

572

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
ИНСТИТУТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ И ФОТОСИНТЕЗА
МИНИСТЕРСТВО ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
И ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ РОССИИ
ВСЕРОССИЙСКИЙ ИНСТИТУТ ОХРАНЫ ПРИРОДЫ
И ЗАПОВЕДНОГО ДЕЛА

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ



МОСКВА, ВО 'ТАУКА' 1993

УДК 550.7

Авторы: Н.Н. Башкин, Е.В. Евстифьева, В.В. Снакин, Н.О. Алейкина, А.В. Антипова, О.И. Брагина, Л.В. Воробьева, И.Б. Воробьева, Р.В. Галушкин, С.С. Дублягина, В.В. Ермаков, Ю.Г. Иванов, М.И. Козлов, Б.И. Кочуров, А.Ю. Кудрякова, Т.А. Кузюкина, П.П. Кречетов, С.В. Макаров, А.В. Маметько, А.В. Мартынов, В.Е. Мельничко, Б.М. Миранин, Д.Б. Орловский, И.В. Пришутин, К.К. Романова, Ю.М. Семенов, Л.П. Семенова, Л.Е. Сигарева, Н.В. Сорокинкова, А.В. Степачев, Р.М. Хаввастанов, Ф.К. Хазиев, Л.Г. Чернигова

Биогеохимические основы экологического нормирования / В.Н. Башкин, Е.В. Евстифьева, В.В. Снакин и др. – М.: Наука, 1993. – 304 с. – ISBN 5-02-003735-4

Рассмотрены вопросы экологического нормирования с использованием биогеохимических и физиологических подходов. Показано, что размеры антропогенных нагрузок должны быть адекватны в рамках природных колебаний отдельных связных биогеохимических циклов различных элементов. Рассмотрены теоретические проблемы и приведены примеры их практической реализации.

Книга рассчитана на экологов, гигиенистов, научных сотрудников, аспирантов и студентов вузов соответствующего профиля.

Табл. 108. Ил. 33. Библиогр. 750 назв.

Отчетные редакторы:

академик РАН *М.В. Ивченко*

директор биологического наук *В.Н. Башкин*, доктор биологических наук *В.В. Снакин*

Рецензенты:

доктор географических наук *И.Ф. Глазковский*, доктор биологических наук, профессор *В.Н. Кудряков*

Генеральный редактор *М.В. Гречев*

БИОЛОГИИ

№ 57236

Научное издание

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Учреждено к печати Институтом почвоведения и физиологии РАН

Руководитель фирмы "Наука-Биосфера и экология" *М.Б. Личманов*

Редактор издательства *М.В. Гречев*, Художник *В.И. Волков*

Художественный редактор *Н.Н. Милайлова*, Технический редактор *О.В. Ардова*

Корректор *Г.В. Дубовицкая*

Набор выполнен в издательстве на компьютерной технике

ЛР № 020297 от 27 ноября 1991 г.

ИБ № 71

Подписано в печать 04.11.93. Формат 70 x 100 1/16. Гарнитура Таймс. Печать офсетная. Усл. печ. л. 24,7. Усл. экр. отт. 25,0. Уч.-изд. л. 30,4. Тираж 670 экз. Тел. изд. 3944

Оригинал Трудового Красного Знамени издательства "Наука"

117864 ГСП-7, Москва В-483, Профсоюзная ул., д. 90

Самиздательская типография № 1 ВО "Наука" 199034, Санкт-Петербург В-34, 9-я линия, 12

Б 190304000-339
04(02)-93 236-93, 1 выдучены

© Коллектив авторов, 1993

© Российская академия наук, 1993

ISBN 5-02-003735-4

ВВЕДЕНИЕ

В условиях возрастающего антропогенного воздействия на природу увеличиваются техногенные потоки различных загрязняющих веществ, усиливается их давление на все компоненты биосферы и слагающие ее наземные и водные экосистемы. В наибольшей степени изменяется биогеохимическая организованность территории, которую можно рассматривать в качестве наиболее лабильного индикатора антропогенной нагрузки. Эта лабильность, тем не менее, предполагает наличие определенного гомеостатического интервала, в котором данный уровень антропогенного воздействия будет вписываться в рамках природных колебаний различных звеньев биогеохимического круговорота элементов. Однако, если обратиться к картине современного состояния биогеохимической структуры и цикличности, то можно видеть, что в подавляющем большинстве природных биогеохимических регионов, провинций и аномалий под воздействием антропогенеза произошла их трансформация с образованием техно-биогеохимических и агрогеохимических структурных единиц.

Принимая во внимание тот факт, что изменение биогеохимической цикличности, отражающей миграцию вещества под воздействием биоты (в настоящее время преимущественно человека), приводит прежде всего к изменению протяженности и направленности трофических (пищевых) цепей, можно прийти к заключению о неотвратимости трансформации параметров устойчивости человека и его популяционного здоровья.

Столь тесная взаимосвязь между биогеохимической структурой территории и состоянием популяционного здоровья населения позволяет говорить о возможности и необходимости разработки параметров экологического нормирования только на основе познания этой биогеохимической структуры как в природных ландшафтах, так и в их антропогенно-модифицированных аналогах. Поскольку изменение биогеохимических циклов происходит в пространстве и во времени, постольку и параметры экологического нормирования должны изменяться в зависимости от исходной природной структуры территории, степени ее антропогенной трансформированности, величин современных и кумулятивных нагрузок и адаптационных возможностей человека, постоянно проживающего в данной местности. Это позволит комплексно рассмотреть вопросы экологического нормирования и проблемы устойчивого развития.

Решение столь сложной задачи связано с рассмотрением огромных информационных потоков, поэтому количественная оценка величин экологического нормирования допустимого антропогенного воздействия на среду обитания человека и его популяционное здоровье может быть осуществлена только с использованием геоинформационных и экспертно-моделирующих систем, реализуемых на современных компьютерах.

С использованием изложенных методологических подходов к экологическому нормированию в настоящей монографии рассмотрены следующие основные блоки проблем:

- 1) биогеохимическая структура экосистем в условиях интенсивного антропогенного воздействия;
- 2) биогеохимические и физиологические основы экологического нормирования;
- 3) геоинформационные и экспертные системы для оценки параметров экологического нормирования;
- 4) экологическое нормирование и проблемы устойчивого развития.

Предлагаемая монография представляет собой попытку коллективного подхода к решению обозначенных выше проблем с использованием методологий и методов многих научных дисциплин, включая биогеохимию, экологию, геохимию ландшафтов, физиологию человека, информатику и др. Несомненно, что не все проблемы экологического нормирования решены в одинаковой степени, однако представленный их анализ может быть полезен как с теоретической, так и с практической точки зрения.

Авторы выражают огромную благодарность проф. Н.Ф. Глазовскому и проф. В.Н. Кудярову за внятый на себя труд по рецензированию рукописи. Авторы также весьма признательны Т.В. Русановой за подготовку рукописи к изданию.

ГЛАВА I

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Биогеохимическая структура природных ландшафтов представляет собой отображение коэволюции геосферы и биосферы. В этих условиях каждому элементарному геохимическому таксону соответствует довольно жестко детерминированная организованность биогеохимических пищевых цепей, адаптированная к специфическим факторам, обуславливающим миграцию и аккумуляцию различных химических элементов. Интенсификация антропогенного воздействия на природные ландшафты, связанная прежде всего с изменением (возрастанием) коэффициентов технофильности и талассофильности, сопровождается перестройкой практически всех трофических цепей и, как следствие, изменением биогеохимической структуры обширных территорий. Во многих регионах зафиксированы технобиогеохимические и агрогеохимические провинции, в которых трансформируется роль и значимость традиционных биогеохимических барьеров (гумусовые горизонты почв, отмершая фитомасса) и возрастает значение таких барьеров как грунтовые воды, где происходит аккумуляция многих загрязнителей. В этих искусственно созданных биогеохимических провинциях наблюдается целый спектр болезней человека и животных, индуцированных избыточным накоплением различных элементов или, наоборот, их избыточным выносом. Для корректной оценки происходящих процессов необходимо выполнение эколого-биогеохимического районирования, что позволит определять меру трансформированности естественных ландшафтов и намечать пути экологически оптимального управления ими.

1.1. БИОГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ КОНТИНЕНТОВ

Изучение современных тенденций эволюции биосферы и особенностей биогенных циклов химических элементов – основные задачи биогеохимии, роль которой в познании мира и решении экологических процессов постоянно возрастает. Интенсивное ее развитие в 50–60-х гг. дало мощный импульс дифференциации биогеохимии и возникновению в России таких интересных направлений как биогеохимия углерода (Галимов, Кодина, 1982; Кодина, 1987), биогеохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых (Алексеев, 1989; Ковалевский, 1984; Малюга, 1963; Перельман, 1969), палеобиогеохимия (Манская, Кодина, 1975; Ронов, 1980), радио-биогеохимия (Павлоцкая, 1974; Тюрюканова, 1974), биогеохимия почв (Добровольский, 1983; Ковда, 1979, 1985; Обухов, 1990), растений (Алексеева, Попова, 1990; Скарлыгина–Уфимцева, 1991), микроорганизмов (Алексеева, 1986; Илялетдинов, 1984; Кузнецов и др., 1962; Летунова, Ковальский, 1978; Нязова, Летунова, 1981), глобальных циклов и изотопов химических элементов (Галимов, Кодина, 1982; Гриненко, Гриненко, 1974), биогеохимия океана и современных осадков (Виноградов, 1967; Романкевич, 1977). Экологические аспекты биогеохимии нашли наиболее полное отражение в учении о биогеохимических провинциях и геохимической экологии, сформулированных учеными В.И. Вернадского – А.П. Виноградовым (1938, 1960) и В.В. Ковальским (1972, 1974а, 1974б, 1978, 1982).

В настоящее время в биогеохимии можно выделить три аспекта ее развития: геологический, биологический (экологический) и прикладной, охватывающие палеобιοгеохимические, техногенные (антропогенные) и эволюционные геохимические процессы (Сутурин, 1990). В зависимости от уровня экосистем и протекающих в них процессов, а также от решаемых задач, биогеохимические исследования подразделяются на динамические и статические. Однако, в ряде случаев трудно провести четкую грань между характером подобных исследований. Так, при оценке глобальных циклов химических элементов всегда существует стадия накопления фактов, т.е. элементов статической биогеохимии, позволяющих в дальнейшем вскрыть динамические закономерности массообмена в биосфере.

Биогеохимическое районирование континентов как функциональное подразделение биосферы является следствием проблем ее биогеохимической гетерогенности, организованности и оптимального развития.

Проблема биогеохимической гетерогенности биосферы, ее функционирования и эволюции всегда была и является одной из центральных научных проблем, ибо она непосредственно связана с познанием сущности жизни как планетарного и космического явления, с исторической оценкой роли живого вещества в прошлом, настоящем и будущем, с определением места и роли человека в преобразовании биосферы и возможным прогнозом развития человечества.

Подходы к осмыслению данной проблемы были заложены в XIX и начале XX века в связи с развитием химии, физики и биологии, дифференциацией и интеграцией естественных наук, последующим более поздним формированием геохимии, экологии и биохимии. Ее развитию способствовало также создание систематики различных групп организмов и накопление многочисленных фактов, свидетельствующих об их взаимодействии между собой и со средой обитания.

1.1.1. ОСНОВНЫЕ ФУНКЦИИ БИОСФЕРЫ И БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЦИКЛЫ

Понимание функций биосферы Земли как области обитания и жизнедеятельности организмов, преобразующей земную кору, стало возможным благодаря работам В.И. Вернадского (1944, 1977, 1980, 1989). Его идеи о геохимической роли живого вещества, формирования среды жизни, единства жизни и геохимической среды привели к созданию нового раздела геохимии и естествознания в целом — биогеохимии, изучающей жизнь в аспекте миграции атомов и трансформации энергии.

Основываясь на биогеохимических принципах В.И. Вернадского об организованности биосферы и на работах ряда ученых (Будыко, 1984; Вьюградов, 1973; Камшилов, 1979; Ковальский, 1982; Ковда, 1985; Колчанский, 1990; Малиновский, 1990; Лилунов, 1980), функции биосферы следующие:

- *энергетическая*, связанная с аккумулярованием и преобразованием энергии аутоотрофными и гетеротрофными организмами (фото- и хемосинтез, питание);

- *биохимическая*, состоящая из синтеза органических веществ с вовлечением макро- и микроэлементов, их концентрирования и рассеивания;

- *трансформирующая*, сущность которой состоит в минерализации органического вещества и в преобразовании органических и неорганических соединений;

- *транспортная*, связанная с массопереносом вещества и биогеоинной миграцией химических элементов;

- *гомеостатическая* и *средообразующая*, состоящая из обеспечения относительного постоянства внутренних сред организма и формирования геохимических свойств окружающей среды;

- *экологическая*, сущность которой заключается во взаимодействии различных групп организмов в компонентах среды внутри биогеоценозов и экосистем;

- *информационная*, обеспечивающая регуляцию развития организмов и среды;

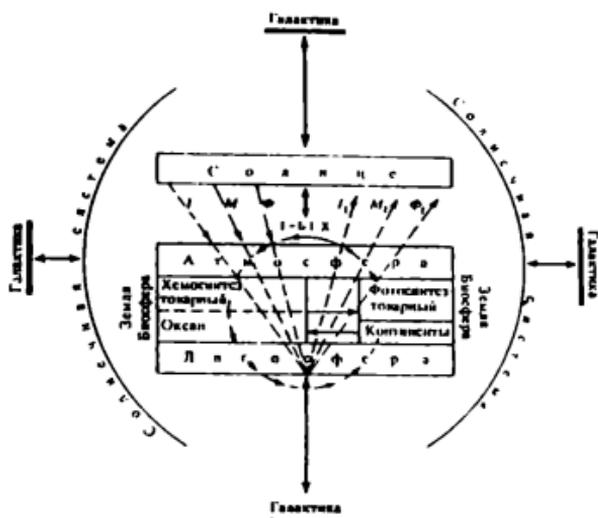


Рис. 1. Схема основных циклов в глобальной экосистеме: биосфера Земли - Земля - Солнце - Солнечная система - Галактика

I - поток энергии, *M* - общая масса веществ, *Ф* - магнитный поток, Г-БХ - геологические и биогеохимические глобальные циклы химических элементов

-космическая, обуславливающая периодичность миграционных и биологических ритмов, реакций организмов.

Указанные функции биосферы как области обитания и жизнедеятельности организмов проявляются в своем единстве в глобальных и локальных биогеохимических циклах химических элементов, слагающих геологические циклы (Будыко и др., 1985; Ковда, 1976; Малиновский, 1990), которые к тому же необходимо рассматривать во взаимосвязи с глобальными планетарными процессами и отдельными блоками более высокого порядка (рис. 1).

Центральное место в биосфере занимает гетерогенное живое вещество, способное к воспроизведению, сохранению информации и трансформации энергии. Способность организмов ассимилировать энергию Солнца (фотосинтезирующие растения, хемосинтезирующие микроорганизмы) с образованием органических веществ и разлагать последние до минеральных и газообразных соединений лежит в основе биогеохимических циклов химических элементов. Планетарные масштабы фотосинтеза огромны. За вегетационный период на поверхность суши падает $6,74 \cdot 10^{16}$ ккал физиологически активной радиации (Снякин, 1987). Растения, используя 55% солнечной радиации от общего потока, синтезируют 124,6 млрд т органических веществ в год. При этом 70% от общей продуктивности приходится на долю лесов и степей (Снякин, 1987), а содержание органического углерода в общей их фитомассе достигает $5,6 \cdot 10^{14}$ кг (Кобак, Кондрашова, 1991; Магидов, 1991). Подавляющая часть органического углерода сосредоточена в лесах - $4,11 \cdot 10^{14}$ кг, а их продуктивность в свою очередь зависит от содержания и формы органического углерода в почвах, от климатических факторов (испаряемость, годовое количество осадков), видного режима почв. С метаболизмом углерода связаны процессы карбонатообразования (Розов, 1980).

формирования месторождений угля, нефти и газа, поступления в атмосферу углекислого газа и метана.

Полагают, что при современных условиях и уровнях поступления CO_2 в атмосферу регулирующие системы не обеспечивают равновесия. Увеличение его концентрации в атмосфере Земли может явиться причиной парникового эффекта – глобального потепления (Израэль и др., 1991; Магидов, 1991; Секихара, 1982). Причем эффект усугубляется сокращением биомассы лесов, выделением в атмосферу других "парниковых" газов – CH_4 , N_2O , O_3 , фреонов, ингибирующим действием ряда "тяжелых" металлов на хемо- и фотосинтез, усилением темпов захоронения углерода в грунтах (Бессонов и др., 1987). Однако, несмотря на развитие изотопной техники по оценке глобального цикла углерода, последний недостаточно изучен, а составляющие его процессы делятся сотни лет. Эффекты такого нарушения природного цикла пока невозможно предугадать.

Биогеохимический цикл углерода является определяющим в биосферном массообмене наряду с круговоротом других макроэлементов (кислород, водород, азот). Они составляют 90% массы живого вещества. В биогенный цикл вовлечены практически все химические элементы (Глазовский, 1976, 1987). Содержание некоторых из них в земной коре, почвах и организмах не превышает 0,001% (кобальт, вольфрам, селен), однако биологическая роль их весьма существенна (Ковальский, 1974; Гигиенические критерии..., 1989; Ермаков, 1992).

Биогеохимические циклы химических элементов и в целом процессы массообмена вещества и трансформации энергии обеспечивают относительную во времени стабильность биосферы. Представляя собой открытую термодинамическую систему, биосфера как проявление жизни всегда рассматривается во взаимодействии с литосферой, океаном и атмосферой. Эти взаимодействия носят планетарный характер и могут быть представлены в виде жесткой трехмерной пирамиды (Degens, 1989).

Учитывая физико-географическую и геохимическую гетерогенность биосферы как глобальной экосистемы, она условно подразделяется на экосистемы (биогеоценозы, биогеохимические таксоны) различного уровня (Ковальский, 1971; Снакин, 1987). Оценка их функционирования осуществляется, как правило, в системах: гидросфера – атмосфера, почвы – растения, почвы – природные воды – растения, горные породы – почвы – природные воды – атмосфера – различные организмы, включая человека.

1.1.2. ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ КОНТИНЕНТОВ

Биогеохимическое районирование континентов, в основе которого лежат массообмен и трансформация вещества и особенности жизнедеятельности организмов, является предметом не только геохимиков, почвоведов и географов, но также специалистов медицины и сельского хозяйства. В зависимости от решаемых задач и методологии можно выделить следующие основные направления районирования: ландшафтно-геохимическое, педогеохимическое, агроландшафтное, медико-географическое и собственно эколого-биогеохимическое.

Основу последнего составляют учение о биогеохимических провинциях и геохимическая экология. Оба эти направления биогеохимии были сформулированы и развивались в Биогеохимической лаборатории ГЕОХИ РАН как следствие биогеохимических и биосферных идей В.И. Вернадского. В настоящее время проблему биогеохимической гетерогенности и районирования континентов целесообразно рассматривать с позиций биогеохимии, экологии и географии.

Фундаментом биогеохимического районирования континентов является сформулированное А.П. Виноградовым (1938) понятие о биогеохимических провинциях как областях Земли, отличающихся от соседних по уровню содержания в них химических элементов и вследствие этого вызывающих различную биологическую реакцию со стороны местной флоры и фауны. Это представление было скорректировано позднее

В.В. Ковальским (1971) и в настоящее время рассматривается как таксон биосферы 3-го порядка.

Биогеохимические провинции, выявленные на основании всестороннего, сравнительного изучения свойств геохимической среды различных территорий Земли и специфических реакций организмов (концентрирование элементов, нарушение метаболизма, адаптивные и патологические изменения), связанных с особенностями миграции отдельных химических элементов и их ассоциаций и являющихся следствием влияния среды, имеют временной и пространственный аспект. Длительность существования биогеохимических провинций и концентрационные эффекты среды обуславливают возникновение популяций организмов, устойчивых к избытку или недостатку определенных биологически активных химических элементов, изменение механизмов их аккумулярования и вовлечения в процессы обмена.

Учение о биогеохимических провинциях получало дальнейшее развитие в экспериментальных и теоретических работах профессора В.В. Ковальского и его школы. В настоящее время установлен и изучен целый ряд зональных и а зональных биогеохимических провинций с недостатком кобальта, меди, йода, где среди людей и животных распространены эндемический зоб, акобальтозы, атаксия; с избытком в среде урана, стронция, молибдена, свинца, фтора, меди, никеля, селена с проявлениями хондродистрофий, молибденовой подагры, хронических форм токсикозов (Ковальский, 1978, 1979, 1979а). В.В. Ковальский наиболее полно выразил значение биологических факторов, дав мощный импульс развитию прикладных вопросов в медицине, ветеринарии, растениеводстве, эволюционной биохимии. В целом в биогеохимию и в учение о биогеохимических провинциях заложена экологическая направленность.

Биогеохимические провинции можно рассматривать как специфические экосистемы, выделенные в рамках биогеохимического районирования континентов по различным признакам: генезису, пространству, периоду существования, эволюционным процессам, биологическим реакциям (Ермаков, 1992; Ермаков, 1990; Yermakov, Korobova, 1992). В соответствии с генезисом биогеохимические провинции подразделяются на первичные и вторичные, природные, природно-техногенные и техногенные. Происхождение техногенных провинций связано с образованием устойчивых ассоциаций химических элементов в районах крупных промышленных предприятий, энергетических центров, городов, аэропортов, интенсивно используемых сельскохозяйственных угодий (агроландшафты). Территориально они могут быть региональными, субрегиональными, зональными и а зональными. В отличие от природных, формирование техногенных биогеохимических провинций, обусловленное деятельностью человека, протекает в геологическом времени молниеносно, а биологические последствия в ряде случаев непредсказуемы (Ермаков, 1992; Yermakov, Korobova, 1992).

Методология выявления и изучения биогеохимических провинций основана на комплексном количественном исследовании миграции химических элементов во всех звеньях биогеохимической пищевой цепи, учитывая биомассу, пространство обитания организмов, энергию и биологические реакции (концентрирование элементов, нарушение метаболизма, адаптивные и патологические изменения), связанные с особенностями локальных биогеохимических циклов отдельных химических элементов и их ассоциаций. Оценка локальных биогеохимических циклов химических элементов – один из определяющих этапов в биогеохимическом районировании континентов.

Наиболее полно связь между организмами и их сообществами с природно-техногенной геохимической средой, проявляющаяся в форме постоянной миграции атомов и трансформации энергии в пространстве и во времени, нашла отражение в геохимической экологии – новом направлении биогеохимии и экологии, созданном В.В. Ковальским (1972, 1974а, 1979, 1981). Геохимическая экология, фундамент которой составляют биогеохимические пищевые цепи (рис. 2), биогеохимическая миграция химических элементов и реакции организмов, служит основой экспертных оценок состояния

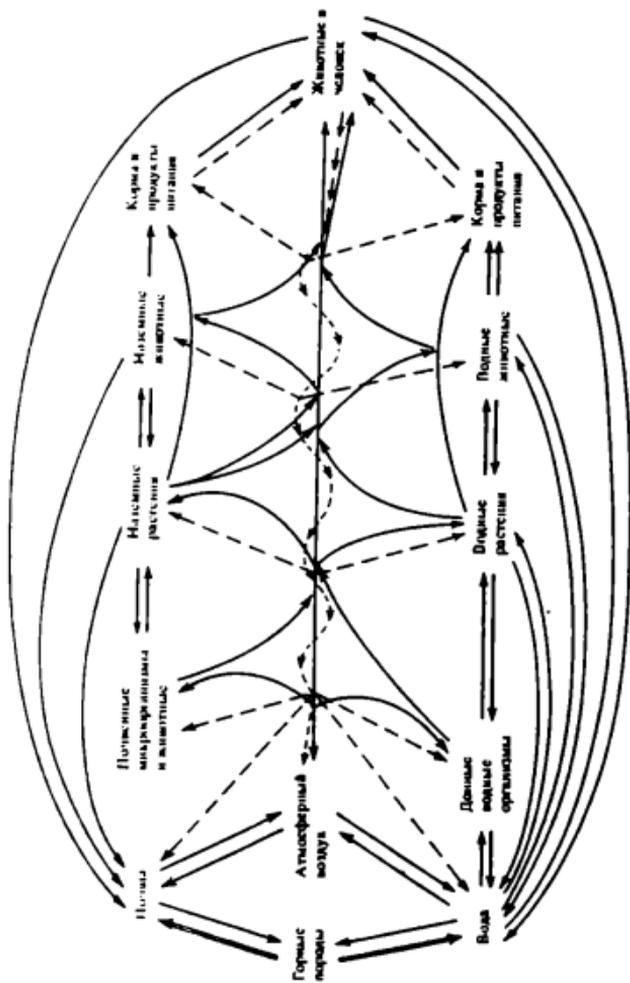


Рис. 2. Биогенетические пути жизни по В.В. Ковальскому (1974) с дополнениями
 Пулктарный животн - муштрация продуктов телочности

биосферы на различных уровнях жизни, выявления причинных зависимостей нормальных и патологических состояний организмов от факторов геохимической среды. В некоторых случаях методология геохимической экологии позволяет выявлять оптимальные геохимические условия для жизнедеятельности организмов, включая человека, и оценивать состояние функционирования экосистем.

Касаясь техногенного преобразования биосферы и формирования техногенных биогеохимических провинций, напомним, что среди веществ антропогенного характера, отрицательно влияющих на организмы, существенную роль играют некоторые пестициды, хлорсодержащие диоксаны и нафталины, компоненты минеральных удобрений, радионуклиды, некоторые химические элементы и их соединения (ртуть, кадмий, свинец, таллий, бериллий, мышьяк, фтор и др.). Многие из них канцерогены и обладают мутагенным действием (Бочков, Чеботарев, 1989; Колесников и др., 1986).

Если учесть мощность промышленных выбросов, дискретность и локальность их выпадения (концентрирование в окружающей среде), а также биологические реакции организмов, то становится очевидным, что сегодня мы имеем дело с формированием техногенных провинций, имеющих общие и отличительные признаки с классическими природными биогеохимическими провинциями. Антропогенные биогеохимические провинции можно классифицировать по типу воздействия на экосистему и природе загрязителя.

Многолетний опыт изучения техногенных территорий с избытком ртути, свинца, кадмия, фтора, мышьяка и сурьмы позволяет констатировать, что развитие токсикозов животных протекает с преимущественным нарушением синтеза гема, кальцево-фосфорного обмена, блокированием тиогрупп функциональных белков, оксидаз смешанных функций, снижением резистентности. При этом техногенное поступление химических элементов на поверхность кормовых трав и пищевых растений в ряде случаев более опасно, чем аккумуляция их растениями из почв. В условиях промышленных (атмосферных) загрязнений резко возрастают кажущиеся коэффициенты биологического поглощения и материальной аккумуляции химических элементов в системах: почва - растения, корма - ткани животных, что сопровождается более быстрым развитием токсикоза. В этом случае исключительную роль играет природа загрязнителя. Так, если в условиях нормального развития организмов коэффициенты биологического поглощения фтора и ртути не превышают 0,1 и 1,0 соответственно, то в условиях промышленного загрязнения эти величины возрастают до 1,0 и 30,0 (Ермаков, 1972, 1992; Ермаков и др., 1990, 1991).

Приведенные материалы отражают техногенное развитие биосферы как один из этапов ее естественной эволюции. Использование огромных масс химических элементов, обусловленное техногенезом, пока не сказывается на глобальных циклах химических элементов, поддерживающих целостность биосферы. Но в будущем ряд техногенных процессов может оказать заметное влияние на миграцию элементов в биосфере (блокирование атмосферного азота, окисление серы и углерода, повышение кислотности природных вод), способствуя образованию техногенных химических элементов и их групп, интенсивно используемых человеком (Тюрюканова, 1987).

Изучение биогеохимических провинций и локальных миграционных потоков атомов химических элементов не исключает оценки их глобальных циклов, интегрирование миграционных потоков, формируемых организмами суши и континентальных водоемов - одна из составляющих исследований биосферных циклов элементов.

Обширная информация по особенностям химического состава почв, природных вод, организмов, дифференцированный анализ патологий, изучение широкого спектра биогеохимических провинций и общее развитие геохимической экологии позволили В.В. Ковальскому сформулировать принципы биогеохимического районирования (1971, 1978), известного в литературе как эколого-биогеохимическое направление (Глауковская, 1987).

Идея биогеохимической гетерогенности и зональности континентов послужила

основой выделения наиболее крупных экосистем нашей страны - регионов биосферы, именуемых таксонами 1-го порядка (Ковальский, 1971). Было выделено 3 равнинных региона: ташкино-лесной нечерноземный; лесостепной и степной черноземный; суходо-степной, полупустынный и пустынный. Все горные территории были объединены в 4-ю группу. В их пределах обособлены (Ковальский, 1982) субрегионы биосферы как таксоны 2-го порядка в биогеохимические провинции (таксоны 3-го порядка) по недостатку или избытку в среде обитания макро- и микроэлементов (качественная характеристика концентраций химических элементов) и проявлению эндемичных заболеваний животных, человека и растений (рис. 3).

На карте схематически ограничена территория ташкино-лесного нечерноземного региона страны в биогеохимических провинциях, бедных кобальтом, медью, вольфрамом, кальцием и фосфором, где встречаются эндемичский зоб, эндемичские анемии (дефицит меди и кобальта), нарушение синтеза витамина В₁₂ и гормонов щитовидной железой,

←

Рис. 3. Картограмма биогеохимического районирования страны по И.В. Ковальскому (1982) с дополнениями

1. *Регионы биосферы, субрегионы биосферы, в которых преобладают природные ресурсы:* 1-4 - ташкино-лесной нечерноземный регион биосферы. Биогеохимические провинции: 1 - бедные кобальтом (эндемичские анемии, гипо- и авитаминозы В₁₂), бедные медью (эндемичские анемии), бедные вольфрамом (эндемичское увеличение щитовидной железы, эндемичский зоб, распространено эндемическое бесплодие), бедные одновременно медью и кобальтом (возможны эндемичные заболевания и кобальтовой недостаточности), с дефицитом кальция и фосфора (эндемичские остеодистрофии при нарушении СаР); 2 - бедные вольфрамом и кобальтом (усиление эндемичского зоба); 3 - обогащенные стронцием, бедные кальцием (нарушение роста и формирования костей в суставах хрящей, эндемичная урсовая болезнь - симметричный деформирующий остеоартроз); 4 - с недостатком олова (эндемичские миозиты, беломышечная болезнь животных, болезнь Кешана); 5-6 - лесостепной и степной черноземный регион биосферы на серых лесных и поймаемых почвах встречаются биогеохимические провинции, бедные вольфрамом (эндемичское увеличение щитовидной железы, редко эндемичский зоб и эндемическое бесплодие); 6 - при высокой продуктивности у сельскохозяйственных животных могут возникать эндемии, например, остеодистрофия крупного рогатого скота при нарушении СаР; 7-9 - суходо-степной, полупустынный, пустынный регионы биосферы и биогеохимические провинции: 8 - с относительным дефицитом меди, обычно избыточным уровнем молибдена и сульфатов (эндемичская атласия); 9 - с избытком бора (эндемичские лихорадки); 10 - с повышенным содержанием меди и кобальта, повышенным - молибдена и бора (эндемичские гастроэнтериты и пневмония легот, иногда могут возникать случаи эндемичской атласии), распространены субрегионы и биогеохимические провинции с недостаточным содержанием вольфрама (эндемичское увеличение щитовидной железы, эндемичский зоб, эндемическое бесплодие); 11 - горный район биосферы распространены субрегионы биосферы и биогеохимические провинции бедные медью, кобальтом, кальцием, вольфрамом (анемии, соответствующие недостаточности указанных элементов)

II. *Субрегионы биосферы и биогеохимические провинции (естественные и техногенные), природные ресурсы не соответствуют характеристике регионов:* 12 - богатые кобальтом (техногенные или естественные) (возможна задержка синтеза витамина В₁₂); 13 - бедные вольфрамом и марганцем (возможно усиление эндемичского зоба); 14 - богатые свинцом (естественные); эндемичские заболевания нервной системы - (нефалгия, гастралгия, аналгия, а также гингивиты, гиперемии); 15 - обогащенные молибденом (техногенные и естественные) возможны эндемичский молибденитизм и эндемичская молибденовая подагра); 16 - с избытком стронция и кальция (естественные и техногенные) витамин D-резистивная форма рахита, остеодистрофия; 17 - обогащенные селеном эндемичские ослепшие токсикозы; 18 - с неблагоприятным соотношением меди, молибдена и свинца; 19 - обогащенные вольфрамом у животных организмов эндемичские болезни не выявлены, наблюдается адаптивное выделение урана из организма; у многих видов растений - морфологическая изменчивость); 20 - с избытком фтора, техногенные и естественные (эндемичские флюорозы); 21 - обогащенные медью (эндемичская анимия гепатита, у животных возможен цирроз печени); 22 - с нарушенным обменом меди (эндемичская векторная токсинурия, вызываемая пирролиндиновыми алкалоидами (свободная волосатолодная Heliothrips haussneri (ого-западные районы пустыни Кызылкум)); 23 - богатые вольфрамом вольфрамистые бедные кобальтом, марганцем (эндемичские остеодистрофии); 24 - богатые вольфрамом (техногенные и естественные) накопление никеля в энзимальных тканях, эндемичские кожные заболевания, например никелевая анемия, дерматиты; 25 - обогащенные литием (естественные) эндемичные тератогенные и мутагенные растения; у животных организмов эндемии возможны, но не изучены; 26 - обогащенные хромом (техногенные и естественные) эндемичский хронический тромбоцитоз (поражением различных метаболических и функциональных систем органов и тканей); 27 - обогащенные марганцем (естественные и техногенные) эндемии растений найдены, у животных не изучены; 28 - с недостатком фтора - эндемичский карiesz зубов); 29 - с недостатком цинка в пахотных почвах (эндемичский весенний парашитоз крупного рогатого скота)

Таблица 1

Средние концентрации микроэлементов в пастбищной растительности и почвах в некоторых континентальных регионах* (по В.В. Ковальскому, 1971)

Наименование регионов	Микроэлементы, мг/кг						
	Иод	Кобальт	Молибден	Медь	Цинк	Марганец	Железо
1. Таежно-лесной нечерноземный	0,10	0,25	1,03	5,5	20	70	100
	-	-	±	-	±	±	±
2. Лесостепной, степной черноземный							
а) растения черноземов и черноземы	0,20	0,32	0,92	6,2	24	50	200
	+	±	±	±	+	±	±
б) растения полей и полевые почвы	0,16	0,21	0,58	5,5	12	70	170
	±	-	-	-	-	±	±
3. Сухостепной, полупустынный, пустынный	0,23	0,73	2,44	5,7	17	40	450
	+	+	+	-	±	-	+
4 Горный	Гетерогенность резко выражена						

* Числитель - содержание микроэлементов в растениях пастбищ, мг/кг сухого вещества; знаменатель - реакция организмов, характерные для относительного дефицита (-), достатка или избытка (+) или варьирования признаков (±).

кальций-фосфорного обмена (эндемические остео дистрофии). Выделены субрегионы и биогеохимические провинция, обогащенные бором в Приаралье и Западном Казахстане, показаны территории с избытком других микроэлементов и проявлением различных биологических реакций. При этом территория подразделена следующим образом: I - регионы биосферы; субрегионы биосферы, в которых комбинируются признаки регионов в II - субрегионы биосферы и биогеохимические провинция, естественные и техногенные, признаки которых не соответствуют характеристике регионов.

В табл. 1 приведены средние концентрации ряда микроэлементов в пастбищных растениях отдельных регионов, а также относительные данные по недостатку, избытку или нормальному содержанию их в почвах (Ковальский, 1971). Горным регионам присуща биогеохимическая мозаичность. Тем не менее, в там можно выделить территории с недостатком йода (95%), кобальта (31%), меди (28%), цинка (24%), избытком молибдена, свинца, цинка, стронция в других элементов.

Итак, в пределах региона биосферы имеют место географические признаки почвенно-климатических зон или их сочетаний с учетом качественной и количественной характеристик биогеохимической пищевой цепи химических элементов и доминирующих биологических реакций организмов на природно-техногенные условия геохимической среды (изменения метаболизма, пороговой чувствительности, адаптивные и предпатологические состояния, эндемические заболевания).

Субрегионы также отличаются биогеохимической гетерогенностью, где концентрации биологически активных химических элементов в горных породах, почвах, органах, тканях человека и животных варьируют в определенных интервалах, которые ниже или выше оптимальных уровней. Проявление биологических реакций, например, эндемических заболеваний, зависит как от количественных факторов химического состава среды, так и от результирующего действия множества других причин, включая антропогенные.

Приведенную картограмму (см. рис. 3) следует рассматривать как карту 1-го порядка. Естественно, она нуждается в уточнении и детализации в связи с допол-

нительной информацией. По-видимому, целесообразно выделить прибрежные экосистемы в отдельный регион в связи с интенсивной денудацией и аккумуляцией ряда биологически активных химических элементов (ртуть, кадмий, цинк, медь, свинец, железо, марганец, никель и др.) в органических веществах в прибрежной зоне моря, представляющей несомненный биогеохимический интерес (Морозов, 1990). Тем не менее, картограмма на данном этапе является весьма информативной, так как включает обширные данные как по биогеохимии, так и по дифференциальному анализу патологических состояний организмов.

1.1.3. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ДРУГИЕ ПРИНЦИПЫ РАЙОНИРОВАНИЯ КОНТИНЕНТОВ

Следует заметить, что наряду с указанным направлением в России успешно развиваются также близкие научные течения как геохимия ландшафтов (Аржанова, 1990; Глазовская, 1988, 1976; Гриненко, Гриненко, 1974; Дончев и др., 1982; Перельман, 1975), техногенная биогеохимия городов (Сает и др., 1990), биогеохимия почв (Добровольский, 1983; Ковда, 1979; Мотузова, 1988; Учватов, 1990) и агроландшафтов (Башкин и др., 1992; Саев и др., 1990).

Кратко остановимся на месте и роли геохимии ландшафтов в биогеохимических исследованиях. Основные положения геохимии ландшафтов были сформулированы в 40-х гг. Б.Б. Полюновым (1953, 1956) на основании изучения процессов выветривания земной коры и формирования почв. По его определению элементарный ландшафт – в своем типичном проявлении должен представлять один определенный тип рельефа, сложенный одной породой или наносом и покрытый в каждый момент своего существования определенным растительным сообществом. Все эти условия создают определенную разность почвы и свидетельствуют об одинаковом на протяжении элементарного ландшафта развитии взаимодействия между горными породами и организмами. К одинаковым элементарным ландшафтам относятся также участки биосферы, у которых на аналогичных почвоподстилающих корах выветривания (или коренных горных породах) развиты одинаковые разности почв, покрытые одинаковыми растительными сообществами (Алексеевко, 1989). Согласно А.И. Перельману, геохимический ландшафт – это парагенетическая ассоциация сопряженных элементарных ландшафтов, связанных между собой миграцией элементов, а геохимия ландшафтов рассматривают как науку о закономерностях миграции, рассеяния и концентрации атомов в ландшафте (Перельман, 1975, 1989). Если мы обратимся к определению биогеохимии, предложенному В.И. Вернадским (1980, 1989) в его учениками (Виноградов, 1973; Ковальский, 1974а, 1981, 1982), то становится очевидным, что понятие геохимии ландшафтов соподчинено биогеохимии, представляя собой ее производное. Как удачное сочетание элементов почвоведения, физической географии, геохимии, гидрохимии и геоботаники, это информативное направление, развитое усилиями М.А. Глазовской, Н.Ф. Глазовского, А.И. Перельмана и В.В. Добровольского, успешно применяется для изучения миграции химических элементов в системе почва-растения. Наибольшее приложение оно нашло в разработке геохимических методов поисков месторождений полезных ископаемых (Алексеевко, 1989; Перельман, 1989) наряду с биогеохимическими (Ковальский, 1984; Малуга, 1963).

С биогеохимической точки зрения геохимия ландшафтов представляет несомненный интерес при оценке свойств геохимической среды благодаря представлению А.И. Перельмана о типах миграции элементов, геохимических барьерах, коэффициентах водной миграции и геохимических формулах ландшафтов, напоминающих классификацию типов вод (Перельман, 1975, 1989).

Общее признание в нашей стране получило ландшафтно-геохимическое районирование, предложенное А.И. Перельманом и М.А. Глазовской. М.А. Глазовская в 1976 г. представила серию картосхем, отражающую районирование по версности интенсивности разложения органических и минеральных продуктов техногенеза и

Таблица 2

Основные геохимические классы вод биосферы (по А.И. Перельману, 1983, с доработками)

pH	Гидрогеохимические условия		
	Окислительные	Глиевые (восстановительные бескислородные)	Восстановительные окислительные
< 3	I. Сильнокислые окислительные	V. Сильнокислые глиевые	IX. Сильнокислые окислительные
3-6,5	II. Кислые и слабокислые окислительные	VI. Кислые и слабокислые глиевые	X. Кислые и слабокислые окислительные
6,5-8,5	III. Нейтральные и слабощелочные окислительные	VII. Нейтральные и слабощелочные глиевые	XI. Нейтральные и слабощелочные окислительные
> 9	IV. Сильнощелочные окислительные	VIII. Сильнощелочные глиевые	XII. Сильнощелочные окислительные

почвах, по вероятной интенсивности разложения продуктов техногенеза в атмосфере, водной миграции растворенных продуктов техногенеза в почвах и поверхностных водах, по самоочищению территорий от продуктов техногенеза путем рассеяния с воздушными потоками, по вероятной интенсивности самоочищения от твердых, жидких и газообразных продуктов техногенеза (Глазовская, 1976).

Серия карт, отражающих ландшафтно-геохимическое районирование, где ключевым моментом является класс водной миграции химических элементов, представлена А.И. Перельманом (Перельман, 1975, 1989). В первом варианте ландшафтно-геохимического районирования А.И. Перельман выделял следующие типы ландшафтов: тундровые, таясно-мерзлотные, лесные, степные и лесостепные, сухие степи и пустыни, горно-луговые с их геохимической классификацией и характеристикой типоморфных элементов (1975). Последние играют ведущую роль в конкретных ландшафтах, являясь, как правило, средообразующими (H^+ , Ca^{2+} , Na^+ и т.п.). Например, в незаболоченной тундре, тайге, влажных тропиках типоморфным является ион водорода, в ландшафт – "кислым". Внутри этого ландшафта можно выделить частные ландшафты (болота), где типоморфные H^+ и Fe^{2+} , в черноземных степях часто типоморфен Ca^{2+} , а в пустынях – Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ (солончаки, солевые озера).

Миграция микроэлементов определяется не только составом типоморфных макроэлементов, но и составом типоморфных микроэлементов. В экстремальных условиях – при избытке микроэлементов в среде – они, по мнению А.И. Перельмана, играют роль макроэлементов, изменяя свойства геохимической среды. В такой роли могут выступать стронций, барий, цинк и медь. Наиболее часто избыток микроэлементов характерен для аридных ландшафтов и околорудных территорий. Недостаток ряда биологически активных макро- и микроэлементов (кальций, фосфор, магний, йод, фтор, медь, кобальт, селен) наиболее часто наблюдается в гумидных условиях. При классификации ландшафтов автор придает определяющую роль не только типу выветривания, но и химическому составу вод, основные геохимические классы которых приведены в табл. 2.

В более позднем варианте сделана попытка ландшафтно-геохимического районирования нашей страны не только с указанием ландшафтно-геохимических провинций, но и с выделением возможных биологических провинций на основании особенностей миграции химических элементов в среде, обозначенных автором как S, W, V и F

Таблица 3

Классы и типы возможных биогеохимических провинций
(по А.И. Перельману, 1983)

Классы возможных биогеохимических провинций	Типы потенциальных биогеохимических провинций
S - с сильнокислыми водами (I)	S ₁ - с острокислыми водами S ₂ - с сильнокислыми водами
W - с кислыми и кислыми гипокислыми водами (II и V)	W ₁ - с водами, не обогащенными РОВ* (II) W ₂ - с водами, обогащенными РОВ (II и V)
V - с нейтральными и слабощелочными водами (III)	V ₁ - с пресными водами (III) V ₂ - с солоноватыми и солеными водами (III)
F - с сильнокислотными (серовыми) водами (IV)	

* РОВ - растворимое органическое вещество

(Перельман, 1983). В табл. 3 приведены классы и типы возможных биогеохимических провинций, где в скобках даны обозначения основных геохимических классов вод по табл. 2.

В соответствии с ландшафтно-геохимическим районированием А.И. Перельмана территории таежно-черноземного региона России (классификация В.В. Ковальского) слагают возможные биогеохимические провинции W-класса, основной фактор формирования которых - климат, а размещения - зональность, установленная В.В. Докучаевым (1949). Он подразделен на 2 типа Первый (W₁) характерен преимущественно для расчлененного рельефа (долинистого и горного), а второй (W₂) - для заболоченных низменностей. Причем в зоне вечной мерзлоты W₂-тип встречается на возвышенностях и в горных хребтах. Оба типа потенциальных провинций резко отличаются друг от друга по уровню миграции растворенного органического вещества (РОВ). Максимальные уровни РОВ характерны для возможных провинций W₂-типа. В пределах территорий W₁ - типа высокие содержания РОВ наблюдается только на заболоченных участках (Перельман, 1983).

Потенциальные биогеохимические провинции W₂-типа, богатые РОВ, роль которого необходимо выяснить, территориально занимают огромные площади. К ним относятся северная половина Западно-Сибирской низменности, Белорусское полевье, Мещерская низменность Подмосковья. В кислых ультрапресных водах в максимальном количестве содержится РОВ. Здесь вероятны биогеохимические провинции с дефицитом многих важных микроэлементов, с избытком железа, H⁺ и РОВ. Большинство металлов на территории провинций W₂-типа мигрирует с одинаковой интенсивностью.

