизмы – биоиндикаторы окружающей среды	29
2.2 Особенности биоиндикационных показателей органов и тканей организма.....	31
2.3 Организменный уровень биоиндикации.....	35
2.4 Биоценотический уровень индикации	41
2.5 Особенности ландшафтной биоиндикации	45
2.6 Этапы адаптации биосистем	47
2.7 Биоиндикация нефтезагрязнений	49
2.8 Дождевые черви – биоиндикаторы нефтезагрязнений.....	49
2.9 Почвенные инфузории – биоиндикаторы загрязнений нефтью и нефтепродуктами.....	54
2.10 Почвенные нематоды – биоиндикаторы загрязнений нефтью, сеноманскими растворами и нефтепродуктами.....	57
2.11 Раковинные амёбы – биоиндикаторы загрязнений нефтью, нефтепродуктами и минерализованными растворами.....	67
2.12 Гидробионты – биоиндикаторы нефтяных загрязнений	74
2.13 Моллюски как биоиндикаторы антропогенных загрязнений.....	78
Контрольные вопросы	82
3 БИОИНДИКАЦИЯ ФИЗИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ	83
3.1 Тепловое загрязнение среды.....	83
3.2 Биоиндикация электромагнитных загрязнений	84

3.3	Биоиндикация радиочастотных электромагнитных загрязнений	88
3.4	Биоиндикация радиоактивных загрязнений	92
3.5	Методы биотестирования	102
3.6	Биопрогнозирование антропогенных катаклизмов	105
	Контрольные вопросы	114
4	ОПТИМИЗАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	116
4.1	Принципы оптимизации окружающей среды	116
4.2	Экологизация окружающей среды	117
4.3	Оптимизация городского ландшафта	123
4.4	Принципы формирования сельскохозяйственного ландшафта	127
4.5	Сельское хозяйство в условиях радиационного загрязнения	130
	Контрольные вопросы	133
	Заключение	135
	Литература	137

Учебное издание
Карташев Александр Георгиевич
МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ И ОПТИМИЗАЦИИ
СОСТОЯНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
Учебное пособие

Подписано в печать 04.07.23. Формат 60x84/16.
Усл. печ. л. 8,37. Тираж 100 экз. Заказ № 164.
Федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники»
634050, г. Томск, пр. Ленина, 40.
Тел. (3822) 533018.