Таким образом, в данном случае информативность обоих вариантов биогеохимического районирования континентов имеет много общего. Но, как правильно заметил А.И. Перельман (1983), для таежно-лесной нечерноземной зоны на карте В.В. Ковальского (1982) отмечается недостаток кальция (кислые почвы). Но это не относится к огромным территориям таежной зоны, сложным породам, в основном богатым кальцием. Для таких районов дефицит кальция не характерен.

Однако, принципы ландшафтно-геохимического и ландшафтно-геохимического районирования не могут в полной мере удовлетворить биогеохимическую оценку таксонов биосферы, особенно при выявлении биогеохимических провинций в биогеохимического районирования. В этом случае кроме познания геохимических и других свойств среды принципиальное значение имеют реакции живых организмов (микроорганизмов, растений, животных, человека) в взаимодействии этих организмов. Учитывая типы геохимических ландшафтов, в ряде случаев невозможно установить связь между географическим распространением элементов в окружающей среде и геохимических элементов в ландшафтах. Особенно это касается регионов с высоким содержанием

провинций. В этом случае оказываются взаимосвязанными типы почвообразующих пород, факторы техногенеза и особенности биогешоной миграции химических элементов в биогеохимических пищевых цепях. Поэтому трудно согласиться, что биогеохимические провинции и эндеми легко выявляются при ландшафтно-геохимическом картировании (Бургеля, Мырляи, 1985).

Сочетание методологии ландшафтной геохимии и классических биогеохимических исследований наиболее оптимально. При таком подходе оказывается возможным оценить природно-техногенные процессы миграции и аккумуляирования различных химических элементов и соединений в почвах и других компонентах агроландшафтов (Башкин и др., 1991). В этом случае прогноз судьбы конкретного химического элемента основан не только на концентрационных факторах среды и эффекте взаимодействия веществ, но и на биологических критериях (состояние микробного комплекса почв и жизнедеятельности растений, активность некоторых ферментов, почва, интенсивность дыхания почв и др.). Это позволяет более объективно дифференцировать факторы среды, включая техногенное влияние, так как изучению подвергается комплекс взаимосвязанных организмов, а почва рассматривается как экосистема (Башкин и др., 1991).

Методология изучения биогеохимических провинций и система биогеохимического районирования биосферы, разработанные в России, в настоящее время используются в КНР (Jong, Luo, 1990; Keshan, ... 1979; Li et al., 1982) и в других странах (Schrauzen, 1984). Учеными Китая издан Атлас биогеохимических эндемий (The Atlas..., 1989), а профессором Гун-Цан-Туном предложено педогеохимическое районирование КРН, основанное на сопоставлении подвижных форм химических элементов в почвах (бор, цинк, молибден, медь, фтор, йод, селен), типа выветривания, распространенности эндемических заболеваний человека и реакций растений (Jong, Luo, 1990). На территории КНР выделены следующие почвенно-геохимические регионы: засоленных почв (29%), карбонатных почв (23%), свалчатных почв (30%) и ферралитных почв (18% территории соответственно). Каждый регион подразделен на зоны, где определяющим фактором являются тип почвы и их геохимические особенности. Так, например, в свалчатном регионе (III) обособлены утравовая зона (III₁, буроземы насыщенные), типичная свалчатная зона (III₂) и зона реликтовых почв (III₃). Кроме того, рассмотрена связь почвенно-геохимических особенностей с распространением эндемических заболеваний (эндемические флюороз и зоб, болезни Кешана, Кашина-Бека и Якша, опухолевые заболевания).

1.1.4. РОЛЬ БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ ПРИ НОРМИРОВАНИИ НАГРУЗКИ ХИМИЧЕСКИМИ ЭЛЕМЕНТАМИ

Учитывая, что методология выявления биогеохимических провинций носит сравнительный характер, а при их изучении оценивается интегральное значение множества факторов и взаимоотношений среды с организмами, данные биогеохимических исследований представляют несомненный интерес для нормирования техногенной нагрузки.

Одно из преимуществ оценки биологического действия химических элементов на отдельные организмы или сообщества методами биогеохимии и геохимической экологии состоит в том, что в природно-техногенной среде прослеживаются определенные свойства физиологические функции, биохимические процессы, морфологические изменения и т.п. в зависимости от природных концентраций этого элемента и его соотношений с другими компонентами среды.

Изменение обменных процессов в организмах - наиболее часто обнаруживаемое явление при изучении биогеохимических провинций: нарушение синтеза йодсодержащих гормонов при эндемическом зобе, угнетение активности дефодиназы, глутатионпероксидазы и фолифилля-глутатионпероксидазы (беломышечная болезнь, болезнь Кешана урсовая Кашина-Бека болезнь), синтез витамина В₁ (ако-

Таблица 4

Содержание ртути и металлотитонения (МТ) в органах и тканях овец Южно-Ферганского субрегиона биосферы (Ермаков и др., 1991)

Место обитания животных	Число животных	Содержание ртути, мг/кг сухой массы				МТ* мг/кг
		Скелет	Печень	Почки	Шерсть	
Контрольные хозяйства						
Ошская опытная станция	3	12 ± 1	33 ± 3	36 ± 9		50 ± 6 110 ± 8
село Рават	4	11 ± 1	36 ± 8	55 ± 20	105 ± 24	-
Рудные хозяйства						
Чаувай	3	33 ± 11	146 ± 52	232 ± 31	114 ± 40	420 ± 44 480 ± 46
Хайдаркан	3	38 ± 6	943 ± 144	3630 ± 602	2124 ± 383	451 ± 44 480 ± 46
Кадамжай	3	28 ± 4	273 ± 132	366 ± 95		-

* В числителе – содержание МТ в печени, в знаменателе – концентрации МТ в почках.

бальтозы, анемия), снижение активности дегидрогеназы β-аминоисovalувиной кислоты (связанная и ртутная интоксикация), изменение уровня церулоплазмينا в цитохроме С, активности протеолитических ферментов (различные формы анемии, эндемические энтериты), угнетение кальциево-фосфорного обмена (флюороз и другие костно-суставные заболевания). При этом иногда удается обнаружить адаптивные признаки организмов. Например, в Южно-Ферганском ртутно-сурьмяном биогеохимическом субрегионе биосферы на территории азональных провинций (Хайдаркан, Чаувай, Кадамжай, Улуу-Тоо) высокая аккумуляция ртути органами овец (печень, почки) и тканями (шерсть) сопровождается резким активированием синтеза металлотитонения – низкомолекулярного белка с высоким содержанием цистеина (Ермаков и др., 1980, 1981, 1991). Содержание металлотитонения в органах этих животных на порядок выше концентрации металлотитонения в печени и почках овец из хозяйств контрольных (фоновых) территорий (табл. 4).

В результате гетерогенности геохимической среды и неадекватности количества биологически активных элементов в рационах животных отдельных территорий наблюдаются различные ответные реакции на эффект воздействия. Так, одна и та же пероральная добавка селенита натрия (2 мг селена на животное в течение 28 дней) взрослым, практически здоровым овцам из биогеохимической селеновой провинции Тувы практически не вызвала повышения материнской аккумуляции селена органами и тканями, а также не действовала на активность кислотных и щелочных фосфатаз. В то время как аналогичная обработка животных из контрольного района вызвала у них достоверное аккумулятивное селена в печени, почках и мышечной ткани и резкое увеличение активности щелочных фосфатаз (Ермаков, Ковальский, 1974).

Зависимость доза-эффект у микроорганизмов с учетом природных концентраций химических элементов в почвах и донных отложениях, а также в ризосфере корневой системы растений была детально изучена С.В. Летуновой и В.В. Ковальским (1987) и их последователями (Алексеева, 1986; Ермаков и др., 1988; Никитова, Летунова, 1981). Было установлено, что рост почвенных микроорганизмов (бактерии, актиномицеты, грибы), процессы азотификация, синтез витамина В₁₂ микрофлорой происходили наиболее оптимально в интервале концентраций, близких к природным.

Многочисленные эксперименты в этом направлении позволили утверждать, что

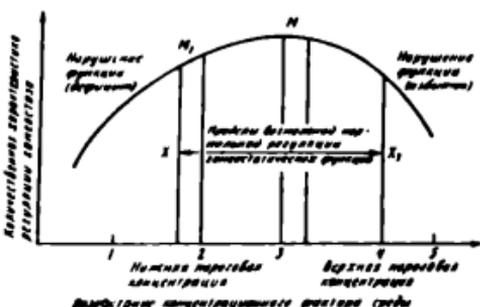


Рис. 4. Зависимость регуляторных физиологических функций организма от концентрационных факторов геохимической среды по В.В. Ковальскому (1982) с изменениями

1 - состояние дефицита химического элемента, 2 - нижняя пороговая концентрация, 3 - интервал нормальных концентраций, 4 - верхняя пороговая концентрация, 5 - состояние избытка химического элемента, M - возможная средняя оптимальная потребность организма в химическом элементе, M₁ - вероятное значение физиологической минимальной потребности, X - X₁ - пределы концентраций, при которых регуляторные физиологические процессы поддерживаются в норме (емкость гомеостатической регуляторной системы)

реакции организмов на повышение или понижение содержания в среде, кормах или рационах химических элементов связаны с приспособительными свойствами организмов и их способностью к регулированию функций в условиях определенных пределов изменчивости геохимической среды. Количественное определение дефицита, нормы и избытка микроэлементов в рационах животных и человека или в средах микроорганизмов нашло свое отражение в пороговых или критических концентрациях химических элементов в биогеохимической модели гомеостатических регуляторных процессов организма (рис. 4). Рисунок отражает обобщенную биогеохимическую модель регуляторных физиологических функций организма на уровне отдельных звеньев цикла в зависимости от условий геохимической среды. Абсцисса представляет собой концентрационные характеристики среды (содержание одного химического элемента или несколько, соотношения K_0 , $K_{\text{общий элемент}}$ относительно питательного раствора, рациона, культуральной среды и т.д.), а ордината - количественные параметры состояния регуляторных процессов у организмов (рост, потребление кормов, активность ферментов, синтез биологически активных соединений, морфологические изменения, патологические состояния, болезни). Нижние и верхние пороговые концентрации означают концентрация, соответствующие нижнему (дефицит элемента) или верхнему порогу (избыток элемента). В пределах концентраций химических элементов между порогом наблюдается нормальная регуляция гомеостаза (Ковальский, 1982).

Следует отметить, что пороговые (критические) концентрации в пределах региона не являются абсолютными. Это - интервалы концентраций, что связано с видовой и индивидуальной чувствительностью организмов к химическим элементам, состоянием регуляторных функций и адаптацией, с биологическими ритмами и различными состояниями организма, как и с изменением условий внешней среды в пределах региона.

Пороговые концентрации химических элементов для сельскохозяйственных животных (Ковальский, 1991) приведены в табл. 3, где также указаны временные МДУ для кормов (Талапов и др., 1987).

В ряде случаев МДУ химических элементов в кормах, обоснованные с санитарно-гигиенических и токсикологических позиций, приближаются к верхней пороговой

Таблица 3

Пороговые концентрации химических элементов (Ковальский, 1991) и их МДУ (Толмачев и др., 1987) в кормах для сельскохозяйственных животных (мг/кг воздушно-сухого вещества)

Элемент	Среднее содержание в растениях	Недостаток (миним. пороговая концентрация)	Норма (предель нормальная регуляция)	Избыток (верхняя пороговая концентрация)	МДУ
Железо	190,0	до 25	25-50	≥ 300	100-300
Марганец	73,0	до 20	20-60	≥ 500	-
Цинк	21,0	20-30	20-60	≥ 500	50-100
Медь	6,4	1-5	3-12	20-40	30-80
Молибден	1,3	0,2-2,5	2,5-1,0	≥ 3	2-3
Кобальт	0,3	0,1-0,3	0,3-1,0	≥ 1	1-3
Селен	0,15	0,01-0,10	0,1-1,0	1,2-4,6	0,5-1,0
Вод	0,18	0,1	0,1-1,2	0,8-2,0	2-6
Бор	-	0,1	27-65	≥ 65	-

концентрация (железо, медь, молибден, кобальт, вод). Для цинка и селена существует определенная несогласованность МДУ и биохимических порогов, а для марганца и бора санитарно-гигиенические нормативы не установлены. Тем не менее, биохимические данные свидетельствуют о развитии патологии у организмов при избытке в среде как бора (эндемические энтериты), так и марганца (токсичность для растений и животных).

Биохимическая информация особенно полезна при разработке критериев нормирования. Так, при изучении ртутных и ртутно-сурьмяных природно-техногенных биохимических провинций первичного и вторичного происхождения, состоящих в целом зональную (субрегиональную) Южно-Ферганскую ртутную провинцию, установлено, что K_d для системы почва-растения приближается к 1. Для 108 укосов $K_d = 1,20 \pm 0,13$. Принимаем во внимание фоновое содержание ртути в растениях и данные токсикологических исследований, МДУ ртути в различных видах кормов для сельскохозяйственных животных предложены на уровне 0,05-0,10 мг/кг (Ермаков, 1990). Однако, если учесть наиболее типичное значение K_d ртути, равное 1,2, то ставятся необоснованным ПДК ртути для почв, равное 2,2 мг/кг (Трахтенберг, Коршун, 1988). В соответствии с результатами биохимических исследований в МДУ ртути в кормах, ПДК элемента для почв нуждается в уточнении.

Следующий пример касается техногенной биохимической провинции, обогащенной фтором, сформировавшейся вокруг г. Джамбула и его окрестностей в результате функционирования трех химических заводов по переработке фторитов и апатитов Каратауского и Жаматауского месторождений. Эта аркая биохимическая провинция антропогенного происхождения с избытком фтора в окружающей среде и проявлением флюороза среди животных и людей внутри субрегиональных природно-техногенной провинции Каратау-Джамбул (Ермаков и др. 1990, Ермаков 1992). Премущественное загрязнение кормовых и лизинарных растений фтором отмечается в непосредственной близости от завода на расстоянии 1-3 км (до 200-1000 мг/кг), особенно в северном, север-западном и север-восточном направлениях где концентрации фтора в кормах превышают МДУ в 2-250 раз. Если сопоставить уровень фтора в кормах и заболеваемость по районам, то в ряде случаев при одинаковом содержании элемента в пастбищных растительных кормах распространение флюороза не одно и то же. Одним из факторов такого несоответствия является повышенный уровень содержания стронция в пойме р. Чу, связанный с наличием там санитарного барьера, что осложняет кальцием-фосфорный обмен и способствует развитию флюороза. Если же сравнить степень загрязнения фтором в Джамбуле и в Гурьун-Знае (вокруг алюминиевого завода), то при одинаковом техногенном моду-

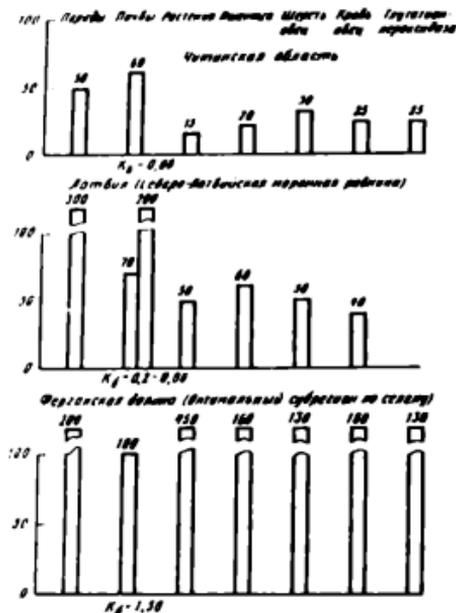


Рис. 5. Средние уровни содержания элементов в основных землях биогеохимических эндемичных очагов различных регионов относительно "нормальных" значений концентраций (мкг/кг): горячие источники - 0,1; почвы - 0,3; травы - 0,1; пшеница (зерно) - 0,05; кровь - 0,1; волосы - 0,2; активность глутатионпероксидазы (ОШН-Рн) - 100 ед.

течение патологического процесса у животных заметно отличается друг от друга. По-видимому, это обусловлено неадекватностью техногенных источников и влиянием других токсических соединений (Ермаков и др., 1990).

Особое значение биогеохимические исследования приобретают при выявлении биогеохимических эндемий и обоснования профилактических мероприятий. Выше отмечалось существование региональных биогеохимических провинций в таежно-лесном регионе страны с недостатком фтора, кобальта и меди. Данный регион характеризуется также недостатком селена, что сопровождается распространением многопатий сельскохозяйственных животных, а в ряде случаев, нарушениями фосфорно-кальциевого обмена. Недостаток селена усугубляет эндемический зоб. Известно, что селен является активным центром ряда окислительно-восстановительных ферментов бактерий и млекопитающих, а его недостаток в рационах стабилизируют во многих странах (Ермаков, Ковальский, 1974; Петрович, Подорожная, 1981; Ertakov, 1992). На приведенной выше карте схемы биогеохимического районирования (см. рис. 3) дополнительно нанесены участки распространения беломышечной болезни сельскохозяйственных животных. В большинстве случаев заболевание распространено в обширных районах подзолистых и дерново-подзолистых почв, торфянистых, болотных и глеевых почв Нечерноземья.

Существуют районы с различным уровнем интенсивности митрацима селена (рис. 5). Так, ряд областей Чувствовской области и Латвии характеризуется резким и

умеренным недостатком селена. Наиболее оптимальным по уровню содержания селена является Ферганская долина, где при невысоком содержании элемента в почвообразующих породах и почвах он подвигается и усваивается растениями. В условиях Нечерномосковья происходит "захоронение" селена в современных отложениях. Особое же значение имеют торфяные почвы. Дефицит селена в данном регионе связан также с гораздо меньшим диапазоном K_d различных организмов по сравнению с арктическими территориями.

Если учесть, что соединения селена обладают радиопротекторными и антиканцерогенными свойствами (Jalazon, 1977; Schwaizer, 1984), а процессы деодорирования гормонов щитовидной железы регулируются селеносодержащими ферментами, то становится понятной исключительно важная биологическая роль селена в необходимости детального биогеохимического районирования страны по содержанию этого микроэлемента и сопутствующих ему химических элементов (таких, как марганец, железо, йод, кальций, фосфор, стронций и барий) в среде; необходимо также картирование распространения урсовой Кашюма-Бека болезни, имеющей место в России, КНР, Индии, Южной Африке и других странах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценивая проблему биогеохимической гетерогенности, функционирования биосферы и ее техногенного преобразования, акцентировалось внимание на проблемах континентальной экологии как основы биогеохимического районирования, носителя экологического характера. Оба направления изучения гетерогенности химического состава окружающей среды в связи с геохимической деятельностью организмов и современными процессами формирования высокоинформативны при теоретической и практической оценке состояния организованности и оптимального развития педосферы и биосферы в целом.

Организмы – индикаторы не только субрегиональных потоков химических элементов на уровне педона, единицы ландшафта или конкретного биогеоценоза, но и мощные факторы их гомеостаза в локальных и глобальных циклах миграции атомов, способствующие формированию химического состава окружающей среды. Рассматривая живое вещество биосферы в единстве и взаимодействии с геохимической средой через биогеохимические пищевые цепи, следует отметить необходимость дальнейшего изучения гетерогенности биологических реакций на фоне меняющихся условий окружающей среды. От изучения гетерогенности живого вещества к выявлению гетерогенности биологических реакций организмов – необходимое условие развития наших знаний в области геохимической экологии и охраны окружающей среды.

Следует признать, что в настоящее время мы не располагаем оптимальной моделью таксономического деления биосферы. Ее предстоит создать, так как от этого зависит прогностическая оценка функционирования биосферы в целом и отдельных ее таксонов. Этот вопрос тесно связан с практической проблемой биогеохимического районирования и картирования территории континентов. По-видимому, биогеохимическая дифференциация биосферы должна включать глобальные таксоны (литосфера, атмосфера, гидросфера, педосфера), где происходят макроизменения массовых элементов между континентальными (сухопутными) экосистемами и акваэкосистемами. Последние подразделяются на континентальные (реки, озера) и открытые (море, океаны). Внутри континентов наиболее приемлемо с биогеохимической точки зрения районирование, предложенное В.В. Ковальским (регионы, субрегионы биогеохимические провинции). Остается открытым понятие "элементарной единицы биосферы". Возможно, что в основе деления на элементарные таксоны могут быть различия в вещественном составе, например, в соотношениях между газовой, водной, минеральной и органической частью единицы среды, включая живое вещество.

Эффективность системы биогеохимического районирования континентов зависит не только от систематизации геохимических свойств среды, но и от обобщения всех максимально возможных причинно-связанных с факторами среды биологических реакций. При этом элементы ландшафтной биохимии и ландшафтно-геохимические карты могут служить одним из информативных источников при изучении биогеохимических провинций. Значение последних в системе районирования резко возрастает в связи с техногенным развитием биосферы. Развиваясь параллельно, учение о биогеохимических провинциях и геохимия ландшафтов, взаимно дополняя друг друга, безусловно, играют ведущую роль в биоосферных исследованиях.

Биогеохимические критерии оценки экологического состояния экосистем приобретают исключительную значимость как при экспертизе отдельных локальных участков биосферы, так и при выяснении направленности глобальных биогеохимических циклов. В первом случае особую роль играют техногенные нагрузки, дифференциация природных и техногенных потоков химических элементов, состояние живого вещества, развитие и функционирование организмов, их реакции. Во втором случае чрезвычайно актуально отслеживание глобальных изменений биосферы Земли, оценка техногенного развития биосферы с позиций согласованности биогеохимических циклов химических элементов с производственной и социально-политической деятельностью человека.

В любом случае биогеохимические исследования в комплексе с другими уже сейчас позволяют оценить материалы и технологии, используемые человеком, как соответствующие или неадекватные здоровью человека и оптимальному функционированию биосферы Земли. Для поддержания организованности биосферы на современном уровне эволюции планеты необходимо привести в соответствие ее продуктивность, производство и численность населения. Уже сейчас назрела необходимость резкого сокращения ряда экологически вредных производств, поиска и внедрения новых источников энергии, переход на энерго- и ресурсосберегающие технологии. Это связано с регулированием потоков атомов химических элементов, коррекцией технологических процессов, с более эффективным и экологически обоснованным использованием материалов, с синтезом новых веществ, развитием приоритетных научных направлений, со стремлением к оптимальному состоянию биосферы и переходу ее в ноосферу.

1.2. ЭКОЛОГО-БИОГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Эколого-биогеохимическое районирование является важнейшей составной частью биогеохимического районирования в условиях интенсивного антропогенного воздействия как на всю биосферу в целом, так и на ее отдельные регионы. Основная задача эколого-биогеохимического районирования – выявление тех пространственных и временных нарушений в природной биогеохимической структуре территорий, что возникают вследствие длительных и регулируемых техногенных, агрогенных и коммунальных нагрузок.

В настоящее время уже выделен ряд технобиогеохимических и агрогеохимических провинций, характеризующихся избыточным или недостаточным содержанием тех или иных элементов (Глазовская, 1972; Ковальский, Сусликов, 1980; Башкин и др., 1992 и др.). Необходимо отметить, что в силу устоявшейся научной традиции оказались более разработанными подходы к районированию техногенноиндуцированных изменений, связанных с избыточным поступлением в природные ландшафты тяжелых металлов, таких как Cd, Hg, Zn, Se, Cr, Ni и др. (Ермаков, 1992; Ревич, 1990; Сает и др., 1990). Однако в течение последних десятилетий резко возросло применение агрохимикатов, особенно минеральных удобрений, которые становятся одним из важнейших геохимических факторов. Многие макро- и микроэлементы, входящие в удобрения, обладают ярко выраженной полифункциональностью, т.е. одновременно

являются питательным веществом, загрязнителем и физиологически активными соединениями. Эта полифункциональность особенно высока для N, P, Cu, Zn, Co, Mo. Степень проявления полифункциональности зависит от содержания тех или иных соединений в конкретных компонентах ландшафтов, в частности, в почве, природных водах, биомассе, атмосфере. Эти особенности практически не учитываются при внесении минеральных удобрений в качестве первого фактора из указанной триады, а именно автального элемента для ликвидации существующего и в большинстве ландшафтов дефицита практически всех биофилов или их условных форм. Положение усугубляется тем, что для удовлетворения растущих потребностей населения Земли в большинстве регионов максимальную биопродуктивность агроландшафтов достигают с использованием, в первую очередь, агрохимикатов и орошения. Невозможным следствием такого применения является растущее загрязнение окружающей среды, сопровождающееся трансформацией биогеохимических пищевых цепей многих элементов, изменением биогеохимической структуры территорий, возникновением новых биогеохимических (агрогеохимических) провинций, где наблюдаются заболевания человека и животных, индуцированные избытком или недостатком биофильных элементов в пище и воде. В этих условиях резко возрастает значимость и необходимость биогеохимических подходов к использованию агрохимикатов (Башкин, 1987), среди которых наиболее важным является эколого-биогеохимическое районирование сельскохозяйственных территорий или другими словами эколого-агрогеохимическое районирование (Башкин и др., 1992). Основная цель эколого-агрогеохимического районирования – обоснование применения агрохимикатов на основе познания основных признаков природной организованности биогеохимических циклов различных элементов.

Эколого-биогеохимическое районирование сельскохозяйственных территорий позволяет в каждом конкретном регионе "вписывать" дозы применяемых агрохимикатов в рамки естественных колебаний отдельных слагаемых биогеохимических круговоротов различных элементов без разрушения биогеохимической структуры агроэкосферы и без появления негативного экологического воздействия на состояние окружающей среды.

Нормировать нагрузки агрохимикатов следует с учетом ландшафтно-агрогеохимических особенностей региона, так как в этом случае учитывается оценка трансформации загрязнителей. Время скоростей трансформации обусловлено антропогенной нагрузкой, количеством поступающей энергии, характером биологических, химических, биогеохимических превращений веществ в связанных с ними фазовых переходах, интенсивности выноса агрохимикатов, их метаболитов в почвенных составляющих за пределы данной ландшафтно-геохимической системы с последующим рассеиванием поверхностным, внутрипочвенным, подземным стоком и воздушным переносом. Районирование должно включать оценки (мониторинг) биотических и абиотических факторов поглощения, трансформации, исчезновения и детоксикации загрязнителей в почве и других элементах ландшафта, изучение процессов самоочищения, динамики и путей миграции загрязняющих веществ в системе почва-растение-атмосфера. Необходима количественная оценка миграции и аккумуляции химических соединений в различных ландшафтах так же, как и в различных компонентах одного и того же ландшафта.

Необходимость в подобном районировании особенно актуальна для Московской области, так как уровень антропогенной нагрузки, связанной, в первую очередь, с применением агрохимикатов здесь весьма высок и приближается к среднему европейскому. В условиях относительно невысоких урожаев это сопровождается рядом негативных экологических последствий. В то же время территория области характеризуется сложной природной структурой и соответствующей направленностью миграционных потоков, что совершенно не учитывается при планировании распределения и расчете доз применяемых агрохимикатов.

Антропогенное воздействие наиболее существенно изменяет круговорот азота, его

биогеохимический цикл в сельскохозяйственных ландшафтах трансформируется в агрогеохимический (Башкин, 1987). Полифункциональность азота чрезвычайно высока, а азотные удобрения используются в максимальных объемах, что сопровождается рядом негативных экологических последствий за счет ускорения и изменения природных процессов. Существующее биогеохимическое районирование уже не отражает складывающейся ситуации, так как резко ускоряется миграция азота, особенно в виде NO_3^- , аккумуляция нитратов наблюдается практически во всех почвенно-климатических зонах. Наряду с усилением значимости традиционных барьеров (денитрификация, аккумуляция в почве и растительности), резко возрастает роль барьера, связанного с накоплением нитратов в грунтовых водах. В связи с этим изменяется и региональная картина заболеваний, индуцированных аккумуляцией нитратов в агроландшафтах (Даскаленко и др. 1980; Митченков, 1981).

1.21. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В рамках работы по эколого-агрогеохимическому районированию азотной нагрузки на территории Московской области нами проводилась качественная и количественная оценка поступления в ландшафты различных соединений азота, а также определялся характер их трансформации и аккумуляции. При этом более подробно рассматривалось агротехногенное воздействие, связанное с применением в современном сельском хозяйстве повышенных в высоких дозах минеральных удобрений. Внесение минеральных удобрений, рассматриваемое как один из видов техногенного воздействия человека на биогеоценоз, обладает рядом специфических особенностей, которые прежде всего связаны с объектом воздействия. Почва – сложная биосферная система, характеризующаяся целым рядом биохимических, химических, физических и других параметров, трансформирующая, в том или ином направлении, поступившие минеральные соединения. Пространственно, площадь, на которую оказывается непосредственное воздействие (пашня, кормовые угодья) в сельскохозяйственных регионах Московской области, достаточно велика, занимая по административным районам от 25 до 55–60% всей территории. В основном от почвы водоразделов и, в меньшей степени, относительно пологие склоны и поймы крупных рек. Временные особенности применения минеральных удобрений связаны с определенными сроками их внесения, учитывающими характер выращиваемых культур и используемых технологий.

Сходным с другими видами техногенного воздействия является то, что в результате применения минеральных удобрений поступающие азотные соединения включаются как в уже сложившиеся миграционные потоки, количественно и качественно изменяя их, так и участвуют в формировании новых потоков. Учитывая также, что процессы, происходящие в техногенно измененных ландшафтах сложны с процессами миграции и аккумуляции вещества в природных ландшафтах, мы использовали в нашей работе ландшафтный подход.

Стараясь максимально учесть природную организованность территории области, нами проводились полевые исследования типичных почвенно-геохимических катен в пределах видов ландшафтов, определенных в рамках физико-географического районирования Московской области (Аиенская и пр., 1987). Согласно этому районированию выделено 59 видов ландшафтов, объединяемых в ландшафтные районы и ландшафтные провинции. Имеющаяся природная информация была соответственно проработана. Проводимое биогеохимическое исследование содержало различные азотных соединений в компонентах природной среды включало, наряду с почвенным и фитогеохимическим опробованием, гидрохимическое изучение водотоков (малых и крупных рек, колодезь, выходов грунтовых вод). Наличие такой информации, а также объединение элементарных ландшафтов согласно классификации М.А. Глазковой (1988) в ландшафтные катены и в каскадно-водосборные системы различного уровня, определило необходимость районирования полученной информации до уровня

водосборов малых рек и каскадно-водосборных систем крупных рек. Информация о степени и характере агроэкологической нагрузки на территорию области (дозы удобрений, процент распаханности, выращиваемые культуры) пространственно привязана к хозяйствам (колхозы, совхозы, ОПХ и т.п.) и административным районам Московской области более 400 хозяйств и 39 административных районов. Последние по площади сопоставимы с природными выделами "вид ландшафта". Поэтому данная информация анализировалась на уровне административных районов и групп районов.

Техногенная поставка азота рассчитывалась нами на основе имеющегося литературного материала (Экономико-географические проблемы, 1989; Божьев, 1987), данных, предоставляемых сельскохозяйственной службой информации о применении минеральных (азотных и фосфорных) и органических удобрений за период 1986-90 гг., и материалов, проведенной нами в 1989-92 гг. свечки (рассчитывалась атмосферная поставка). Таким образом была рассмотрена пространственная структура воздействия.

Атмосферная поставка азотных соединений на территорию области количественно значительно меньше сельскохозяйственной, но осуществляется в течение всего года и воздействует на всю территорию. Полученные нами данные в целом согласуются с имеющимися в литературе (Обзор..., 1990). Выявлено, что при среднем атмосферном поступлении 1,5-2 кг/га аммонийного азота в год, ряд районов получает его до 3-5 кг/га. Среднее поступление нитратного азота составляет 5-10 кг/га в год. Выделяются территории, прилегающие к промышленным центрам области и получающие до 20-35 кг/га нитратного азота только за счет атмосферной поставки. Локальные аномалии обеих форм в целом совпадают и в ряде случаев связаны с аномалиями фосфора. Выделяются следующие промышленные регионы и агломерации с аномально повышенным содержанием азота: Москва-Подольск, Можайск, Клин, Кашира-Ступино, Воскресенск-Егорьевск.

В плане сельскохозяйственного воздействия на территорию области выделяются районы с различной степенью распаханности, специализацией выращиваемых культур и, соответственно, применяемых доз минеральных удобрений (рис. 6).

Наиболее освоены вследствие высокой заболоченности восток области - Московская Мещера (районы Егорьевский и Шатурский): распаханность территории 10-20%, основная возделываемая культура - картофель, вод который вносятся относительно высокие (до 160 кг/га) дозы минерального азота.

Северная и западная часть области характеризуются средней степенью распаханности - 20-40% всей площади и относительно равным соотношением выращиваемых культур (овощных, пропашных, зерновых, трав). Несколько выделяется Дмитровский район за счет освоенной поймы р. Яхромы, на которой интенсивно возделываются овощные культуры и применяются высокие дозы минеральных удобрений - до 200-300 кг азота на гектар.

Территория к югу от Москвы наиболее освоенная в сельскохозяйственном отношении - доля пашни составляет 40-60%, а в самом юге (Серебряно-Прудский и Луковидный районы) в зоне серых лесных почв и на выделоченных черноземах - до 60%. Здесь в основном развито зерновое хозяйство с повышенным применением азотных минеральных удобрений - до 100-120 кг/га. Здесь также выделяются территории, приуроченные к поймам крупных рек Москва и Ока (районы Серпуховский, Ступинский, Озерский, Коломенский и др.), с интенсивными овощеводческими хозяйствами, применяющими до 200-300 кг минерального азота на гектар пашни в условиях близкого залегания грунтовых вод.

Рассмотренное техногенное воздействие осуществляется на территорию, характеризующуюся сложной природной структурой. Предложенное М.А. Гиздюком (1972) понятие "технобиотем" предполагает учет природных факторов различных территорий с точки зрения ответных реакций на тот или иной вид техногенного воздействия. С этой целью нами проводился многофакторный анализ значимости

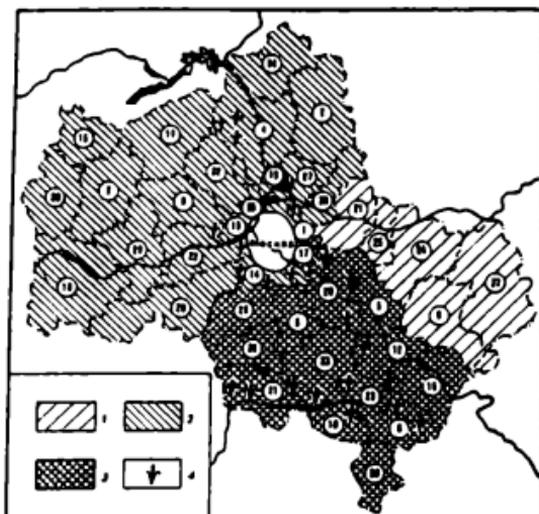


Рис. 6. Сельскохозяйственная освоенность территории Московской области
Доля пашни в общей площади земель, %. 1 - до 20, 2 - 20-40, 3 - 40-60, 4 - территории с преобладанием овощных культур с растениеводческой продукцией
1-19 - административные районы, названия см. в табл. 10

некоторых природных показателей по отношению к содержанию различных азотных соединений в компонентах природной среды. Для почв рассматривались факторы: положение в катене, вид ландшафта, состояние (агроценоз или естественный биоценоз), ландшафтная провинция (ЛП), каскадно-водосборная система (КВС). Растительность подразделялась на древесную и травянистую, и отдельно анализировались различные органы (ветви, листья, кора, зеленая масса). Для травянистой растительности учитывался фактор состояния (естественная, культурная), а также осуществлялось подразделение на злаковые, широколиственные, бобовые, овощные, кормовые и т.п. Для всей растительности определялась значимость факторов - вид ландшафта, ЛП, КВС. Водные образцы подразделялись на поверхностные и грунтовые (в последних в качестве возможных значимых факторов рассматривались глубина и гранулометрический состав вмещающих пород), а также, проводилась группировка в пределах видов ландшафтов, бассейнов малых рек, ЛП, КВС.

1.2.2. ПОЧВЫ

Так как почвы являются главной депонирующей средой, трансформирующей данный вид воздействия, естественным является рассмотрение картины распределения азотных соединений в почвах агроценозов и природных биоценозов. Для Московской области характерно разнообразие почв и почвенных сопряжений, а следовательно, и высокая степень вариабельности в них различных форм азота (минеральных и органических). Исследования отдельных почвенных разрезов и почвенно-геохимических катен показали, что сельскохозяйственное использование затрагивает в

Таблица 6

Содержание азотных соединений в почвах различного гранулометрического состава

Характеристика почв	Глубины, см		N-NO ₃ (мг/100 г)		N-NH ₄ ⁺ (мг/100 г)	
	1	2	1	2	1	2
Дерново-среднеподзолистая почва тучносултанности под сенокосно-луговыми лесом (1) и под кормовыми травами (2)	0-12	0-10	1,0	3,28	1,40	0,56
	12-28	10-30	2,0	1,90	0,82	0,38
	28-36	30-80	2,50	1,94	0,38	0,34
	36-70		1,42		0,38	
	70-90	80-100	1,26	1,22	0,46	0,38
	90-110	100-120	1,50	1,62	0,38	0,34
	110-130	1,58	1,84	0,38	0,20	
Дерновая оподзоленная почва супесчаная под сенокосно-березовым с примесью дуба лесом (1) и под травами после озимых (2)	0-3	0-22	0,32	0,68	0,40	0,60
	3-12		0,48		0,68	
	12-50	22-50	1,56	1,08	0,44	0,84
	50-90	50-100	1,52	1,16	0,48	0,60
	90-130	100-120	1,82	0,92	0,46	0,36
	30-150	120-140	1,34	1,44	0,66	0,48
	150-170	140-175	1,56	1,62	0,96	0,42
	170-200	175-200	1,44	1,16	1,16	0,48

основном верхний (0-40 см) пахотный горизонт почв, увеличивая (за счет применения минеральных и органических удобрений) или уменьшая (за счет ускоренной минерализации и поглощения растительностью) содержание в нем всех минеральных азотных соединений и нарушая традиционный для азота биогеохимический барьер в гумусовых горизонтах. С глубиной различия в содержании азотных форм в почвах агроценозов и в почвах их естественных аналогов в основном исчезают.

Влияние такого природного фактора, как гранулометрический состав почв и почвообразующих пород проявляется во внутрипрофильном распределении соединений азота. Так миграция аммонийных соединений происходит в виде аммония почвенного раствора и задерживается вследствие поглощения иона NH₄⁺ почвенными коллоидами (Бахшиян, 1988). На покровных суглинках величина поглощения выше, что определяет очень слабый вынос аммонийных соединений в явлюваемые горизонты, в то время как для почв на песках и супесях имеет место некоторый вынос и накопление в нижних частях почвенной толщи (табл. 6). Увеличение количества аммония с глубиной в нашем исследовании происходило также из-за усиления процессов аммонификации в условиях близкого залегания грунтовых вод.

Миграция наиболее подвижных нитратных соединений также определяется составом и текстурой почв, характером водного режима, температурными особенностями, микробиологической активностью почв. Распределение нитратов в пределах почвенного профиля носит более равномерный, чем у NH₄⁺ характер. Максимум на биогеохимическом барьере в гумусовом горизонте выражен менее четко, часто вовсе отсутствует. В почвах легкого гранулометрического состава происходит вынос нитратных соединений на глубины 50-100 см в явлюваемые горизонты. В условиях интенсивного сельского хозяйства и применения высоких (более 150 кг/га) доз минеральных удобрений в почвах агроценозов возможно увеличение содержания нитратов как в верхней части почвенного профиля, так и на больших (150-200 см) глубинах, что подтверждается и литературными данными (Нахитшиян и др., 1979).

Трансформация естественных ландшафтов в агроценозы, приводящая к уменьшению содержания органического вещества, в том числе азотных соединений,

Таблица 7

Статистический анализ зависимости содержания соединений азота в почве в зависимости от природных ландшафтных провинций

Число наблюдений	Среднее (мг/100 г)	Ранжирование по критерию Дункана	Индекс природного высева	Ландшафтная провинция
Азот интратных соединений				
41	2,85	A	1,2	Соловьино-Московская
64	2,10	A, B	2,3	Москворецко-Ольская
88	1,72	C, B	3,3	Москворецко-Ольская
54	1,71	C, B	2,2	Соловьино-Московская
32	1,69	C, B	3,5	Завская
43	1,40	C, B	3,6	Среднерусская
58	1,35	C, B	4,4	Межерская
33	0,88	C	2,4	Межерская
100	0,86	C	1,1	Верхово-Волжская
Азот высевных соединений				
33	1,58	A	2,4	Межерская
58	1,23	B	4,4	Межерская
88	0,96	B, C	3,3	Москворецко-Ольская
64	0,87	D, C	2,3	Москворецко-Ольская
46	0,79	D, C	1,2	Соловьино-Московская
54	0,78	D, C	2,2	Соловьино-Московская
33	0,75	D, C	3,5	Завская
43	0,70	D, C	3,6	Среднерусская
104	0,59	D	1,1	Верхово-Волжская

особенно сказывается на элювиальных ландшафтах, так как происходит радиальный и латеральный вынос вещества. При этом в подчиненных ландшафтах (транс-элювиально-аккумулятивных) и супераквальных латеральная миграция приводит к дополнительному поступлению вещества из автономных и транзитных ландшафтов и к его дальнейшему перераспределению и аккумуляции (Башкина, 1991). При статистической обработке данных на уровне почвенно-геохимических катен обнаружено, что существует достоверная зависимость содержания азотных соединений в почвах супераквальных ландшафтов от их содержания в почвах элювиальных и транс-элювиальных ландшафтов, определяемая условиями латеральной миграции:

$$\text{NH}_4^+(\text{C}_1) = -0,14\text{NO}_3^-(\text{E}2) + 0,6\text{NH}_4^+(\text{E}3) + 0,23\text{NO}_3^-(\text{E}3) + 0,3;$$

$$\text{NO}_3^-(\text{C}_1) = 0,3\text{NO}_3^-(\text{T}2) + 0,4;$$

$$\text{NH}_4^+(\text{C}_2) = -0,16\text{NO}_3^-(\text{T}2) + 1,0;$$

$$\text{NO}_3^-(\text{C}_2) = 0,3\text{NO}_3^-(\text{T}1) + 1,1\text{NH}_4^+(\text{T}2) - 0,5;$$

$$\text{NH}_4^+(\text{C}_3) = 0,4\text{NO}_3^-(\text{E}3) + 0,6;$$

$$\text{NO}_3^-(\text{C}_3) = 1,1\text{NH}_4^+(\text{T}1) - 0,3\text{NH}_4^+(\text{T}2) - 0,7\text{NH}_4^+(\text{E}3),$$

где С - индекс супераквального ландшафта, Т - транслювиального, Е - элювиального; 1 - слой 0-20, 2 - 20-40, 3 - более 40 см. Таким образом, при ранджировании нагрузки на локальном уровне (для отдельных хозяйств) необходим учет рассмотренных выше факторов (положение агроценоза в сопряжении ландшафтов, granulометрический состав почв и подстилающих пород, почвенные характеристики почв-аналогов и т.п.).

Дисперсионный анализ всего массива почвенных данных показал, что содержание азотных соединений в почвах Московской области в большей степени зависит от природных факторов, чем от техногенных (применения различных доз удобрений, использования почв под те или иные культуры). Наиболее значимым фактором является положение в пределах ландшафтных провинций, определяемое с учетом структуры почвенного покрова в рамках районирования области (табл. 7).

По-видимому, это связано с условиями накопления и трансформации вещества, характерного для каждого типа почв. Так, дерново-подзолистые почвы Смоленско-Московской и Москворецко-Окской провинций характеризуются максимальными содержаниями нитратных форм (в среднем 2-3 мг/100 г почвы). Подзолистые и дерново-сильноподзолистые почвы Верхне-Волжской провинции имеют минимальные концентрации и нитратного (0,9 мг/100 г почвы), и аммонийного (0,6 мг/100 г почвы) азота, что, вероятно, объясняется невысокими в целом количествами биогенных элементов в данных типах почв. Максимум $N-NH_4^+$ обнаружен в болотно-подзолистых и дерново-глеевых почвах Мещерской провинции (1,6 мг/100 г почвы), что также объясняется природными особенностями данной территории и условиями формирования почв при повышенном увлажнении, связанном с близким залеганием грунтовых вод. Эти же почвы характеризуются средними и низкими содержаниями нитратного азота (0,9-1,3 мг/100 г почвы).

Различия содержания азотных соединений по другим параметрам (КВС, вид ландшафта) менее достоверны. Таким образом, в качестве структурной решетки биогеохимического районирования территории Московской области возможно использование ландшафтных провинций, а не техногенных выделов, определяемых особенностями воздействия. Эти выделы, однако, также как и другую информацию, необходимо учитывать.

1.2.3. РАСТИТЕЛЬНОСТЬ

Азот, относящийся к элементам питания растений, является стимулятором их роста. Его содержание в растительности зависит как от видовых особенностей, так и от процессов трансформации в почвах, из которых он поглощается преимущественно в виде нитратов и аммония (Башкин, 1988). Однако высокая биофильность данного элемента снижает его индикаторные возможности, и фитогеохимическая информация имеет характер доопределительной к почвенной и гидрохимической. Общее содержание азота в сухих образцах исследуемой растительности изменяется в естественных биоценозах от 0,9 до 3,3% в травянистых видах, от 0,6 до 2,9 в зеленых листьях, от 1,2 до 1,6 в хвое и от 0,4 до 2,0% в ветках древесных пород. В растительности агроценозов содержание в целом выше и равно 2,0-2,7%. Коэффициент биологического поглощения общего азота изменяется в очень широких пределах - от 50 до 530. Его максимальные значения имеет растительность агроценозов.

Абсолютные содержания обменного аммония и нитратов в исследуемых растительных образцах невелики. Аммонийный азот присутствует в количествах от 0,001 до 0,066%, его больше в травянистых видах и зеленых частях древесной растительности, меньше в ветках и хвое. Содержание нитратного азота достигает 0,40%. Его наиболее высокие значения характерны для травянистых видов естественных биоценозов и культурной растительности агроценозов. Обнаружена тенденция преимущественного поглощения нитратов злаковой растительностью естественных биоце-

Таблица 8

Статистический анализ пространского содержания соединений азота в растительности в зависимости от природной организованности территории

Тип растительности	Класс (с учетом типа)	Состояние (тип, класс)	Провисания (тип, класс)	Водораздел (тип, класс)
Общие содержания азота				
Древесная	$\frac{11,73}{(0,0008)}$	-	$\frac{2,16}{(0,0195)}$	$\frac{5,79}{(0,0001)}$
Травянистая биоценоз	$\frac{7,04}{(0,0010)}$	-	$\frac{2,23}{(0,0094)}$	$\frac{3,56}{(0,0001)}$
Травянистая агроценоз	-	-	$\frac{2,42}{(0,0097)}$	$\frac{5,95}{(0,0001)}$
Азот аммонийных соединений				
Древесная	-	-	$\frac{5,24}{(0,0001)}$	$\frac{3,04}{(0,0001)}$
Травянистая биоценоз	$\frac{10,60}{(0,0001)}$	$\frac{2,58}{(0,0373)}$	$\frac{2,43}{(0,0009)}$	$\frac{9,33}{(0,0001)}$
Травянистая агроценоз	$\frac{14,84}{(0,0002)}$	$\frac{3,51}{(0,0318)}$	$\frac{2,26}{(0,0162)}$	$\frac{13,14}{(0,0001)}$
Азот нитратных соединений				
Древесная	-	-	$\frac{5,97}{(0,0001)}$	$\frac{4,23}{(0,0004)}$
Травянистая биоценоз	$\frac{6,77}{(0,0013)}$	-	$\frac{2,76}{(0,0001)}$	$\frac{2,47}{(0,0009)}$
Травянистая агроценоз	$\frac{9,48}{(0,0024)}$	-	$\frac{2,05}{(0,0304)}$	$\frac{3,58}{(0,0040)}$

Примечания: В числителе - F-отношение, в знаменателе - вероятность.

нозов, содержащей N-NO₃ до трети от общего количества азотных соединений. В древесных видах накопление нитратного азота происходит в ветвях, где его содержание выше, чем в листьях.

Более детальное рассмотрение особенностей накопления минеральных соединений азота в растительности в зависимости от положения ценоза в пределах ландшафтно-геохимической катены выявило следующую картину. Максимальными содержаниями N-NO₃ характеризуется древесная растительность и травянистая растительность естественных биоценозов, произрастающая в нижних частях склонов (Т, Т-А ландшафты) - 0,19-0,40% сухого вещества, что, по-видимому, связано с аккумуляцией в ней нитратных соединений, дополнительно поступающих в данные ландшафты с латеральной внутривидовой миграцией. Максимальные концентрации нитратов обнаружены в древесной и травянистой естественной растительности транслювиальных ландшафтов - 0,01-0,09%, что согласуется с почвенными данными о склоновом выносе данных соединений.

Факторный анализ данных по растительности (табл. 8) показал, что факторы: состояние, класс растительности, провисания, водораздел, - являются значимыми с той или иной степенью вероятности.

Выявлено, что у травянистой растительности для аммонийной формы достоверно значимым является фактор состояния, т.е. принадлежность к культурной или естественной. Также обнаружено, что фактор положение в пределах катены значим для всех форм органического и минерального азота для древесной растительности и для минеральных форм азота в травянистой растительности естественных биоценозов.

и агроценозов, что было подробнее рассмотрено выше. Растительность агроценозов достоверно различается по видам по содержанию органического азота. Более крупный природный выдел – ландшафтная провинция – является значимым фактором для всех форм азотных соединений для всей растительности. Таким образом, природная организованность территории и для данного компонента биоценозов является наиболее значимой и может использоваться при районировании.

1.2.4. ПРИРОДНЫЕ ВОДЫ

Трансформирование природных биогеохимических циклов под действием возрастающей антропогенной нагрузки приводит, в частности, к формированию новых биогеохимических барьеров, например, аккумулятивный нитратный барьер в грунтовых и поверхностных водах (Куделов, 1991, Башкин, 1987, и др.). Нами проводилось гидрохимическое опробование природных водосточников с целью получить количественную оценку процессов накопления азотных соединений в поверхностных и грунтовых водах, так как это может служить индикатором антропогенного воздействия, в том числе агротехногенного. Были получены следующие стандартные выборочные показатели (табл. 9).

Среднее содержание аммонийного азота в грунтовых и поверхностных водах не превышает ПДК – 2 мг N-NH₄⁺/л. Содержание нитратного азота в поверхностных водосточниках 1–2 мг/л, повышенные концентрации обнаружены для рек центральной и восточной частей области. Содержание нитратов в грунтовых водах в среднем ниже ПДК – 10 мг N-NO₃⁻/л, но, например, в Окской КВС более 30% водосточников

Таблица 9

Стандартные выборочные характеристики распределения соединений минерального азота в водосточниках в грунтовых водах Московской области

Стандартные характеристики	Каскадно-водоборная система (КВС)								Общая территория области	
	1		2		3		4		NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺		
Поверхностные воды										
Число наблюдений	31	31	10	10	32	32	12	12	72	72
Среднее (мг/л)	4,8	1,4	6,9	0,11	17,0	1,2	4,9	0,9 ¹	9,6	1,1
Коэффициент вариации (%)	33	3,8	41	0,2	3,9	3,0	18	1,9	140	2,5
Минимальное значение (мг/л)	0,0	0,0	1,14	0,0	0,09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Максимальное значение (мг/л)	28,38	9,13	17,7	0,76	98,0 ¹	12,2	11,8	7,37	98,03	12,2
Грунтовые воды										
Число наблюдений	6	6	10	10	23	23	24	24	82	82
Среднее (мг/л)	12,0	0,13	26,0	0,11	18,0	0,12	24,0	0,14	28,0	0,13
Коэффициент вариации (%)	100	0,04	460	0,06	1400	0,01	600	0,03	770	0,04
Минимальное значение (мг/л)	0,0	0,0	0,45	0,0	0,45	0,0	0,45	0,0	0,0	0,0
Максимальное значение (мг/л)	23,78	0,76	64,4	2,69	108,7	0,64	94,7	0,68	108,7	2,69

Примечание: КВС: 1 – Верхне-Подольск, 2 – Москворецкая, 3 – Окская, 4 – Клязьминская

характеризуются величинами содержания нитратов в 1,1–2,4 раза превышающими установленные нормативы. Высокие концентрации нитратов обнаружены также в Московской (около 20% водосточников содержат нитраты в количествах близких или превышающих ПДК) и Клязьменской (до 17%) водосборных системах. Пространственно водосточники с повышенным содержанием нитратных соединений приурочены к аккумулятивным ландшафтам с близким залеганием грунтовых вод. Значимость фактора "водосбор" (в том числе положение в пределах водосбора) сохраняется и на более высоком уровне организованности территории – в каскадно-водосборной системе. Так максимальным содержанием нитратов в грунтовых водах характеризуется Москворецкая КВС, в поверхностных – Клязьменская. Для последней характерно также повышенное содержание аммонийных соединений во всех типах водосточников, что связано с природными особенностями данной территории.

Имеется определенная качественная связь между повышенным содержанием аммонийных соединений азота в почвах и поверхностных и грунтовых водах, что связано с общей восстановительной обстановкой в пределах Мещерской ЛП. Для нитратной формы – в почвах и грунтовых водах, так как вымывание данных соединений происходит именно в результате внутрипочвенной миграции. В литературе имеется информация о связи между дозами азотных удобрений и содержанием $N-NO_3^-$ в природных водах данного региона (Башкин, 1987). Однако, корреляционный анализ связи содержания минерального азота в воде и внесенных азотных удобрений на соответствующую территорию при более детальном рассмотрении (на уровне видов ландшафтов и физико-географических областей) в нашем исследовании не выявляет достоверной корреляции. По-видимому, почва, являясь трансформирующей и перераспределяющей средой, существенно изменяют возможные корреляционные связи.

Так как внутрипочвенные грунтовые воды на большей части территории области используются в качестве питьевых, данная информация является существенной при биогеохимическом районировании вследствие ее опосредованной связи со здоровьем населения (Башкин и др., 1992). Проводя районирование Московской области, мы учитывали полученную гидрохимическую информацию и использовали ее на уровне каскадно-водосборных систем.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные в работе данные, касающиеся только одного химического элемента – азота, свидетельствуют, тем не менее, о биогеохимической гетерогенности территории Московской области, которая определяется по В.В. Ковальскому (Ковальский, 1982) качественным и количественным различием химического состава. На их основе может быть проведено биогеохимическое районирование данной территории, т.е. могут быть выделены локальные части различного размера, характеризующиеся в разной степени выраженным недостатком, нормальным содержанием химических соединений или их избытком. Для Московской области мы предлагаем проведение районирования на уровне сочетания ландшафтных провинций и каскадно-водосборных систем с учетом пространственных особенностей техногенного воздействия. При этом выделяемые участки могут определяться как биогеохимический район, представляющий собой более низкий таксономический уровень, чем биогеохимическая провинция.

Таким образом, на территории Московской области возможно выделение (на основе повышенных концентраций в компонентах природной среды) нитратного и аммонийного биогеохимических районов (рис. 7). Нитратный биогеохимический район, выделяемый к югу от Москвы в границах Москворецко-Окской ЛП (административные районы: Подольский, Домодедовский, Ленинский, Ступинский, частично Чеховский, Серпуховский и Наро-Фоминский), может быть определен как техногенный, так как связан в большей степени с применением высоких доз минеральных

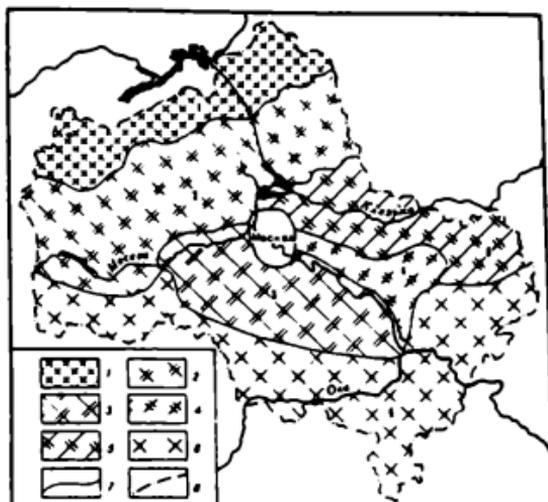


Рис. 7. Схема биогеохимического районирования территории Московской области

Биогеохимические районы: 1 - объединенный азотным соединением; 2 - с аккумуляцией нитратов в грунтовых водах; 3 - нитратный биогеохимический район - с аккумуляцией нитратов во всех компонентах природной среды (почва, растительность, поверхностных и грунтовых водах); 4 - с аккумуляцией нитратов в грунтовых водах и аммонийных соединений в поверхностных водах; 5 - аммонийный биогеохимический район - с аккумуляцией аммонийных соединений во всех компонентах природной среды; 6 - с аккумуляцией нитратов в поверхностных водах; 7 - границы биогеохимических районов; 8 - административная граница Московской области

азотных удобрений. Он характеризуется повышенными в настоящее время содержаниями нитратных соединений в почвах, растительности (культурной и естественной) и в грунтовых водах, при высокой степени сельскохозяйственной освоенности территории, развитии деградационных почвенных процессов и повышенном техногенном воздействии, связанном с расположением здесь крупных промышленных агломераций: Москва-Подольск, Серпухов, Ступино-Кашира, Домодедово. Этот биогеохимический район может быть определен как экологически наиболее неблагоприятный и требует пересмотра существующих норм техногенного воздействия. Аммонийный биогеохимический район, пространственно расположенный к востоку от Москвы - Московская Мещера, можно определять как вторичный природно-техногенный, так как он образован в результате трансформирования относительно невысокой техногенной (сельскохозяйственной и промышленной) нагрузки природные факторами и наложения данного дополнительного воздействия на уже существующий природный биогеохимический ареал.

Также вся территория области может рассматриваться в соответствии с работами В.В. Ковальского (1985), как нитратная биогеохимическая провинция с повышенным содержанием данных соединений в грунтовых водах суперэвальных ландшафтов, привнесенных к поймам крупных и средних рек.

На основании представленного районирования и с учетом предыдущих работ (Башкин и др., 1992) было осуществлено экологическое нормирование допустимых величин применяемых азотных минеральных удобрений (табл. 10).

Таблица 10

Экологическое перераспределение нагрузки азотными минеральными удобрениями на агроландшафты различных административных районов Московской области

Название административного района	Дозы азота, кг/га		Название административного района	Дозы азота, кг/га	
	существующие	рекомендуемые		существующие	рекомендуемые
1. Балшинский	130-150	70-90	20. Наро-Фоминский	90-110	80-100
2. Волоколамский	80-90	100-110	21. Ногинский	110-130	80-100
3. Воскресенский	90-100	80-100	22. Одинцовский	110-130	80-100
4. Дмитровский	110-130	70-90	23. Озерский	130-150	70-90
5. Домодевовский	110-130	80-100	24. Орехово-Зуевский	80-90	80-100
6. Егорьевский	110-130	80-100	25. Павлово-Посадский	110-130	70-90
7. Сергиево-Посадский (Загорский)	90-100	100-110	26. Подольский	130-150	70-90
8. Зарайский	110-130	100-120	27. Пушкинский	130-150	70-90
9. Истринский	90-100	70-80	28. Раменский	110-130	70-90
10. Каширский	70-80	80-100	29. Рузский	90-110	90-100
11. Клинский	80-90	100-110	30. Серебряно-Прудский	90-100	80-100
12. Коломенский	110-130	70-90	31. Серпуховский	110-130	80-100
13. Красногорский	110-130	80-100	32. Солнечногорский	90-100	80-90
14. Ленинский	110-130	70-90	33. Ступинский	90-100	70-90
15. Лотошинский	110-130	100-110	34. Талдомский	80-90	100-110
16. Лысковский	90-110	70-90	35. Химкинский	110-130	70-80
17. Люберецкий	110-130	70-90	36. Чеховский	90-110	80-100
18. Можайский	70-80	100-110	37. Шатурский	90-110	80-100
19. Мытищинский	80-90	80-90	38. Шаховской	80-90	100-110
			39. Шелковский	90-110	80-100

Таким образом, для ряда районов Московской области необходимо уменьшить дозы удобрений, вносимых под сельскохозяйственные культуры (районы: Химкинский, Серпуховский, Подольский, Пушкинский, Раменский и др.). В некоторых районах (Шаховской, Можайский, Волоколамский, Сергиево-Посадский, Зарайский) в принципе возможно увеличение применения минеральных азотных удобрений в среднем на 10-20 кг/га, но при этом необходимо соблюдение технологических принципов и учет природных факторов с тем, чтобы увеличение азотной нагрузки на агроэкозону не привело к ухудшению экологической ситуации прилегающих территорий.

1.3. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ АДАПТАЦИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ КУЛЬТУР К ВЫСОКОМУ СОДЕРЖАНИЮ ФОСФОРА В ПОЧВЕ

Наиболее значимым критерием мобильности химических элементов в почве является степень концентрирования их в растениях. Однако биологическая аккумуляция тесно связана со специфическими реакциями живых организмов как на недостаточное, так и избыточное содержание элементов питания в среде (Петербургский, 1959; Ковальский, 1968, 1974; Петрунина, 1968; Ковалевский, 1975, 1991; Летунова, Ковальский, 1978; Шабашев, 1989). Проявление таких реакций свидетельствует об изменениях в системе жизнедеятельности растений, адаптирующихся к внешней геохимической обстановке.

Одним из механизмов адаптации является выделительная функция корней.

связанная не только с процессами поглощения питательных веществ, но и с регулированием самой среды обитания (Правильников, 1953; Ковальский, 1968, 1974; Добровольский, 1988). К числу других механизмов адаптации живых организмов к повышенным концентрациям фосфора в среде относятся синтез или достаточно широтных соединений, представляющих собой резервные формы P_2O_5 . К последним, в частности, принадлежат фитин и неорганические конденсированные фосфаты (Соболев, 1964; Валиханов, 1972).

Исследованиями Чумаченко, Корневко (1958), Протасова, Маннановой (1964), Кудяровой (1966), Соколова (1983) и др. показано, что при определенном накоплении фосфора в тканях растений отмечается резкое снижение прироста биомассы. В связи с этим установлению пределов оптимальных величин содержания растворимой P_2O_5 в системах, обеспечивающих нормальное развитие культур, посвящено достаточно много работ.

Значительно слабее изучены критические значения, особенно соответствующие верхним пороговым концентрациям фосфатов, за пределами которых наблюдаются резкое изменение химического состава растений, сопровождающееся метаболическими и морфологическими нарушениями. Изучение данного вопроса, относящегося к области геохимической экологии, особенно актуально в условиях антропогенеза в связи с общими закономерностями миграции химических элементов и формированием техногенных положительных биогеохимических аномалий (Перельман, 1976). Обусловленные применением фосфорных удобрений локальные техногенные фосфатные аномалии такого типа характеризуются значительно более высокими содержанием общего фосфора в почвах по сравнению с фоновыми значениями (Кудярова, 1987). По содержанию же подвижных форм P_2O_5 различия особенно контрастны.

Зависимость между содержанием фосфора в почве и степенью концентрирования его в растениях изучали в вегетационных опытах. Опыты с овсом (сорт "Дупле") и гречихой (сорт "Богатырь") проводились на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве со следующей характеристикой: pH_{KCl} 5,1, степень насыщенности основаниями – 72,1%, гидролитическая кислотность, обменная кислотность и сумма обменных оснований, соответственно, – 3,25; 0,07; 14,8 мг-экв/100 г, содержание гумуса – 1,47%, обменного кальция – 6,6 мг-экв/100 г, подвижных Al (по Соколову) и P_2O_5 (по Кирсанову) – соответственно 0,4 и 8,0 мг/100 г почвы, общей P_2O_5 – 0,144%. Двойной суперфосфат ($P_{дк}$) вносился на фоне NK (по 19 мг N и K_2O на 100 г почвы). Снятие зеленой массы культур с одновременным отбором почвенных проб производили через 7 недель со дня появления всходов. Подробно методика проведения опытов и отбора растительных и почвенных образцов изложена в работе (Кудярова, 1971).

Как свидетельствуют данные, представленные в табл. 11, эффект от внесения $P_{дк}$ в разных дозах на легкосуглинистой дерново-подзолистой почве практически отсутствовал (отмечен лишь небольшой прирост биомассы овса по сравнению с NK-фоном по варианту $P_{дк} - 5$). По-видимому, подвижности фосфатного запаса почвы перед посевом культур, характеризовавшаяся концентрацией P_2O_5 в вытяжке 0,01M $CaCl_2$ (1:2) порядка 1,3–2,0 мг/л (табл. 12), соответствовала состоянию достаточной обеспеченности культур фосфором. Более высокое содержание в ней подвижных фосфатов сопровождалось лишь прогрессивным их накоплением в биомассе культур (см. табл. 11). При этом в кривых (рис. 8), характеризующих содержание фосфора в золе растений в зависимости от степени подвижности его в почве, наблюдался перелом при концентрациях в солевой вытяжке около 9,60 мг P_2O_5 /л, соответствующим внесению в почву суперфосфата в количестве 40 мг P_2O_5 /100 г почвы. В области перелома отмечались максимальные значения коэффициентов биологического накопления P_2O_5 культурами (см. табл. 11).

Таблица 11

Коэффициент биологического накопления фосфора осеком в гречихой в зависимости от величины внесенных в почву фосфатов

P ₂ O ₅ , мг/100 г почвы на фоне НК	Овес			Гречиха		
	Вес сухой биомассы, г/осуш	Содержание P ₂ O ₅ в био- массе, %	Коэффици- ент биоло- гического накопления P ₂ O ₅ *	Вес сухой биомассы, г/осуш	Содержание P ₂ O ₅ в био- массе, %	Коэффици- ент биоло- гического накопления P ₂ O ₅
Без P	41,4	0,48	3,33	50,3	0,55	3,82
P _д 5	45,7	0,65	4,36	51,0	0,64	4,30
P _д 10	46,6	0,64	4,16	52,2	0,64	4,16
P _д 20	46,4	0,82	5,00	53,8	0,78	4,76
P _д 30	47,6	1,08	6,21	53,8	0,91	5,23
P _д 40	45,6	1,33	7,23	53,4	1,01	5,49
P _д 50	46,1	1,33	6,86	53,4	1,00	5,15
P _д 60	45,8	1,35	6,62	53,3	1,04	5,10
P _д 100	45,1	1,60	6,56	53,8	1,20	4,92
P _д 200	45,8	2,02	5,87	53,0	1,35	3,92
НСР _{общ}	2,2	-	-	2,9	-	-

* Растительно-почвенный коэффициент (РПК) по А.Л. Ковалевскому (1975), соответствующий отношению общего содержания P₂O₅ в золе биомассы (%) к общему содержанию P₂O₅ в почве (%).

Таблица 12

Степень изменения подвижности P₂O₅ в почве под овсом и гречихой в зависимости от дозы внесенного сульфата

Доза P ₂ O ₅ , мг/100 г поч- вы на фоне НК	Концентрация P ₂ O ₅ в вытяжке 0,01M CaCl ₂ (1:2) из почвы, мг/л		
	Перед посевом культур	После уборки овса	После уборки гречихи
Без P	1,29	1,25	1,20
5	2,02	1,76	1,54
10	2,12	1,88	1,58
20	4,36	2,37	1,78
30	6,48	2,56	2,34
40	9,60	4,10	3,60
50	16,40	5,72	4,74
60	19,48	8,96	6,52
100	43,00	18,50	16,80
200	56,00	28,20	22,00

Последующая стабилизация уровня накопления фосфора растениями (см. рис. 8, табл. 11), отмечавшаяся в пределах концентрации P₂O₅ в соевом почвенном экстракте от 9,60 до 19,48 мг/л свидетельствовала о включении свойственных растениям физиологических механизмов, ответственных за барьерный тип поглощения данного элемента. Согласно данным табл. 12, в почве соответствующих вариантов иммобилизационные процессы были более выражены, чем в почве вариантов с меньшим обогащением P₂O₅. Интенсивность иммобилизации зависела от вида выращиваемой культуры, что может указывать на роль корневых выделений в регуляции направленной иммобилизационно-мобилизационных равновесий. При кон-

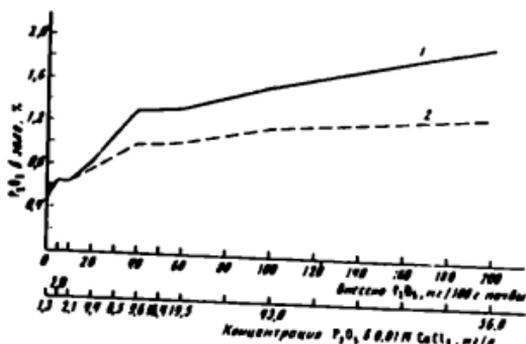


Рис. 8. Поступление фосфора в растения овса и гречихи в зависимости от содержания его в почве
1 - овес; 2 - гречиха

центрация более 19,5 мг P_2O_5 /л (см. рис. 8, табл. 11, 12) отмечался новый подъем уровня накопления фосфора в биомассе культур, однако уже на фоне резкого снижения значений коэффициента биологического накопления. Последнее обстоятельство свидетельствует о том, что при насыщении фосфатной поглощательной емкости до уровня, обеспечивавшего концентрацию P_2O_5 в солевой вытяжке 43–56 мг/л, в почве образовывались преимущественно иные продукты реакции, чем при меньшей степени насыщения.

Для гречихи (см. табл. 11) коэффициенты биологического концентрирования фосфора характеризовались меньшими величинами, чем для овса, что может свидетельствовать о более сильном влиянии экскретуруемых ею веществ на почвенные фосфорсодержащие соединения. Различия связаны, по-видимому, с составом корневых выделений. Так, известно, что гречиха выделяет через корни в сравнении со злаковыми культурами в несколько раз больше таких органических кислот, как лимонная и щавелевая, являющихся сильными комплексообразующими агентами (Каргальцев, Пруцков, 1986). В присутствии фосфат-анионов, также подверженных координации ионами металлов, типичными образованиями являются смешанные, (органопосфатные) комплексные структуры, что показано нами ранее (Кудеярова, 1991).

Влияние выделяемых корнями гречихи (сорт "Юбилейная-2") лигандов на процессы трансформации фосфатов удобрений было изучено в опыте на серой лесной почве. Методика проведения опыта и характеристика использованной почвы описаны в работе (Кудеярова, Кварццелия, 1989). Фосфорные удобрения (орто- и полифосфат аммония: $P_{\text{орто}}$, $P_{\text{поли}}$) вносили на фоне 28 мг N и 15 мг K_2O /100 г почвы согласно схеме опыта, которая предусматривала ежегодное в течение 3 лет внесение доз P_2O_5 , 11,3 (вариант $P_1 + P_1 + P_1$) и 34,0 (вариант $P_2 + P_1 + P_2$) мг/100 г почвы и однократное внесение дозы 102 мг P_2O_5 /100 г (вариант P_3) в 1-й год опыта с последующим изучением ее последствий. Пробы почвы отбирали из верхнего, удобренного слоя (0–20 см) в слоях 20–40 см. Почвенные вытяжки с применением в качестве экстрагента 0,2н HCl (1:5) готовили из свежих почвенных образцов непосредственно в день отбора. Часть вытяжек перед анализом подвергалась термокислотной обработке (20 минут при 100°C в 1,3н HCl). Показано (табл. 13), что в зависимости от соотношения между фосфатными и органическими лигандами выделения гречихи способствовали либо дестабилизации, либо стабилизации фосфорсодержащих соединений в почве. Сле-

Таблица 13

Распределение фосфатов орош. лесной почвы через 3 года после внесения удобрений

Фосфорные удобрения на фоне НК (102 мг $P_2O_5/100$ г почвы)	Содержание по НК и изменение к нему, мг $P_2O_5/100$ г почвы (0,2н HCl, 1:5)					
	слой 0-20 см			слой 20-40 см		
	1	2	3	1	2	3
Парующая почва						
Без P (контроль)	3,9	3,5	0,4	3,2	3,1	0,1
Ортофосфат аммония	+21,6	+20,4	+1,2	+5,2	+5,1	+0,1
Полифосфат аммония	+16,0	+16,6	-0,6	+6,3	+6,2	+0,1
Почва из-под гречихи						
Без P (контроль)	10,8	7,7	3,1	3,8	3,7	0,1
Ортофосфат аммония	-3,7	-0,8	-2,9	+13,5	+12,7	+0,8
Полифосфат аммония	-7,6	-5,2	-2,4	+25,6	+25,1	+0,5

Примечание 1 - после 20 минут гидролиза в 1,2н HCl при 100°C; 2 - до гидролиза, 3 - разность.

довательно, при определенном уровне накопления P_2O_5 в обмене вещества растений происходила существенная перестройка, сопровождавшаяся изменением природы корневых выделений.

Стабилизация продуктов трансформации фосфора удобрений в почве отмечалась под гречихой в варианте с внесением 102 мг $P_2O_5/100$ г (см. табл. 13). Она проявлялась в образовании кислотоинертных фосфорсодержащих продуктов (особенно существенно в почве, удобренной полифосфатами) и, как следствие, в уменьшении растворимости их в 0,2н HCl по сравнению с парующей почвой. Данные по отрицательному влиянию термокислотного гидролиза вытжек на результаты определения в них фосфора, наряду с неэффективностью кислотной экстракции в отношении части фосфорсодержащих соединений, указывают на образование в присутствии корневых выделений органофосфатных производных, для которых характерны стереохимические превращения. Проявление стерических эффектов типично для подобного рода соединений, имеющих циклическую структуру.

Другой аспект регулирующего воздействия корневых выделений гречихи на состояние фосфатов в зафосфаченной почве сопряжен с усилением миграционной способности кислоторастворимых форм P_2O_5 и перемещением их в нижние слои почвы (см. табл. 13).

Таким образом, показано, что основные механизмы, ограничивающие поступление в растения гречихи избыточных количества P_2O_5 , связаны с характером ее корневых выделений, влияющих на трансформацию фосфатов в почве. На примере овса и гречихи выявлена разная биохимическая природа продуктов взаимодействия фосфора удобрений с почвой, определяющая степень концентрирования данного элемента в биомассе, а также большая роль биологического фактора в мобилизационно-иммобилизационных процессах в почве.

В табл. 14-16 представлены данные вегетационных опытов, проведенных с тремя культурами: горохом (сорт "Капитал"), льном (сорт "И-7"), ячменем (сорт "Винер"). Краткая характеристика использованной в опытах дерново-подзолистой средне-суглинистой почвы: pH 4,6, гидролитическая кислотность, обменная кислотность и сумма обменных оснований соответственно 5,03, 0,65 и 8,4 мг-эка/100 г почвы, содержание обменного кальция - 5,2 мг-эка/100 г почвы, подвижных Al (по Соколову) и P_2O_5 (по Кирсанову) - 3,6 и 3,8 мг/100 г почвы, общей P_2O_5 - 0,116%.

Таблица 14

Накопление фосфора зерной горой в зависимости от дозы суперфосфата

Почва	Доза P_2O_5 , мг/100 г почвы	Вес зерна по НК и прибавка от P_2O_5 , г/госуд			Содержание P_2O_5 в зерне, %			Коэффициент биологического накопления (РПК)		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Неизвестковая	Без P	4,2	6,5	2,5	0,81	0,85	0,77	7,0	7,3	6,6
	10	+6,1	+1,3	-0,6	1,33	1,05	0,84	10,6	8,3	6,7
	40	+6,7	+3,7	-1,4	1,58	1,30	0,94	10,1	8,3	6,0
	200	+6,6	+3,6	-	1,97	1,82	-	6,2	5,8	-
	400	-1,1	+1,1	-	2,38	1,93	-	4,6	3,7	-
	НСР _{0,05}	0,38	0,62	0,32	-	-	-	-	-	-
Известковая	Без P	9,0	10,5	9,7	0,86	0,70	0,63	7,4	6,0	5,4
	10	+1,0	+3,4	+2,5	1,21	0,75	0,88	9,6	6,0	7,0
	40	+1,8	+3,9	+3,6	1,39	1,21	1,00	8,9	7,8	6,4
	200	+2,8	+3,8	+4,2	1,74	1,48	1,20	5,5	4,7	3,8
	400	-4,6	+0,6	+0,3	2,23	1,57	1,37	4,3	3,0	2,7
	НСР _{0,05}	0,78	0,66	0,62	-	-	-	-	-	-

Примечание. 1 - год действия; 2 - 1-й год последствия; 3 - 2-й год последствия удобрения.

Таблица 15

Накопление фосфора репродуктивными органами льна и ячменя в зависимости от дозы суперфосфата (год действия удобрения)

Доза P_2O_5 , мг/100 г почвы	Лен			Ячмень		
	1	2	3	1	2	3
Без P	0,72	1,08	9,3	9,1	0,85	7,3
10	+0,23	1,28	10,2	+0,7	1,02	8,1
40	+1,56	1,46	9,4	+1,0	1,33	8,5
200	+1,90	1,77	5,6	+2,1	1,57	5,0
400	-0,64	2,05	4,0	+2,8	1,73	3,4
НСР _{0,05}	0,27	-	-	0,79	-	-

Примечание. 1 - вес семян по НК и прибавка от P_2O_5 , г/госуд; 2 - содержание P_2O_5 в семенах, %. 3 - РПК по Ковалевскому.

Водорастворимое фосфорное удобрение (суперфосфат) внесли на фоне 12,5 мг N и 12,5 мг K_2O на 100 г почвы. Более детально методика проведения опытов описана в работе (Кудярова, 1966). В опыте с горохом изучали не только действие, но и последствие (в течение 2-х лет) фосфатов как на известкованной, так и на неизвесткованной по гидrolитической кислотности почве (0,5 нормы).

Согласно данным табл. 14-16, реакция культур была весьма различной на высокие насыщение почвы фосфатами. Так, при концентрациях P_2O_5 в вытяжках 0,01M $CaCl_2$ в пределах 98,5-144 мг/л отмечалась депрессия растений гороха и льна. На ячмене же отрицательного эффекта зафиксировано не было. В соответствии с данными трехлетнего опыта с горохом (см. табл. 14), негативная реакция данной культуры на высокую дозу суперфосфата не устранялась известкованием почвы и, следовательно, не могла быть обусловлена эффектом свободной кислотности удобрения. Степень угнетения растений в этом варианте со временем не только не ослабевала, но даже

Таблица 16

Подвижность P_2O_5 в почве под культурой и зависимость от дозы суперфосфата

Доза P_2O_5 , мг/100 г почвы на фоне НК	Концентрация P_2O_5 в вытяжке 0,01М $CaCl_2$ (1:2) из почвы, мг/л					
	Гориз.				Лес	Ячмень
	Без извести		Известь по 0,5 г.л.			
	1	2	1	2	1	1
Без P	0,04	0,16	0,04	0,12	0,18	0,14
10	0,11	0,16	0,08	0,08	0,19	0,16
40	0,70	0,57	0,49	0,38	1,32	2,68
200	36,40	12,16	30,80	12,08	25,16	43,90
400	129,00	34,40	120,00	31,60	98,50	144,00

Примечание 1 - год действия, 2 - 1-й год последствии удобрения.

Таблица 17

Фрагментный состав фосфатов (в % от общего количества) в репродуктивных органах культур в зависимости от дозы суперфосфата (год действия удобрения)

Доза P_2O_5 , мг/100 г поч- вы на фоне НК	Общее содер- жание P_2O_5 , мг/г сухого ве- щества	Фосфиты	Неоргани- ческие фосфа- ты	Гетерополи- фосфаты	Нуклеопо- лифосфаты	Фитин
Гориз.						
Без P	8,6	20	8	48	16	8
10	12,1	15	9	56	12	8
40	13,9	13	9	57	11	10
200	17,4	13	11	55	10	11
400	22,3	11	17	48	9	14
Лес						
Без P	10,8	8	3	2	59	28
10	12,8	8	3	3	56	30
40	14,6	10	3	3	51	33
200	17,7	10	5	5	46	34
400	20,5	8	11	4	41	36
Ячмень						
Без P	8,5	7	11	28	17	37
10	10,2	7	14	28	14	37
40	13,3	6	25	28	12	29
200	15,7	6	27	29	14	27
400	17,3	5	27	28	13	27

заметно усиливалась. Так, на втором году последствии суперфосфата наблюдалась практически гибель гороха, причем даже на почве, получившей значительно меньшее его количества. Аналогичные результаты были получены нами и в опыте с гречихой на серой лесной почве (Куделрова, 1984).

Основное количество поступившего в растения фосфора аккумуляровалось в вегетативных органах. Например, содержание P_2O_5 в соломе ячменя по варианту P-400 увеличилось относительно фона почти в 10 раз. Тем не менее, распределитель-

Таблица 18

Содержание азота (% от сухой массы) в репродуктивных органах культуры в зависимости от дозы сульфата фосфора (год действия удобрения)

Доза P_2O_5 , мг/100 г почвы на фоне НК	Общий азот	Белковый азот
	Горох	
Без P	3,93	3,61
10	4,10	3,81
200	4,19	4,14
	Лён	
Без P	4,66	4,00
10	4,77	4,30
200	4,86	4,43
	Ячмень	
Без P	2,47	2,27
10	2,48	2,30
200	2,03	1,95

ная функция регулирующих систем была недостаточно эффективной, вследствие чего происходило весьма существенное накопление фосфора в семенах (максимальное увеличение относительно фона НК составило примерно 200%). Распределение их по фракциям было изучено с помощью методики Соколова (1940).

Фракционный анализ фосфорных соединений (табл. 17) выявил связь между негативной реакцией растений на высокие концентрации P_2O_5 в среде и содержанием фитина в репродуктивных органах. Так, в семенах гороха и льна под влиянием фосфорных удобрений возрастало как абсолютное, так и относительное содержание фосфора в составе этой фракции наряду с фракцией неорганических фосфатов. В зерне же ячменя при сильном увеличении под влиянием возрастающих доз P_2O_5 содержания неорганических фосфатов (в 4–5 раз по варианту P-400) не было такого значительного увеличения фракции фитина, как в семенах гороха и льна. В относительных величинах содержание фитина в зерне ячменя даже снижалось по мере возрастания доз фосфора. Для этой культуры изменения в обмене веществ под влиянием фосфатов выражались в снижении интенсивности синтеза белка вследствие нарушения соотношения между фосфором и азотом в растениях (табл. 18).

Известно, что фитин в фосфатном обмене растений играет приблизительно ту же роль, что и аспарагин в азотном обмене. В его образовании участвуют металлы, главным образом кальций и магний. Накопление фитина является физиологическим барьером, устраняющим токсичный эффект избытка неорганических ортофосфатов в растительном организме (Соболев, 1964; Валиханов, 1972). Аналогичная функция приписывается и реакциям биологического синтеза конденсированных форм P_2O_5 , учитываемых в составе фракции фитина. Следовательно, резкое усиление синтеза резервных форм P_2O_5 в растениях гороха и льна следует рассматривать как один из механизмов адаптации их к высокому содержанию фосфора в среде.

Причины срыва физиологических механизмов, обуславлившие депрессию растения гороха и льна по варианту P 400, нуждаются в специальном изучении. Судя же по снижению интенсивности биологического концентрирования фосфатов (величины РПК см. табл. 14, 15), свидетельствовавшему об усилении инертности фосфорных соединений в почве, угнетению растений было связано, по-видимому, не столько непосредственно с самим фосфором, сколько с его влиянием на подвижность почвенных металлов, потребность в которых значительно выше, например, у представителей

Таблица 19

Вынос питательных элементов бобовой гречихой

Фосфорное удобрение на фоне НК (доля P_2O_5 , мг/100 г почвы)	Выс биомассы по НК и графикам к нему, г/сосу	Вынос, мг/сосу					
		Fe	Mg	Ca	K	P_2O_5	N
Без P	81,0	122	502	5022	3370	397	1264
Ортофосфат аммония:							
11,3	+7,8	89	497	4795	2628	648	1385
34,0	+6,6	88	561	4555	2523	1323	1533
102,0	+2,7	84	602	3348	2980	1590	1565
Подфосфат аммония:							
11,3	+5,7	80	438	4725	2991	612	1509
34,0	+3,9	54	395	4115	2836	1218	1716
102,0	-1,5	40	383	3356	3713	1566	1806
НСР _{0,05}	4,0						

семейства бобовых по сравнению со злаками (Петрунина, 1968; Ковальский, 1974), что и могло явиться причиной соответствующей реакции гороха на степень выраженности комплексобразовательных процессов. Основанием для такого предположения служат данные, полученные в выше упомянутом опыте с гречихой на серой лесной почве, выявившие зависимость между способностью данной культуры утилизировать почвенные металлы и степенью комплексация последних фосфатными лигандами (табл. 19). Как видно, с увеличением лигандной активности фосфат-ионов, прямо зависящей от их концентрации в среде и степени конденсации, поступление в растения некоторых металлов (особенно Fe и Ca) резко снижалось. Метаболические реакции в связи с формами фосфатных комплексов не изучены. Согласно же имеющейся информации по металлоорганическим соединениям (Карпушкин, 1980; Савич, Двалло, 1989), определяющее значение имеет, по-видимому, заряд комплексов. Так, недостаточное снабжение растений металлами сопряжено с наличием в среде избытка органических лигандов, благоприятствующего образованию отрицательно заряженных координационных соединений.

Многочисленными исследованиями (Грушева, 1964; Муравьи и др., 1971; Сдобникова, Илларионова, 1979; Димитрова, 1987; Murphy et al., 1981; Pusztai, 1985; Shang, Bates, 1987) также показано влияние уровня фосфатного обеспечения на соотношения между поступающими в растения элементами. Нарушения соотношений между макро- и микроэлементами характерны и для природных фосфатных аномалий, что является причиной возникновения биогеохимических эндемий (Петрунина, 1968; Ковальский, 1968, 1974; Шабашев, 1989).

Влияние фосфатных и фитогенных лигандов на поведение металлов было изучено в опыте с гречихой на серой лесной почве (Кудярова, Кварццелия, 1989). Почвенные экстракты после термокислотной обработки и до нее анализировали на содержание Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Zn атомно-абсорбционным методом. Представленные в табл. 20 данные свидетельствуют об увеличении экстрагируемости почвенных металлов 0,2M раствором HCl под влиянием P_2O_5 удобрений в первые дни после их внесения. С увеличением времени контакта фосфора с почвой эффект солиubilизация не только снижался, но отмечалось даже значительное уменьшение содержания некоторых металлов (Ca, Mg) в почвенных вытяжках относительно фона.

Растворимость металлов в парующей почве и в почве под культурой гречихи через 3 года после начала опыта показана на рис. 9, 10. Общее количество внесенного за это время фосфора в вариантах $P_1 + P_1 + P_1 + P_2 + P_2 + P_2$ составляло соответственно

Таблица 20

Вытяжки фосфатных удобрений на растворимость металлов сорной лесной почвы (доза P_2O_5 – 102 мг/100 г почвы)

Элемент	Срок оборота проб почвы	Содержание в вытяжке 0,2N HCl (1:5) мг/100 г почвы						
		Парующая почва			Почва из-под гречихи			
		Без P	Ортофосфат миллиграмм	Полифосфат миллиграмм	Без P	Ортофосфат миллиграмм	Полифосфат миллиграмм	
Ca	1	102,9	135,7	142,5	-	-	-	
	2	211,1	214,0	205,8	216,2	215,6	211,7	
	3	223,2	175,1	170,5	163,8	158,1	155,6	
Mg	1	10,4	16,4	19,4	-	-	-	
	2	26,0	24,3	24,2	24,9	23,6	22,9	
	3	26,0	19,4	20,3	22,1	22,7	21,8	
Mn	1	1,6	4,1	6,4	-	-	-	
	2	5,6	6,0	5,6	5,8	6,3	6,1	
	3	5,8	5,9	9,6	5,8	9,2	9,6	
Zn	3	2,2	2,4	3,0	0,8	1,1	1,6	
	Al	1	55,6	104,4	118,7	-	-	-
		2	101,3	121,9	122,8	104,2	145,3	164,8
3		31,7	36,7	68,5	38,0	41,6	42,9	

Примечание. 1 – через 3 дня после внесения удобрений; 2 – в период уборки гречихи в год действия удобрения; 3 – в период уборки гречихи в 1-8 год последствия удобрения

34 и 102 мг P_2O_5 на 100 г почвы. Данные для варианта P_3 относятся к последствию второго года дозы 102 мг $P_2O_5/100$ г почвы. Различия в содержании металлов в гидролизованых и негидролизованых вытяжках из почвы разных вариантов характеризуют лабильность фосфатных комплексов. Следствием солиubilизации почвенных соединений под влиянием фосфатов удобрений являлось увеличение степени миграции металлов в нижние слои почвы (см. рис. 9, 10). Наибольшей подверженностью переносу характеризовались щелочноеземельные элементы. Фосфатогенное их выщелачивание при одновременном обогащении почвы подвижными фитотоксичными алюмином и марганцем вполне могло служить причиной депрессии растений на кислых почвах, обогащенных фосфором (см. табл. 14, 19)

В сравнении с данными для парующей почвы корневые выделения гречихи препятствовали вертикальной миграции Ca, Mg, Fe, Zn при относительно небольшой степени обогащения почвы фосфором и, напротив, способствовали ее усилению при высоком обогащении (см. рис. 9, 10). Что касается токсичных алюминия и марганца, то растения благоприятствовали как их переносу в нижние слои почвы, так и образованию инертных в кислой среде форм комплексных соединений. Содействие растений усилению миграционных процессов с вовлечением в них биофильных и токсичных металлов, обладающих химическим родством к фосфору, следует, по-видимому, рассматривать в качестве механизма адаптации к условиям стресса. Конкурентные взаимодействия между фитогенными органическими и техногенными фосфатными лигандами, определяющие верхние пороговые концентрации фосфора, сопряжены, следовательно, с создающимся в почве дефицитом легкодоступных растений форм металлов, что приводит к негативным изменениям в метаболизме растений.

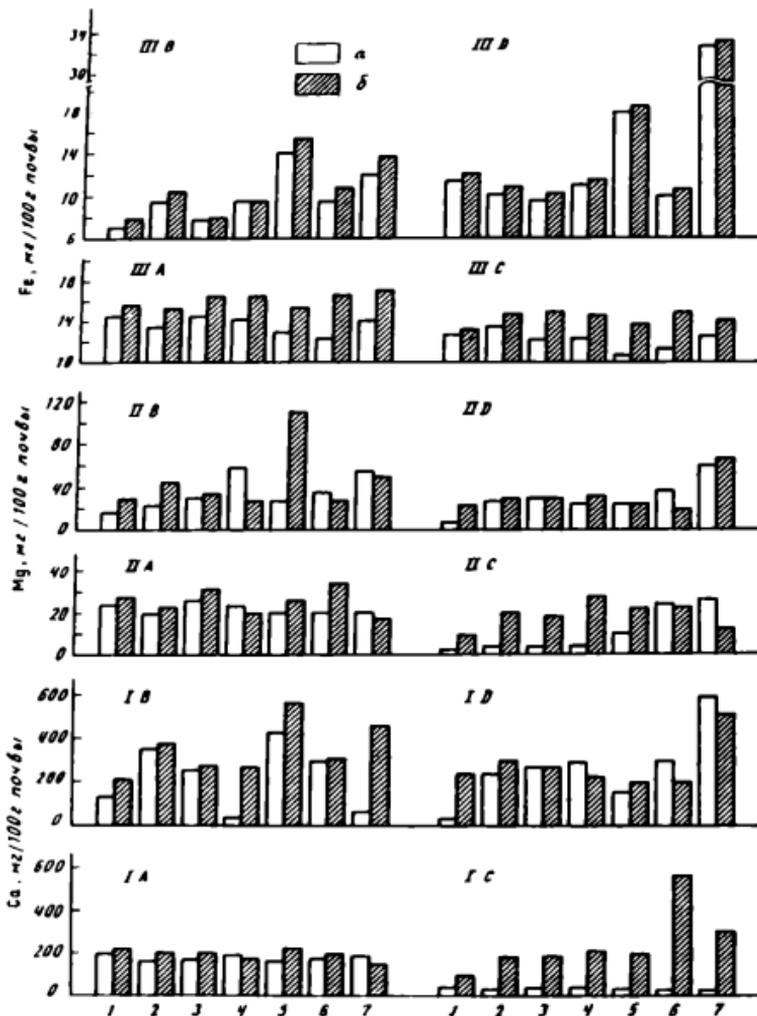


Рис. 4. Растворимость почвенных металлов (Ca, Mg, Fe)-содержащих соединений под влиянием фосфатов удобрений.

I - Ca, II - Mg, III - Fe. А - пар. 0-20 см, В - пар. 20-40 см, С - под растениями, 0-20 см, D - под растениями, 20-40 см. 1 - без P, 2 - $P_1 + P_2 + P_3$ (с/фа), 3 - $P_1 + P_2 + P_3$ (с/фа), 4 - P_1 (с/фа) последействие, 5 - $P_1 + P_2 + P_3$ (с/фа), 6 - $P_1 + P_2 + P_3$ (с/фа), 7 - P_1 (с/фа) последействие, а - без гидролиза вытеснения, б - с гидролизом вытеснения.

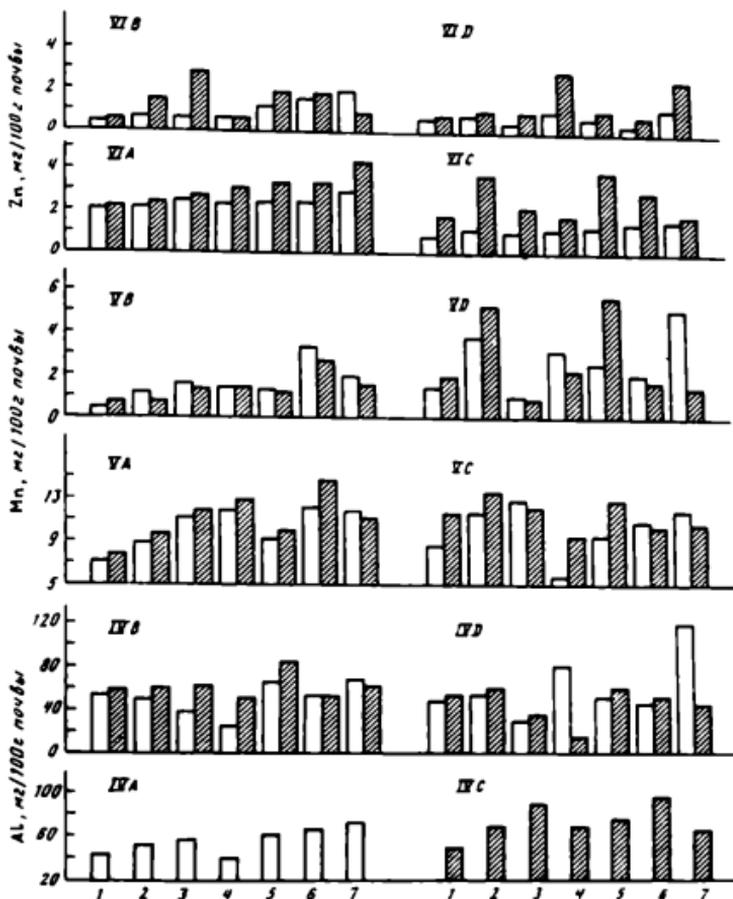


Рис. 10. Растворимость почвенных металлов (Al, Mn, Zn)-содержащих соединений под влиянием фосфатов удобрений

IV - Al, V - Mn, VI - Zn, остальные условные обозначения те же, что на рис. 9

Таким образом, срыв физиологических механизмов адаптации к высокому содержанию фосфора, отмечавшийся для культур с повышенной потребностью в металлах, связан с изменением форм существования последних в зафосфаченных почвах и нарушением соотношений поступающих в растения химических элементов. Фосфатогенный дефицит в почве металлов, определяющих физиологическое состояние всех живых организмов, через лишневые цепи может иметь следствием заболеваемость животных и людей. Зоны экологического риска првучены к

Таблица 21

Физиологическая реакция культур на риску степень нагрузки почв фосфором удобрений

Почва	Общие содержание P_2O_5 в активной почве, мг/100 г	Культура	Нагрузка P_2O_5 удобрений (мг/100 г почвы), соответствующая				
			отличивности на дополнительное внесение фосфора	оптимальной обеспеченности фосфором	неэффективному использованию фосфора	стрессу	депрессии
Дерново-подзолистая легкозудельная	144	Овес	<5	5-10	10-40	40-200	-
		Гречиха	<5	5-10	10-40	40-200	-
Дерново-подзолистая среднезудельная	116	Лен	<40	40	>40-200	200-400	400
		Ячмень	<400	-	>40-400	-	-
		Горох	<10 ¹	10	>10-200	200-400	400
			<40 ²	40	>40-200	200-400	400
			³	-	-	10-400*	
Она же, известково-кислая по 0,5 г.д.	116	Горох	<10 ¹	10-200	-	200-400	400
			<10 ²	10-200	-	200-400	400
			<10 ³	10-200	-	200-400	400
Серая лесная	135	Гречиха	<11*	11	11-34	34-102	102
			<11*	<11	-	11-34	34-102

Примечание. ¹ - год действия; ² - 1-й год последствия; ³ - 2-й год последствия удобрения; * - ортофосфорное; * - полифосфорное; * - отмечалась гибель растений.

региональным фосфатным аномалиям, формирующимся в результате аккумуляции в почвах неиспользованного растениями фосфора удобрений. Согласно проведенным исследованиям (Кудрярова, 1989), вероятность негативных изменений в обмене веществ живых организмов имеется в Северо-Западном и некоторых областях Центрального и Дальневосточного районов Российской Федерации. Аккумуляция фосфора в пахотном слое почв этих регионов в некоторых случаях составляет около 80 и более кг P_2O_5 на га в год, что примерно соответствует 2,5-3 мг P_2O_5 на 100 г почвы/год. В таких регионах вследствие длительного систематического применения удобрений накопленные запасы P_2O_5 давно превысили уровень допустимой нагрузки на почву, соответствующей нормальному протеканию физиологических процессов в растениях. Согласно данным табл. 21, в которой обобщены результаты проведенных экспериментов, этот уровень для водорастворимых форм фосфорных удобрений варьирует в достаточно больших пределах в зависимости от вида культуры, типа почвы, проводимых мелиоративных мероприятий, вида и способа внесения удобрения. Однако как видно из данных табл. 21, при накоплении в почве более 40 мг P_2O_5 /100 г, фосфаты, как правило, неэффективно используются растениями, а при более высокой степени аккумуляции последние в большинстве случаев подвергаются стрессу и последующей депрессии в развитии. Депрессия, как показано на примере гороха, определяется не непосредственно фосфором удобрения, а продуктами его биохимической трансформации. Поэтому контроль за содержанием в почве легкодоступных металлов-биофилов в соответствии со степенью потребности в них возделываемых культур должен лежать в основе биохимической организации территорий положительных фосфатных аномалий. В свою очередь, сте-

дпись нагрузки почв фосфатами удобрений должна определяться условиями оптимального обеспечения растений подвижными формами фосфора и других химических элементов, образующих с ним координационные соединения разной степени лабильности.

1.4. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ СТОЙКИХ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ В АГРОЛАНДШАФТАХ

В наши дни задачи биогеохимии значительно расширились, расширились в области применения, а следовательно, и круг изучаемых теоретических и прикладных вопросов (Иалева, 1986). Интенсивная химизация сельского хозяйства и рост промышленного производства явились причиной глобального загрязнения окружающей среды стойкими хлороорганическими соединениями, продолжительность сохранения которых в ней исчисляется десятками лет. Поэтому и в биогеохимии стали обращать внимание не только на роль живого вещества в геологическом преобразовании планеты, но и на роль и влияние антропогенного воздействия на биосферу. Это направление еще более расширило те интересы биогеохимии, которые тесно связаны с решением ряда практических задач, таких как контроль состояния окружающей среды и качества получаемой сельскохозяйственной продукции. Эти задачи включают также вопрос экологического нормирования стойких хлороорганических соединений сельскохозяйственного и промышленного происхождения в агроландшафтах, как в одной из разновидностей биогеохимических полей взаимодействия живой и неживой природы. Под этим понимается нормирование химического прессинга (нагрузки) на агроландшафты, при котором можно определять "реакцию" агроландшафта в целом как экологической системы или отдельно его элементов (почва, вода, донные отложения, биота) в виде самоочищения от поллютантов. Следовательно, основным критерием при определении химического прессинга на агроландшафты должна явиться устойчивая тенденция самоочищения агроландшафтов от поллютантов, определяемая характером взаимодействия компонентов живой и неживой природы.

Нами проведено экологическое нормирование стойких хлороорганических соединений в агроландшафтах, различающихся своей территориальной организованностью, т.е. особенностями биологического и биогеохимического круговорота химических элементов. За основу брались два показателя: величина прессинга поллютантов на агроландшафты и степень самоочищения агроландшафтов от этих поллютантов. Первый показатель устанавливался путем оценки направленности биогеохимических потоков, т.е. распределения поллютантов по отдельным элементам агроландшафтов, например, в почвах под конкретными сельскохозяйственными культурами или многолетними насаждениями; в воде и донных отложениях водоемолюбивых обследуемого региона. При этом производилась оценка кумулятивных уровней остаточного содержания соединений (среднее содержание и пределы обнаружения) в виде исходных препаратов, их гомологов, изомеров, метаболитов, а также расчет баланса исследуемых поллютантов в виде долей суммарного содержания отдельных соединений. Второй показатель устанавливался путем поиска корреляционных связей между уровнями остаточного содержания соединений и физико-химическими свойствами и химическим составом почв. Если физико-химические свойства почвы определяют интенсивность потоков поллютантов в агроландшафтах, то химический состав почвы или косвенно отражается на самоочищении почвы под действием биологических, химических и других процессов.

Ниже приводится краткая характеристика исследуемых стойких хлороорганических соединений, а на примере агроландшафтов регионов орошаемого земледелия производится определение показателей экологического нормирования этих поллютантов в агроландшафтах.

1.4.1. СТОЙКИЕ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИЕ СОЕДИНЕНИЯ

Накопление таких стойких хлорорганических соединений как ДДТ в ГХЦГ в агроландшафтах явилось результатом огромных масштабов их использования в качестве инсектицидов в сельском хозяйстве и против переносчиков инфекционных болезней (Мельников, 1991). Наряду с этими соединениями к числу поллютантов, распространенных в глобальном масштабе, а следовательно, оказывающих определенный прессинг (нагрузку) на агроландшафты можно отнести полихлорбифенилы (ПХБ), вещества промышленного происхождения, составляющие целый класс хлорированных ароматических углеводородов, включающих 10 гомологов (по числу атомов хлора) и более 200 теоретически возможных изомеров. Препараты ПХБ существуют под различными торговыми названиями: ароклор, феноклор, хлофен, канхлор, фенхлор и совол (Полихлорированные бифенилы, 1988). В прошлом в нашей стране промышленно применялись имели "Трихлорбифенил", "Пентахлорбифенил", а также различные типы совола, представляющие собой очищенные смеси тетра- и пентахлорбифенилов.

ПХБ-вещества, используемые в самых различных областях промышленности в качестве диэлектриков в конденсаторах и трансформаторах, теплоносителей в теплообменниках, жидкостей для гидравлических систем, пластификаторов в лаках, пластических массах, типографских красках, а также в качестве смазок, изоляционных материалов для кабелей и проводов, фунгицидов для защиты дерева и строительных конструкций, наполнителей для пестицидов, добавок к товарам бытовой химии и т.д. Главным источником загрязнения окружающей среды ПХБ являются промышленные выбросы. Высвобождение ПХБ происходит и при неправильной эксплуатации мусоросжигательных печей или в процессе открытого сжигания мусора на свалках.

Вызывают определенный интерес сведения об образовании ПХБ из пестицидов, их трансформация в другие токсиканты, а также пролонгирование разложения пестицидов при совместном их присутствии в средах. Так, допускается возможность трансформации ДДТ в ПХБ под влиянием ультрафиолетовых лучей в верхних слоях атмосферы, где хлорорганические соединения могут присутствовать в виде пара и мелкодисперсного аэрозоля (Полихлорированные бифенилы, 1988). При фотолизе, также под действием ультрафиолетовых лучей, гербицидов моноурона, двурона, метобромурона, пропаналя образовывались хлорированные бифенилы в виде смесей их изомеров (Талак *et al.*, 1985). В экстракте клеток *Escherichia coli*, выращенных в присутствии 3,4-дихлораналина (основной метаболит пропаналя) и нитратов обнаруживались кроме 3,3',4,4'-тетрахлоразобензола, 1,3-бис(3,4-дихлорфенил) триазена, также ди-, три- и тетрахлорбифенилы (Cofke *et al.*, 1979). С другой стороны, при перегреве трансформаторов, где ПХБ используются в качестве диэлектриков, в присутствии кислорода воздуха они могут переходить в весьма токсичные полихлордibenзофураны и полихлордibenзо-*l*-диоксины (Мельников, 1989). Установлено, что в морской воде ПХБ замедляют разложение хлорорганических пестицидов при суммарном соотношении ДДТ: ПХБ 1:100 - 1:200 (Roots, 1984).

Широкое распространение стойких хлорорганических соединений имеет многочисленные последствия для биосферы, важнейшими из которых являются: аккумуляция в экосистемах и трофических цепях; гибель организмов и нарушения в биоценозах; последствия, связанные с патологическим воздействием на репродуктивную и другие системы. Опасность этих поллютантов объясняется их высокой персистентностью, способностью проникать через кожу и слизистые покровы, плаценту, систему пищеварительных органов с продуктами питания в организм и, накапливаясь, приводить к хроническому отравлению (Гапонюк, 1977; Гапонюк, Бобовникова, 1988).

Негативные последствия повсеместного загрязнения биосферы стойкими хлорорганическими соединениями, обладающими персистентностью и выраженными кумулятивными свойствами, повлекшие за собой различные нарушения в жизнедеятельности

организмов вытеснили развитые страны в конце 70-х гг. отказаться от производства галогенных хлорорганических пестицидов и ПХБ и резко ограничить их применение (Афанасьев и др., 1989).

1.4.2. ПРЕССИНГ СТОЙКИХ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ НА АГРОЛАНДШАФТЫ

В данном разделе приводятся результаты обследования агроландшафтов Самаркандского оазиса, расположенного на территории долины р. Зеравшая и являющегося одним из крупных регионов Узбекистана по производству хлопка, овоще-бахчевской и садово-виноградарской продукции, а также данные по Прикубанской низменности (Краснодарский край), плавневая зона которой интенсивно используется для выращивания риса (Научно-обоснованная..., 1988; Химическая борьба..., 1977). Эти территории принадлежат, соответственно, к пустынному и степному черноземному биогеохимическим регионам (Ковальский, 1974). В Самаркандском оазисе с учетом рельефа местности были отобраны 71 усредненный образец почвы с территорий такого же количества хозяйств (Временные методические..., 1983). Из них 57 из почв под хлопчатником, 8 – под табаком, 5 – под виноградниками и 1 – в саду. Было также отобрано 8 проб воды и 7 образцов донных отложений (речных наносов) из разных водосточников (реки, водохранилища, оросительная система). Аналогичным образом в Прикубанской низменности было отобрано 21 усредненных образцов почвы с территорий такого же количества хозяйств. Из них 10 – из почв под рисом, 1 – под пшеницей, 3 – под канустой, 5 – под виноградниками, 2 – в садах. Были также отобраны 2 пробы воды и 19 образцов донных отложений, в том числе 4 – из рек и водохранилища, 5 – из оросительной системы, 7 – из приазовских, 3 – из причерноморских лиманов и залива.

Анализ содержания хлорорганических соединений проводили методом хромато-масс-спектрометрии на приборе фирмы "Finnigan", модель 4000 с использованием модифицированной методики (№ 625 Агентства по охране окружающей среды США) (Лебедев, Петросян, 1987).

Стойкие хлорорганические соединения в агроландшафтах Самаркандского оазиса. Распределение соединений в почвах. Было установлено, что в почвах под хлопчатником среднее содержание и пределы обнаружения остаточных количества (мкг/кг) составила для инсектицида ДДТ 158.5 (1.0–970.0), его метаболитов ДДЭ и ДДД, соответственно, 127.5 (1.1–785.0) и 40.8 (0.3–251.0), а для другого инсектицида ГХЦГ – 18.6 (2.3–64.1). Как видно из данных табл. 22, в общем баланс остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов несколько превышала долю самого инсектицида. Среди метаболитов ДДТ доля ДДЭ была преобладающей по сравнению с ДДД. Первое соединение – продукт окислительного дехлорирования (дегидрохлорирования), второй – продукт восстановительного дехлорирования (Головлев, Головлев, 1980). Некоторые исследователи считают, что при изучении накопления и циркуляции в природных объектах ДДТ и его метаболитов необходимо учитывать, что помимо ДДТ (напрямешного для применения в большинстве стран) в настоящее время существует еще один источник загрязнения окружающей среды основным метаболитом ДДТ (ДДЭ) – акарицид кельтан, который в гочве в определенных условиях может трансформироваться в ДДЭ (Нестерова, Бабкина, 1990). Как известно, кельтан рекомендован для применения против растительноядных клещей на хлопчатнике, на плодовых, виноградниках и др.

В общем балансе исследуемых пестицидов доля суммарного содержания ДДТ (96.9%) была существенно выше доли ГХЦГ (3.1%). Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) составили для трех, преобладающих по массовой доле в образцах почвы (более чем на 90%) гомологов ПХБ тетра-, пента и гексахлорбифенилов, соответственно: 36.6 (1.0–200.3), 13.9 (0.5–99.2) и 13.4 (0.1–186.5), а для гептахлорбифенилов – 6.2 (0.4–12.0). Среди основных гомологов ПХБ доля сум

Таблица 22

Общий баланс хлорорганических соединений (%) в почвах под сельскохозяйственными культурами в западной части Краснодарского края

Культуры и насаждения	ДДТ	ДДЭ	ДДД	ΣДДТ и его метаболиты*	Тетра-хлорбифенилы	Пента-хлорбифенилы	Гекса-хлорбифенилы	ΣПХБ*
Хлопчатник	47,2	40,4	12,4	100 93,4	35,6	39,5	24,9	100 6,6
Табак	30,0	64,2	5,8	100 53,0	68,4	17,7	13,9	100 47,0
Виноградники	22,5	68,5	9,0	100 78,6	41,5	46,3	12,2	100 21,4
Сад	23,6	43,5	32,9	100 86,3	28,9	27,5	43,6	100 13,7
В целом по региону	46,0	41,2	12,8	100 92,0	40,0	36,4	23,6	100 8,0

*Вторая строка - % от общей суммы соединений.

марного содержания тетра- и пентахлорбифенилов несколько превышала долю гексахлорбифенилов (см. табл. 22). А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ в почвах из-под хлопчатника была существенно выше доли ПХБ.

Прессинг остаточных количеств пестицидов на почвы под табаком был значительно ниже, чем под хлопчатником. Так, среднее содержание в пределы обнаружения (мкг/кг) составили для ДДТ - 22,2 (7,6-47,5), ДДЭ и ДДД, соответственно - 47,5 (14,1-105,0) и 4,2 (3,7-5,2), а для ГХЦГ - 14,5 (13,2-15,8). В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов и, в частности, ДДЭ, была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 22). Среди пестицидов доля суммарного содержания ДДТ (69,7%) была существенно выше доли ГХЦГ (30,3%). Среднее содержание гомологов ПХБ в почвах под табаком было в основном близким к почвам под хлопчатником. Однако разброс пределов обнаружения был менее широк. Так, эти показатели для тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили соответственно 33,7 (7,7-50,5), 8,7 (3,1-16,5) и 13,7 (3,0-24,4) мкг/кг. Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ несколько превышала долю ПХБ.

Прессинг остаточных количеств ДДТ на почвы под виноградниками был в основном одного порядка с почвами под табаком. Так, среднее содержание в пределы обнаружения (мкг/кг) для ДДТ составили 13,5 (2,3-30,2), для ДДЭ и ДДД, соответственно - 51,5 (17,8-126,0) и 5,4 (0,6-14,2). Эти же показатели для ГХЦГ составили 28,8 (14,1-70,0) мкг/кг. В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов и, в частности, ДДЭ была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 22). Среди пестицидов доля суммарного содержания ДДТ (32,0%) была существенно ниже доли изомеров ГХЦГ (68,0%), среди которых преобладал гамма-ГХЦГ. Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) составили для тетра-, пента- и гексахлорбифенилов, соответственно - 11,3 (10,6-12,0), 9,5 (1,7-15,2) и 5,0 (2,2-7,8). Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетра- и пентахлорбифенилов была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ была существенно выше доли ПХБ.

В почве сада содержание ДДТ, ДДЭ и ДДД составило, соответственно, 100,6, 185,2 и 140,0 мкг/кг. В общем балансе остатков ДДТ доля содержания его метаболитов, как в сумме, так и по каждому в отдельности была выше доли самого инсектицида (см. табл. 22). Содержание тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составило, соответ-

ственно, 19,5, 18,6 и 29,4 мкг/кг. В отличие от почв под другими культурами и насаждениями, среда гомологов ПХБ доля содержания гексахлорбифенилов была преобладающей. А среда хлорорганических соединений доля остатков ДДТ была существенно выше доли ПХБ.

В целом, по обследуемому региону прессинг на почвенный покров метаболитов ДДТ был несколько выше, чем прессинг самого инсектицида, а нагрузка тетра- и пентахлорбифенилов сильнее по сравнению с гексахлорбифенилами. Наблюдалось существенно превышение нагрузки остатков ДДТ на агроландшафты по сравнению с ПХБ (см. табл. 22).

Распределение соединений в воде и донных отложениях. С целью выяснения путей поступления стойких хлорорганических соединений на орошаемых территориях особое значение имел анализ их содержания в воде и донных отложениях водосточников оазиса. Не исключено, что в них ПХБ могут поступать с промышленными стоками из-за несовершенства технологических процессов, негерметичности систем на основе ПХБ (Гапонок, Бобовякова, 1988).

Было установлено, что в пробах воды обнаруживались из хлорорганических пестицидов остаточные количества ДДТ, ДДЭ и гамма-ГХЦГ в пределах 0,002-0,074 мкг/л. Однако их содержание было на 1-2 порядка ниже содержания ПХБ. Так, среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/л) для тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили, соответственно, 0,20 (0,08-0,46), 0,83 (0,42-1,44) и 0,36 (0,19-0,83). Обнаруживались также моно- и гептахлорбифенилы в количествах, соответственно, 0,72 и 0,09 мкг/л. В общем балансе гомологов ПХБ доля суммарного содержания пентахлорбифенилов (56,7%) была существенно выше доли гекса-(24,7%), тетра-(9,3%), моно-(8,2%) и гептахлорбифенилов (1,1%). Следует отметить, что по ходу течения р. Зеравшан происходило возрастание общего содержания ПХБ (от 0 до 2,5 мкг/л), что могло свидетельствовать о существовании локального источника поступления этих стойких хлорорганических соединений в водосточники.

Анализ донных отложений (речных наносов) показал, что хлорорганические соединения обнаруживались в них в виде ДДД и тетра-, пента- и гексахлорбифенилов. Причем общее содержание ПХБ (115,7 мкг/кг) было на несколько порядков выше остатков ДДТ (0,05 мкг/кг). В общем балансе гомологов ПХБ доля содержания пентахлорбифенилов (93,3%) была существенно выше доли гекса-(6,6%) и тетрахлорбифенилов (0,1%).

Таким образом, обследованные сельскохозяйственных территорий Самаркандского оазиса показали, что наибольший прессинг на почвенный покров его агроландшафтов оказывают остаточные количества ДДТ (в форме инсектицида и его метаболитов ДДЭ и ДДД) по сравнению с промышленными загрязнителями - ПХБ. Причем прессинг ДДТ не выше нагрузки на почвы его метаболитов, что может свидетельствовать об отсутствии существенных источников поступления этого инсектицида в агроландшафты оазиса. Вместе с тем установленный факт относительно повышенного содержания ДДТ в почвах из-под хлопчатника важно учитывать в случае использования этих земель под кормовые и овощные культуры. Так известно, что транслокация ДДТ и других стойких хлорорганических пестицидов из почв в растения возможна при уровнях его содержания более 100 мкг/кг и составляет значительные величины (35-70%) по сравнению с переходом в воду (2-18%) и улетучиванием в атмосферу (18%) (Гапонок, 1977). Следует принимать во внимание, что существенным источником привнесения других стойких хлорорганических соединений - ПХБ на орошаемые площади под хлопчатником и табаком могут служить ирригационные воды. Не исключается также аэротехногенное поступление ПХБ на площади, занимаемые различными сельскохозяйственными культурами и многолетними насаждениями.

Стойкие хлорорганические соединения в агроландшафтах Прикубанской низменности. Распределение соединений в почвах. Было установлено, что в почвах под рисом

Таблица 23

Общий баланс хлорорганических соединений (%) в почвах под сельскохозяйственными культурами и многолетними насаждениями

Культуры и насаждения	ДДТ	ДДЭ	ДДД	ΣДДТ и его метаболиты*	Тетра-хлорби-фенилы	Пента-хлорби-фенилы	Гекса-хлорби-фенилы	ΣПХБ*
Рис	44,1	50,6	5,3	100 77,6	0	96,4	3,6	100 22,4
Пшеница	0	100	0	100 17,0	52,8	19,0	28,2	100 83,0
Капуста	66,6	27,5	5,9	100 90,5	0	78,9	21,1	100 9,5
Виноградники	20,1	79,9	0	100 4,3	68,8	15,8	15,4	100 95,7
Сажы	15,3	46,0	18,7	100 76,1	43,6	26,3	30,1	100 23,9
В целом по региону	38,2	49,0	12,8	100 46,0	57,4	24,0	18,6	100 54,0

* Вторая строка - % от общей суммы соединений.

среднее содержание в пределы обнаружения остаточных количеств (мкг/кг) составили для инсектицида ДДТ 47,5 (8,4–152,0), его метаболитов ДДЭ и ДДД, соответственно, 60,7 (4,8–190,0) и 8,1 (1,5–20,8). Как видно из табл. 23 в общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов и, в частности, ДДЭ была несколько выше доли самого инсектицида. Среднее содержание в пределы обнаружения (мкг/кг) составили для пента- и гексахлорбицинилов, соответственно, 30,1 (6,0–61,0) и 3,8 (2,1–5,8). Среди этих двух гомологов ПХБ доля суммарного содержания пентахлорбицинилов была существенно преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ была значительно выше доли ПХБ.

В почве под пшеницей остаточные количества пестицидов были представлены ДДЭ (120,2 мкг/кг) и ГХЦП (32,8 мкг/кг). В общем балансе пестицидов доля содержания этих веществ составила, соответственно, 78,6 и 21,4%. В отличие от почв под рисом здесь обнаруживались значительные количества тетрахлорбицинилов (310,9 мкг/кг) по сравнению с пента- (111,7 мкг/кг) и гексахлорбицинилами (166,2 мкг/кг). Среди этих гомологов ПХБ доля содержания тетрахлорбицинилов была преобладающей (табл. 23). А среди хлорорганических соединений доля содержания остатков ДДТ была существенно ниже доли ПХБ. Следует отметить, что в образцах почв и донных отложениях в основном идентифицировались эти три гомолога ПХБ, массовая доля которых составляла более чем 90%.

В почвах под капустой среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) составили для ДДТ – 80,9 (29,7–132,0), ДДЭ и ДДД – 33,4 (12,0–54,8) и 7,1 (3,7–10,5) соответственно. В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов была ниже доли самого инсектицида в отличие от почв под рисом (см. табл. 23). В образцах также не обнаруживались тетрахлорбицинилы. Среднее содержание и пределы обнаружения составили для пентахлорбицинилов 10,1 (3,7–16,5) мкг/кг, а гексахлорбицинилы определялись в количестве 5,4 мкг/кг. Среди этих двух гомологов ПХБ доля суммарного содержания пентахлорбицинилов была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ была существенно выше доли ПХБ.

В почвах под виноградниками среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) для ДДТ составили 12,7 (1,8–23,7), а для единственного его метаболита ДДЭ – 33,7 (1,2–93,8). В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания ДДЭ была существенно выше доли самого инсектицида (см. табл. 23). Среди пестицидов доля

Таблица 24

Общий баланс хлорорганических соединений (%) в донных отложениях различных водосточников

Водосточники	ДДТ	ДДЭ	ДДД	ΣДЦГ и его метаболиты*	Тетра-хлорби-фенилы	Пента-хлорби-фенилы	Гекса-хлорби-фенилы	ΣПХБ*
Река в водохрани-лителье	0	100	0	100	32,0	15,4	32,6	100
Оросительная система	39,1	28,8	32,1	100	51,5	20,3	28,2	99,8
Примловские лиманы	25,7	48,1	26,2	100	53,7	10,8	35,5	97,4
Прочеремшарские лиманы и каналы	32,6	55,4	12,0	100	46,0	32,2	21,8	98,2
В целом по региону	32,1	45,7	22,2	100	51,6	17,5	30,9	98,2

* Вторая строка - % от общей суммы соединений.

суммарного содержания ДДТ (61,3%) была выше доли ГХЦГ (38,7%). Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) для тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили, соответственно, 638,9 (31,7-1773,2), 147,1 (12,8-381,0) и 142,7 (21,3-311,5). Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов, как и в случае почв под пшеницей была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ была также существенно ниже доли ПХБ.

В почвах садов ДДТ обнаружено в количестве - 773,4, ДДЭ - 1005,5, ДДД - от 0,7 до 408,3 и ГХЦГ - 10,2 мкг/кг. В общем балансе остатков ДДТ доля содержания его метаболитов и, в частности, ДДЭ была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 23). Среди пестицидов доля содержания ДДТ (98,7%) была существенно выше доли ГХЦГ (1,3%). Содержание тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составило, соответственно, 300,4, 180,8 и 207,1 мкг/кг. Среди гомологов ПХБ доля содержания тетрахлорбифенилов была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля содержания остатков ДДТ была значительно выше доли ПХБ.

В целом по обследуемому региону прессынг на почвенный покров метаболитов ДДТ был выше, чем прессынг самого инсектицида, а нагрузка тетрахлорбифенилов больше по сравнению с нагрузкой пента- и гексахлорбифенилов. Наблюдалось некоторое превышение нагрузки ПХБ на агроландшафты по сравнению с прессынгом остатков ДДТ (см. табл. 23).

Распределение соединений в донных отложениях и в воде. В условиях орошаемого земледелия важное экологическое значение имеет оценка распределения хлорорганических соединений в донных отложениях, как в одном из факторов, определяющих санитарно-гигиеническое состояние природных вод.

В донных отложениях рек в водохранилища определялось только ДДЭ в количестве 7,3 мкг/кг. Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили, соответственно, 493,0 (57,4-969,0), 146,1 (6,7-246,5) и 309,5 (9,5-771,6). В общем балансе гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов была преобладающей (табл. 24). Среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания ПХБ была существенно выше доли остатков ДДТ.

Интересно отметить, что в донных отложениях оросительной системы, главным образом коллекторно-дренажной сети, а в дальнейшем и в других водосточниках обнаруживаются кроме ДДЭ, также ДДТ и ДДД. Это видимо связано с выносом поверхностным стоком остатков ДДТ с орошаемых территорий и депонированием их в

донных отложениях. Так, среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) ДДТ составили 8,2 (4,1–14,4), а для ДДЭ и ДДД – 9,1 (4,5–13,7) и 10,2 (5,7–14,6) соответственно. В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 24). Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили, соответственно, 245,9 (20,2–738,4), 96,9 (5,7–415,5) и 168,3 (18,6–572,7). Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов была также преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания ПХБ была существенно выше доли остатков ДДТ.

В донных отложениях приазовских лиманов, в которые выходят рисовые оросительные системы, хлорорганические пестициды представлены кроме остатков ДДТ, еще и альфа-, бета- и дельта-изомерами ГХЦГ. Так, среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) ДДТ составляли 4,9 (0,8–9,0), ДДЭ – 9,2 (4,2–14,2), а ДДД – 10,0. Те же показатели для ГХЦГ составили 42,6 (3,6–92,3) мкг/кг. В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов и в частности ДДЭ была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 24). Однако среди пестицидов доля суммарного содержания ДДТ (7,1%) была существенно ниже доли ГХЦГ (92,9%). Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составляли, соответственно, 219,3 (20,3–472,0), 55,0 (13,4–151,5) и 180,8 (23,3–545,1). Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов была преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания ПХБ была существенно выше доли остатков ДДТ.

В донных отложениях причерноморских лиманов и залива содержание ДДТ составляло 19,6. ДДЭ – от 14,5 до 18,8 и ДДД – 7,2 мкг/кг. В общем балансе остатков ДДТ доля суммарного содержания его метаболитов и, в частности, ДДЭ, была значительно выше доли самого инсектицида (см. табл. 24). Среднее содержание и пределы обнаружения (мкг/кг) тетра-, пента- и гексахлорбифенилов составили, соответственно, 228,2 (43,2–413,2), 159,8 (112,2–207,4) и 215,6. Среди гомологов ПХБ доля суммарного содержания тетрахлорбифенилов была также преобладающей. А среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания ПХБ была существенно выше доли остатков ДДТ.

Между тем, в воде рек содержание ДДТ и ДДД достигало величин 19,6 и 1,7 мкг/л. В общем балансе остатков ДДТ доля ДДТ (91,9%) была существенно выше доли ДДД (8,1%). Из гомологов ПХБ определялись только тетрахлорбифенилы в количестве 0,03 мкг/л. Среди хлорорганических соединений доля суммарного содержания остатков ДДТ (99,8%) была существенно выше доли ПХБ (0,2%). Различная степень загрязненности остатками стойких хлорорганических пестицидов, в том числе ДДТ и ГХЦГ, коллекторно-дренажных вод рисовых систем Юго-Восточного Приазовья установлена и в работе Н.Н. Букова (1991). Одной из причин такого явления может явиться переход пестицидов из почв орошаемых территорий в воду, достигающий по некоторым данным 2–18% (Галюнок, 1977).

В целом, по обследуемому региону прессинг на донные отложения метаболитов ДДТ был значительно выше, чем самого инсектицида, а тетрахлорбифенилов выше по сравнению с пента- и гексахлорбифенилами (см. табл. 24). Установленный факт существенной нагрузки ПХБ на донные отложения водовосточников, по сравнению с остатками ДДТ, согласуется с данными работы М.И. Афанасьева с соавторами (1989). В ней констатируется, что концентрация ПХБ в донных отложениях водосмов различных регионов мира практически всегда выше концентраций хлорорганических пестицидов. Высокие уровни концентрации ПХБ обнаруживаются в основном в тех водных объектах, которые в большей степени подвергаются загрязнению за счет сточных промышленных вод. Интересно отметить, что в целом, из гомологов ПХБ наибольший прессинг как на донные отложения, так и на почвы оказывают тетрахлорбифенилы, что может свидетельствовать об общем источнике загрязнения ПХБ этих компонентов окружающей среды.

Таким образом, обследование сельскохозяйственных территорий Привкубанской низменности показало, что прессинг на почвенный покров остаточных количеств ДДТ (в форме инсектицида и его метаболитов ДДЭ и ДДД) сопоставим с нагрузкой промышленных загрязнителей (ПХБ). Причем прессинг ДДТ не выше нагрузки на почву его метаболитов, что может свидетельствовать об отсутствии существенных источников поступления этого инсектицида в агроландшафты низменности. Особое внимание обращает обнаружение относительно повышенного содержания ПХБ и остатков ДДТ в почвах под отдельными сельскохозяйственными культурами и многолетними насаждениями, а также ПХБ в донных отложениях водоемов-отстойников. В последнем случае с предельной осторожностью надо отнестись к возможному использованию для рекультивационных целей донных отложений, извлекаемых из оросительной системы при очистных и дноуглубительных работах, ввиду их загрязнения ПХБ.

1.4.3. САМООЧИЩЕНИЕ АГРОЛАНДШАФТОВ ОТ СТОЙКИХ ХЛОРООРГАНИЧЕСКИХ ПЕСТИЦИДОВ

Под действием биологических, физических, физико-химических и химических экологических факторов и процессов пестициды подвергаются в агроландшафтах фото- и термическому превращению, гидролизу, иммобилизации почвенными компонентами и биотой, биотрансформации и биодеградации, миграции и выщелачиванию, улетучиванию и сорбированию. Остатки пестицидов отчуждаются из агроландшафтов с продукцией растениеводства. Все эти факторы и процессы обуславливают исчезновение пестицидов из различных элементов агроландшафтов, т.е. происходит чрезвычайно важный природный процесс – самоочищение агроландшафтов (Соколов, Галуллин, 1987). Как известно, оценку самоочищения агроландшафтов от пестицидов производят путем определения динамики их остаточного содержания в почве, воде, донных отложениях и т.д., что однако для стойких хлороорганических пестицидов (ХОП) занимает длительный период времени. Поэтому наиболее простым способом оценки процесса самоочищения агроландшафтов от ХОП можно считать поиск корреляционных связей между физико-химическими свойствами и химическим составом почв. Это связано с тем, что спустя много лет после прекращения применения ХОП, особенно ДДТ, в сложных гетерогенных почвенных условиях под действием разнообразных факторов и процессов может формироваться матрица динамического состояния этих пестицидов, которая указывает на тенденция самоочищения агроландшафтов от поллютантов.

Самоочищение агроландшафтов в зависимости от физико-химических свойств почв. Анализ литературных данных показывает, в частности, что при утяжелении механического состава почв скорость биодеградации пестицида в одних случаях повышается, в других – снижается; доля связанного пестицида при утяжелении механического состава почвы, как правило, возрастает. Разложение соединений может как ускоряться, так и замедляться в почвах с повышенным содержанием органического вещества. Сорбция мелетучих пестицидов всегда возрастает с повышением содержания гумуса в почве. Вместе с тем имеется очень мало данных относительно того как изменение ОВП или pH почвы непосредственно связано с разложением пестицидов. Хотя известно, что повышение pH почвы снижает ее сорбционную способность в отношении невоионных и анионных пестицидов (Соколов, Галуллин, 1982).

В качестве объекта исследования был выбран Мугано-Сальвинский земельный массив, расположенный в юго-восточной части Кура-Араксской низменности Азербайджана и характеризующийся в прошлом интенсивным применением ДДТ и ГХШ на посевах хлопчатника (рис. 11). Эта территория принадлежит к сухостепному биогеохимическому региону с различной обеспеченностью Cu, Co, Mo и Mn (Эюбов, 1980). В усредненных образцах почвы, отобранных с фоновых территорий и агроландшафтов массива, определяли уровни остаточного содержания ДДТ, его мета-

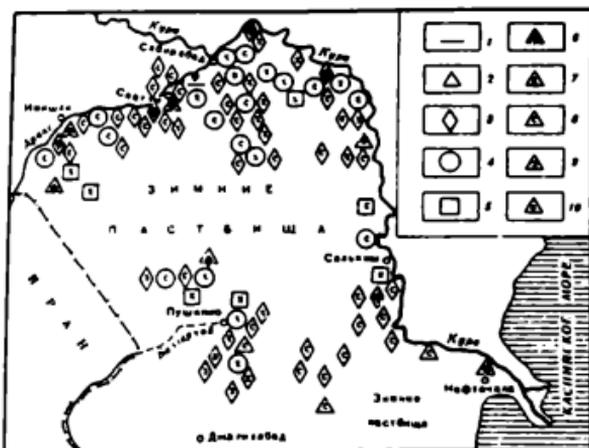


Рис. 11. Уровни остаточного содержания стойких хлороорганических пестицидов в почвах фоновых территорий и агроландшафтов Мугань-Сальянского массива (Азербайджан)

Остаточные содержания: 1 - ниже пределов обнаружения, 2, 3, 4, 5 - соответственно I, II, III, IV уровни. Места отбора усредненных образцов личе: 6 - на фоновых территориях, 7 - под хлопчатником, 8 - на хлопковых севооборотах, 9 - под зерновыми, 10 - под виноградниками

болитов ДДЭ и ДДД, изомеров ГХЦГ, а также общее содержание углерода, pH и механический состав (Галулин и др., 1990). Эти данные подверглись статистической обработке.

Статистическая обработка данных. Обработку данных осуществляла методом пошагового множественного регрессионного анализа с использованием пакета программ "Педокласс" (Почвенный институт им. В.В. Докучаева), адаптированного на ЭВМ ЕС-1010 (Девис, 1977) Метод заключается в построении последовательно устоявшихся уравнений регрессии вида:

$$Y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + \dots$$

где Y - характеристика содержания остатков пестицидов, a_0 - общее начало отчета, a_1, a_2, \dots, a_n - частные коэффициенты регрессии, x_1, x_2, \dots, x_n - показатели физико-химических свойств почв. Показатели x_n выбирались из числа следующих: содержание общего углерода, $pH_{\text{водн}}$, $pH_{\text{сукц}}$, механический состав.

Корреляционные связи. В случае почв фоновых территорий наблюдаются относительно тесные связи ($> 0,7$) содержания суммы изомеров ГХЦГ с линейной комбинацией содержания средней пыли, значений $pH_{\text{водн}}$, содержания крупного и среднего песка, а также явл (табл. 25). В остальных случаях коэффициент корреляции имел значения меньше 0,7. Графический анализ связей и вычисление корреляционных отношений показали нецелесообразность суммирования величинных связей.

Для почв под монокультурой хлопчатника и сопутствующими им культурами хлопковых севооборотов значения коэффициентов корреляции был меньше 0,7.

При рассмотрении значений коэффициентов корреляции по отдельным районам, входящим в состав исследуемой территории, установлено, что для Имишлинского района, характеризующегося относительно повышенным содержанием остаточных количеств ХОП в почвах сельскохозяйственных угодий, отмечается сильная отри-

Таблица 25

Значения коэффициентов корреляции при пошаговой обработке данных по содержанию остатков хлорорганических пестицидов (ХОРП) в почвах и листовых фазах-индикаторах сельскохозяйственных культур (уровень значимости 0,05)

Территория, сельскохозяйственные угодья, районы (численность выборок)	Шаг	ЛУПТ	ЛУСЭ	СЛУПТ	СГХСЦ	СХОРП
Фоновые территории (11)	1	0,57(1)	0,65(1)	0,64(1)	-0,49(7)	0,62(1)
	2	0,56(1, 6)	0,65(1, 3)	0,63(1, 3)	0,55(7, 2)	0,61(1, 3)
	3	0,56(1, 6, 5)	0,59(1, 3, 7)	0,59(1, 3, 7)	0,64(7, 2, 4)	0,56(1, 3, 7)
	4	0,49(1, 6, 5, 8)	0,54(1, 3, 7, 8)	0,53(1, 3, 7, 8)	0,73(7, 2, 4, 9)	0,50(1, 3, 7, 8)
Хлорквасцы (26)	1	-0,50(2)	-0,38(2)*	-0,46(2)*	0,42(9)	-0,47(2)*
	2	0,56(2, 4)	0,57(2, 4)	0,59(2, 4)*	0,44(9, 1)	0,58(2, 4)*
	3	0,58(2, 4, 7)	0,65(2, 4, 7)	0,66(2, 4, 7)*	0,48(9, 1, 8)	0,58(2, 4, 7)*
	4	0,58(2, 4, 7, 6)	0,68(2, 4, 7, 3)	0,66(2, 4, 7, 1)*	0,51(9, 1, 8, 4)	0,63(2, 4, 7, 1)*
	5	0,56(2, 4, 7, 6, 1)	0,67(2, 4, 7, 3, 1)	0,64(2, 4, 7, 1, 8)*	0,50(9, 1, 8, 4, 2)	0,62(2, 4, 7, 1, 8)*
	6	0,54(2, 4, 7, 6, 1, 9)	0,65(2, 4, 7, 3, 1, 5)	0,61(2, 4, 7, 1, 8, 5)*	0,46(9, 1, 8, 4, 2, 10)	0,60(2, 4, 7, 1, 8, 5)*
Сопутствующие культуры листовых овощеборотов (47)	1	-0,33(3)	-0,39(3)	-0,37(3)	-0,41(2)	-0,37(3)*
	2	0,43(3, 4)	0,43(3, 2)	0,44(3, 4)	0,50(2, 6)	0,43(3, 4)*
	3	0,47(3, 4, 2)	0,47(3, 2, 4)	0,48(3, 4, 2)	0,54(2, 6, 1)	0,48(3, 4, 2)*
	4	0,51(3, 4, 2, 7)	0,52(3, 2, 4, 8)	0,53(3, 4, 2, 8)	0,55(2, 6, 1, 8)	0,53(3, 4, 2, 8)*
	5	-	0,51(3, 2, 4, 8, 1)	-	-	0,53(3, 4, 2, 8, 7)*
Ильинский (9)	1	-0,85(3)	-0,92(5)	-0,89(5)	0,66(8)	-0,90(5)
	2	0,92(3, 4)	0,94(5, 9)	0,93(5, 3)	0,82(8, 3)	0,93(5, 3)
	3	0,92(3, 4, 6)	-	0,98(5, 3, 6)	0,80(8, 3, 2)	0,98(5, 3, 6)
	4	-	-	0,98(5, 3, 6, 2)	-	0,98(5, 3, 6, 2)
Светлинский (21)	1	0,54(9)	0,49(9)	0,44(9)	-0,35(1)	0,44(9)
	2	0,52(9, 1)	0,67(9, 1)	0,63(9, 1)	0,48(1, 9)	0,63(9, 1)
	3	0,51(9, 1, 2)	0,70(9, 1, 8)	0,63(9, 1, 8)	0,53(1, 9, 2)	0,64(9, 1, 8)
	4	-	-	-	0,57(1, 9, 2, 3)	-
Сабурбадский (19)	1	-0,50(3)	-0,54(3)	-0,54(3)*	-0,61(2)	-0,53(3)
	2	0,55(3, 7)	0,69(3, 4)	0,60(3, 4)*	0,65(2, 4)	0,60(3, 4)
	3	0,69(3, 7, 1)	0,79(3, 4, 1)	0,66(3, 4, 2)	0,67(2, 4, 1)	0,66(3, 4, 2)
	4	0,77(3, 7, 1, 9)	0,89(3, 4, 1, 7)	0,67(3, 4, 2, 7)	0,67(2, 4, 1, 7)	0,68(3, 4, 2, 7)
Пултанский (13)	1	0,35(4)*	0,52(4)	0,45(4)	0,65(9)	0,43(4)
	2	0,36(4, 2)*	0,60(4, 2)	0,51(4, 2)	0,68(9, 8)	0,49(4, 2)
	3	-	-	-	0,69(9, 8, 1)	-
Сальгинский (6)	1	-0,63(4)	-0,53(6)	-0,58(6)*	0,92(8)	0,62(6)*
	2	0,84(4, 1)	0,47(6, 9)*	0,54(6, 3)*	-	0,58(6, 3)*

Таблица 25 (окончание)

Территория сельскохозяйственные угодья, районы (численность выборки)	Шаг	ДПТ	ДДЭ	ΣДПТ	ΣГХЦГ	ΣХОП
	3	0,98(4, 1, 5)	-	-	-	-
	4	1,00(4, 1, 5, 11)	-	-	-	-
Нефтечалинский (7)	1	-0,76(3)	-0,70(3)	-0,69(3)	0,82(10)	-0,69(3)
	2	0,76(3, 7)	0,72(3, 8)	0,72(3, 7)	-	0,72(3, 7)

Примечание Обозначение сокращений и показателей, приведенных в скобках: ΣДПТ - ДПТ + ДДЭ + ДДД; ΣГХЦГ - альфа-, бета-, гамма- и дельта-изомеры; ΣХОП - ΣДПТ + ΣГХЦГ; 1 - общий углерод, %; 2 - $r_{H_{2}O}$; 3 - $r_{H_{2}O}$; 4 - крупный и средний песок, %; 5 - мелкий песок, %; 6 - крупная пыль, %; 7 - средняя пыль, %; 8 - мелкая пыль, %; 9 - вл, %; 10 - физическая глина, %; 11 - физический песок, %; * - коэффициент корреляции достоверно отличается от нуля.

цательная корреляционная зависимость уже на первом шагу: между содержанием ДПТ и значением $r_{H_{2}O}$, между содержанием ДДЭ, суммой остатков ДПТ, суммой остатков ХОП и содержанием мелкого песка. Между содержанием суммы изомеров ГХЦГ и линейной комбинацией значений $r_{H_{2}O}$ и содержанием мелкой пыли наблюдается также сильная корреляционная зависимость. С подключением к пошаговой обработке в разных вариантах таких показателей, как содержание крупного и среднего песка, крупной пыли, вл, значительный $r_{H_{2}O}$ величины коэффициента корреляции возрастали.

Для Саатлинского района значения коэффициента корреляции практически во всех случаях были меньше 0,7. И только в случае содержания ДДЭ и линейной комбинации содержания вл, общего углерода, мелкой пыли коэффициент корреляции равнялся 0,7.

Для Сабирбадского района сильная корреляционная зависимость установлена между содержанием ДПТ и линейной комбинацией значений $r_{H_{2}O}$, количеством средней пыли, общего углерода и илстой фракция, а также между содержанием ДДЭ и линейной комбинацией значений $r_{H_{2}O}$, количеством среднего и крупного песка и общего углерода. В последнем случае подключение для обработки такого показателя, как содержание средней пыли повышало значение коэффициента корреляции.

Для Пущкинского района значения коэффициентов корреляции во всех случаях были меньше 0,7.

Для Сальянского района сильная корреляционная зависимость установлена между содержанием ДПТ и линейной комбинацией содержания среднего и крупного песка, общего углерода, а подключение содержания мелкого песка, а в дальнейшем и физического песка увеличивало значение коэффициента корреляции. Установлена на первом шагу сильная положительная корреляционная зависимость между содержанием суммы изомеров ГХЦГ и содержанием мелкой пыли.

Сильные отрицательные и положительные корреляционные зависимости для почв Нефтечалинского района установлены, соответственно, между содержанием ДПТ и значением $r_{H_{2}O}$, между содержанием суммы изомеров ГХЦГ и содержанием физической глины. Отмечались высокие значения коэффициентов корреляции между содержанием ДДЭ и линейной комбинацией значений $r_{H_{2}O}$ и содержанием мелкой пыли; между содержанием суммы остатков ДПТ, суммы остатков ХОП и линейной комбинацией значений $r_{H_{2}O}$ и содержанием средней пыли. Интересно отметить, что высокие значения коэффициентов корреляции устанавливались в большинстве случаев для Имышлыкского и Нефтечалинского районов, характеризующихся, соответственно,

относительно повышенным и низким содержанием остатков ХОП в почвах сельскохозяйственных угодий.

Проведенный статистический анализ данных позволяет сделать некоторые обобщения о тенденциях самоочищения от ХОП агроландшафтов отдельных районов Мугано-Сальянского массива в зависимости от механического состава, содержания общего углерода (гумуса) и pH почвы. Так в Имишлинском районе для некоторых соединений с возрастанием содержания в почвах мелкого песка, т.е. с облегчением их механического состава, содержание ДДЭ, суммы остатков ДДТ и суммы остатков ХОП падало. С утяжелением механического состава, т.е. с повышением содержания мелкой пыли в почвах Сальянского района, физической глины в Нефтечалинском районе содержание суммы изомеров ГХЦГ возрастало. Отмечалось неоднозначное влияние гумуса на накопление ХОП. Так, значения коэффициентов корреляции между содержанием общего углерода и содержанием остатков ХОП в почвах фоновых территорий была ниже 0,7. В некоторых случаях при пошаговом анализе подключение этого параметра увеличивало значение коэффициента корреляции. Между тем, с возрастанием pH содержание ДДТ в почвах Имишлинского и Нефтечалинского районов уменьшалось. Это подтверждает ранее высказанное предположение о снижении сорбционной способности почв в отношении неводорастворимых пестицидов в результате повышения их pH.

Самоочищение ландшафтов в зависимости от химического состава почв. Здесь рассматривается самоочищение агроландшафтов от ХОП в зависимости от химического состава почв, в частности от содержания тяжелых металлов. Основной причиной такого подхода к вопросу самоочищения агроландшафтов послужили литературные данные о взаимодействии пестицидов и тяжелых металлов. Так, установлено, что пестициды могут влиять на содержание экстрагируемых форм металлов или образовывать плохо растворимые комплексные соединения с металлами, обуславливая их меньшую подвижность в почве; ионы металлов в составе глины и глинисто-гумусовых комплексов могут оказывать каталитическое действие на химическую трансформацию пестицидов; металлы (в форме солей) в возрастающих концентрациях могут влиять на скорость микробиологического разложения пестицидов в почве (Галиулин и др., 1992).

В качестве объекта исследования был также использован Мугано-Сальянский земельный массив. В усредненных образцах почвы наряду с содержанием ХОП определялось валовое содержание ряда химических элементов (хрома, марганца, железа, кобальта, никеля, меди, цинка, кадмия и свинца). Эти данные обрабатывали методом простой корреляции.

Корреляционные связи Поиск корреляционных зависимостей проводился между остаточным содержанием ХОП, включая ДДТ, ДДЭ, ДДД, изомеры ГХЦГ и содержанием отдельных химических элементов.

В табл. 26 приведены значения коэффициентов корреляции, соответствующие средним и сильным корреляционным зависимостям. Из рассмотрения значений существенных корреляционных связей следует, что положительная средняя корреляционная зависимость установлена между содержанием хрома и суммой изомеров ГХЦГ в Имишлинском районе, т.е. чем больше содержание хрома в почве, тем больше сорбировано пестицида, что возможно обусловлено образованием соответствующих комплексных соединений. Аналогично, положительная сильная корреляционная зависимость установлена и для Нефтечалинского района между содержанием хрома и суммой изомеров ГХЦГ, СХОП и отношением ДДЭ/ДДТ. Последнее введено для характеристики начального этапа самоочищения почв от ДДТ, т.е. трансформации ДДТ до продукта окислительного дегалогенирования - ДДЭ, представляющего малоинсектицидное вещество. Положительное значение коэффициента корреляции свидетельствует о том, что чем больше содержание хрома, тем больше значение отношения ДДЭ/ДДТ, т.е. здесь можно косвенно говорить о каталитическом воздействии хрома на процесс химической трансформации ДДТ.

Таблица 26

Корреляционная зависимость между содержанием тяжелых металлов и суммой хлороорганических веществ (ХОП) в почвах районов Мугань-Сальянского массива ($r \geq 0,3$)

Районы (число выборок)	Пестициды	Cr	Mn	Pb	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Сабирбадский (22)	а	-0,30	0,32	0,67*	0,56*	-	-	-	-	0,33
	б	-	-	0,55*	-	-	0,38	-	-	-
	в	-	-0,65*	-	-	-0,39	-0,31	-	-	-
Саатлинский (24)	а	-	-	0,59*	-	+0,47*	-	-	-	-
	б	-	0,43*	0,53*	-	-	-	-	-	-
	в	-0,36	-	-	-	-	-	-	-	-
Ившалинский (11)	а	0,67*	-	0,64*	0,49	0,77*	0,50	-	0,39	-
	б	-	-	0,40	-	0,52	0,68*	-	0,43	-0,36
	в	-	-	-0,51	-0,37	-0,38	-	-	-0,75*	0,71*
Пушкинский (15)	а	-	-	-	-	-	0,51	0,37	-	-0,31
	б	-0,38	-	-0,31	0,50	-	-	-	0,50	-
	в	0,39	-	-	-	0,52*	-0,49	-	-	-
Сальянский (7)	а	-0,54	0,62	0,60	-0,72	-	-0,53	-0,62	-	-0,41
	б	-	-	0,53	-0,61	-	0,38	-0,47	-	-
	в	-	-0,63	-	0,44	-	-	-	-	-0,32
Нефтечалинский (8)	а	0,71*	0,77*	0,83*	-	-0,32	0,40	-	-0,31	-0,64
	б	0,85*	0,78*	0,54	-	0,47	0,48	-	-	-
	в	0,89*	0,83*	0,63	-	-	0,58	-	-	-
В целом по массиву (90)	а	-	-	0,41*	-	-	0,34*	-	-	-
	б	-	-	-	-	-	0,32*	-	-	-

Примечание: Пестициды: а - ЭГХШ; б - СХОП; в - ДДЭ/ДДТ. *Корреляционная связь существенна при 0,05 уровне значимости.

Отрицательная средняя корреляционная зависимость установлена для Сабирбадского района между содержанием марганца и отношением ДДЭ/ДДТ, что может свидетельствовать об ингибирующем влиянии этого элемента на процесс микробиологической трансформации ДДТ. Положительные средние корреляционные зависимости установлены между содержанием марганца и суммой ХОП для Саатлинского района, сильные корреляционные зависимости между содержанием этого элемента и суммой изомеров ГХЦГ, СХОП, ДДЭ/ДДТ для Нефтечалинского района.

По сравнению с другими элементами, наибольшее число существенных корреляционных зависимостей установлено для железа. Так положительные средние и высокие корреляционные зависимости установлены между содержанием железа, суммой изомеров ГХЦГ и суммой ХОП для 4-х различных районов и Мугань-Сальянского массива в целом, что может свидетельствовать, как уже отмечалось выше, о процессе комплексобразования.

Для кобальта существенная (положительная) корреляционная зависимость установлена только в одном случае: между его содержанием и суммой изомеров ГХЦГ, для Сабирбадского района. Это может свидетельствовать об отсутствии оптимальных условий в почвенном покрове других районов проявления предполагаемых комплексобразования, каталитического и другого воздействия кобальта на самоочищение почв от ХОП.

Отрицательная средняя корреляционная зависимость между содержанием никеля и суммой изомеров ГХЦГ установлена для Саатлинского района, т.е. чем больше содержание никеля, тем меньше накапливалось изомеров ГХЦГ, что косвенно свидетельствует о проявлении каталитического действия никеля на химическую трансформацию

пестицида. Положительная сильная корреляционная зависимость установлена между содержанием никеля и суммой изомеров ГХЦГ для почв Имишлинского района и положительная средняя корреляционная зависимость – между содержанием никеля и отношением ДДЭ/ДДТ для Пушкинского района.

Положительная средняя корреляционная зависимость между содержанием меди и суммой ХОП и между содержанием меди и суммой изомеров ГХЦГ установлена для Имишлинского района и Мугано-Сальянского массива в целом.

Отрицательная сильная корреляционная зависимость установлена между содержанием кадмия и отношением ДДЭ/ДДТ для почв Имишлинского района, т.е. чем больше кадмия, тем меньше это отношение, что косвенно свидетельствует об ингибирующем влиянии элемента на процесс микробиологической трансформации ДДТ.

Противоположный характер влияния свинца на этот процесс обнаружился для почв Имишлинского района, о чем свидетельствует обнаружение положительной сильной корреляционной зависимости между содержанием этого элемента и отношением ДДЭ/ДДТ.

Наблюдаемая в ряде случаев разнонаправленность корреляционных связей у разных элементов можно связать с наличием или отсутствием оптимальных условий почвенной среды для проявления того или иного предполагаемого воздействия элементов на сохранение ХОП в почве.

В целом, можно заключить, что поведение ХОП в почвах Мугано-Сальянского массива в наибольшей степени должно определяться присутствием железа и марганца по сравнению с другими элементами, о чем свидетельствует наличие наибольшего числа существенных значений коэффициентов корреляции. И по этому признаку исследованные элементы выстраиваются в убывающий ряд: железо > марганец > > хром > никель = медь > кобальт = кадмий = свинец. Следует также отметить, что кларк железа и марганца в почве, как известно, значительно выше, чем других рассматриваемых элементов, что может являться существенным фактором во взаимодействии химических элементов и ХОП.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Итак, результаты проведенных исследований в разных регионах орошаемого земледелия по экологическому нормированию стойких хлорорганических соединений в агроландшафтах показали, что уровень прессинга поллютантов в целом на агроландшафты и на отдельные их элементы определяется рядом факторов, в числе которых: территориальная приуроченность обследуемых агроландшафтов к зонам, различающимся степенью химизации сельского хозяйства и индустриализации; направленность биогеохимических потоков, обусловленная кумуляционными и др. свойствами элементов агроландшафтов; виды сельскохозяйственных угодий и многолетних насаждений; водномелиоративные особенности выращивания сельскохозяйственных культур и т.д. Вместе с тем поиск корреляционных связей между уровнями остаточного содержания пестицидов и физико-химическими свойствами почв позволил выделить отдельные территории (районы), где отмечаются четко выраженные тенденции самоочищения их агроландшафтов от поллютантов. Было также установлено, что направленность самоочищения агроландшафтов определяется химическим составом почв, в частности, содержанием отдельных тяжелых металлов, обусловленным существованием биогеохимических провинций или их поступлением в почву техногенно и воздействием на процесс самоочищения прямо или опосредовано. Конечной целью экологического нормирования стойких хлорорганических соединений в агроландшафтах должна явиться дифференциация территории обследуемого региона на зоны экологически благополучного и неблагоприятного состояния, исходя из условий и тенденций самоочищения его агроландшафтов. Для успешного решения этой проблемы необходимы исследования в направлении дальнейшей идентификации и систематизации факторов, определяющих устойчивую тенденцию самоочищения агроланд-

шафтов от поллютантов, как в целом, так и отдельных его элементов (почва, вода, донные отложения, биота). Причем систематизация факторов, определяющих самоочищение агроландшафтов должна проводиться по характеру их влияния на этот процесс, т.е. факторы должны подразделяться на главные, дополнительные и дифференциальные, а также должны рассматриваться как отдельно, так и по их линейным комбинациям.

1.5. ПИГМЕНТНЫЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМА

Антропогенное влияние на водоемы приводит к катастрофическим последствиям, основные из которых – острый дефицит чистой воды и уменьшение численности промысловых гидробионтов. Лучшим методом борьбы с загрязнениями, очевидно, следует признать полное запрещение сбросов отравляющих веществ в водоем. Однако, в настоящее время этот вариант, к сожалению, утопичен. Наряду с ним, существуют представления о неограниченных возможностях водных экосистем, к самоочищению. Но максимальное использование ассимилирующей и самоочищающей способностей водоема не может быть рекомендовано при разработке норм допустимых концентраций загрязняющих веществ, поскольку может привести к критической черте. Все действующие системы нормирования загрязнителей, особенно химические ПДК, не оправдали себя на практике. По мере развития промышленности перечень загрязнителей пополняется новыми и часто неизвестными веществами, результат действия которых на водные экосистемы непредсказуем. Вместо системы ПДК, предусматривающей нормы загрязнителей, удовлетворяющие требованиям отдельных типов водопользователей, предлагается разработать экологические нормативы, способствующие сохранению структуры и функциональной целостности водоема (Някиноров и др., 1988).

Основу функционирования водных экосистем составляют трофические взаимосвязи, благодаря которым происходит круговорот органического вещества. Этот круговорот проходит через автотрофные и гетеротрофные уровни и сопровождается циркуляцией химических элементов из внешней среды в организмы и опять во внешнюю среду (Smith, Kalf, 1981). Круговорот вещества в водоемах начинается с новообразования органики и завершается ее минерализацией. Цикличность процессов обуславливается нормальным функционированием экосистемы и поддерживается благодаря жизнедеятельности водных организмов. Антропогенные факторы влияют на биогеохимическую цикличность, нарушая равновесие между синтезом и распадом органического вещества.

Из многих проявлений антропогенных воздействий на водоемы, пожалуй, лучше всего изучено эвтрофирование, хотя до сих пор представления и об этом процессе не однозначны (Россолимо, 1964; Трифопова, 1990). Результаты исследований по водным объектам традиционно представляют в свете теории эвтрофирования и с обязательной оценкой трофического статуса водоема. На примере этих работ легче выявить факторы устойчивости биогеохимической цикличности. Показано, что в основе эвтрофирования лежит увеличение скорости круговорота фосфора и трансформации органического вещества (Драбкова, 1989). В общем виде схема изменений круговорота фосфора, как и других элементов, сводится к изменениям основных направлений его движения в экосистеме – поступления с водосбора, потребления или регенерации гидробионтами, накопления и выделения осадками. Общее поступление фосфора (с водосбора, из атмосферы) в расчете на единицу площади водного зеркала характеризует внешнюю нагрузку. В соответствии с теорией Волленвайдера (цит. по: Стравинская, 1989), фосфорная нагрузка, как часть общей биогенной нагрузки, обуславливает биопродуктивность водоемов. Величины внешней биогенной нагрузки на водоемы различаются в зависимости от уровня антропогенного влияния.

Немаловажную роль в функционировании экосистемы играет поток вещества из

допных отложений в воду, названный внутренней нагрузкой (Страховская, 1989). В отличие от внешней нагрузки, которая характеризует прибавку вещества извне, внутренняя нагрузка обеспечивает возврат в воду ранее поступивших, но уже осевших веществ. Поступившие в воду вещества включаются в процессы самоочищения водоема, представляющие собой итог жизнедеятельности продуцентов, консументов и редуцентов (Одум, 1975). Для выяснения потенциальных возможностей экосистемы к самоочищению при антропогенных воздействиях необходимы надежные критерии.

Критерии, выбранные для экологического нормирования, должны отражать наиболее интегральные изменения в экосистеме, а способы их определения должны быть доступными и экспрессными. Этим требованиям удовлетворяют, на наш взгляд, пигментные характеристики фитопланктона. Метаболизм пигментов в водоемах осуществляется в процессах синтеза органического вещества растительными сообществами и трансформации на другие трофические уровни. Метаболические превращения пигментов происходят в процессах круговорота химических элементов.

К настоящему времени накоплен большой фактический материал по содержанию хлорофилла "а" и других пигментов в разных экологических условиях, который может быть включен в банк данных для разработки подходов к экологическому нормированию антропогенных воздействий на водоемы. При оценке состояния водоема хлорофилл представляет интерес прежде всего как показатель фотосинтезирующей биомассы и продуктивности фитопланктона.

Хлорофилл "а" — основной пигмент фотосинтетического аппарата, поглощающий солнечную энергию и передающий ее в реакционные центры фотосинтеза. Он коррелирует с биомассой фитопланктона, содержанием биогенных элементов, взвешенного органического вещества и с прозрачностью воды (Бульон, 1983; Трифонова, 1990). Полученные связи между перечисленными параметрами дают основание использовать концентрацию хлорофилла как показатель для оценки трофического статуса водоема.

В соответствии с классификацией, предложенной Г.Г. Ванбергом (Ванберг, 1980), водоемы с содержанием хлорофилла менее 1 мкг/л относятся к олиготрофным, в пределах 1–10 мкг/л — к мезотрофным и более 10 мкг/л — к эвтрофным. Несмотря на некоторую условность деления водоемов по этому признаку, такой подход позволил получить представление о состоянии многих водных объектов. Некоторые уточнения внесены в эту градацию И.С. Трифоновой (Трифонова, 1990) на основе обобщения собственных и литературных данных. Она предлагает использовать для оценки трофического статуса средние за вегетационный сезон концентрации, которые составляют для олиготрофных водоемов менее 1,5 мкг/л, мезотрофных — 1,5–10 мкг/л, эвтрофных — 10–30 мкг/л, гиперэвтрофных — выше 30 мкг/л.

Содержание хлорофилла в водоемах в отдельные сроки наблюдений варьирует, значительно перекрывая указанные границы трофических типов. Например, в мезотрофном оз. Плещеево содержание хлорофилла достигало 40 мкг/л (Экосистема... 1989), в эвтрофном Рыбинском водохранилище — 269 мкг/л (Сигарева, 1984). Концентрации пигмента, превышающие 100 мкг/л, считаются признаком интенсивного "цветения" воды водорослями (Тейл, 1987). Максимальные из известных величины превышают 2000 мкг/л и отмечены в ситуациях с заморами рыбы (Jones et al., 1982).

Несмотря на значительную изменчивость отдельных концентраций, средние за вегетационный сезон (безледный период) величины более или менее стабильны. Например, за три года наблюдений в оз. Плещеево они изменялись (1983–85 гг.) в пределах 6,2–10 мкг/л (Ведерников и др., 1973), в Главном плесе Рыбинского водохранилища (1980–1982 гг.) — 8,6–12,9 мкг/л (Пырина, Мишнев, 1990), в оз. Неро (1987–1989 гг.) — 71,1–96,8 мкг/л (Сигарева, Лышенко, 1991). Межгодовые изменения связаны с метеорологическими условиями: в годы с преобладанием антициклональной погоды концентрация хлорофилла увеличивается (Пырина, Мишнев, 1990; Пырина, Сигарева, 1986). С повышением степени трофности водоема межгодовая изменчивость

концентраций хлорофилла несколько уменьшается: от 1,6 раза в мезотрофном оз. Плещеево до 1,36 – в эвтрофном оз. Неро.

Одни и те же концентрации хлорофиллов в разных водоемах и в разные сроки отражают разные экологические ситуации. Повторяющиеся чередование подъемов и спадов в сезонном плане имеет свои особенности в водоемах разного уровня трофики. В олиготрофных озерах при низком уровне концентрации хлорофилла, сезонная динамика четко не выражена, в мезотрофных – может быть 2–3 пика (весной, летом и осенью) и больше, в зависимости от условий. В эвтрофных – обычно один продолжительный летний пик (Сигарева, 1984; Сигарева, Ляшенко, 1991; Трифонова, 1990).

В соответствии с теорией олиготрофи-эвтрофной сукцессии фитопланктона (Трифопова, 1990) значительная роль в изменении сезонной динамики отводится синезеленым водорослям. По мере роста продуктивности вклад синезеленых водорослей в биомассу фитопланктона и первичную продукцию увеличивается, достигая абсолютного доминирования в загрязняемых озерах (Трифопова, 1990). Несмотря на схематичность этих представлений, для водоемов разной трофики Верхневолжского региона эта тенденция тоже сохраняется. Например, в оз. Плещеево, наименее продуктивном по содержанию хлорофилла в биомассе, роль синезеленых водорослей в целом невелика. "Цветение" воды летом чередовалось с доминированием динофитовых водорослей (Экосистема..., 1989). В Рыбинском водохранилище "цветение" отмечается практически ежегодно с разницей лишь начальных сроков (Елизарова, 1975). В высокопродуктивном оз. Неро синезеленые вегетируют в значительном количестве в течение всего безледного сезона, начиная с весны и до осени (Ляшенко, 1991). Однако при эвтрофировании может усиливаться прирост биомассы не только синезеленых, но и эвгленовых, динофитовых, зеленых и диатомовых водорослей (Трифопова, 1990).

Причиной наиболее интенсивной вегетации, приводящей к "цветению" воды синезеленых водорослей, может быть более высокая потенциальная скорость их роста. Например, на Рыбинском водохранилище альгологическим методом прямого счета показано, что в отсутствие зоопланктона число удвоений клеток в сутки у синезеленых в среднем 1,8, тогда как у диатомовых – 0,8 (Елизарова, 1990). В более тропичных водоемах зоопланктон слабо потребляет фитопланктон (Гутельмахер, 1986; Крючкова, 1989), поэтому способности к интенсивному росту водорослей, особенно синезеленых, там проявляются особенно заметно. Другие параметры синезеленых, например, содержание хлорофилла в единице биомассы (Елизарова, 1975), и способность к фотосинтезу (Сигарева, 1984) значительно не отличаются от диатомовых.

Причиной повышенной скорости роста у синезеленых могут быть более мелкие размеры и упрощенное по сравнению с другими водорослями строение клетки, на восстановление которой требуется, вероятно, меньше энергии.

Постулируемое содержание хлорофилла в единице биомассы водорослей составляет 2,5% от сухого веса или 0,25% от сырого (Винберг, 1960). Позднее проведенные исследования по этому вопросу позволили обнаружить значительный разброс величин, но средний их уровень близок к теоретически предполагаемому. Специальные исследования показали, что удельное содержание хлорофилла уменьшается с увеличением общей биомассы фитопланктона (Елизарова, 1975), а сезонной динамике отмечается "зеркальное отражение" одного показателя другим, если в сообществах доминируют водоросли одной группы, например, весенние диатомовые (Елизарова, 1983). Нарушает эту закономерность появившиеся в планктоне зеленые водоросли, которые особенно богаты хлорофиллом (Пырина, Елизарова, 1971). Вероятно, эта же причина лежит в основе более высокого (среднего за вегетационный сезон) удельного содержания хлорофилла в водоемах с повышенной вкладом зеленых водорослей на фоне увеличения общей уровней биомассы и хлорофилла: в Рыбинском водохранилище содержание хлорофилла составляет 0,27–0,37% от сырой биомассы (Елизарова, 1975), в Иваньковском – 0,36–0,46% (Елизарова, 1975), в оз. Неро – 0,51–0,61% (Сигарева, Ляшенко, 1991).

Первопричина повышения удельного содержания хлорофилла может быть связана с увеличением биогенной нагрузки, которая и определяет трофический тип водоема. Увеличение скорости круговорота фосфора в более трофических водоемах (Драбкина, Страванская, 1989) происходит на фоне более высокой скорости роста водорослей (Елизарова, 1990). Среднелетние скорости роста фитопланктона в олиготрофном озере составляют 0,6 (Smith, Kalf, 1981), в мезотрофной - 1,2 (Елизарова, 1990), в эвтрофном - 2,9 уд./сутки (Toth, 1982).

Важнейший показатель продуктивности фитопланктона - удельная интенсивность фотосинтеза в расчете на единицу количества хлорофилла или так называемое "ассимиляционное число" (АЧ). Установлено, что АЧ имеют перекрывающиеся в водоемах разной трофии величины (Бульон, 1983; Сиварева, 1984; Трифонова, 1990). При увеличении концентраций хлорофилла в сезонном аспекте АЧ, как правило, уменьшаются, но имеет место и параллельное изменение этих показателей. При сходных концентрациях АЧ в более продуктивных водоемах выше, чем в менее продуктивных. Однако в целом по мере достижения предельных для водоема концентраций хлорофилла АЧ уменьшаются. Более высокая активность хлорофилла в высокопродуктивных водах может быть потенциальным источником повышения первичной продукции фитопланктона. Но в то же время повышение продуктивности фитопланктона в одном водоеме сопровождается уменьшением удельного фотосинтеза, что по всей вероятности, ограничивает увеличение первичной продукции (Сиварева, Мансва, 1985). Такие изменения могут быть одним из факторов устойчивости экосистемы.

Решающее значение в функционировании фотосинтетического аппарата имеет организация пигментов в белково-липидном комплексе. В процессе развития растения состояние хлорофилла постоянно изменяется, происходит обновление его молекул (Шлык, 1975). вновь синтезируемые молекулы хлорофилла отлучаются от ранее образованных своим физико-химическим состоянием и поведением в метаболизме. Они более лабильны при экстракции, при действии эндогенной хлорофиллазы, света, ультрафиолета и темновом разрушении. Обнаружены различия прочности хлорофилл-белково-липидных комплексов и у фитопланктона. Показано, что в периоды с более лабильным хлорофиллом его фотосинтетическая активность увеличивается (Сиварева, 1979, 1984).

В биотическом круговороте хлорофилл не только синтезируется в процессе новообразования органического вещества, но и разрушается на гетеротрофных уровнях. Считается, что появление продуктов распада хлорофилла - феопигментов зависит от световых условий, гидродинамики водных масс и функционирования зоопланктона (Бульон, 1983; Ведерников и др., 1973). Последний фактор наиболее значим в глубоких водоемах. Хлорофилл водорослей превращается в дериваты, проходя через кишечнокишечный зоопланктонных организмов в кислой среде (Cutte, 1962). Часть хлорофилла обнаруживается в экскреторном материале в неизменном состоянии вместе с регенерируемыми биогенами. Наиболее часто встречаемое содержание феопигментов в пресных водоемах - 10-30% от их суммы с чистым хлорофиллом, но может достигать и 100%. Эти величины вполне укладываются в представления о степени выедания водорослей зоопланктоном, который может потреблять до 100% первичной продукции. Другие закономерности изменчивости концентраций феопигментов соответствуют представлениям о снижении роли зоопланктона в эволюции фитопланктона в высокопродуктивных водоемах. Например, общий уровень содержания феопигментов в целом увеличивается по мере возрастания концентрации хлорофилла, но средние для водоема концентрации феопигментов (в % от суммы с чистым хлорофиллом) уменьшаются с увеличением продуктивности водоема. В более тропном оз. Неро относительное содержание феопигментов заметно меньше, чем в оз. Плящевое, что согласуется с относительным уменьшением биомассы зоопланктона и увеличением численности его мелкоклеточных форм в высокопродуктивном водоеме (Ривер, Столбунова, 1991). О происхождении феопигментов в процессе выедания

свидетельствует более высокий процент феопигментов в пробах зоопланктона по сравнению со всем сестоном.

Другим показателем взаимосвязи фито- и зоопланктона могут быть каротиноиды планктонных животных. По нашим данным, содержание желтых пигментов в зоопланктоне, в общем, невелико, чаще всего оно составляет менее 2% общего поглощения света каротиноидами в сестоне, но в отдельные сроки может достигать 10–15%. Максимальный вклад каротиноидов животных в общем фонде желтых пигментов сестона отмечен в период "депрессии" фитопланктона, так называемый период "чистой" воды. Вероятно, что именно выедание водорослей зоопланктоном способствует осветлению воды в этот период, резко снижая первичную продукцию.

Каротиноиды сестона в большей мере принадлежат фитопланктону. Это многочисленная группа желтых пигментов, которая в жизнедеятельности фитопланктона, как и у других растительных сообществ, играет, в основном, защитную роль. По соотношению концентраций желтых и зеленых пигментов оценивают физиологическое состояние водорослей (Пырина, Минеева, 1990; Пырина, Сигарева, 1986) и, в конечном итоге, "пигментный" тип водоема (Бокова, 1988). Если соотношение концентраций каротиноидов в хлорофилла меньше 1,0, водоем считается "хлорофиллового" типа, больше 1,0 – "каротиноидного". Однако методические трудности определения каротиноидов в фитопланктоне создают препятствия для более широкого внедрения связанных с ними показателей в практику экологического мониторинга. Уровень содержания каротиноидов тесно коррелирует с концентрацией хлорофилла (Пырина, Сигарева, 1986; Сигарева, 1984) и в отдельных случаях лучше отражает биомассу фитопланктона (Foy, 1987).

Из-за некоторой неточности концентраций общих каротиноидов, определяемых традиционными методами, стали пользоваться соотношением оптической плотности в области наибольшего поглощения света желтым (480 нм) и зеленым (664 нм) пигментами (индекс E_{480}/E_{664}). Этот индекс впервые предложен для изучения морских водорослей в кораллах (Burkholder et al, 1959). Обнаружена связь этого индекса с обеспеченностью фитопланктона азотом: при значениях индекса в пределах 1,4 дефицита азота нет, 1,4–2,4 – слабый дефицит, более 2,4 – заметный дефицит (Walson, Osborne, 1979).

Основная проблема при расшифровке данных по каротиноидам, вероятно, связана с недостаточной изученностью их превращений в детритном материале. Поскольку известно (Misra, Biswal, 1981), что соотношение желтых и зеленых пигментов в целых неповрежденных клетках и их фрагментах неодинаково (и изменяется с разной скоростью), использование тезиса "об улучшении состояния фитопланктона при уменьшении соотношения концентраций каротиноидов и хлорофилла" может оказаться некорректным. В этом плане особенно настораживает уменьшение указанного соотношения, обнаруженное в процессе высущивания проб фитопланктона за счет преимущественного разрушения каротиноидов по сравнению с хлорофиллом (Сигарева, неопубликованные данные).

Хлорофилл содержится не только в сестоне, но и в донных отложениях, что является следствием неполного потребления фитопланктона гетеротрофами. Обнаружены различия в содержании пигментов в осадках водоемов разной трофики. В верхнем слое отложений олиго-, мезо-, эв- и гиперэвтрофных водоемов может быть следующее содержание хлорофилла, соответственно: 13, 13–60, 60–100 и 120 мкг/г сухого веса (Möller, Soharf, 1986). В районах сбросов сточных вод концентрации пигментов в осадках изменяются неоднородно, вероятно, в зависимости от характера загрязнений. Пигменты в осадках представлены, в основном, продуктами распада – феопигментами, что характерно для более глубоких слоев донных отложений.

Соотношение пигментов в воде и в осадках коррелирует с соотношением продукционно-деструкционных процессов (Номиконова, 1991), поэтому может служить показателем состояния экосистемы.

Пигментные характеристики могут использоваться для моделирования антропоген-

ного воздействия на водоемы. Одна из пигментных моделей предложена для оценки вторичного загрязнения водоема синезелеными водорослями (Сигарева, 1992). В ее основу положены отличия оптических свойства водного экстракта синезеленых от других водорослей.

Главный признак изменений под влиянием антропогенных воздействий – нарушение сбалансированности продукционно-деструкционных процессов, которое происходит за счет снижения активности гетеротрофного звена. Это продемонстрировано во многих работах по загрязнению, как в природе, так и в эксперименте. Например, в многофакторном эксперименте с мезокосмами показано, что влияние тяжелых металлов приводит к резкому возрастанию численности, биомассы и содержания хлорофилла фитопланктона (Земляничина, Виноградова, 1992), частичному угнетению роста фитоперифитона (по хлорофиллу) (Метелева, 1992) и к полной гибели зоопланктонного сообщества (Вербичий и др., 1992).

Таким образом, пигментные характеристики – содержание хлорофилла, каротиноидов, феопигментов, их соотношения, а также показатели связи с другими параметрами продуктивности фитопланктона и развития зоопланктона – являются интегральными критериями внутриводоемных процессов и могут быть рекомендованы для экологического нормирования.

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

В литературе имеются многочисленные подтверждения взаимосвязи между типичной гетерогенностью биосферы и возникновением различных эндемических болезней (Ковальский, 1985; The Atlas..., 1989 и др.). Во многих случаях это связано со спецификой биогеохимических пищевых цепей, замыкаемых животными в человеком как конечным консументом. Трансформация естественных трофических цепей в результате интенсивного антропогенного воздействия сопровождается как расширением географии эндемических заболеваний, так и увеличением числа заболевших особей опасными болезнями типа рака. Необходимо при этом подчеркнуть, что попытки ограничить распространение загрязнителей с использованием различных ПДК практически не оказали какого-либо заметного воздействия на распространение заболеваний. В последние годы начинает складываться убеждение в необходимости использования параметров адаптивности человека в качестве критерия экологического нормирования допустимого воздействия на среду обитания человека и его популяционное здоровье (Башкин, 1990; Башкин и др., 1992; Евстафьева, Башкин, 1992 и др.). Конечная цель этих критериев экологического нормирования – недопустимость не только патологических, но и предпатологических изменений в функционировании физиологических систем человеческого организма.

2.1. ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

В решении вопросов экологического нормирования основополагающей должна быть ориентация на устойчивость биогеохимических циклов. Аналогичным образом должны решаться проблемы нормирования воздействия на человеческую популяцию в целом и на организм отдельного человека, в частности, являющегося конечным консументом в большинстве трофических цепей. В этом случае, степень воздействия того или иного ксенобиотика на человека будет в значительной степени определяться, тем, в какой мере данные величины антропогенного воздействия будут вписываться в рамки природных колебаний различных звеньев биогеохимического круговорота элементов.

Известно наличие существенных связей организма человека с биогеохимической организацией региона проживания, что наиболее отчетливо проявляется в наличии эндемических заболеваний, обусловленных гетерогенностью микроэлементного состава различных биогеохимических регионов и провинций (Ковальский, 1985; Нежданова и др., 1991; Urbane, 1990). Кроме того установлена региональная зависимость антропометрических показателей новорожденных и школьников, которую связывают с влиянием геохимического дисбаланса и дефицита различных элементов на пренатальное развитие (Саливов и др., 1989), а также функциональная связь между иммунологической недостаточностью и геохимической структурой территории (Шортанбаев и др., 1991).

К настоящему времени накапливаются и свидетельства другого рода, подтверждающие, что эта связь является существенной для конечного эффекта воздействия многих антропогенных факторов. Так, тая почва способна оказывать влияние непо-

средством на круговорот агрохимикатов в биогеоценозе и попадание их в организм человека (Александрова и др., 1986). Поступление в организм человека радионуклидов зависит от состава почв в разных регионах с различной реакцией в содержании К, F и других элементов, что рекомендуют учитывать при выборе надежных критериев для оценки радиационной ситуации (Карачев, Гесц, 1991)

На необходимость учета естественных и искусственных биогеохимических провинций (Методические рекомендации, 1990) и выработке в соответствии с ними "скользящих" ПДК указывают и в случае нормирования других антропогенных факторов, в частности, нагрузок агрохимикатов на почву (Башкин, 1990), а также для создания систем жизнеобеспечения при освоения новых территорий интенсивного хозяйственного развития (Садов и др., 1990).

Следует также подчеркнуть то обстоятельство, что при многоаспектном характере экологических проблем именно "самочувствие" человеческой популяции является главным и интегральным критерием состояния природной среды.

Исходя из этого можно заключить, что основным направлением экологического нормирования должно являться нормирование антропогенного воздействия на состояние человеческого индивида и популяции в целом. Это нормирование должно проводиться на биогеохимической и физиологической основах, органически включающая в себя оценку устойчивости популяции и отдельного человека к изменениям биогеохимической структуры мест проживания именно в результате антропогенной деятельности.

Разработка основ такого нормирования и его дальнейшая реализация предусматривает решение следующих основных задач:

1. Методологическая оценка сложившихся подходов в области нормирования антропогенных факторов. Формирование на ее основе перспективных направлений, позволяющих осуществлять нормирование нагрузок, исходя из условий, максимально приближенных к реальным.
2. Определение приоритетных факторов среды, анализ данных об их воздействии на организм человека, сопоставление с современными представлениями о физиологических механизмах его приспособительной деятельности.
3. Разработка методических подходов к оценке состояния здоровья индивида и популяции в связи с условиями окружающей среды.
4. Разработка новых принципов и параметров экологического нормирования.

2.1.1. АНАЛИЗ СУЩЕСТВУЮЩИХ МЕДИКО-ГИГИЕНИЧЕСКИХ ПОДХОДОВ К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ

Необходимость регламентирования действия ксенобиотиков прежде всего вызвана вовлечением в промышленное и сельскохозяйственное производство большого количества химических соединений. Сформировавшиеся в области токсикологии и гигиены подходы носят узкоприкладной характер и сводятся к определению допустимой дозы (ДД₅₀), а затем пороговых концентраций. Пороговая концентрация являлась до последнего времени основополагающей в количественной оценке допустимого воздействия загрязнителя. Она заключается в определении минимальной дозы действующего вещества на основании анализа зависимости "доза-время-эффект". Можно полагать, что по существу это известно в физиологии зависимость "сила-время" характеризующая закономерность рефлекторного ответа возбудимых тканей, где доза - это сила раздражителя (химической природы), а время - продолжительность действия (включая и кумуляцию, суммацию раздражения). В качестве ответа в первом случае выступает аномальное изменение какой-либо функциональной характеристики биологической системы под действием химического агента (Фриш, Плетенева, 1976), во втором случае - возмущение, электрохимический процесс. Однако, несмотря на различную природу рассматриваемых процессов, сложный характер биохимических реакций "метаболического котла", куда включается ксенобиотик и который осу-

ищаются по законам химической кинетики, — характер этой зависимости, установленной при действии химических агентов, принципиально сходен с кривой "сила-время". Очевидно, эта зависимость отражает закономерный характер реагирования биосистемы на раздражители различной природы. Тогда, чем длительней время контакта с коенобиотиками (профессионального или при потуплении с пищей и водой), тем соответственно ниже должна быть предельно допустимая доза, поскольку многие из них, например, тяжелые металлы, пестициды обладают выраженными кумулятивными свойствами.

Однако известно, что многочисленные модели зависимости "доза-время-эффект" на основании которых определяется ПДК, близки между собой в диапазоне высоких доз и существенно, на несколько порядков, различаются в диапазоне низких доз (Brown, 1983). В области низких доз решающее значение для выраженности эффекта приобретает, с одной стороны, индивидуальная чувствительность, обусловленная генотипическими особенностями организма, а с другой стороны, его функциональное состояние, как результат воздействия множества внешних факторов окружающей среды. Реально доказано существование дифференцированной чувствительности людей к факторам окружающей среды в зависимости от индивидуальных наследственных особенностей (Спицын, 1991). У человека, в частности, обнаружена высокая индивидуальная вариабельность ферментных систем метаболизма коенобиотиков (Величковская, 1991). Кроме того, реакция организма на влияние коенобиотиков в значительной степени зависит от состояния регулирующих механизмов иммунной системы, т.е. от того, находится ли эта система в состоянии активации или супрессии.

В реальных условиях организм человека, как правило, подвергается длительному воздействию низких доз различных соединений, однако ни индивидуальная чувствительность, ни исходное функциональное состояние, которые в этом случае могут иметь решающее значение, при установлении ПДК не учитываются. Что касается длительности экспериментов, то она, как правило, в лучшем случае достигает года, в то время как в действительности это гораздо более продолжительное время. Таким образом, приведенная выше зависимость, по которой ведется определение ПДК, в том виде, в каком она существует в настоящее время, отражает скорее модельный уровень, чем реальное взаимодействие коенобиотиков в целостном организме.

Кроме того, ПДК устанавливается для отдельного, изолированно действующего фактора, в лучшем случае для комбинации из 2-3-х факторов. Однако в реальных условиях человек подвергается действию комплекса антропогенных и естественных факторов среды, которые могут самым существенным образом модифицировать реакцию организма на действие коенобиотиков.

Так, некоторые из факторов окружающей человека среды, как правило естественного происхождения, способны оказать влияние непосредственно на кругооборот агрохимикатов в биогеоценозе и попадание их в организм человека, а также биотрансформацию в самом организме. К таким факторам, кроме названных выше химических и биохимических особенностей почвы, следует отнести влажность, геофизические характеристики, ультрафиолетовое излучение, температуру и т.д. Например, при различном сочетании таких факторов как тип почвы, температура, влажность, ультрафиолетовая солнечная радиация возможного образования летучих токсичных соединений, поступающих в воздушную среду в виде паров и с пылью в отдаленные сроки после внесения в почву пестицидов (Александров и др., 1986).

Многие из перечисленных факторов, влияя на скорость биохимических процессов в организме, способны значительно усиливать токсические эффекты различных пестицидов (Saufeld, 1984; Copplestone, 1986; Михайлов, Сапегин, 1987; Коршунова, 1988; Лукинков, Костомаров, 1989; Ryhnen, 1989).

Вообще, сопряженность таких фундаментальных антропометрических и физиологических характеристик как строение тела и обмен веществ с особенностями географической среды теперь уже не вызывает сомнений (Алексеева, 1986). В частности, показана зависимость основного обмена от температурного фактора, мажоранного

состава скелета – от геохимического фактора, обнаружена географическая изменчивость содержания гамма-глобулинов и холестерина и т.п.

Отдельного рассмотрения заслуживают факторы внешней среды антропогенного происхождения, разнообразие и интенсивность которых все возрастает. Высокие темпы роста антропогенного прессага могут существенным образом повлиять на адаптивные возможности организма и его резистентность к действию ксенобиотиков. Тем самым эффекты, вызываемые их поступлением в организм, могут быть существенным образом модифицированы. Так, имеются литературные данные о токсичных веществах, модифицирующих мутагенный и канцерогенный эффекты основных загрязнителей окружающей среды, посредством влияния на их метаболизм, проницаемость для них мембран и т.д. (Бахитова, Пашина, 1982).

В специальных исследованиях по установлению реальности эффектов модификации канцерогенного, мутагенного и эмбриотоксического действия химических веществ, обладающих специфичностью, в сочетании с другими, широко распространенными в окружающей среде веществами, было установлено, что модификаторы, не вызывая при изолированном поступлении в организм специфических изменений, при комбинированном воздействии с канцерогеном или мутагеном приводят к значительному и достоверному увеличению частоты или интенсивности специфической патологии. Геронтологический эффект также модифицируется действием антропогенных факторов (Казачкова и др., 1990). К числу таких антропогенных факторов следует отнести насыщенность почв агрохимикатами, радиационный фон, атмосферную и магнитную загрязненность, шум, наличие тяжелых металлов, излучения промышленного происхождения и т.д. Их сочетание и в пределах допустимых уровней может привести к выраженному негативному эффекту в результате суммарного воздействия. Так, в частности, обнаружен рост заболеваемости по мере увеличения стажа работы в условиях, связанных с действием физических факторов (Василевский, 1990). Показано усугубляющее действие ЭМП, шума, ускорения, вибрации на влияние химических загрязнителей окружающей среды на здоровье человека (Звяницковский и др., 1989). Установлено влияние совместного воздействия городского шума и сероуглерода на общую заболеваемость детей в большей степени, чем изолированного воздействия каждого из этих факторов (Звяницковский, Бердяк, 1991). Сочетание пестицидов и нитратов усиливает их негативное действие (Козлюк и др., 1987; Котлягин, 1989; Вишняков, 1989; Пономарева и др., 1989; Погонцева, 1989; Ахнамухамедов и др.: 1989), а воздействие ДДТ в сочетании с малыми дозами внутреннего и внешнего облучения вызывает более выраженные изменения по сравнению с изолированным действием (Добровольский, 1991).

При обследовании больших континентов населения, проявляющего в различных условиях окружающей среды с различным качественным составом и интенсивностью неблагоприятных факторов, установлена зависимость основных отклонений в функциональном состоянии системы кровообращения и сердечно-сосудистой заболеваемости от характера сочетания комплекса антропогенных факторов (Зайдковская, 1986).

В такого рода исследованиях чаще всего принимаются во внимание факторы достаточно большой интенсивности, вызывающие специфические заболевания. Однако не следует игнорировать тот факт, что в большинстве случаев действует совокупность естественных и антропогенных факторов низкой интенсивности. Отсюда очевидна необходимость дифференциального подхода при определении ПДК в регионах, существенно различающихся природными условиями и антропогенной нагрузкой.

Известно, что комплексное действие факторов различной модальности может вызывать 3 типа реагирования: аддитивное, синергическое и антагонистическое, когда суммарный эффект соответственно будет равен, или больше, или меньше суммы эффектов отдельных факторов.

Поскольку степень негативного влияния ксенобиотиков прежде всего определяется функционированием систем биотрансформации и детоксикация, которое носит вероятностный характер, то считают, что длительное одновременное воздействие, например,

на систему органов дыхания двух или нескольких чужеродных веществ вызывает эффект всегда больший, чем сумма индивидуальных влияний каждого из них (Величковский, 1991). По-видимому, в большинстве своем, как в случае с длительным воздействием низких доз одного вещества, так и в случае с комплексным воздействием разных факторов, мы имеем дело с явлением, аналогичным физиологической суммации временной (или последовательной) и пространственной, которое описывает закономерное возникновение значимого ответа организма на действие допороговых стимулов. Таким образом, концепция пороговости, интенсивно эксплуатируемая токсикологией и гигиеной, в самой своей основе не отражает реальной картины взаимодействия организма с конкретным агентом, влияние которого осуществляется на фоне других естественных и искусственных факторов.

Кроме того, ПДК устанавливаются в эксперименте на лабораторных животных, а основным крысам и мышам. Однако именно эти виды животных являются наиболее устойчивыми, в особенности, к химическим веществам. Адекватность экстраполяции данных на организм человека активно обсуждается в литературе. Ясно, что такая экстраполяция вряд ли допустима в вопросах нормирования вредного воздействия, однако по-прежнему, при разработке ПДК исходит из данных, полученных в эксперименте на животных. Все вышесказанное ставит под сомнение целесообразность определения ПДК в том виде, в каком оно проводилось до сих пор.

О недостаточности гигиенических ПДК, не учитывающих разнообразия возможных реакций у организмов в популяции в свое время говорил В.В. Ковальский (1985). В противоположность гигиеническим подходам геохимической экологией разрабатывается учение о нижних и верхних пороговых концентрациях, которые отражают смкость гомеостатических регуляторов системы. А.М. Степанов (1989) также подчеркивает, что концепция ПДК имеет ограниченное применение и сама по себе не гарантирует защиты человека от воздействия загрязняющих веществ окружающей среды. Для некоторых видов действия (мутagenное, канцерогенное) загрязняющих веществ в настоящее время принимается беспороговая модель, предусматривающая принцип приемлемого риска, который определяется как вероятность того или иного события в популяции (Михеев, Городова, 1990).

Таким образом, для решения вопросов нормирования антропогенного воздействия, широко используемый экспериментальный путь является непригодным, поскольку условия модельного эксперимента и естественные условия различны самым существенным образом по ряду рассматриваемых выше параметров. Требуется разработка альтернативных критериев и подходов к определению допустимой нагрузки на среду обитания и самого человека.

В связи с этим становится очевидной необходимостью в осуществлении наряду с ведущими экспериментальными работами натурных исследований. Это позволит, исходя из фактического материала, а не путем искусственного и во многом далекого от реальности моделирования ситуаций, выяснить, при какой интенсивности и в сочетании с какими сопутствующими факторами возникают наиболее значимые нарушения, а при каких условиях сдвиги носят функциональный характер, не угрожающий состоянию здоровья. Нормирование действия загрязнителей должно базироваться не столько на констатации негативного действия данных факторов, сколько на определении верхних и нижних границ допустимого воздействия, в пределах которых еще осуществляется саморегуляция организма, т. е. на выявлении его приспособительных возможностей.

В настоящее время принимается, что одним из основных разделов экологии человека является социально-гигиеническое изучение и оценка антропогенных факторов среды обитания и эколого-физиологическое изучение процессов адаптации организма к природно-климатическим и производственным факторам (Агаджанян, Перслыгин, 1989). В числе несомненных преимуществ физиологического мониторинга указывается возможность учета разнообразия индивидуальных реакций на загрязнение, различий в метаболизме, образе жизни, этнических различий (Piette, 1989).

Следовательно, в силу вступает вероятностный принцип, понимаемый как варьирование пороговых величин в популяции. Отсюда следует важный в практическом отношении вывод о необходимости ориентации в решении вопросов нормирования не только и не столько на практически здоровый, сколько на чувствительный и ослабленный контингент. К факторам, влияющим на чувствительность к химическим воздействиям окружающей среды, относят периоды развития организма, генетические особенности, дефицит питания, наличие предрасполагающих заболеваний и индивидуальные привычки (Redmond, 1981). По-видимому, сюда следует отнести в контингент людей с вяло текущими хроническими заболеваниями. И если в последние годы появляются работы, в которых предпочитают проводить обследования детского контингента (Звяницковский и др., 1989; Колычева и др., 1989; Calvo et al., 1989), то на другие чувствительные группы пока слабо обращают внимание.

На необходимость определения интегральными методами региональной максимальной нагрузки указывает В.И. Савтков (1989). При этом автор подчеркивает, что трудности технического порядка при проведении натурных исследований окупаются тем, что устанавливаемая максимально допустимая нагрузка будет носить фактический, а не расчетный характер.

Сложившиеся в настоящее время подходы к анализу влияния среды на организм человека обосновывают необходимость медико-географического изучения здоровья (Борисевец, Косолапов, 1989). При этом именно изучение коренных ландшафтов является первым этапом в исследовании экологии человека (Рябенко, 1986) поскольку климато-географические условия региона по рассмотренным выше причинам должны являться своего рода модификатором гигиенических нормативов (Сидоренко, Пинигин, 1981). В частности, классифицируют ландшафты по степени их экстремальности для человека и подчеркивают необходимость оценки, с одной стороны, "здоровья биогеоценоза", с другой стороны – состояния популяции и ее взаимодействия со средой обитания (Прохоров, 1975).

Таким образом, изложенные выше материалы позволяют заключить, что решение задач оценки факторов риска наиболее целесообразно на основе эколого-физиологического мониторинга, который будет включать в себя комплексную оценку функционального состояния организма в связи с экологической ситуацией в регионе. Для реализации такого рода мониторинга, с одной стороны, необходим анализ факторов среды с целью выявления тех из них, которые в наибольшей степени способны повлиять на функционирование организма. С другой стороны, необходим подбор физиологических методов, наиболее адекватно оценивающих состояние организма и его приспособительную деятельность в условиях возрастающей антропогенной нагрузки.

1.1.2. АДАПТАЦИЯ ЧЕЛОВЕКА В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ЗДОРОВЬЯ ПОПУЛЯЦИИ В РЕГИОНЕ

Прежде всего следует отметить, что имеющиеся в литературе данные о натуральных исследованиях в качестве основных параметров для оценки состояния здоровья рекомендуют определять уровень рождаемости, общую и детскую смертность, заболеваемость, физическое развитие (Борисевец, Косолапов, 1989; Кищенко и др., 1989; Польшенко и др., 1989).

Действительно, интегральными показателями, позволяющими оценить состояние здоровья, является прежде всего уровень рождаемости и смертности. Однако с точки зрения физиологии и профилактической медицины, ограничивать действие фактора целесообразно при такой его интенсивности, когда только возникает опасность перелома функциональных изменений, вызванных действием фактора, в необратимые патологические сдвиги. Для таких целей использование интегральных показателей малоинформативно. Очевидно, следует оставить свой выбор на физиологических показателях, характеризующих функциональное состояние систем и органов в целом организма в целом.

Таким образом, становится очевидным, и это признается ведущими гигиенистами (Шандава, 1989), что при нормировании факторов окружающей среды в населенных местах оценочным критерием их действия на организм должны служить не патологические, а функциональные изменения, а в качестве допустимого уровня должны приниматься подпороговые величины, которые не вызывают компенсаторного напряжения функциональных систем организма. Иными словами, именно изучение физиологических механизмов приспособления человека к меняющимся условиям окружающей среды, определение его адаптационных возможностей должно лежать в основе экологического нормирования воздействия на человеческую популяцию. В литературе имеются относительно давние указания на необходимость оценки адаптационных возможностей организма при установлении гигиенических регламентов содержания вредных веществ (Palkow, 1982), однако до последнего времени эта оценка практически не производилась.

Выбор корректных методов исследования функционального состояния организма и его адаптационных резервов возможен при достаточно ясном понимании механизма приспособления реакции к окружающей среде, и в частности, его реагирования на действие загрязнителей. Прежде всего следует отметить, что наиболее значимые результаты в понимании физиологических механизмов приспособительных реакций достигнуты в двух направлениях экологической физиологии: изучение адаптации к климато-географическим условиям среды и к экстремальным средовым факторам. И в том, и в другом случае теоретический интерес возник либо в связи с практическим освоением труднодоступных северных, пустынных и высокогорных регионов (Экологическая физиология человека, 1980), либо в результате возникновения новых видов профессиональной деятельности в необычных условиях среды (Экологическая физиология человека, ред. А.Г. Кузнецов, 1979). Когда речь идет о приспособлении организма к различным климато-географическим условиям природной среды, происходящим в ряду поколений, более уместен термин "акклиматизация", в то время как термин "адаптация" принято обозначать процессы приспособления, совмещаемые с длительностью жизни индивида (Меерсон, 1986). Изучение же индивидуальной адаптации к экстремальным факторам среды прежде всего включало в себя действие перегрузок, невесомости, укачивания, шумов и вибрации, ионизирующей радиации и электромагнитных полей, гипоксии и др., причем в той степени их выраженности, когда приходится говорить об весьма жестких условиях среды, неадекватных врожденным и приобретенным свойствам организма (Экологическая физиология, 1979).

Коль скоро ниже речь пойдет о действиях на организм человека и человеческой популяцию антропогенных факторов, определенным образом вписывающихся в естественную среду обитания и модифицирующих ее, то в этом случае также правомерно говорить об адаптации не только отдельного индивида, но и популяции.

Таким образом, среди многочисленных факторов окружающей среды следует различать факторы, адекватные врожденным и приобретенным (генотипическим) свойствам организма, и факторы, неадекватные этим свойствам. Критерии дифференцирования адекватных и неадекватных факторов не обоснованы еще в достаточной мере, но перечисленные выше экстремальные факторы без сомнения относятся к числу неадекватных организму условий окружающей среды и результаты их воздействия на организм могут оцениваться не только и не столько по шкале физиологических, сколько по шкале патологических состояний.

Тем не менее, для того, чтобы прогнозировать адаптационность организма к тому или иному агенту, следовало бы изначально ориентироваться в отношении его адекватности. Однако проблема оценки действующих факторов и прогнозируемой ответной реакции организма, кроме того, осложняется комплексным характером их действия, когда сверхсильное воздействие и сдвиг в сторону патологич., т. е. экстремальное воздействие, могут наблюдаться при сочетании комплекса адекватных раздражителей. Более того, показано, что одна и те же факторы могут взаимодействовать как по аддитивному и синергическому, так и по

антагонистическому типу (Шевченко, 1966; Темурянц и др., 1989; Megei, 1963), что может определяться при прочих равных условиях функциональным состоянием организма и длительностью действия комбинируемых факторов. Тем не менее, без достаточно ясного представления о физиологической значимости того или иного фактора сложно оценить возможные последствия его комплексного действия.

Коль скоро речь идет об экологическом нормировании антропогенных факторов, рассмотрим те из них, которые можно уже сейчас определить как приоритетные, т.е. такие, интенсивность которых и предполагаемое яв уже выявленное влияние на организм является существенным. Отнести их к сверхсильным (экстремальным), по видимому, нет достаточных оснований. В то же время в силу наблюдаемых следствий воздействия на человеческую популяцию в виде роста заболеваемости и других негативных эффектов, а также в связи с их происхождением еще меньше оснований считать их адекватными. В частности, многие из химических загрязнителей являются вновь синтезированными соединениями, не существовавшими ранее в природе и потому не включаемые в естественные биогеохимические циклы, хотя нет оснований считать, что не все другие раздражители на организм реагируют специфически.

Анализ значимости различных факторов среды, проводимый по заболеваемости населения, показал, что приоритетным в этом отношении можно считать загрязнение атмосферного воздуха. При этом структура заболеваемости в определенной степени зависит от качественного состава выбросов и вида промышленности. Так, выявлена наибольшая степень детерминации заболеваемости выбросами Pb (коэффициент корреляции 0,96), пыли (0,9), NO₂ (0,81), CO (0,98), соединений фосфора (0,51–0,68) по сравнению с HF, SO₂; в связи с этим ведущим фактором загрязнения в городской среде определяют наличие предприятий цветной металлургии и автотранспорт (Жакашов, 1990). Считают, что урбанизированная среда сама по себе является агрессивной к генам человека и препятствует генетической адаптации в условиях антропогенной нагрузки (Рычков, 1991).

Аналогичные сведения получены при анализе биоматериалов (волосы и моча), в результате которого наиболее высокие концентрации микроэлементов обнаружены у населения, проживающего в окружении металлургических комбинатов, производства минеральных удобрений и вблизи автомагистралей с интенсивным движением автотранспорта. При этом концентрация микроэлементов в биосубстратах находилась в прямой зависимости от уровня их содержания в атмосферном воздухе или атмосферных выпадениях, фиксируемых в почве и снежном покрове (Ревич, 1991).

Установлена прямая корреляционная связь между уровнями серосодержащих веществ в воздушном бассейне и заболеваемостью органов дыхания детей: с метилмеркптаном и сероводородом коэффициент корреляции составил 0,8, с оксидом серы – 0,75 (Дьякович и др., 1991).

Вообще токсичность неорганических соединений в порядке убывания можно представить следующим образом: нитраты > хлориды > бромиды > ацетаты > фториды > > перхлораты > сульфаты > фосфаты > карбонаты > фториды > гидроксиды > > оксиды. Этот ряд хорошо коррелирует с растворимостью соединений в биологических субстратах (Ершов, Цветнева, 1989). Токсичность солей металлов складывается в следующей последовательности: Cr > V > Mn > Ni > Cu > Ba (Jenssen, Svercyen, 1991).

Не менее существенное влияние на состояние здоровья населения оказывает иррациональное применение пестицидов в сельском хозяйстве, что приводит к накоплению их остаточных количеств в почве, воде и пищевых продуктах.

Техногенные потоки различных загрязняющих веществ и интенсивная химизация сельского хозяйства в значительной степени трансформируют природные биогеохимические регионы. В настоящее время в наибольшей степени изменены биогеохимические циклы основных биофильных элементов (алт. фосфор, углерод, калий, кальций, магний), что связано с интенсивным применением минеральных в органи-

ческих удобрений. В тесной связи с изменением биогеохимической структуры возникают новые биогеохимические (технобиогеохимические и агрогеохимические) провинции, где проявляются заболевания человека (Башкин, 1991). Так, суточный рацион человека, содержащий по нитрат-иону в Белоруссии – 74–182 мг, в Молдове – 90–101 мг, в Узбекистане – 240 мг, на Украине – 167 мг оценивается как относительно высокий и влияющий на здоровье людей (Олополь, 1991).

По последующим данным вредность ксенобиотиков, рассчитанная на основе количественной оценки выделения вещества в окружающую среду, его токсичности, подверженности населения его воздействию, стойкости вещества в окружающей среде, наличия вторичных веществ и смесей, биоаккумуляции, влиянию на неживые компоненты распределяется в порядке убывания следующим образом: пыль, диоксид серы, ароматические углеводороды, оксиды азота, Pb, Cd, пестициды и оксид углерода (Dutkiewicz, 1991).

Остановимся подробнее на физиологическом механизме действия тех из ксенобиотиков, которые в наибольшей степени способны повлиять на естественные биогеохимические циклы и являются приоритетными загрязнителями в настоящее время.

Эффекты токсического воздействия неорганических веществ на организмы характеризуются как общими, так и специфическими проявлениями (Ершов, Плетнева, 1989). Наиболее важные аномальные эффекты можно свести к ингибированию ферментов, необратимым конформационным изменениям макромолекул (белков, нуклеиновых кислот) и, вследствие этого, к изменению процессов метаболизма, возникновению мутаций. При этом клетка до определенной степени осуществляет саморегуляцию. В случае же недостаточности клеточных регуляторных механизмов возникает дефицит жизненно важных метаболитов, нарушается структура и проницаемость клеточной мембраны, возникает дисфункция органов и в этом случае восстановление гомеостаза становится возможным лишь при участии высших регуляторных уровней. При этом организм обладает более совершенными механизмами регулирования жизненно необходимых биофильных элементов, чем приземных веществ, в связи с чем они обнаруживают более высокую токсичность. Другими словами, проявление токсического действия основных биофильных элементов происходит лишь при их достаточно высокой концентрации.

Значительная часть неорганических соединений попадает через дыхательные органы в виде молекул или микрочастиц, содержащихся в аэрозолях дыма, тумана, пыли. Их всасывание происходит на любом участке эпителия дыхательных путей, а химические превращения происходят лишь в незначительной степени, поэтому это наиболее прямой путь поступления неорганических ксенобиотиков в ткани. Например, многие металлы поглощаются легкими в 10 раз эффективнее, чем кишечником (Ершов, Плетнева, 1989).

Другой путь попадания неорганических загрязнителей в организм – через желудочно-кишечный тракт. Так, подавляющая доля тяжелых металлов всасывается в средней части тонкого кишечника и скорость всасывания определяется их растворимостью в жидках. Определенная доля ксенобиотиков адсорбируется кожей.

В дальнейшем распределение между органами ксенобиотиков происходит неравномерно, поэтому в токсикологии введены понятия "критический орган", "критическая концентрация" для клетки и "критический эффект" для органа (Ершов, Плетнева, 1989). Однако органы-мишени при действии одного и того же ксенобиотика могут быть различными, поскольку имеют место зависимость не только от аккумуляционной способности органа, но и от условий экспозиции, состояния защитных механизмов и т.д.

Механизм токсического действия на молекулярном уровне установить достаточно сложно. Понятно, что в качестве рецепторов, взаимодействующих с ксенобиотиком, выступают молекулярные группировки. Это могут быть рецепторы на мембранах клетки, на ферментах, рецептор как часть нуклеиновых кислот и как кофермент или

другая малая молекула (Альберт, 1982). Ионы металлов, например, могут включаться во все этапы биосинтеза, разрушения, построенная макромолекулярных структур. Выше приводилась сравнительная токсичность наиболее распространенных неорганических соединений. Однако следует отметить, что парадигма "предупреждение", диктует необходимость перорентации от отслеживания симптомов интоксикация к пониманию ранних нарушений.

В связи с этим наибольшее внимание привлекают явления и механизмы не острой, а хронической интоксикации. Изучение механизмов токсичности неорганических элементов и соединений, будучи вызвано к жизни случаями острой интоксикации, в последнее время сосредотачивается на последствиях хронического воздействия митких доз вследствие его масштабности.

Так, до недавнего времени токсичность Pb для человека оценивали по развитию кишечной колики, энцефалопатии, анемии пораженным почек. Однако сейчас требуется переоценка токсикокинетики Pb (Silbergeld, 1990). Только отказавшись от базисной парадигмы "габель-выживающие" в пользу градационных оценок уровней функционирования, специалисты стали обнаруживать ранее скрытые нарушения, вызываемые Pb (Needleman, 1990). Выяснено, что Pb может влиять на развитие нейтронов при уровнях, обнаруживаемых в окружающей среде, хотя механизмы нарушения остаются невыясненными (Freedman et al., 1990). При профессиональном воздействии Pb на очень низком уровне возможно обнаружение клеточной пролиферации, нарушений ионного транспорта, энергообразования и др. (Grover, 1990). Pb подавляет активность кальмодулина, через который опосредуются регуляторные влияния на клетку. Аналогичное действие выявлено и для Cd²⁺, Al³⁺, Mn²⁺, V⁵⁺ (Vid et al., 1991). Cd²⁺, кроме того, также как и Pb²⁺, влияет на трансмембранные системы транспорта Na⁺ и K⁺ (Lijnen et al., 1991), наряду с Pb, Al, Mn и другими металлами оказывает влияние на другую систему, опосредованную регуляторные влияния на клетку – фосфорнолипиды/протеинкиназа C, что позволяет считать ее возможной мишенью нейротоксических воздействий (Cosy, 1990).

В ряду экологических проблем особое место занимает проблема загрязнения окружающей среды агрохимикатами и рост в связи с этим хронических и острых отравлений. Если по данным ВОЗ (1974) в мире ежегодно случалось до 500 000 случаев отравления пестицидами, из которых 1% заканчивался летальным исходом (Davies, 1988), то через 10 лет эта цифра возросла до 1 млн. случаев (Corplestone, 1986). Только в развивающихся странах ежегодно отравляются пестицидами 375 000 человек, 10 000 из них – смертельно (Яблоков, Остроумов, 1985). Попадание пестицидов в организм в высоких концентрациях также представляют опасность, особенно для детей до 1 года, у которых интоксикация часто заканчивается летальным исходом (Graul, 1984).

Приведенные данные отражают только острые отравления, которые, как правило, имеют место при непосредственном контакте при производстве агрохимикатов или во время сельхозработ. В этом случае значимость поступления через органы дыхания мала (1%), а ведущее значение имеет проникновение пестицидов через кожу (Павлов и др., 1991). Однако основная масса интоксикации попадает под действие агрохимикатов в результате потребления загрязненной пищи и воды. Поэтому более актуальной является сейчас задача изучения механизмов хронической интоксикации при действиях незначительных количеств агрохимикатов в пищевых продуктах и воде.

Каков же механизм влияния пестицидов на организм человека? Группы хлорорганических пестицидов (ХОП) включает соединения, существенно отличающиеся между собой по химическому строению. Общим для них является наличие в молекуле атома хлора, во-вторых, и обуславливает сходный характер действия этих пестицидов на организм человека и теплокровных животных. Хлорорганические пестициды обладают липофильными свойствами. Поэтому вскоре после перорального введения и при приеме они обнаруживаются в сером веществе головного мозга, а через несколько часов накапливаются в богатых липидами субстратах (Альберт, 1982), в частности, в

жировой ткани. Многочисленные исследования показывают, что эти вещества нарушают деятельность важных ферментных систем организма, в частности, дыхательной цепи, вследствие чего развивается тканевая гипоксия (Szymosynski et al, 1986). Показано влияние инсектицидов на Ca^{2+} – каналы пресинаптических мембран, способствующее их деполаризации и стимуляции эксцитаторного выхода дофамина и ацетилхолина (Eclla, Dubocovich, 1988).

Механизм действия фосфорорганических пестицидов (ФОП) – ингибирование ферментов и, прежде всего, ацетилхолинэстеразы, вследствие чего возрастает уровень ацетилхолина. Однако влияние ФОП, по-видимому, реализуется, не только по этому пути. Считают, что возможно прямое взаимодействие фосфорорганических и некоторых карбаматных пестицидов с холинорецепторами, вызывающими нарушение функционирования ионных каналов (Eldettawi et al, 1982).

Таким образом, ХОП, стимулируя выход ацетилхолина в синаптических окончаниях, а ФОП, ингибируя его разрушение ацетилхолинэстеразой, в конечном итоге приводят к одному эффекту – избыточному накоплению ацетилхолина и вследствие этого к гипервозбуждению нервных образований (Smallman, Fisk, 1956). Поэтому при хронических интоксикациях человека на первый план выступают нарушения центральной нервной системы в виде астено-вегетативного синдрома (Безуглый и др., 1967; Буркацкая и др., 1978; Mizga et al, 1984). Многие авторы указывают на прямую связь носительства пестицидов с заболеваниями печени, почек, желудочно-кишечного тракта, крови (Топалз и др., 1991). Существенное влияние оказывают пестициды на иммунитет (Николаев и др., 1988).

Основным путем, по которым нитраты поступают в организм человека также являются желудочно-кишечный тракт и дыхательная система. И в том, и в другом случае они быстро всасываются в кровь или в виде нитрат-иона, или после предварительного восстановления бактериальной флорой кишечника до нитрит-иона, концентрируясь в большей степени в эритроцитах, чем в плазме (Ершов, Плетнева, 1989). Механизм, по которому реализуется влияние нитратов при их избыточном поступлении в организм, на основании существующих в литературе данных можно представить следующим образом.

Образующиеся из нитратов нитриты обладают выраженной способностью окислять гемоглобин эритроцитов с образованием прочной ковалентной связи, что приводит к повышению уровня метгемоглобина (Токтамысова, Биржакова, 1988), не способного снабжать ткани кислородом. При образовании метгемоглобина в избыточных количествах развивается кислородное голодание тканей – гипоксия. Но и в случае бессимптомной метгемоглобинемии в результате недостаточного снабжения тканей кислородом развиваются гипоксические явления, которые, по-видимому, и лежат в основе нарушений деятельности многих органов и систем, в частности, центральной нервной системы (Якмеж и др., 1976; Петухов, Иванов, 1970; Онополь, Добрянская, 1986 и др.), сердечно-сосудистой, печени (Онополь, Добрянская, 1986).

Кроме того, полагают, что тканевая гипоксия может развиваться в следствие прямого действия нитритов на дыхательную цепь митохондрий и приводить к разобщению окисления и фосфорилирования (Волкова, 1976; Реутов, 1988).

Изложенные в литературе механизмы физиологического действия некоторых приоритетных ксенобiotиков на различных уровнях можно обобщить следующим образом. На клеточном уровне выявляются близкие механизмы взаимодействия ксенобiotиков – рецептор, хотя степень токсичности различных соединений может варьировать в широких пределах (Сони, 1990; Kampp, Fisher, 1991). Полагают, в частности, что взаимодействии с функциональными мембранными белками является общим механизмом токсичности липофильных квантовых соединений окружающей среды и различия в токсичности коррелируют с липофильностью ксенобiotиков (Albers et al., 1991).

По степени повреждающего воздействия на клетку ксенобiotики предлагают делить на две группы: "частичные", активирующие механизмы повреждения клетки без сопутствующей поломки молекулярных механизмов защиты, и "полные",

активирующие процессы повреждения клетки и ослабляющие процессы защиты и репарации (Sungshul, 1987). Вполне вероятно, что классификация ксенобиотиков по механизмам их повреждающего действия позволит в значительной мере оценить адекватность фактора и дать прогноз возможностей адаптации к нему. Считают, что изучение механизмов и оценку действия различных факторов среды перспективно проводить с позиций современной нейробиоиммуногенетики, где ведущая роль отводится межклеточным медиаторам, рецепторному аппарату клетки и генетической системе организма как мишени действия природных факторов при ведущей роли в этих механизмах генетической системы HLA-генетического аппарата для функционирования иммунной системы (Николаевский, 1989).

Рассмотренные выше механизмы влияния ксенобиотиков на системном и организменном уровнях свидетельствуют о том, что наиболее ранние нарушения в этом случае отмечаются со стороны нейроповеденческих реакций (Needleman, 1990; Coyer, 1990; Kaplan, Fisher, 1991). В то же время отмечены изменения со стороны иммунитета при действии различных групп ксенобиотиков: тяжелых металлов, волюциллаческих ароматических углеводородов, пестицидов и др. (Lusner et al., 1987). Иммунная система организма по мнению ряда авторов является детерминантной гомеостатической системой (Панин, 1989). Поскольку именно снижение иммунитета знаменует собой неудовлетворительное функционирование организма, постольку определение состояния иммунитета является наиболее важным интегральным критерием при оценке воздействия внешней среды на организм. При этом клетки иммунной системы могут служить как первичной мишенью и отражать, таким образом взаимодействие с ксенобиотиком на клеточном уровне, так и вторичной мишенью в результате нейрогуморальных влияний, характеризующих системную реакцию организма на данный фактор.

Кроме того, действие химических веществ нередко проявляется на фоне уже существующих заболеланий (Hoffman, 1990), провоцируя их обострение или способствуя развитию патологии той системы, где уже имелись предпатологические изменения. Поэтому системой или органом-мишенью может стать любая система, в отношении которой до воздействия уже наблюдалась минимизация функций.

Сходные реакции на каждом из рассмотренных уровней можно обнаружить и при действии других антропогенных факторов, например, малых доз радиации, электромагнитном воздействии и др. (Звоницкий и др., 1991; Афонина и др., 1991).

В связи с этим для оценки воздействия антропогенных факторов рекомендуют определение функционального состояния центральной нервной, вегетативной, сердечно-сосудистой систем, иммунореактивности (Шандала и др., 1986; Александров, Егорова, 1989; Польченко и др. 1989; Звоницкий и др., 1989), а также используют специфические тесты, отражающие, в частности, действие различных ксенобиотиков на активности метгемоглобинредуктазы, сорбидегидрогеназы (Опозоль, Добрявская, 1986; Шандала, 1989), холинэстеразы (Бурлакова и др. 1978).

В этом плане определенным интерес с точки зрения методологии представляет работа С.Н. Голикова с соавторами (1986), в которой авторы сформулировали концепцию общих механизмов токсичности, позволяющую с единых методологических позиций токсического стресса обсуждать различные аспекты острой и хронической патологий. В то же время, анализ данных о воздействии низких и сверхнизких концентраций на различные биологические системы позволил Е.Б. Бурлаковой с соавторами (1990) выдвинуть концепцию, основанную на представлении о сложной иерархической структуре регуляции в биосистемах, согласно которой ответ на слабые и сильные воздействия реализуются разными механизмами и разными путями.

Так или иначе очевидна необходимость изучения неспецифических и специфических проявлений действия факторов окружающей среды, однако в последнее время, акцент на изучении действия ксенобиотиков на организм смещается все больше к изучению неспецифических форм реагирования. Это связано не только с тем, что вместе с недостаточным количеством литературных данных, свидетельствующих об общих тенден-

циях в реакции организма на действие факторов внешней среды малой интенсивности (Трактенберг, 1987; Дробышев, 1988 и др., 1991), но и с понимаемым физиологического механизма приспособительной деятельности организма.

Д. Г. Тагдис (1981) дает характеристику течения хронической интоксикации в соответствии с известными стадиями общего адаптационного синдрома Селье. Другими словами, ответ организма на малые дозы ксенобиотиков развивается по принципу общебиологической реакции на стресс (неспецифической адаптационный синдром), в котором в качестве стрессового фактора служит химический агент.

Такая физиологическая закономерность давно установлена для слабых раздражителей любой природы: при длительном и повторном воздействии они вызывают типичную стресс-реакцию, под которой понимается та форма проявления адаптивных реакций, которая связана с включением нейроэндокринного звена регуляции, вызывающего мобилизацию резервов организма (Горизонтов и др., 1983).

Это положение требует уточнения. В свое время Г. Селье под стрессом понимал неспецифическую реакцию организма на действие различных по природе, но сильных раздражителей. Однако в этом случае он различал формы реагирования: "зустресс", "дистресс". И. А. Аршавский считает стресс, описанный Селье, "патологическим" стрессом и говорит о необходимости выделения "физиологического" стресса (1976, 1982, 1986). Тем не менее учение Г. Селье о стрессе получило широкое распространение в связи с потребностью в теории, объединяющей различные факты в представлении. В связи с этим стресс-синдром стали называть любое реагирование организма на значимый раздражитель. Но совершенно понятно, что организм находится в состоянии постоянного взаимодействия с окружающей средой и степень активации его регуляторных систем может быть различной в зависимости от силы действующего раздражителя и его значимости, которая оценивается организмом в результате следующего для восприятия анализа.

Л. Х. Гаржави с соавторами (1990), основываясь на системном анализе нейрогуморальной регуляции, защитных систем организма и некоторых звеньев метаболизма в эксперименте и клинических исследованиях, предлагают различать помимо стресс-синдрома еще два типа неспецифических адаптационных реакций: "реакцию тренировки", развивающуюся в ответ на действие разных по качеству слабых раздражителей, и "реакцию активации" на действие разных по качеству раздражителей средней силы. Особенно интересно отметить в этой связи существование тетраадaptационных реакций, которые периодически сменяют друг друга по мере увеличения дозы раздражителя. Эта смена проходит через стадию ареактивности. Обе реакции характеризуются повышением резистентности организма. В этой связи уместно вспомнить о таком явлении как гормезис, которое возникает при действии на организм малых доз химических ксенобиотиков и характеризуется повышением защитных сил организма, увеличением продолжительности жизни и другими положительными эффектами (Neafsey, 1990).

В развитии большинства адаптационных реакций прослеживаются два этапа: начальный этап срочной, но несовершенной адаптации, и последующий этап совершенной долговременной адаптации (Меерсон, 1986) в случае благоприятного ее исхода. Первый этап осуществляется за счет готовых предсуществующих механизмов, в то время как долговременный этап адаптации возникает постепенно, в результате длительного или многократного действия на организм факторов среды. Реализация этих этапов осуществляется в результате активации через высшие регуляторные центры неспецифического стресс-синдрома и функциональной системы, специфически ответственной за адаптацию к данному фактору. Следовательно, на начальном этапе срочной адаптации доминируют неспецифические адаптационные реакции как готовая система срочного реагирования организма на действие различных по природе раздражителей. В дальнейшем, по мере анализа действующего раздражителя и формирования прогнозируемой оценки его влияния на организм в при потенцирующем влиянии стресс-синдрома формируется доминирующая функциональная система-образованье.

объединяющая органы различных анатомо-физиологических систем, обеспечивающая приспособление к определенному фактору среды. Переход от первого этапа ко второму – узловым момент адаптационного процесса, от успешности которого зависит удовлетворительность адаптации и дальнейшая жизнеспособность организма.

Выделяют следующие стадии этого перехода. Первая стадия срочной адаптации характеризуется неспецифическим стресс-синдромом и началом формирования функциональной системы, активизирующейся в результате нарушения функций, обусловленных сдвигами гомеостаза под действием внешнего фактора. Постепенно основная нагрузка ложится на определенную функциональную систему, ответственную за приспособление к данному фактору. Деятельность же других систем перестраивается с тем, чтобы обеспечить стабилизацию параметров внутренней среды на новом гомеостатическом уровне. Осуществляется так называемое мультипараметрическое регулирование, в результате которого, благодаря смещению сразу нескольких регулируемых параметров удается достичь минимального сдвига каждого из них. Таким путем достигается экономизация функций. В случае действия адекватных факторов среды в дальнейшем развивается долговременная адаптация.

Если же действующий фактор чрезмерно силен или ситуация в окружающей среде слишком сложна, приспособительная реакция может оказаться неосуществимой. В результате первоначальные нарушения гомеостаза сохраняются, а стимулируемый ими стресс-синдром достигает чрезвычайной интенсивности и длительности. В этой ситуации могут возникать многочисленные стрессовые заболевания.

В то же время стадия долговременной адаптации характеризуется установившимся адекватным уровнем гомеостаза. Однако доминирование при этом ведущей функциональной системы и перераспределение энергетических ресурсов в ее пользу может привести к такому снижению активности других систем (минимизация функций), что возникает опасность заболеваний со стороны "ослабленных" органов. В связи с этим говорят о побочных эффектах адаптации, когда в результате адаптационной перестройки путем изменения состава их функциональных систем и их физиологического резерва может снижаться резистентность организмов по отношению к прочим факторам среды (Алферов, 1984).

Таким образом, механизм этого перехода с позиций, принятых в физиологии представляется, включает в себя два компонента специфического реагирования и неспецифическую реакцию со стороны стрессреализующих регуляторных адренергической и гипоталамико-адреналовой систем. При этом, как указывалось выше, действие факторов среды низкой интенсивности, многие из которых в силу антропогенного происхождения несут выраженный фактор новизны, вызывает преимущественно реагирование по неспецифическому типу.

Именно оценка удовлетворительности этого перехода и его прогноз должны быть положены в основу экологического нормирования. А концентрация внимания на изучении неспецифических форм реагирования дает возможность привести к общему знаменателю реакцию организма на комплексное действие различных по модальности факторов.

На учении об адаптации в ее физиологических механизмах базируется диагностика состояния организма, оценка удовлетворительности его функционирования, разрабатываемые новым направлением в медицинской науке и экспериментальной физиологии – доэкологической, т.е. предпатологической, диагностикой. Еще Гален указывал на существование кроме здоровья и болезни третьего, переходного между ними состояния. Известный патофизиолог И.В. Давыдовский (1965) говорил, что так называемые патологические процессы и болезни – это всего лишь особенность при способительных процессах.

В.П. Казначеев (1973) считает, что жизнедеятельность организма в неадекватных условиях проявляется в виде трех основных состояний физиологической адаптации: состояния напряжения и патологии процессов адаптации. Р.М. Базевский (1979) исходя из адаптивного поведения биосистем классифицирует следующим образом состояния:

удовлетворительной адаптации, состоянии неполной или частичной адаптации (пограничные состояния), состояния напряжения регуляторных механизмов (кратковременная или неустойчивая адаптация); состояние неудовлетворительной адаптации, состояние истощения (астенизация) и поломки адаптационных механизмов (срыв адаптации).

М.Г. Шандаля (1989) выделяет следующие виды приспособительных реакций организма на воздействие различных уровней неблагоприятного фактора: физиологическая "норма", физиологическая адаптация, компенсация, реларативная регенерация, необратимые повреждения.

Приведенные классификации скорее являются рабочими и требуют дальнейшего изучения и физиологического обоснования. В.П. Казначеев с соавторами (1980) в качестве одного из дифференциальных признаков донозологического состояния предлагают рассматривать уровень функционирования определенного органа, системы или целостного организма.

Уровень функционирования физиологической системы – это относительно стабильная величина специфических реакций, обусловленная природой раздражителя и свойствами системы (Казначеев и др., 1980). Для каждого отдельного случая равновесия организма со средой существует свой уровень функционирования физиологических систем как результат деятельности управляющих механизмов. Установившийся новый уровень функционирования зависит от биологических свойств организма, его исходного состояния перед воздействием, интенсивности воздействия, неспецифической устойчивости организма. К биологическим свойствам организма, определяемым гено- и фенотипом, следует отнести прежде всего его индивидуальную способность к перестройке на новый уровень функционирования. Здесь необходимо различать скорость перестройки и способность к длительному поддержанию этого нового уровня в неадекватных условиях среды.

В свою очередь уровень функционирования органа или морфо-функциональных систем определяется состоянием клеточного метаболизма. Поскольку при действии малых доз ксенобиотиков, поступающих ингаляционным путем с пищей или с водой, эмоциональное возбуждение как одно из афферентных звеньев стрессовой реакции можно исключить, то, по-видимому, начальным звеном взаимодействия организма с химическим агентом можно считать именно клеточный уровень. Ранее указывалось, что рецепторами, воспринимающими такого рода раздражители, могут являться ферменты, белки, мембраны, генетический аппарат клетки (Альберт, 1982). Вероятно, наиболее ранние изменения, вызываемые поступлением ксенобиотиков, следовало бы искать именно на этом уровне. Однако негативное действие химических загрязнителей проявляется лишь тогда, когда выявляется недостаточность клеточных механизмов регуляции (Ершов, 1989) и нарушение гомеостатических реакций подключает более высокие регуляторные уровни, которые, в свою очередь, корригируют функциональную деятельность клеток, органов и систем. Следовательно, переход от одного уровня функционирования к другому связан с деятельностью управляющих систем и определение их активности также должно учитываться в качестве дифференциального признака адаптированности организма. Этот признак обозначается как степень напряжения регуляторных систем организма.

Таким образом, донозологические состояния различаются по уровню функционирования физиологических систем и по степени напряжения регуляторных механизмов.

В.П. Казначеев с соавторами (1980) предлагают следующую классификацию состояний по степени напряжения регуляторных систем организма.

1. Пограничные с нормой состояния с минимальным напряжением регуляторных механизмов, полная адаптация организма к неадекватным факторам среды.
2. Состояние напряжения, проявляющееся мобилизацией защитных механизмов, в том числе повышением активности симпатно-адреналовой систем и других систем.
3. Состояние перенапряжения, характеризующееся недостаточностью адаптацион-

ных защитно-приспособительных механизмов, их неспособностью обеспечить оптимальную адекватную реакцию организма на воздействие факторов внешней среды.

4. Состояние предболезни: а) стадия истощения (астенизация) регуляторных систем. б) стадия преморбидных специфических изменений.

Однако оценка и прогноз исхода адаптации на основе определения степени напряжения функционирования организма не может быть достаточной для задач экологического нормирования без выявления функциональных резервов организма, поскольку именно последние определяют границы гомеостатического регулирования, в которых еще возможна удовлетворительная адаптация.

Уместно упомянуть W.C. Allee, который подразделил всю экологическую физиологию на два направления: физиологию отставов (*reserve physiology*) и физиологию толерантности или устойчивости (*tolerance physiology*). Иными словами, два основных принципа должны лежать в основе изучения взаимодействия организма со средой: исследование физиологических реакций, направленных в конечном итоге на сокращение энергетик организма и поддержание вегетативного гомеостаза, и изучение неспецифической устойчивости организма, определяющей его адаптационными возможностями (Слоинин, 1982). Последнее направление является наименее разработанным и представляет наибольшую трудность и, конечно же, наибольший интерес.

Отмечено, что уровни организации биологической системы "время-информация-энергия-структура" представляют собой иерархию взаимодействующих между собой звеньев единого процесса саморегуляции живой материи. При этом изменения на более высоком уровне, как правило, предшествуют изменениям на более низком. Р.М. Баевский (1979) в этой связи отмечает, что методы прогностической оценки состояний на грани нормы и патологии должны использовать один из следующих подходов: биоритмологический – для анализа временной координации функций; кибернетический – для анализа процессов обмена информацией; биофизический – для анализа процессов обмена энергией. При этом особое внимание с его точки зрения заслуживает первый, поскольку нарушения временной координации функций на всех уровнях структурной организации предшествуют информационным и энергетическим нарушениям и, тем более, нарушениям обмена веществ и структуры. Важность исследования биоритмологических аспектов адаптации подчеркивают Н.А. Агаджанян, А.М. Алпатов (1984), Ф.И. Комаров (1989).

Ф.З. Меерсон (1986) главной чертой адаптированной системы считает экономичность функционирования, поэтому наиболее объективным критерием удовлетворенности адаптации, по-видимому, может являться объем энергозатрат. Считают, что именно предел компенсации энергетической недостаточности систем организма является условной границей между догологическим и нозологическим состоянием (Казначеев и др., 1980). Определение энергетического баланса предлагают положить в основу подходов к решению проблемы иерархической экстраполяции в экотоксикологии, поскольку его изменения обуславливают субстратные, структурные и организационные сдвиги на любом из уровней иерархии (De Kruje, 1991).

Этот аспект особенно важен при оценке действия ксенобиотиков, поскольку противодействие токсическим эффектам загрязнения само по себе представляет затратный механизм. Различные подходы, начиная с теоретических расчетов до прямых измерений с целью количественной характеристики обменных процессов и продукции макроорганических соединений, рекомендуются для оценки таких затрат в условиях физиологического стресса и прогнозирования конечного действия загрязняющих веществ на геномном, субклеточном и более высоких организационных уровнях, включая уровни отдельной особи и популяции (Salow, 1991). Учетная изложенное выше, по-видимому, методологически правильно отслеживать ранние неблагоприятные эффекты взаимодействия отдельного организма с внешним фактором именно при исследовании регуляторных систем (информационный уровень) и

энергетического баланса, не дожидаясь появления морфологических изменений в органах и тканях (структурный уровень).

До сих пор речь шла о физиологических механизмах индивидуальной адаптации в основном с классических позиций острого и хронического стресса. Однако вопросы комплексного действия различных по природе и интенсивности факторов среды требуют дальнейшей разработки. Их сложное взаимодействие между собой, с организмом, опосредованное различными естественными условиями среды обитания вынуждает искать новые методические подходы к решению сложной проблемы взаимодействия индивида и человеческой популяции в целом с окружающей средой.

В конечном итоге экологическое нормирование, основываясь на данных об адаптации индивидов, имеет своей целью прогнозирование самочувствия популяции. Естественно, здоровье популяции складывается из здоровья составляющих ее индивидов, однако эти категории имеют тем не менее существенные различия. Так, например, отдельный организм может приспособиться к условиям существования в той или иной степени удовлетворительно в пределах индивидуального жизненного цикла, но при этом функция воспроизводства или жизнеспособность потомства могут оказаться сниженными, что естественным образом скажется на составе популяции. И наоборот, изменение иных морфофизиологических признаков человека, даже угрожающее его индивидуальной жизни (например, сокращающее ее продолжительность), на популяционном уровне может проявиться как целесообразная функция в эволюции человеческой популяции как биологического вида, хотя состояние здоровья такого индивида можно будет отнести к категории нарушений, патологии.

В.П. Казначев (1980) определяет состояние здоровья индивида как динамическое состояние (процесс) сохранения и развития его биологических, физиологических и психических функций, оптимальной трудоспособности и социальной активности при максимальной продолжительности жизни. Здоровье популяции понимается как "процесс социально-исторического развития социально-биологической и психо-социальной жизнедеятельности населения в ряду поколений..."

Действительно, социальные аспекты весьма существенны для здоровья отдельного человека и человеческой популяции. Но поскольку в данном случае речь идет о нормировании экосистем, основанном на анализе их воздействия на человеческую популяцию, ограничимся рассмотрением физиологических аспектов этих категорий. Они заключаются в рассмотрении здоровья как меры адаптированности организма, процесса поддержания функционального состояния гомеостатических систем в организме в целом, обеспечивающего его сохранение, развитие, работоспособность в определенных условиях среды. И хотя адаптация считается собственно мерой индивидуального здоровья (Казначев, 1980), по-видимому, на основе антропоэкологического мониторингового исследования будет возможно выделение аналогичных критериев для оценки состояния популяции. По крайней мере, уже сейчас можно сказать, что структура здоровья популяции в этом контексте может быть оценена по соотношению трех групп лиц с удовлетворительной адаптацией (доизологические состояния); лиц с недостаточной или неудовлетворительной адаптацией; лиц со срывом адаптации, с прерывистыми острыми и с хроническими заболеваниями.

Другими словами, биогеохимические основы экологического нормирования подразумевают выявление фундаментальной взаимосвязи физиологического состояния отдельного человека, как биологического объекта, и популяции, как совокупности биологических индивидов, с биогеохимической ситуацией в той или иной естественной или искусственной техногенной, либо агрогенной провинции. Это однако не означает, что социальные аспекты полностью исключаются из рассмотрения при такой постановке вопроса, о чем будут свидетельствовать изложенные далее материалы.

Выше уже говорилось о том, что основными критериями здоровья человеческой популяции в этом контексте до последнего времени считались уровень рождаемости, смертности, заболеваемости, здоровья потомства и др. Это действительно интегральные показатели популяционного здоровья, но для решения задач экологического

нормировалась в необходимом для этого введении традиционных оценок наибольший интерес представляет определение адаптивности популяции к условиям данной среды и определение ее приспособительных возможностей в связи с постоянным ростом антропогенного прессинга. В этом случае наиболее объективная информация может быть получена при оценке индивидуальных свойств составляющих популяцию людей. Именно в соответствии с адаптацией как фундаментальным качеством жизни может быть сформулировано представление о здоровье и болезни (Казначеев, 1983), понятия различия между адаптивной по своей форме митогенной функцией в случае действия неадекватных факторов среды ("адаптация через болезнь" по И.В. Давыдовскому) и срывом адаптации ("болезни дисадаптации"). Считают также, что большую группу заболеваний и патологических состояний в свете данных общей патологии нельзя отнести ни к первым, ни ко вторым (Казначеев, 1989). Их происхождение связывают с производством и воздействием на организм искусственно синтезированных веществ, ранее отсутствовавших в естественной окружающей среде. И хотя приведенные выше данные, на наш взгляд, в значительной степени говорят в пользу неспецифического характера действия ксенобиотиков в малых дозах, вопросы изучения неспецифического и специфического компонентов в реакциях на новое "химическое окружение" требуют внимательного рассмотрения и анализа, в особенности, на популяционном уровне. В последующем нормировании их действия решающее значение, по-видимому, будет иметь как определение допустимых границ воздействия, так и объем генетически запрограммированных адапционных возможностей организма.

Оценка хода адаптации наиболее перспективна с двух позиций: с позиции определения степени напряжения регуляторных механизмов и объема функциональных резервов организма. Первое позволяет оценить функционирование организма на настоящий момент при сложившейся ситуации в окружающей человека среде; второе — дать прогноз дальнейшего развития событий и определить размеры допустимости антропогенного пресса.

Определение функциональных резервов, пожалуй, наиболее сложная задача и, как правило, методически сводится к оценке реакции организма на функциональную нагрузку. Она зависит от функционального состояния организма, его тренированности, однако более глубокие механизмы различий в адапционных возможностях отдельных индивидов заключаются в генетической гетерогенности популяций.

В современных генетических исследованиях показано, что генетический материал эукариот лишь в небольшом количестве включает классический генетический фонд, участвующий в процессах репродукции (облигатный компонент генома). Остальная часть генов (факультативный компонент) определяет существование модификации свойств фенотипа. Спонтанные изменения возникают за счет нарушения внутриклеточного метаболизма в физиологического гомеостаза. Показано, что такие изменения реализуются именно через факультативный компонент генов (Хесин, 1985). Именно генетическая гетерогенность популяции лежит в основе различий приспособительных возможностей отдельных индивидов и определяет приспособительные возможности популяции.

В связи с этим Ю.П. Алтухов (1984) обращает внимание на значение изменений генетических параметров в человеческих популяциях в связи с антропогенными изменениями в биосфере и подчеркивает, что "... все еще остается без должного внимания тот факт, что каждый человек входит составной частью в ту или иную популяцию с протекающими в ней генетическими процессами. Усилия, направленные на устранение внешних причин болезни могут оказаться малоэффективными, если ничего не известно о специфике этих процессов и продуцируемых ими генотипах

Поэтому именно генетический мониторинг на популяционном уровне исследований может в наиболее полной мере решать проблемы экологии человека и человеческой популяции, ее здоровья. Понимание необходимости комплексного решения этих вопросов приводит к формированию новых направлений в науке. Современные

антропологические исследования морфологических и физиологических особенностей популяции человека, варьирующих в различных (в том числе экстремальных) условиях среды (Алексеева, 1986), исследования в области медицинской демографии, особенно аспектов, связанных с состоянием здоровья во взаимосвязи с социально-природными факторами (Бедный, 1984), наконец, изучение индивидуальной и популяционной адаптации к условиям Севера и выявление гетерогенности популяции в отношении стратегии адаптации ("спринтеры", "стайеры", смешанный тип) (Казначеев, 1980) наметают собой начало реализации глобального подхода к решению сложных проблем экологии человека в его тесной взаимосвязи с природной средой.

2.1.3. ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕЧЕСКУЮ ПОПУЛЯЦИЮ

Понимание необходимости натуральных исследований в области экологического нормирования как единственной возможности для объективной оценки комплексного действия антропогенных факторов, опосредуемого различными естественными условиями среды, находит отражение в появляющихся в последние годы публикациях. Они основываются на сравнительном анализе состояния здоровья групп населения, имеющих производственный контакт, и/или проживающих в районах с различной интенсивностью химизации сельского хозяйства и насыщенностью промышленными предприятиями. Предприняты попытки изучения действия агрохимикатов в сочетании с высокой температурой, избыточным содержанием фтора в питьевой воде и т.п. (Козлюк и др., 1987; Касымов, 1987).

Однако такого рода исследования по понятным причинам ограничены масштабами района (области), в лучшем случае, республики, вследствие чего большого разнообразия исходных условий, в том числе антропогенных факторов, ожидать не приходится. В то же время сравнение данных поклинических обследований также нельзя считать корректным, поскольку выявленные в этом случае отличия могут носить необъективный характер и иметь место вследствие разной ошибки определения в разных лабораториях и различными методами. Проблема сопоставимости результатов, получаемых в разных лабораториях, указывается как один из недостатков биологического мониторинга (Rietge, 1989). В связи с этим заслуживает внимания возможность получения информации на базе курортных поликлиник, где проводится обследование людей, приезжающих на отдых из различных регионов. При этом переезд на курорт и связанное с ним психоэмоциональное напряжение могут рассматриваться как естественная функциональная нагрузка, а отслеживание динамики изменений функциональных показателей в процессе адаптации к условиям курортной зоны создаст дополнительную возможность оценивать адаптационные резервы организма.

Поскольку предстоит оценивать комплексное воздействие различных антропогенных факторов, то очевидна несомненная предпочтительность методов неспецифических по отношению к отдельным факторам разной природы.

Для характеристики здоровья населения, а также для оценки радиоактивного воздействия на организм рекомендуют, например, определение показателей протеолитической системы плазмы (Кирпиченко и др., 1991). В условиях эксперимента показано, что существуют также параметры, как фракционный состав низкомолекулярных физиологически активных веществ, который обнаруживает однонаправленные, но различные по выраженности изменения при действии факторов производственной среды разной интенсивности от сверхнизких до высоких доз (Стежка, 1989). Н.А. Павловская (1987) наиболее неспецифичным считает мембрано-повреждающий эффект.

Однако, для широкого скрининга эти методы на настоящем этапе вряд ли пригодны. Необходимый объем однородных групп при мониторинге должен составлять не менее 80 человек (Временные методические рекомендации, 1985) с учетом

половых, возрастных и других признаков (Salem, 1987; Кашенко и др., 1989; Stehr Green, 1989). В связи с массовым характером исследования наиболее целесообразно по-видимому, вначале ориентироваться в отношении благополучности регионов по данным клинического обследования. Для этого необходимо прежде всего провести предварительное районирование территории страны в соответствии с интенсивностью химизации сельского хозяйства, концентрацией промышленных предприятий, биогенно-химическими особенностями и наличием других приоритетных антропогенных и естественных факторов окружающей среды, а затем сформировать базу данных клинического обследования, систематизировать ее по регионам и другим признакам, позволяющим составить наиболее однородные группы. Это требует разработки специальной анкеты, которая помимо обычного набора сведений, фиксируемых в истории болезни, включала бы данные, отражающие ряд дополнительных обстоятельств. Прежде всего, для выяснения возможных причин наблюдаемых в состоянии здоровья отклонений, в особенности у людей, имеющих производственные или бытовые контакты с токсичными веществами, нужен дополнительный анализ по следующим основным позициям: индивидуальные (субъективные) факторы, влияющие на здоровье индивида и зависящие от него лично - от его поведения, его образа жизни; социальные (объективные) факторы, влияющие на здоровье индивида, но прямо не зависящие от него.

Вторая группа факторов в большей мере присуща жителям городов. По материалам ВОЗ группировка факторов социальной среды, влияющих на валологические характеристики жителей городов такова: стрессы личной жизни и социально-экономические перегрузки, демографический прессинг, социальные сдвиги, географическая и социальная лабильность, изменение состава среды, социальное окружение и т.д. Сюда же следует отнести производственные факторы (шум, загазованность, температура и т.д.). Все эти положения должны быть соответствующим образом отражены в анкете и учтены при систематизации материала.

В то же время эти факторы, как подчеркивают эксперты ВОЗ, "... настолько неразрывно связаны с физико-биологическими, что ставя перед собой задачу эффективного осуществления медико-санитарных мероприятий, целесообразно и необходимо рассматривать окружающую человека среду как единое целое". Н.Н. Василевский (1990) подчеркивает, что несмотря на специфику и доминирование социальных начал сейчас совершенно определено можно сказать, что организм человека непосредственным образом связан с биосферой и его благополучие в ней обеспечивается многочисленными биологическими и физическими факторами.

В связи с вышесказанным особый интерес представляет тот факт, что возрастные изменения состояния здоровья носят скачкообразный характер, при этом к 40-49 годам превалирует влияние фактора здоровья, а не социальных факторов (Кашенко и др., 1989).

После корректной систематизации материала с учетом перечисленных и ряда других обстоятельств возможна его статистическая обработка на предмет выявления наиболее существенных корреляций между изменением функциональных показателей и одним или комплексом факторов окружающей среды. В результате на I этапе станет возможным дифференцировать по крайней мере 3 группы регионов, у жителей которых: 1) физиологические параметры претерпели значимые изменения в сравнении с нормой; 2) находятся на границах нормы и 3) близки к средним значимым нормам. В дальнейшем наиболее перспективно детальное обследование 2-ой группы, поскольку именно выявление обратных сдвигов, вызванных действием комплекса приоритетных (т.е. наиболее выраженных в каждом конкретном регионе) факторов должно лечь в основу нормирования антропогенной нагрузки с учетом особенностей естественного фона.

К числу рекомендуемых на начальном этапе мониторинга методов стандартного клинического обследования следует отнести общий анализ крови, биохимические показатели, характеризующие обменные процессы (белковый, жировой, углеводный),

функциональное состояние некоторых органов (например, печени, обеспечивающей детоксикацию) и систем (сердечно-сосудистой, дыхательной). Особый интерес представляют иммунологические показатели: если, несмотря на отклонение физиологических или биохимических показателей, иммунитет не снижается – это можно считать признаком удовлетворительного состояния его адаптивности (Сытков, 1989).

Вообще, оценивать физиологическое состояние организма можно с двух позиций. Во-первых, определять соответствие норме основных функциональных показателей. Эту задачу и решает стандартное клиническое обследование. Однако, информативность клинических показателей адекватна задаче выявления патологических сдвигов и практически не дает информации для донозологической, т.е. предпатологической диагностики в силу высокой вариабельности и индивидуальной изменчивости организмов. Да и само понятие нормы оставляет желать лучшего, поскольку нормативные значения физиологических показателей в том виде, в каком они представлены в справочном материале, являются усредненными, не учитывающими целого ряда обстоятельств, которые должны вносить коррективы в их величины.

Однако есть возможность дифференцировать указанные выше группы на основании данных клинического обследования. Кроме того, оценить значимость влияния изучаемых факторов по данным стандартного клинического обследования можно посредством дисперсионного и регрессионного анализов, не привязываясь, таким образом, к оценке средних значений физиологических параметров на предмет соответствия их условной норме.

С другой стороны, функциональное состояние организма наиболее объективно можно оценить, определяя его резервные, или адаптационные возможности, поскольку уменьшение последних и является наиболее ранним прогностическим признаком неблагоприятного функционирования организма, напряженности его адаптационных процессов.

В этом плане наиболее эффективным является использование не традиционных клинко-физиологических методов, а таких методов, которые направлены на оценку общих проявлений реакции организма и его систем на воздействие факторов внешней среды. В.П. Казначеев с соавторами (1980) считают наиболее доступными и удобными для массовых обследований такие методы кардиологических исследований как ЭКГ, БКГ, сейсмокардиографию (СКГ), измерение артериального давления, пульсометрию. Но в то же время авторы отмечают, что при хронических воздействиях, обусловленных длительным пребыванием в загрязненной среде, чрезвычайно возрастает роль изучения обменных процессов. Для выявления ранних изменений функции печени, основного обменного органа, при действии низких концентраций веществ в качестве теста биоинтеграции рекомендуется использовать определение содержания желчных кислот в сыворотке крови (Franco, 1991).

Отдельного разговора требуют вопросы выбора показателей клинко-физиологического обследования, коррективной характеристика условий постоянного проживания человека, а также математических методов статистической обработки. Остановимся на анализе физиологических методов, перспективных для проведения такого рода мониторинга популяционного здоровья. Теоретической основой диагностики таких предпатологических состояний является учение об адаптации. Качественный скачок в процессе адаптации возникает тогда, когда истощаются функциональные резервы нормальных адаптационных механизмов и для поддержания равновесия со средой организм переходит на неэкономичную и неэффективную деятельность; при этом происходит последовательное нарушение информационного, энергетического и, наконец, структурного гомеостаза. Наиболее приемлемым методом ранней диагностики донозологических состояний является оценка нарушений функционального состояния нервной системы.

Так, показано ослабление нервно-психической устойчивости и увеличение частоты нервно-психических заболеваний под влиянием антропогенных загрязнений окружающей среды (Казин и др., 1987; Петузов, Иванов, 1970; Стожк, 1989; 1990). В работе

М.Я. Бердячевского с соавторами, 1989) продемонстрирована положительная корреляционная зависимость частоты детских параличей, заболеваний периферической нервной системы, шизофрении, невротических расстройств и психопатий у детей от показателей уровня загрязнения среды пестицидами. Следует выделить в указанном аспекте данные о влиянии пестицидов на процесс хранения информации в долговременную память (Revizil, 1982) и о том, что церебральные нарушения в отдаленном периоде приводят к развитию астенического или инхондрического синдрома (Соловьев и др., 1987). Расстройства высших психических функций со снижением "категоричности человеческого поведения" являются одними из самых ранних симптомов неспецифического типа (Винарская, 1987). Е.Ф. Стоян и др. (1989, 1991) отмечают, что нейрорепродуктивные феномены являются одним из наиболее чувствительных показателей функционального состояния организма и могут служить предупредительным сигналом о сдвигах в функциональном состоянии ЦНС. В связи с этим, первостепенное значение приобретает психологическое тестирование, позволяющее оценить состояние психики в высшей нервной деятельности, а параллельно с ним и нейрофизиологическое исследование.

Большое внимание следует уделять подбору адекватных методов постановки функционального диагноза, который бы включал характеристику основных факторов функциональной недостаточности: патологического (клинического), психофизиологического и социального. Патодинамический фактор характеризует патологический процесс, вызывающий функциональную недостаточность, отражает особенности компенсации изменений. Психологический фактор выявляет особенности личности испытуемого, структуры его основных жизненных отношений, уровень развития и зрелости личности, ее ценностные ориентации. Социальный фактор отражает социальные связи испытуемого, его место в семье, статус в трудовом коллективе, других микросоциальных группах. Психологический и социальный аспекты говорят о формировании индивидуальной судьбы, особенностях премоорбидной жизненной ситуации (Бажин, Корнеева, 1977).

Для выполнения эколого-физиологического мониторинга представляется целесообразным использование на первом этапе возможно более широкого спектра психодиагностических методов, которые охватывали бы все три фактора функциональной недостаточности, были бы просты и удобны в обращении. Представляет интерес изучение такого интегрального показателя функционального состояния центральной нервной системы и уровня умственной работоспособности как внимания. В качестве дополнительной характеристики психических процессов можно использовать тест умственного утомления (Бурлачук, Морозов, 1989; Стоян, 1990).

Комплексным, наиболее общим методом исследования личности является стандартизованный многофакторный метод исследования личности (СМИЛ), который представляет собой адаптированный вариант Миннесотского многоаспектного личностного опросника (MMPI). Интерпретация результатов исходит из целостного подхода к изучению личности, охватывающего три ее уровня. Первый отражает врожденные особенности, определяющие темп психической активности, силу и подвижность психических процессов, а также другие характеристики, являющиеся отношением к темпераменту. Второй уровень отражает устойчивые характеристики, сформировавшиеся в процессе индивидуального взаимодействия со средой, компенсаторные и адаптивные механизмы, словом, все, что подразумевается под понятием "характер". Наконец, третий уровень касается социальной направленности личности, иерархия ценностей, отношения к морали, вопросам совести, долга, общественно-полезной деятельности.

Все эти уровни в реальной действительности довольно тесно связаны между собой, подчас взаимобусловлены и безусловно подвержены влиянию экзогенных (действующих на здоровье, соматическое и нервно-психическое состояние) факторов внешней среды (Казин и др., 1989; Бердячевский с соавт., 1989; Стоян, 1984). Кроме основного шкала СМИЛ представляют интерес и дополнительные шкалы: тревоги, контроля,

контроля над враждебностью, враждебности, невротизма, толерантности (порог выносливости к стрессу) и др. (Заларов, 1988; Бурлачук, Морозов, 1989; Завиланский и др., 1989; Собчик, 1990). В качестве дополнения к методу СМИЛ можно использовать тест выбора цвета Люшера, оперирующий неаверальными, в отличие от СМИЛ, цветовыми стимулами и характеризующий как осознаваемые, так и бессознательные тенденции личности.

Параллельно с изучением психики и поведенческих реакций необходимо осуществлять нейрофизиологическое исследование мозга. Представление о состоянии информационного гомеостаза, как уже говорилось выше, можно составить на основании исследования высших регуляторных систем. Распространенным методом оценки функционального состояния центральной нервной системы (ЦНС) является анализ ее электрической активности. При этом эффективным подходом для изучения головного мозга представляется электроэнцефалографическое исследование, которое позволяет проводить оперативное и безболезненное обследование практически неограниченного контингента больных и здоровых людей.

Наряду с широким применением ЭЭГ в качестве диагностического метода, в последнее время этот метод стали использовать в исследовании, связанных с изучением влияния загрязнения окружающей среды (Isaksson et al., 1981), в частности пестицидами (Ветад, 1989), на организм человека. Обобщение материалов по ЭЭГ-коррелятам нейротоксичности (Eccles, 1988) позволяет сделать вывод о возможности сближения поведенческих, клинических, нейрофизиологических моделей патологии центральной нервной системы на основе электроэнцефалографического анализа. При этом важным является тот факт, что с помощью ЭЭГ можно обнаружить начальные поражения центральной нервной системы.

Для оценки групповой и индивидуальной адаптации и дезадаптации может быть рекомендована оценка характера функциональной асимметрии и межполушарных взаимоотношений, так как показано большее вовлечение функций правого полушария в ранние сроки адаптации к новой экологической обстановке (Ильченко и др., 1989). Выявление функциональной асимметрии мозга может быть основано на электроэнцефалографическом исследовании со сравнительным анализом α -активности в симметрических точках правого и левого полушарий.

Степень адаптивной пластичности ритмов ЭЭГ выявляют с помощью метода ЭЭГ-обратной связи. При этом плотность связей между отдельными полями коры головного мозга и в активности лобнотеменных отделов различна при разной степени удовлетворительности приспособительно-компенсаторных процессов (Василевский, 1990). Перспективно также исследование сверхмедленных колебаний, в частности, регистрация W-потенциала, изменения которых напрямую связывают с токсическим воздействием на мозг (Илюхина, 1988, 1990). В качестве одного из перспективных донозологических диагностических направлений рекомендуют исследование медленных процессов в коре головного мозга одновременно с помощью магнитного картирования, отражающего биоэлектрическую активность коры, и радиотеплового, характеризующего метаболизм и микроциркуляцию крови в мозге (Годих, Гулва, 1990).

Исследование нейро-поведенческих реакций предпочтительней еще и по той причине, что обязательным компонентом механизма токсического действия многих ксенобиотиков является, как было показано выше, тканевая гипоксия, а наиболее чувствительной к недостатку кислорода является нервная ткань и, в первую очередь, клетки коры больших полушарий головного мозга.

Ведущая роль в развитии неспецифических адаптационных процессов принадлежит симпато-адреналовой системе (Селье, 1960); и по уровню адреналина, норадrenalина, дофамин, ДОФА в крови и моче можно прямо судить о ходе адаптационных процессов. Количественное определение катехоламинов в моче может быть положено в основу математических расчетов информационных характеристик системы-энтропии и избыточности, которые позволяют оценить степень сбалансированности или дисбаланса и оценить адаптивные возможности организма. Этот метод рекомендуется

для установления порогов вредного действия химических веществ (Иванчик, 1989). В то же время есть наблюдения о более ранней реакции щитовидной железы (Трахтенберг, 1987), также участвующей в реализации адаптивных реакций (Робу, 1989).

Для оценки состояния вегетативной нервной системы в донозологической диагностике используют метод математического анализа сердечного ритма (Басевский, 1984), который позволяет определять активность адренергических механизмов, степень централизации управления сердечным ритмом и уровень вегетативного гомеостаза, т. е. соотношение тонуса симпатического и парасимпатического отделов вегетативной нервной системы. При этом широко используются различные функциональные пробы: ортостатическая, с задержкой дыхания, с дозированной физической нагрузкой и т. д. Этот метод может быть рекомендован для массового прогностического обследования в области профессиональной патологии (Березнева, Егоров, 1989). Он заслуживает особого внимания еще и по той причине, что сердечно-сосудистая система, наряду с нервной, также чувствительна и гипоксия, развивающейся при поступлении ксенобиотиков в организм. Кроме того, выбор этой системы для донозологической диагностики может быть обусловлен в следующих причинами. Сердечно-сосудистая система активно участвует во всех адаптационно-приспособительных реакциях целостного организма. Она чутко реагирует на все, даже на незначительные изменения равновесия организма со средой. Как система, обеспечивающая другие системы и органы кислородом и питательными веществами, сердечно-сосудистая система чаще всего является ответственной за недостаточную адаптацию целостного организма к тем или иным воздействиям, если это связано со снижением кровотока в органах и недостаточно быстрой его компенсации. Сердечно-сосудистая система с полным правом может быть названа одним из важных индикаторов состояния адаптационно-приспособительной деятельности организма. Не маловажно и то обстоятельство, что методики для исследования сердечно-сосудистой системы в настоящее время разработаны более полно и глубоко, чем методики для исследования других органов и систем.

Весьма перспективным для оценки воздействия факторов окружающей среды на организм является использование корреляционной аденометрия, тем более, что для этого метода требуется лишь соответствующий математический аппарат, а в качестве исходных показателей можно использовать данные стандартных клинических анализов. В частности, рекомендуют в качестве критерия для оценки напряжения адаптации популяции в связи с экологической ситуацией в регионе, использовать корреляционные связи между показателями липидного обмена (Седов и др., 1988).

Дело в том, что при действии возмущающих факторов среды, благодаря мультипараметрическому регулированию одна и та же приспособительный результат может быть достигнут различными путями. Какая именно функция при этом претерпит наибольшие сдвиги, зависит от многих причин, прежде всего от рабочих возможностей систем организма в данный момент. Поэтому каждый организм реагирует на воздействие внешней среды строго индивидуально. Но эту индивидуальность реакции можно обойти, если сконцентрировать внимание не на оценке деятельности той или иной системы, а на степени взаимосвязи функций и параметров, которая при действии возмущающих факторов и вызванной этим напряженности процессов регуляции изменяется.

Если интенсивность действующих факторов велика, либо время их действия длительно, организм выходит за пределы физиологической регуляции функций, в результате чего возникает их жесткая синхронизация, которая резко снижает количество степеней свободы функциональной системы и при длительном функционировании в таких условиях резервы приспособления оказываются исчерпанными, возникает болезнь (Аславад и др., 1989). На том же принципе основан метод информационно-энтропийного анализа с использованием морфологических и биохимических

показателей крови, показателей иммунологической реактивности организма и др. (Буслевич, Ашельрод, 1989).

Однако, определение таких биохимических показателей требует больших количеств крови, что весьма затруднительно при массовом обследовании населения. Более доступны и требуют значительно меньших количеств крови цитологические методы клинического обследования. Из числа последних, оценивающих направленность адаптационных процессов, достаточно широко апробированы и являются информативными (Гаркави и др., 1990) такие показатели как лейкоцитарная формула и лейкоцитарный индекс, лимфоциты/сегментоядерные нейтрофилы.

Известно, что лейкоциты являются весьма важными клетками крови, обеспечивающими специфический и неспецифический, клеточный и гуморальный иммунитет организма (Алмазов и др., 1979). Показала высокая чувствительность и информативность методов определения функционального состояния лейкоцитов различных классов для оценки влияния на организм загрязнения окружающей среды (Liji et al., 1989; Яглов, Шенна, 1991).

По соотношению форменных элементов белой крови выделяют ряд состояний общей резистентности организма при действиях ксенобиотиков: реакцию тревожки, активации (между ними переходное состояние), состояние напряжения, острый стресс (между ними переходное состояние), хронический стресс, патология (Копанев и др., 1989; Гаркави и др., 1990).

По данным лейкоцитарной формулы разработан также алгоритм выявления адаптационных реакций, отличающийся от известных тем, что ориентирован не на параметры нормы, а на границы $X + 1s$ по каждому элементу, вычисленные по данным контрольной (фоновой) нормы (Коваленко, 1989).

О напряженности адаптации предлагают судить также по фагоцитарным тестам, дающим интегральную оценку функциональной активности лейкоцитов (Сопов, Новиков, 1984). Прогностическое значение в оценке здоровья имеет ферментативный статус лейкоцитов (Шащенко, 1988). В частности, есть данные о том, что у детей, проживающих в зонах со значительной пестицидной нагрузкой, имеют место скрытые изменения защитно-приспособительных функций клинически здорового детского организма, которые относительно доступны выявляются при оценке активности кислой фосфатазы нейтрофилов и лимфоцитов цитохимическими методами (Медникова и др., 1989).

Кроме того, по цитохимическим характеристикам лейкоцитов возможна оценка индивидуального характера реагирования на действие экзогенных факторов, его стрессоустойчивости в связи с типологическими особенностями нейро-поведенческих реакций. Это особенно важно, поскольку одним из необходимых условий для успешного проведения мониторинга и последующего экологического нормирования на его основе является корректная систематизация данных с учетом индивидуальных особенностей, выделение наиболее чувствительных к действию экзогенных факторов групп и ориентация на них при разработке нормативов антропогенного воздействия (Темурьянц и др., 1989). Это особенно важно, поскольку одним из необходимых условий для успешного проведения мониторинга и последующего экологического нормирования на его основе является корректная систематизация данных с учетом индивидуальных особенностей, выделение наиболее чувствительных к действию экзогенных факторов групп и ориентация на них при разработке нормативов антропогенного воздействия.

Поскольку способность организма к сопротивлению, направленному против действия вредных факторов, определяется генетическими особенностями адаптивных механизмов и степенью их развития в процессе онтогенеза, важно проведение в рамках мониторинга генетических исследований. Это позволило бы оценить истинный вклад в наблюдаемые реакции экзогенных факторов. Кроме того, тест мутного разnobразия является неспецифическим по отношению к отдельным факторам разной природы и поэтому как нельзя лучше позволял бы оценить значимость комплексного действия факторов среды (Сватков, 1989). В основу генетического мониторинга может быть

положено выявление спонтанного уровня мутаций посредством определения электрофоретических вариантов белка крови, по генным мутациям в лимфоцитах, эритроцитах, хромосомным aberrациям (Бочков, Чеботарев, 1989).

Однако для эколого-физиологического мониторинга в перспективе желательны переход на независимые методы, которые позволят отслеживать при необходимости состояние организма не только в статике, но и в динамике его приспособления, например, к условиям курортной зоны. Для этого потребуются многократное обследование, что нерационально при использовании независимых методов. Выше уже было показано, что биохимический анализ является одним из перспективных направлений в дозонологической диагностике, так как напряжение адаптации вызывает синхронизацию самых необходимых функций, степень которой может служить показателем удовлетворительности адаптации к внешней среде (Голдбергер и др., 1990; Полонская и др., 1990).

По-видимому, перспективным направлением в выявлении предпатологических изменений при мониторинге может стать акупунктурная диагностика (Вогралик и др., 1988), а также использование системы динамического инфракрасного термокартирования и картирования биомагнитных полей. Она может быть рекомендована для дозонологической диагностики без применения функциональных проб. С помощью этой диагностики возможен широкий скрининг с целью выявления пациентов, гомеостаз которых начинает терять устойчивость (Годик, Гуляев, 1990).

Подводя итог обзору физиологических методов, перспективных с точки зрения их использования для экологического мониторинга популяционного здоровья, следует отметить, что на первых этапах его осуществления наиболее оптимальным в плане практической реализации является использование методов стандартного клинического обследования. Применение этих методов не потребует дополнительных материальных затрат на их осуществление. Понадобится лишь проведение специального опроса обследуемых, разработка экологических карт с математическое обеспечение последующего анализа данных.

В дальнейшем же для выявления степени напряженности адаптационных процессов, которое и лежит в основу регионального нормирования антропогенного воздействия необходимо привлечение независимых методов дозонологической диагностики с созданием автоматизированных систем.

К настоящему времени апробированы автоматизированные системы для прогностической оценки здоровья в условиях интенсивных антропогенных воздействий (Казим и др., 1989). Они включают 4 блока: анализ функционального состояния вегетативной системы с выделением четырех групп состояния адаптивности сердечно-сосудистой системы, определение резерва респираторной системы, исходного уровня физического состояния; оценка функционального состояния организма по характеру сердечного ритма как суперпозиция колебательных процессов всех функциональных систем; тестирование психоэмоционального состояния по уровню ситуативной и личностной тревожности, нейротизма, показателю экстраверсия-интраверсия.

Следовательно, основные задачи и этапы такого исследования можно сформулировать следующим образом.

1. Формирование базы данных по результатам стандартного клинического обследования, включая подробное анкетирование по специальной программе.
2. Создание экологических карт региона проживания обследуемого контингента с учетом развития промышленности и интенсивности химизации сельского хозяйства, а также других антропогенных факторов, геохимических и климатических особенностей.
3. Проведение многофакторного дисперсионного и регрессионного анализа на предмет выявления четкости зависимости определяемого состояния организма от отдельных загрязнителей и комплекса загрязнителей окружающей среды в каждом регионе.
4. Выделение на основе проведенного анализа регионов, физиологические показатели жителей которых приближаются к пограничным значениям нормы, а связь с факторами окружающей среды является значимой.

5. Обследование жителей отобранных на предыдущем этапе регионов методами донозологической диагностики, что позволит дифференцированно по отношению к экологической ситуации в регионе определять степень напряженности адаптационных процессов в человеческой популяции.

6. Статистический анализ результатов, на основе которого будут разрабатываться допустимые нормативы антропогенного воздействия: порогового и предельно допустимого изолированного и сочетанного с другими факторами.

7. Создание экспертно-моделирующей системы и прогнозирование развития в данном регионе экологической ситуации в связанных с ней физиологических изменений в организме человека. Последнее особенно важно, поскольку методические подходы к прогнозированию изменений здоровья населения в связи с воздействием факторов окружающей среды пока несовершенны и необходим переход на проспективные методы взамен ретроспективных (Осипян, Соколов, 1989).

2.1.4. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ПОДХОДЫ К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ

С целью использования изложенных физиологических подходов к экологическому нормированию нами проведено анкетирование и проанализирован массив данных клинического обследования более 1 500 отдыхающих из различных регионов России и Украины на базе курортных поликлиник Крыма и Кавказа. Отбирались преимущественно жители сельских населенных пунктов, малых и средних городов, питание и водоснабжение которых в основном осуществляется за счет региональных источников. Результаты обследования более чем по 40 физиологическим параметрам систематизировались по возрастным, половым признакам, длительности проживания в определенном регионе, наличию профессиональной вредности, по преимущественному типу питания и водоснабжения. Проведен статистический анализ на предмет установления взаимосвязи исследуемых физиологических параметров с факторами биогеоэкологической организованности территории, уровнями применения минеральных и органических удобрений, пестицидов, а также величины промышленной нагрузки и загрязнения атмосферы. Выделены биогеоэкологические регионы: 1) таежно-лесной нечерноземный регион, 2) степной и лесостепной черноземный регион. В этих регионах проживают практически все обследованные отдыхающие в их количествах достаточно, чтобы считать данную выборку статистически представительной. Во всех случаях обработка данных проводилась на базе компьютерной статистической системы SAS.

Для решения задачи установления взаимосвязи естественных факторов окружающей среды и антропогенной нагрузки со здоровьем человека, как правило используются различные статистические методы, необходимость применения которых обусловлена вероятностным характером проявления взаимосвязи между изучаемыми явлениями. Статистические методы требуют большого количества наблюдений для выявления каких-либо тенденций и закономерностей. Для сбора такого рода информация, как правило, проводится медико-биологический мониторинг человеческой популяции. Единым методом проведения подобного рода исследований не существует. Суть такого мониторинга заключается в следующем: выбирается определенный список параметров, характеризующих состояние населения и выделяются в зависимости от задачи регионы исследований, на протяжении которых ведется регистрация выбранных параметров. Список параметров может соответствовать, например, показателям здоровья, приводимым в форме отчетности районных поликлиник (рождаемость, смертность, количество хронических заболеваний различных экологических границ). Однако по изложенным выше причинам мы считаем, что таковыми параметрами должны являться данные клинико-физиологического обследования. В результате сбора таких данных и их обработки возможно выявление факторов риска различной степени. Однако их статистическая обработка и особенно интерпретация имеют определенные проблемы.

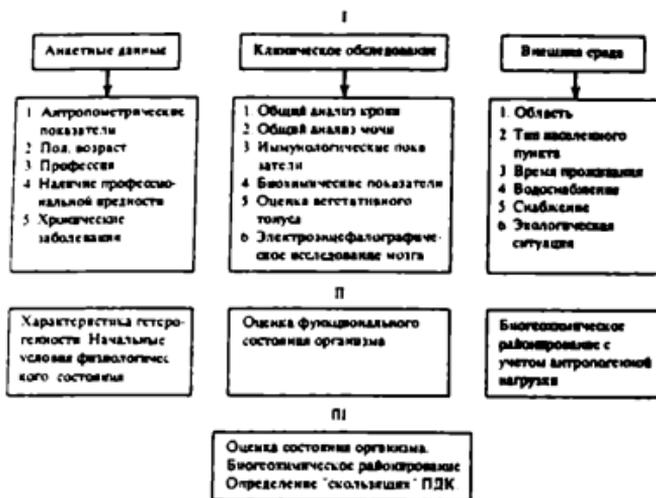
Наиболее популярным методом статистического анализа данных мониторинга экологического здоровья является факторный анализ (Браверман, Мучник, 1983). Этот метод успешно применяется при обработке больших матриц данных с целью сжатия информации и, таким образом, выделения некоторых закономерностей, отражающих сущность явлений. Поясним суть метода на примере. При проведении мониторинга фиксируется множество параметров: биохимические, цитологические, показатели гемодинамики, антропометрические показатели и др. Многие из них сильно коррелируют между собой и это естественно, так как обычно измеряются параметры внешнего проявления изучаемого явления, за которыми скрываются сугубо внутренние, сущностные связи. Иными словами, измеряемые величины взаимосвязаны друг с другом, так как зависят от небольшого числа существенных параметров, которые и называют факторами. Таким образом, факторный анализ позволяет из большого числа взаимосвязанных показателей выделять небольшое число параметров, достаточно полно определяющих поведение измеряемых величин. При этом выделенные факторы не являются заранее известными, заданными величинами, поэтому следующим шагом является их интерпретация и привязка к фактическим внешним условиям.

Предполагая, что у нас имеются данные мониторинга, которые определенным образом отражают состояние здоровья населения. При статистической обработке методом факторного анализа выделяется ряд гипотетических факторов, которые обуславливают данное распределение исследуемых показателей. Затем эти факторы каким-либо образом пытаются связать с естественными факторами окружающей среды с целью выявления неблагоприятных регионов. Такой метод исследования популяционного здоровья населения является широко распространенным (Борисовец, Колосаов, 1989). Следует отметить ряд его ограничений. Во-первых, выделенные факторы носят чисто гипотетический характер и требуют определенных навыков для их интерпретации. Во-вторых, необходимо обратить внимание на чисто методические проблемы: неблагоприятные факторы выделяются только в случае проявления их действия на исследуемые показатели здоровья, которые могут быть достаточно консервативными. Кроме того, влиянием многих факторов окружающей среды может носить неспецифический характер и в результате одновременного воздействия они могут взаимно усиливать негативный эффект (явление синергизма), что многократно усложняет задачу интерпретации значимости выявленных факторов.

На наш взгляд мониторинг популяционного здоровья и последующее определение связи функционального состояния организма с приоритетными факторами окружающей среды (биогеохимическая структура территории и размер антропогенного воздействия на почву, природные воды, продукты питания и атмосферу) целесообразно проводить в следующих трех направлениях. Во-первых, необходима общая оценка функционального состояния организма путем стандартного клинического обследования (это наиболее простой и распространенный способ); во-вторых, необходимо выявление степени напряженности функционирования организма, его адаптационных возможностей с помощью методов донозологической (предпатологической) диагностики и, в-третьих, необходимо сочленение этих результатов с биогеохимическими и другими условиями мест постоянного проживания (рис. 12).

При переходе к задаче донозологической диагностики возникает проблема поиска функциональных показателей, чувствительных к неблагоприятным изменениям окружающей среды на ранних стадиях, и определение критериев, позволяющих в этом случае фиксировать физиологические отклонения.

Эта проблема решается отчасти с помощью дисперсионного анализа (А.Фифи, Эйзен, 1982). Посредством дисперсионной модели можно проводить анализ матрицы данных мониторинга здоровья популяции для различных вариантов постановки задачи. Суть метода заключается в следующем. Каждое наблюдение несет в себе информацию о действии множества факторов, каждый из которых вносит свой вклад в формирование величины исследуемого параметра. Имея данные мониторинга, можно исследовать влияние любого внешнего фактора на распределение каждого фиксируемого



- I Сбор данных
 II Первичная обработка и структурирование информации
 III Моделирование, использование экспертных оценок

Рис. 12. Схема методологического подхода и проведения эколого-физиологического мониторинга и анализа результатов с целью формирования базы данных и создания системы поддержки принятия решения о нормировании нагрузок на организм

показателя. В рамках дисперсионного анализа решается вопрос выявления факторов, достоверно влияющих на изучаемый показатель, сравнение степени влияния различных факторов, построения модели, описывающей распределение исследуемого параметра.

Таким образом, применительно к мониторингу популяционного здоровья: во-первых, может решаться задача о выявлении факторов внешней среды, оказывающих достоверное влияние на функционирование организма; во-вторых, могут быть обнаружены показатели, наиболее чувствительные к неблагоприятным условиям проживания.

В соответствии с изложенным, нами проанализировано независимое действие на функциональное состояние организма таких антропогенных факторов, как нагрузка минеральными и органическими удобрениями и пестицидами на почву, техногенная нагрузка, степень загрязнения атмосферного воздуха и урбанизация населенного пункта, а также их опосредованное влияние с учетом биогеохимической структуры территории. При оценке воздействия минеральных удобрений на организм человека были введены следующие условные градации доз применяемых удобрений (сумма азотных, фосфорных и калийных): 0–100 кг/га; 100–200 кг/га; более 200 кг/га. В среднем доза вносимых минеральных удобрений составляла в 1990 г. 112 кг/га, однако в ряде районов (Украина, Беларусь, Московская обл. и др.) эти величины составляют 250–300 кг/га.

Среди различных агрохимикатов с экологической точки зрения пестициды являются наиболее опасными, поскольку в большинстве своем – это синтетические вещества, для которых не существует природных биогеохимических циклов. Уровни пестицидных нагрузок существенно различаются, изменяясь от 0,5 до 6 кг/га. В связи с целью

Таблица 27

Оценка чувствительности различных физиологических параметров человека к условиям среды обитания

Физиологические параметры	Условия среды обитания							Пиковые различия	Интерстициальные различия
	Тип биологического ритма	Пестициды	Минеральные удобрения	Органические удобрения	Степень урбанизации	Промышленная нагрузка	Загрязнение атмосферы		
Эритроциты	0,3							0,0001	
Гемоглобин	0,01	0,17			0,04			0,0001	
Общее количество лейкоцитов								0,048	0,19
Палочкоядерные нейтрофилы				0,11					
Сегментоядерные нейтрофилы		0,04			0,02	0,10	0,18	0,006	0,0011
Лимфоциты		0,12		0,17	0,03			0,01	0,0044
Моноциты		0,14	0,16					0,02	
Скорость оседания эритроцитов					0,03			0,0001	
Общий холестерин		0,14					0,10		0,0002
β -липопротеины	0,11	0,17	0,06				0,10		0,002
Холестерин в α -липопротеинах		0,02							
Общий белок			0,09	0,04					
α_1 -глобулин	0,02							0,10	
α_2 -глобулин	0,04								
β -глобулин				0,07					
Мочевина крови		0,13			0,09			0,16	0,06
Аммиак крови				0,03					
Аспартатаминотрансфераза	0,03							0,07	
Сывороточная кислотность				0,07				0,13	
Кальций сыворотки		0,02			0,03			0,02	
Липазы	0,08		0,18	0,14		0,04		0,15	
Циркулирующие иммунные комплексы			0,03	0,07					
Иммуноглобулин		0,19	0,06						

Таблица 27 (окончание)

Физиологические параметры	Условия среды обитания							Половые различия	Возрастные различия
	Тип биохимического респирона	Постельные	Минеральные удобрения	Органические удобрения	Степень урбанизации	Промышленная нагрузка	Загрязнение атмосферы		
(Общие линии)								0,10	0,002
Удельный вес нери								0,03	
Альбумин									0,0001
Иммуноглобулин М					0,20				0,08

Примечание. В данной таблице и далее (табл. 28, 29, 30, 31, 32) приведены уровни значимости взаимосвязи между условной средой обитания и физиологическими показателями. При уровне значимости равном нулю вероятность влияния данного фактора равна 100%, при 0,05-0,01 - 90-95%, при 0,1-0,05 - 95-99%. Пропуск значения обозначает уровень значимости менее 0,20.

работы эти нагрузки были сведены к следующим условным диапазонам: до 1 кг/га; 1-2 кг/га и выше 2 кг/га. Необходимо подчеркнуть, что средние нагрузки пестицидами по стране составляют 1,0-1,5 кг/га, однако в отдельных районах (Средняя Азия, Молдова, Крым, Краснодарский край, Московская обл. и др.) эти величины в несколько раз выше. С учетом низкой агрохимической культуры применялся пестицидов происходит интенсивное загрязнение их остатками многих из указанных выше районов.

При оценке влияния техногенной нагрузки и атмосферного загрязнения учитывались тип промышленности - металлургическая, химическая, нефтедобывающая и перерабатывающая, строительных материалов и т.д.; вид и степень атмосферного загрязнения - окислы серы и азота, бензопирены, диоксины и т.д.; уровень загрязнения тяжелыми металлами почв и вод.

Проанализировано также независимое влияние уровня органических удобрений, однако ввиду естественного происхождения этого фактора он заслуживает меньшего внимания. Подтверждением этому являются сравнительные данные о числе физиологических параметров, реагирующих на изучаемые факторы. Так, к уровню органических удобрений с высоким уровнем достоверной вероятности выявлена чувствительность со стороны 5-ти и тенденция со стороны 2-х показателей; к действию минеральных удобрений - 4-х и 2-х соответственно; к действию же пестицидов - 7-ми и 4-х соответственно; степень урбанизации была существенна, с высокой степенью достоверной вероятности для 6 физиологических параметров, уровень техногенной нагрузки и загрязнение атмосферного воздуха для 2-х и 4-х параметров соответственно. В то же время к биохимической организованности территории оказались с высокой степенью достоверной вероятности чувствительными 7 физиологических параметров. Последнее обстоятельство можно расценивать, по-видимому, как подтверждение необходимости учета биохимической организованности территорий при изучении действия антропогенных факторов и их нормирования.

Использование выше принципов статистического анализа позволяло установить, что наибольшую чувствительность к действию изучаемых факторов среды обнаруживали следующие физиологические параметры: содержание гемоглобина, лейкоцитарный спектр крови, некоторые иммунные показатели и показатели липидного и белкового обмена (табл. 27, 28, 29).

Таблица 28

Оценка чувствительности различия физиологических параметров мужского населения в условиях среды обитания

Физиологические параметры	Условия среды обитания						
	Тип биогеохимического региона	Пестициды	Минеральные удобрения	Органические удобрения	Степень урбанизации	Промышленная нагрузка	Загрязнение атмосферы
Эритроциты	0,12						
Сегментоядерные нейтрофилы		0,03		0,10			0,08
Лейкоциты		0,10		0,02			0,08
Моноциты		0,13	0,11				
Скорость оседания эритроцитов				0,0004			
Общий холестерин	0,001				0,13		0,40
β -липопротеины	0,002				0,02		
Общие липиды	0,11		0,20				
Общий белок крови					0,16		
α_2 -глобулин					0,10		
β -глобулин					0,15		
Активность трансаферина					0,12		
Кальций крови					0,10		
Удельный вес мочи					0,07		

Так, для биогеохимических особенностей региона выявлена высокая чувствительность к ним со стороны показателей красной крови. При этом общее количество эритроцитов было выше у жителей таежно-лесного нечерноземного региона по сравнению с жителями черноземно-степного и лесостепного регионов ($4,25 \cdot 10^{12}$ г/л). Уровень гемоглобина был выше у жителей последнего (135,1 против 129,8 г/л). Высокую реактивность проявлял также α -глобулиновые фракции крови, значения α_1 и α_2 -глобулина были выше у жителей таежно-лесного нечерноземного региона и находились в верхней половине зоны нормы для α_1 -глобулина в нижней половине зоны нормы для α_2 -глобулина. Активность аспартатаминотрансферазы в сыворотке крови также проявляла реактивность к биогеохимическому фактору, при этом ее значения распо-

Таблица 29

Оценка чувствительности различных физиологических параметров внешнего человека в условиях среды обитания

Физиологические параметры	Условия среды обитания						
	Тип биоспециального региона	Пестициды	Минеральные удобрения	Органические удобрения	Степень урбанизации	Промышленные нагрузки	Загрязнение атмосферы
Эритроциты		0,06					
Гемоглобин		0,02			0,10		
Пальчиковые нейтрофилы			0,05				
Мнокоциты			0,16				
Скорость оседания эритроцитов	0,06	0,10			0,03		
Холестерин в липопротеинах α_1 -глобулин		0,01	0,14		0,16		
α_2 -глобулин					0,15		
α_2 -глобулин					0,06		
Мочевина крови		0,13			0,11		0,20
Кальций крови					0,07		
Сегментоядерные нейтрофилы					0,02		
β -липопротеины							0,15
Общие липиды							0,08
Иммуноглобулин					0,06		

лагались в верхней зоне нормы и были выше у жителей первого региона (0,39 против 0,31 ммоль/мл в час). Выявлена также чувствительность одного из бактерицидных факторов сыворотки крови лизоцима и β -липопротеидов.

Результаты электроэнцефалографического обследования жителей черноземного и нечерноземного регионов также имели ряд различий. При проведении функциональной пробы на задержку дыхания (рис. 13, А) у жителей ташкентского нечерноземного региона обнаружено достоверное снижение мощности ритмов в низкочастотной (2-5 Гц) области спектра ЭЭГ (любое отведение) по сравнению с соответствующими лока-

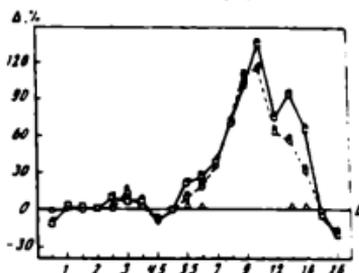
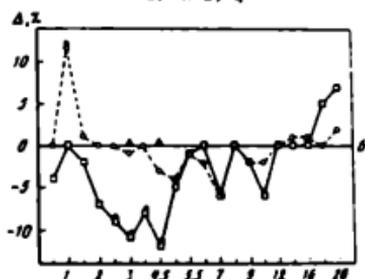
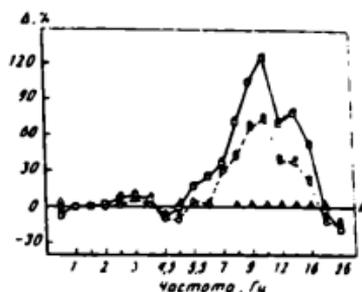
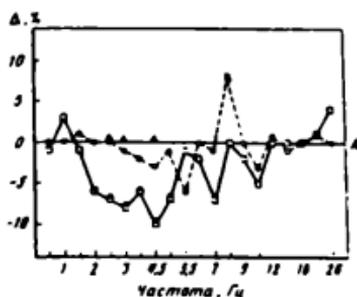


Рис. 13. Отличия в усредненных частотных спектрах ЭЭГ лобной области мозга при проведении функциональной пробы с закрытыми глазами у обследуемых из различных биогеохимических регионов

А - таежно-лесной вечернеземельный (1) и лесостепной в степной черномоземный (2); В - г. Москва и г. Санкт-Петербург (2) и таежно-лесной вечернеземельный район без учета жителей указанных городов (1)

Рис. 14. Отличия в усредненных частотных спектрах ЭЭГ затылочной (зрительной) области мозга при проведении функциональной пробы на закрытие глаз у обследуемых из различных биогеохимических регионов

Условные обозначения (А, В, 1, 2) те же, что и на рис. 13.

затылка в фазе. У обследуемых из степного и лесостепного черномоземного региона изменений не наблюдалось. Однако в среде жителей первого региона выделяется группа людей из гг. Москва и Санкт-Петербурга (46 человек), у которых отсутствуют эффекты в ЭЭГ на данную пробу (рис. 13, Б).

Определенные отличия в реакциях различных групп обследуемых наблюдаются и в ЭЭГ затылочной области на функциональную пробу "закрывание глаз" (рис. 14, А). Так, у людей из вечернеземельного региона отмечается достоверно более выраженное усиление ритмов не только в α -диапазоне (8-12 Гц), но и в β -области (14-20 Гц) по сравнению со спектральным составом ЭЭГ у обследуемых из черномоземного региона. Необходимо отметить, что для жителей гг. Москва и Санкт-Петербург (рис. 14, Б) характерна особая реакция также и на закрытие глаз, проявляющаяся в меньшей выраженности колебаний 14-16 Гц по сравнению с остальными обследуемыми (51 человек) из вечернеземельного региона.

Обнаружена повышенная уровень минеральных нагрузок на почву с некоторыми параметрами животного и белкового обмена (β -лактопротеиды и общий белок), а также показателем гуморального иммунитета (циркулирующие иммунные комплексы, иммуноглобулин А, в мышечной ткани, лейкоциты).

Таблица 10

Оценки чувствительности различных физиологических показателей и уровня пестицидов с учетом биогеохимического региона и половой принадлежности

Показатели	Пестициды		Уровень пестицидов с учетом биогеохимического региона			
	Мужчины	Женщины	Мужчины		Женщины	
			1 регион	2 регион	1 регион	2 регион
Эритроциты		0,06				0,04
Гемоглобин		0,02				0,01
Сегментоядерные нейтрофилы	0,04			0,02		0,04
Лимфоциты α-липопротеины	0,10			0,04	0,04	0,06
Общие липиды						0,09
Мочевина				0,08		

При анализе полученных материалов с учетом биогеохимической провинции обнаружено, что влияние минеральных удобрений, особенно их высоких доз, на физиологические показатели проявлялось в зависимости от вида биогеохимического региона. Так, в нечерноземном регионе наиболее чувствительным было содержание лейкоцитов, тогда как в черноземном – лейкоцитарный спектр и эритроциты крови (табл. 30).

В то же время при дифференцированном анализе значимости уровня минеральных нагрузок для физиологических параметров жителей городов и сельской местности обнаружено, что у женщин чувствительность к действию минеральных нагрузок обнаруживалась содержанием гемоглобина, холестерина в α-липопротеидах, ЦИК, лейкоциты, гаптоглобин и в некоторой степени вытеса крови. У мужчин, проживающих в населенных пунктах различной степени урбанизации, чувствительность к уровню минеральных нагрузок на почву выявлена со стороны общего белка нейтрофилов и моноцитов крови, сваловых кислот и вимуюглобулина G. В целом по всему массиву без идентификация по половой принадлежности чувствительность к уровню минеральных нагрузок на почву выявлялась теперь уже со стороны 12 физиологических параметров (см. табл. 30).

Таким образом, степень урбанизации может в определенной степени повлиять на восприимчивость организма к минеральным нагрузкам на почву. Одной из возможных причин этого могут быть особенности питания жителей городов и сельской местности. Сопоставление значений физиологических параметров с нагрузкой органическими удобрениями на почву также выявило взаимосвязь между некоторыми из них. К уровню органических удобрений в регионе обнаруживали чувствительность лейкоцитарный спектр, общий белок крови и его β-глобулиновая фракция, фермент крови вытеса, лейкоциты в циркулирующие иммуноглобулины. Следует отметить, что последние два показателя, характеризующие состояние иммунитета, наряду с общим белком крови проявляли реактивность того же порядка, что и к уровню минеральных удобрений (см. табл. 27).

К уровню нагрузки пестицидами на почву по всему массиву данных выявлена реактивность со стороны существенно большего числа физиологических параметров в сравнении с минеральными и органическими удобрениями (см. табл. 27). Сюда могут быть отнесены лейкоцитарный и лейкоцитарный спектры крови (3 и 5 видов лейкоцитов и липидов крови, соответственно), 2 показателя белкового обмена, уровень кальция в

крови и иммуноглобулин А. При этом сегментоядерные нейтрофилы и уровень мочевины возрастали пропорционально с уровнем пестицидной нагрузки.

Анализ взаимосвязи доз применяемых пестицидов в физиологических показателях с учетом биогеохимического региона с большей степенью вероятности подтвердил ее значимость для одного из регионов, а также выявлял реактивность некоторых показателей, ранее не обнаруживающуюся (см. табл. 30). Так, к уровню нагрузки пестицидами на почву чувствительными оказались содержание гемоглобина, количество сегментоядерных нейтрофилов и эритроцитов у жителей черноземного лесостепного и степного биогеохимических регионов; содержание общих липидов и β -липопротеидов — у жителей нечерноземного таежно-лесного биогеохимического региона. В то же время при таком дифференцированном анализе проявилась значимость уровня применяемых пестицидов для количества эритроцитов и общих липидов. Количество лимфоцитов оказалось в равной степени чувствительным пестицидной нагрузке в обоих биогеохимических регионах (см. табл. 30).

При этом реагировали на уровень пестицидов в нечерноземном биогеохимическом регионе физиологические показатели исключительно у женщин, тогда как в черноземном биогеохимическом регионе чувствительность в равной степени проявляла и мужчины, и женщины.

При дифференцированном анализе показателей с учетом градиента населенного пункта и уровня пестицидов у женщин обнаружена реактивность только со стороны таево-лесной пробы, а у мужчин эти факторы были значимы для В-ЛП, сегментоядерных нейтрофилов и моноцитов, сваловых кислот и иммуноглобулина. Однако анализ всего массива без разделения по половому признаку выявлял значимость уровня пестицидов для некоторых других физиологических параметров (табл. 31). Так со стороны ЦИК, лейкоцитами в таево-лесной пробе выявлена достаточно значимая взаимосвязь с уровнем нагрузки пестицидами на почву в комплексе со степенью урбанизации места проживания (см. табл. 31).

Установлено также по всему массиву данных, что в зависимости от техногенной нагрузки различаются такие показатели как сегментоядерные нейтрофилы, лейкоциты и удельный вес мочи (см. табл. 30). Загрязнение атмосферы сказалось на большем числе физиологических параметров: количестве сегментоядерных нейтрофилов, общего холестерина, β -липопротеидов и общих липидов сыворотки крови, а также у женщин дополнительно на содержание мочевины крови и у мужчин на количестве лимфоцитов.

Кроме того сравнивались физиологические показатели жителей крупных городов, районных центров и сельской местности. Обнаружены достоверные различия по лейкоцитарному спектру, скорости оседания эритроцитов, содержанию гемоглобина, уровню мочевины и кальция в сыворотке крови. При этом у мужчин наиболее высокая чувствительность проявлялась со стороны липидных и белковых фракций, ферментов АЛТ и АСТ, удельного веса мочи и кальция крови. У женщин же наиболее реактивными были гемоглобин, СОЭ, некоторые белковые фракции, а также сегментоядерные нейтрофилы и иммуноглобулин М.

Таким образом, можно отметить, что наиболее чувствительными к фактору урбанизации были следующие физиологические параметры: содержание гемоглобина, скорость оседания эритроцитов, уровень мочевины и кальция, а также лейкоцитарный спектр крови. Эти факторы были чувствительны при анализе всего массива данных даже без предварительной систематизации по половому признаку, хотя последний имеет существенное значение для абсолютных величин этих показателей, за исключением мочевины (см. табл. 30).

Необходимо подчеркнуть, что отмеченные физиологические эффекты, как правило, проявляются в одном из рассматриваемых биогеохимических регионов. Так, изменение уровня мочевины у женщин, проживающих в "чистых" и "грязных" городах, более характерно для таежно-лесного биогеохимического региона; снижение уровня содержания гемоглобина в крови у мужчин имеет место в основном в загрязненных городах

Таблица 31

Оценка чувствительности физиологических индикаторов к уровню минеральной нагрузки в зависимости у жителей населенных пунктов с различной степенью урбанизации

Показатели	Женщины		Мужчины		По оценке эксперта	
	МИН(урб)	ПЕСТ(урб)	МИН(урб)	ПЕСТ(урб)	МИН	ПЕСТ
Гемоглобин	0,10					
Общие липиды					0,10	
Общий холестерин					0,08	
β -липопротеины				0,07	0,10	
ХС в α -липопротеинах	0,10				0,07	
Общий белок			0,11		0,04	
α_2 -глобулин	0,06				0,03	
β -глобулин					0,10	
Сегментоядерные нейтрофилы			0,06	0,16		
Моноциты			0,01	0,0001	0,13	0,18
Сывороточные кислоты			0,07	0,03		
Ca^{2+}				0,03		
ЦНК	0,05					0,11
Липиды	0,01				0,03	0,13
$I_{\beta}C$			0,14	0,12		
Гемоглобин	0,02				0,08	
Тяжелые металлы в пробе		0,0001				0,003
Аминокислоты	0,15					
АСТ					0,03	
$I_{\beta}A$					0,05	

Примечание: МИН, ПЕСТ – факторы, описывающие нагрузку минеральными удобрениями в поселках, соответственно МИН(урб), ПЕСТ(урб) – факторы, описывающие нагрузку минеральными удобрениями в пестицидах, сгруппированные по 3-х уровневому фактору степени урбанизации (сельская местность, средний город, большой город) – это означает, что значения факторов МИН и ПЕСТ проанализированы отдельно по каждой из выборок, соответствующей определенной степени урбанизации.

черноземного лесостепного и степного биогеохимического регионов; в этом же регионе более существенно выявляе фактора урбанизации во лейкоцитарный спектр крови женщин. Связь между липидами и уровнем выбросов загрязнителей в атмосферу в крови оказалась достоверной для женщин также лишь в черноземном биогеохимическом регионе, а у мужчин внутри каждого биогеохимического региона утратила свою значимость (табл. 32). Здесь следует принимать во внимание трансрегиональный атмосферный перенос таких загрязнителей как SO_2 , NO , и др., способствующий их рассеиванию на большой площади.

Таблица 32

Оценка чувствительности физиологических показателей к техногенной нагрузке, атмосферному загрязнению в городах урбанизации с учетом биогеннохимического режима

Физиологические показатели	Женское население			Мужское население		
	Атмосферное загрязнение	Стресс, урбанизация	Техногенная нагрузка	Атмосферное загрязнение	Стресс, урбанизация	Техногенная нагрузка
Индукциябу- дан М		0,06				
Скорость оседания эритроцитов					0,03	
Объемы лимфы	0,04(2)					
Мочевина			0,08(1)			
Гемоглобин		0,1(2)	0,1(2)			0,1(2)
Сальмонеллярная интродукция		0,02(2)		0,03		
Лейкоциты		0,02(2)		0,08		
Общий холестерин					0,12	
β -липопротеины					0,05	
Удельный вес мочи					0,07	

Примечание: В городах урбанизации биогеннохимического режима, для которого выделены коэффициенты показатели с указанными антропогенными факторами: 1) техно-индустриальный и 2) аэрогенный в степной черноморской.

Обобщая изложенные выше результаты анализа базы данных физиологических параметров человека в связи с некоторыми естественными или антропогенными факторами среды можно заключить следующее:

Среди физиологических показателей, определяемых при стандартном клиническом обследовании, выделяется ряд параметров, достаточно чувствительных к средовым факторам, с тем чтобы служить индикатором существенности для организма того или иного фактора. К их числу прежде всего следует отнести показатели клеточного и гуморального иммунитета, отражающие состояние неспецифической устойчивости организма (лейкоцитарный спектр крови, лимфоциты и др.), показатели красной крови, а также параметры белкового и липидного обмена, характеризующие деятельность основного обменного и детоксикационного органа — печени.

Это в достаточной степени согласуется с изложенными выше представлениями об общей звонкой реакции нарушений в организме человека при действии антропогенных факторов различной модальности. В частности, изменения красной крови могут рассматриваться как опосредованные изменения в кровоснабжении тканей кислородом. Лейкоцитарный спектр крови наряду с гуморальными компонентами плазмы характеризует состояние иммунореактивной резистентности организма, а изменения липидных фракций позволяют судить не только об обменных процессах, но и о напряжении адаптации организма.

Окончательное заключение о возможности применения электроэнцефалогра-

ческого обследования в качестве самостоятельного прогностического метода для донозологической диагностики состояния центральной нервной системы возможно лишь после проведения чрезвычайно большого объема исследований на репрезентативных популяциях населения. Однако на основании полученных в настоящей работе предварительных результатов, по-видимому, уже сейчас можно представить значение электроэнцефалографического анализа в комплексе всех тех методических подходов, которые необходимы для осуществления донозологической диагностики состояния здоровья людей, проживающих в биогеохимических регионах с различным уровнем антропогенной нагрузки.

Для констатации чувствительности этих показателей к внешнему воздействию и для оценки характера этой связи и последующей за ней разработки экологических нормативов необходимо формирование более значительной по объему базы данных. Перспективно также более широкое внедрение в эколого-физиологический мониторинг методов донозологической диагностики.

Помимо анализа основных физиологических параметров, характеризующих функциональное состояние систем организма и их взаимосвязь с факторами окружающей среды, проведена оценка напряженности адаптации людей при определенной техногенной и сельскохозяйственной нагрузках в местах их проживания с учетом биогеохимических особенностей этих регионов. Для этого был использован метод корреляционной адаптометрии, позволяющий оценить напряженность адаптационных процессов через величину коэффициентов корреляции определенных показателей клинического анализа. Проведен анализ корреляционных связей липидных фракций плазмы крови в различных биогеохимических провинциях при разной нагрузке минеральными удобрениями и пестицидами на почву. Для характеристики корреляционной связи исследуемых липидов целесообразно использовать обобщенный показатель степени скоррелированности, отражающий как увеличение числа достоверных корреляций, так и их абсолютные значения. При этом известно, что чем выше степень скоррелированности до определенных пределов, тем выше напряженность адаптации человека к возрастающим антропогенным нагрузкам (Седов и др., 1988), так как в этих условиях все физиологические системы жестко связаны, в организме уменьшается число степеней свободы и устойчивость к нагрузкам резко уменьшается.

Для оценки адаптационных возможностей организмов сравнивалась степень скоррелированности пяти показателей (холестерин, β -ЛП, общие липиды, ХС в α -ЛП, коэффициент атерогенности).

Было обнаружено, что увеличение пестицидной нагрузки с 1 до 2 кг/га приводит к резкому увеличению степени скоррелированности. При дальнейшем увеличении дозы пестицидов характер корреляционных связей менялся различным образом в зависимости от биогеохимической организованности территории: в таежно-лесном нечерноземном биогеохимическом регионе степень скоррелированности продолжала расти, а в лесостепном и степном черноземном биогеохимическом регионе несколько уменьшалась, но оставалась ниже, чем при минимальной нагрузке пестицидами.

При суммарных дозах минеральных удобрений до 100 кг/га в таежно-лесном нечерноземном биогеохимическом регионе можно говорить лишь о тенденции к взаимосвязи между холестерином (Х) и β -липпротейдами (β -ЛП), тогда как при нагрузке 100–200 кг/га связь между липидами становится статистически значимой и, кроме того, обнаруживается зависимость между Х и общими липидами (ОЛ) в сыворотке крови. При дальнейшем возрастании нагрузки до 200–300 кг/га статистически достоверную корреляцию обнаруживают уже все три вида анализируемых липидов, степень скоррелированности между Х- β -ЛП и Х-ОЛ становится еще более высокой (рис. 15).

В лесостепном и степном черноземном биогеохимическом регионе наблюдается иная тенденция, когда с увеличением доз применяемых удобрений жесткость связи между анализируемыми физиологическими показателями сначала увеличивается, а затем снижается.

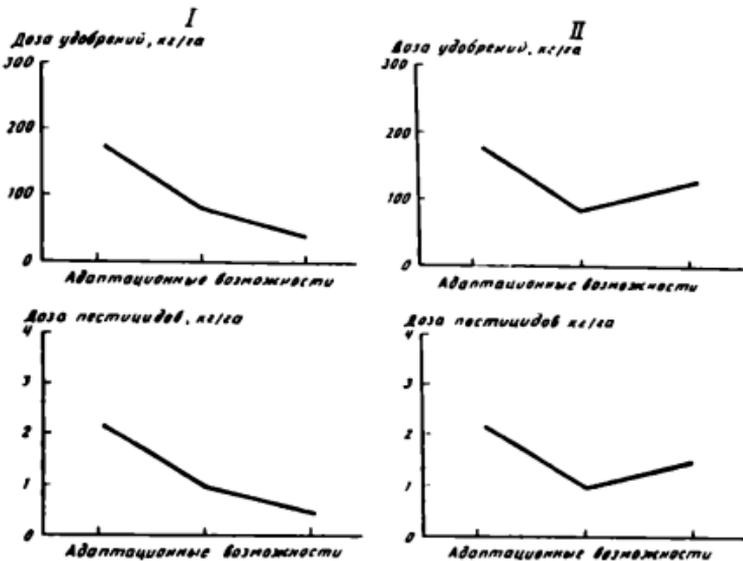


Рис. 15. Влияние возрастающих доз минеральных удобрений в пестицидов на адаптационные возможности человека в разных биогеографических регионах
 I – таежно-лесной, II – степной и лесостепной

Поскольку степень коррелированности ландшафтов позволяет судить о напряжении функционирования организма, замечательные закономерности можно обобщить следующим образом. В нечерноземном биогеографическом регионе напряжение адаптации увеличивается пропорционально нагрузке пестицидами на почву, в то время как в черноземном биогеографическом регионе изменения адаптивности носили более сложный характер и были сходными с реакцией организма на суммарную нагрузку минеральными удобрениями (см. рис. 14).

По-видимому, различие во взаимосвязи степени адаптации организма и величии нагрузки агрохимикатами в черноземном и таежно-лесном нечерноземном биогеографическом регионе и отражает преимущественно низкий уровень буферности почв в последнем. Под буферностью мы понимаем устойчивость системы к поступлению того или иного количества загрязнителей, которое не вызывает появления в ней необратимых изменений, другими словами, это мера прочности системы. Во многом буферность почв определяется их органо-минеральным комплексом, емкость которого выше в черноземных почвах. Можно полагать, что более высокая буферность почв лесостепного и степного черноземного биогеографического регионов смягчает негативное действие различных доз удобрений на организм человека, постоянно проживающего в данных условиях.

Кроме того, для оценки удовлетворительности приспособления организма к данным условиям среды нами проведено определение типа адаптационной реакции по лейкоцитарному спектру (Гаркави и др., 1990). Полученные результаты в целом можно расценивать, как подтверждающие выявленную закономерность методом корреляционной адаптометрии, поскольку процент положительных адаптационных

реакций (тренировки и активации) изменялся аналогичным образом, а нечрезвычайно биогеохимическом регионе снижался с увеличением нагрузки пестицидами на почву, но в черноземном биогеохимическом регионе с дальнейшим увеличением доз пестицидов стабилизировался. Однако следует отметить существование достаточно большого количества неидентифицированных этим методом типов адаптивных реакций, что свидетельствует о необходимости дальнейшей его доработки или применения его в совокупности с другими довозологическими методами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, основные принципы физиологического подхода к оценке факторов риска отдельных загрязнителей могут быть следующими:

1. Необходимым условием экологического нормирования должно быть его проведение на основе оценки биогеохимической организованности территории, биогеохимических пищевых цепей, миграции загрязнителей по этим цепям и физиологической реакции организма человека на данные факторы. Другими словами, оценка антропогенного воздействия без учета его опосредствования биогеохимической организованностью территории не может быть достаточной для регламентации того или иного промышленного или сельскохозяйственного загрязнителя, или их комплексного сочетания. Такое опосредствование выявлено нами для ведущих антропогенных факторов, а именно: загрязнение атмосферного воздуха, применение агрохимикатов (минеральные удобрения и пестициды), степень урбанизации.

2. Существовавшие до настоящего времени подходы в области гигиенического нормирования отражают в большей степени модельный уровень, чем реальное взаимодействие организма человека с комплексом искусственных и естественных факторов, среды не учитывают некоторые принципиальные физиологические закономерности реагирования организма на внешнее воздействие. Несостоятельность этих подходов подтверждается также практическими данными о росте заболеваемости, смертности населения и другими негативными эффектами антропогенного воздействия.

3. Объективное изучение закономерностей взаимодействия организма с окружающей средой в условиях загрязнения окружающей среды возможно лишь на основе натуральных исследований, которые будут включать в себя, с одной стороны, определение приоритетных факторов среды обитания как естественного, так и искусственного происхождения и, с другой стороны, комплексную оценку функционального состояния организма. Наиболее оптимальным вариантом по сравнению с ведущимися в этом направлении работами на наш взгляд является проведение эколого-физиологического мониторинга на базе курортных полициклов. Это позволяет осуществлять физиологическое унифицированное обследование по специальной программе жителей регионов, различающихся как уровнями антропогенной нагрузки и модальностью антропогенных факторов, так и условиями природной среды (биогеохимической структуры). Такое разнообразие исходных условий, а также учет различных социальных аспектов и унификация методов обследования создают уникальную возможность комплексной оценки действия на популяцию различных сочетаний антропогенных и естественных факторов среды. Проведение обследования на базе курортной полицикла позволит устранить один из основных недостатков физиологического мониторинга – непостоянство результатов, а переезд обследуемых в курортную зону, отслеживание динамики перадаптации и ее анализ в сопоставлении с известными закономерностями адаптации к курортной зоне жителей различных климато-географических регионов создаст дополнительную возможность приспособленных резервов организма, снижение которых является наиболее ранним прогностическим признаком неудовлетворительного хода адаптационных процессов.

Подобная оценка должна основываться на комплексном физиологическом обследовании, включающем в себя следующие блоки: 1) общая оценка деятельности основных систем организма путем стандартного клинического обследования; 2) физио-

логическое обследование организма – оценка его регуляторных систем, степени их напряжения и определение функциональных резервов организма.

Предпринятое нами исследование уже на первых этапах эколого-физиологического мониторинга показало достаточно высокую информативность методов определения липидных фракций, красной и белой крови, ряда иммунных показателей организма, а также электроцефалографического исследования.

Подтверждена перспективность использования методов донозологической диагностики, основывающихся на данных стандартного клинического исследования корреляционной адальтометрии по липидным фракциям и определения типа адаптационной реакции по лейкоцитарному спектру крови.

Необходимо дальнейшее включение в мониторинг комплекса методов, позволяющих не только оценить состояние организма на данный момент в связи с экологической ситуацией, но и дать прогностическую оценку хода адаптации. Последнее означает переход от гигиенического нормирования к физиологическому. В его основе лежит определение гомеостатических границ саморегуляции организма, в пределах которых возникающие под давлением антропогенных факторов сдвиги носят функциональный обратимый характер. Прогностическая оценка хода адаптации должна основываться на классификация донозологических состояний.

4. Анализ известных представлений о механизмах приспособительной деятельности организма и данных о физиологическом действии приоритетных антропогенных факторов позволяет прийти к заключению о принципиальной общности и неспецифическом характере действия последних в малых дозах, которому подвергается человек в повседневных условиях.

Разумеется, в этой области теории адаптации требует дальнейшей разработки, однако существование общих звеньев в механизме нарушений, возникающих при выраженном влиянии антропогенных факторов (гипоксия, мембраноповреждающий эффект, ингибирование ферментов – на клеточном уровне, в наибольшей чувствительности нервной, сердечно-сосудистой, иммунной систем – на системном и организменном уровнях) уже сейчас позволяет определить основные методические подходы к адекватной оценке комплексного действия антропогенных факторов.

Реализация изложенных выше подходов к экологическому нормированию, их доработка и пополнение новыми методическими приемами по мере накопления материала мониторингового исследования и выявления характера взаимосвязи человека с окружающей средой, привлечение методов математического моделирования позволит в ближайшем будущем сформулировать основные принципы и параметры экологического нормирования на основании которых станет возможной объективная прогностическая оценка этого взаимодействия.

2.2. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ И ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ АДАПТАЦИИ ЧЕЛОВЕКА К ЗАГРЯЗНЕННОЙ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

В условиях возрастающего антропогенного давления увеличиваются техногенные потоки различных загрязняющих веществ, усиливается их воздействие на все компоненты биосферы. Это воздействие связано с изменением важнейшего свойства биосферы – единства геохимической среды и жизни, сложившегося в процессе эволюции биосферы и выражающегося в постоянной зависимости жизни от геохимических условий среды и климата и соответствующей адаптации живых организмов к ним.

Химическая мозаичность биосферы и единство геохимической среды и жизни в процессе эволюции привели к формированию регионов биосферы с различными биогеохимическими пищевыми цепями и с определенной устойчивостью или неустойчивостью живых организмов, включая человека, к возникновению различных физиологических нарушений и заболеваемости.

Работа по оценке влияния химической неоднородности биосферы на состояние живых организмов была начата В.И. Нернадским в Биогеохимической лаборатории.

Таблица 33

Пороговые концентрации химических элементов в почвах (Ковальский, 1973)

Элемент	Число наблюдений	Пределы содержания элементов (мг/кг)		
		Недостаточное (нижние пороговые концентрации)	Норма (в пределах нормальной регуляции организмов)	Избыточное (верхние пороговые концентрации)
Co	2400	<2-7	7-30	>30
Cu	3194	<6-15	15-60	>60
Mn	1629	до 400(?)	400-3000	>3000
Zn	1927	<30	30-70	>70
Mo	1216	<1,5	1,5-4	>4
B	879	<3-6	6-30	>30
Se	1269	?	<600	600-1000
J	491	<2-5	5-40	>40

Таблица 34

Пороговые концентрации химических элементов для сельскохозяйственных животных (Ковальский, 1973)

Элемент	Число наблюдений	Среднее содержание в пастбищных травах	Содержание (мг/кг сухого в-ва норма)		
			недостаточное (нижние пороговые концентрации)	норма (гомоустойчивость) для различных животных	избыточное (верхние пороговые концентрации)
J	397	0,18	<0,07	0,07-1,2	>0,9-2,0
Co	859	0,32	<0,1-0,25	0,25-1,0	>1,0
Mo	537	1,25	<0,2	0,2-2,5	>2,5-3,0
Cu	937	6,4	<3-5	3-12	>20-40
Zn	519	21,0	<20-30	20-60	>60-100
Mn	859	73,0	<20	25-30	?

организованной им в 1928 г. В числе основных задач лаборатории было изучение живых организмов и их происхождения в зависимости от географических, геохимических и биологических условий региона проживания. В 1932 г. в лаборатории начаты исследования по оценке геохимических местностей страны, пораженных заболеваниями, причина которых кроется в характере химического состава почвы, флоры, фауны, воды, т.е. в специфике различных биогеохимических цепей.

В 1938 г. опубликована монография А.П. Виноградова "Биогеохимические провинции и эндеми", положившая начало новому научному направлению, названному "геохимической экологией". Геохимическая экология - наука о взаимодействии организмов и их сообществ с геохимической средой в биосфере. Основной задачей геохимической экологии является выяснение процессов адаптации организмов к условиям окружающей среды, к различным биогеохимическим пищевым цепям. На основе подобных данных геохимической экологии была разработана биогеохимическая карта на территорию бывшего СССР (Ковальский, 1957, 1963, 1974, 1985). Такая система районирования основана на взаимодействии геохимических факторов абиотической среды и организмов. Биогеохимическое районирование объединяет понятия

"геохимических провинций" (Ферман, 1931), "почвенных зон" (Докучаев, 1899, 1900 см. 1948) и "провинций" (Прасолов, 1939), "биогеохимически провинций" (Викюродов, 1938), "геохимических ландшафтов" (Полынов, 1946), "климатических зон" (Берт, 1958), а также медицинскую и ветеринарную географию биогеохимических эндемий.

Такое районирование связало биологические реакции организмов, их адаптацию к условиям окружающей среды не только коррелятивными, но и причинными зависимостями с количественным химическим составом почвообразующих пород, почв, вод, растительности и пищи.

Важнейшим звеном биогеохимического районирования являлось определение во внешней среде (почвах, водах, растениях, кормах, пищевых продуктах или суточных пищевых рационах) верхних и нижних пороговых концентраций, выше или ниже которых нарушаются регуляторные механизмы обменных процессов в растительных и животных организмах, а также в организме человека. В качестве примера в табл. 33, 34 приведены пороговые концентрации различных элементов в почвах и кормах. На основании подобных данных для различных кормов и питьевых вод на территории бывшего СССР были выделены (Ковальский, 1985) основные биогеохимические регионы (см. рис. 3).

В связи со спецификой эндемических заболеваний первоначально исследования В.В. Ковальского и его коллег были связаны с изучением распространения эндемического зоба (Z), урсовой болезни (St), эндемических энтеритов (В), эндемических иктерий (Se), подагры (Mo) и ряда других болезней. Полученные результаты легли в основу многих рекомендаций по лечению этих заболеваний, связанных прежде всего с коррекцией содержания микроэлементов в продуктах питания.

В последние годы были проведены исследования с использованием методов геохимической экологии и биогеохимического районирования для оценки взаимосвязи между распространением раковых заболеваний и геохимическими характеристиками окружающей среды. Показано, что подавляющее большинство злокачественных опухолей человека возникает под воздействием факторов внешней среды. Химические канцерогенные вещества в основном органической природы, но доказано, что ряд неорганических соединений также могут быть канцерогенными (Максимчук, 1990).

Согласно оценке Международного агентства по изучению рака канцерогенны для человека соединения мышьяка, врома и никеля (группа 1), бериллия и цисплатина (группа 2А), кадмия (группа 2В). Злокачественные опухоли у животных индуцируют также некоторые соединения свинца, кобальта, цинка, марганца, железа, титана, ртути; причем соединения свинца, кобальта, цинка и железа не менее, чем для двух видов животных. Канцерогенный риск для человека однако еще не известен. Приведенными эпидемиологическими исследованиями не обнаружено достоверных доказательств канцерогенности соединений свинца, кобальта, цинка, марганца и железа. Возможно, при профессиональной работе с ними уровень концентраций слишком низок, а экстраполяция результатов, полученных на животных, не всегда достоверна.

Однако исследованиями, проведенными в районе г. Лавор (Пакистан), установлено, что содержание свинца в крови людей, имеющих злокачественные раковые заболевания, выше, чем у людей контрольных групп (Nishan et al, 1990). Аналогичные примеры могут быть приведены и для других регионов и для других металлов.

Металлы, соединения которых проявляют канцерогенную активность, большей частью представлены в 4-й группе как переходные элементы. В биологических системах канцерогенные металлы могут образовывать довольно стабильные комплексы. Отличия в канцерогенном потенциале различных соединений металлов объясняются их различной биологической доступностью.

Канцерогенность соединений мышьяка, кальция, никеля, бериллия и кадмия для человека доказана при профессиональной экспозиции. Но эти соединения, а также канцерогенные для животных и потенциально канцерогенные для человека соединения свинца, кобальта, железа, марганца, цинка являются распространенными загрязни-

Таблица 15

Уровень загрязненности ринков легкого и тяжелого металла в зависимости от содержания микроэлементов в почвах в грунтовыми вода (Лобой, 1987)

Приемники	Среднее содержание микроэлементов, ppm							
	Почвы							
	Ti	V	Cr	Mn	Cu	Sr	Ba	Pb
Карпачевск	1490	123	61	482	14	36	74	21
Предкарпатская	1297	110	62	690	15	49	99	21
Леохетская	1216	110	66	955	14	42	116	23

телями окружающей среды. Фоновый уровень соединений металлов во внешней среде носит локальный характер и складывается из вкладов техногенных и природных (геохимических) факторов. Исследования по изучению связи между уровнями содержания канцерогенных соединений металлов и смертность населения от рака весьма актуальны, но необходимо учитывать роль других сильных факторов, таких как курение и профессиональная вредность.

Существует и необходимость учета комбинированного действия различных вредных веществ – ПАУ, асбеста, соединений металлов и других агентов. Совместное их действие может существенно изменять канцерогенный риск вследствие синергизма, ко- или антиканцерогенных эффектов. Для опухолей дыхательных путей крыс доказан синергизм канцерогенного действия бензапирена и Ni_3S_2 , бензапирена и хроматов, бензапирена и As_2O_3 , коканцерогенное действие в комбинации с бензапиреном оксидов ряда металлов, с нитрозоаминами соединений никеля, кадмия.

Ингибирующее влияние на индукцию различными органическими канцерогенами опухолей у животных могут оказывать соединения селена, мышьяка, алюминия, кобальта, меди, цинка, молибдена. Существуют конкурентные взаимодействия и между соединениями металлов.

Необходимо подчеркнуть, что до сих пор не обнаружено достоверного увеличения раковых заболеваний в зоне Чернобыльской аварии (Томашев и др., 1991; Казаков, 1990). В других странах сведения о влиянии естественных и искусственных радиоизотопов на распространение онкозаболеваний также достаточно противоречивы (Berger, 1990; Лопухова, 1990). Влияние фтора также недопустимо (Hileman, 1990).

Таблица 16

Сравнительные содержания крешни в водах контрольного и промышленного биогеннохимически субтропика биосферы в Чувашии, мг/л (Ковальский, Суслин, 1988)

Оценочная шкала для крешни, мг/л	Контрольный субтропик		Промышленный субтропик	
	л	%	л	%
<2.5	51	42.5	3	2
2.5-5.0	67	55.8	18	12
5.0-10.0	2	1.7	66	44
10.0-15.0	-	-	43	28.7
15.0-20.0	-	-	15	10.0
>20	-	-	5	3.3
Среднее	2.3±0.2		9.6±0.3	

Примечание: Достоверность отличий - $P < 0.001$.

Среднее содержание микроэлементов, ppm							Уровень заболеваемости раком
Грунтовые воды (минеральные остатки)							
V	Cr	Mn	Cu	Se	Ba	Pb	
53	16	1714	23	6992	69	5	Низкий
18	16	1107	27	1422	41	5	Низкий
14	16	754	18	2927	12	6	Высокий

Обширные исследования по геокаncerологии были проведены в различных биогеохимических регионах на территории России, Украины и Казахстана. На границе горного и лесостепного биогеохимических регионов, в Карпатской, Предкарпатской и лесостепной провинциях было изучено влияние распределения различных химических элементов в окружающей среде на распространение раковых заболеваний (Лабий, 1989). Химический состав почв, растительности и природных вод, обуславливающий биогеохимическое районирование территории Карпат и Прикарпатья, тесно связан с развитием канцерогенеза.

Можно видеть (табл. 35), что жители Карпатской и Предкарпатской провинций относительно реже поражаются раком легкого и желудка по сравнению с жителями лесостепной провинции. Более детальный анализ содержания микроэлементов в конкретных почвах различных провинций позволяет сделать следующие заключения.

Так, в Карпатской провинции, в местностях, где преобладают буроземно-подзолистые почвы, богатые титаном и бедные ванадием, марганцем и стронцием население часто поражается тромбоцитерулирующими заболеваниями, острым лейкозом, геморрагическим васкулитом, железодефицитной анемией и редко страдает раком легкого и желудка, хроническим лимфолейкозом.

В зонах Предкарпатской провинции с преобладанием дерново-подзолистых оглеенных почв, богатых свинцом и барием и бедных хромом и ванадием, часто возникает миелолейкоз, хронический лимфолейкоз, геморрагический васкулит, гипо- и апластическая анемия и редко обнаруживается острый лейкоз, рак желудка и легкого.

В зонах лесостепной провинции с преобладанием темно-серых оводзоленных почв и оподзоленных черноземов, обогащенных микроэлементами, среди жителей часто возникают рак желудка и легкого, опухоли головного и спинного мозга, лимфогранулематоз, нефрит и редко проявляются анемия Аддисона-Барьера, прогрессирующая близорукость и острые приступы глаукомы.

В течение 1960-70 гг. на территории Чувашии в пределах кремниевой биогеохимической провинции геокаncerологические исследования были проведены В.Л. Сусликовым (Ковальский, Сусликов, 1980). Для изучения были выбраны два кремниевых субрегиона страны, расположенных на территории Чувашии и Якутии (рис. 16). В качестве контроля был выбран соседний Чувашский биогеохимический субрегион биосферы (табл. 36-38).

Было выявлено, что злокачественные опухоли различных локализаций в кремниевом субрегионе биосферы регистрируются в 3 раза чаще, чем в контрольном. Обращает на себя внимание значительный удельный вес опухолей женских половых органов, молочных желез среди женщин, проживающих в кремниевом субрегионе биосферы, причем характерно, что новообразования в кремниевом субрегионе биосферы чаще регистрируются у более молодых по возрасту женщин, чем в контрольном субрегионе.

Так, показатели заболеваемости на 1000 женщин в кремниевом субрегионе на

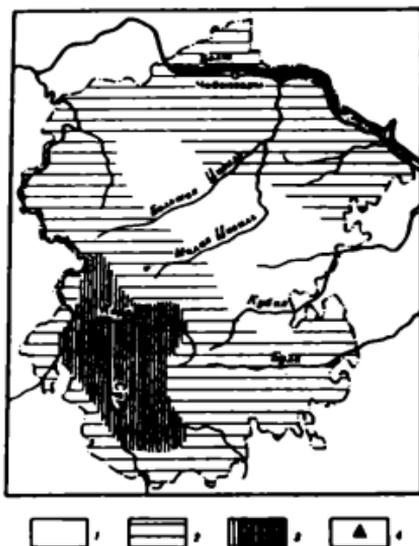


Рис. 16. Картограмма содержания калия в природных водах на территории Чувашии
 1 – 0,1–0,75 мг/л; 2 – 3,0–10,0 мг/л; 3 – 5,0–30,0 мг/л; 4 – месторождения калийных травяных

пшоломой шейки матки составил 0,93, мнимои матки – 2,63, кистозной яичника – 0,117, в контрольном же регионе биоисферы эти заболевания не были зарегистрированы.

В результате обследования крови людей обнаружено увеличение по сравнению с физиологическими нормами содержания калия у 88,64% обследованных, кальция – у 70,05%, фосфора – у 57,2%. Среднее содержание иона калия в крови жителей кремневом субрегионе было в 2 раза, а иона кальция – на 15% и фосфора – на 45% выше, чем у жителей контрольного региона.

Следовательно, в Приволжском кремневом биогеохимическом субрегионе биоисферы во всех изученных звеньях биогеохимической пищевой цепи отмечается резкий избыток калия (рис. 17), умеренный недостаток иона кальция, неблагоприятное соотношение микроэлементов к воде и к кремнию. Отмеченные особенности этого субрегиона способствуют нарушению фосфорно-кальциевого и белкового обмена в организме животных и человека, напряжению нейрогуморальных, гормональных механизмов регуляции гомеостаза, развитию наряду с раком мочекаменной болезни (уролитиаза) эндемического зоба и других эндокринных заболеваний.

С физиологической точки зрения это может быть объяснено переходом от нормы к патологии через стадию предпатологии при длительном воздействии на организм факторов малой интенсивности. Показано, что в кремневом биогеохимическом субрегионе биоисферы факторы риска постоянно поддерживают организм аборигенов в состоянии прелитиаза, по крайней мере, более чем у 50% населения.

В степном нечерноземном биогеохимическом регионе (Центрально-Черноземная зона России) выявлена линейная корреляция между жесткостью воды в питьевых водосточниках и заболеваемостью (смертностью) от рака. Жесткость определялась в основном Са, Mg и Fe и составляла в 60% населенных пунктов 7–10 мг-экв/л, в 10% –

Таблица 37

Содержание крахмала в растениях и корнях в контрольном и крахмальном биогеохимическом субрегионах биогеоценоза, % на сухое вещество (Копылов, Сусликов, 1988)

Растения в корма	Субрегионы биогеоценоза			
	Контрольный		Крахмальный	
	п	$\frac{\text{max} - \text{min}}{\text{ср}}$	п	$\frac{\text{max} - \text{min}}{\text{ср}}$
Пшеница, зерно	5	$\frac{0 - 0,1}{0,05}$	5	$\frac{0,1 - 1,0}{0,67}$
Ячмень, зерно	4	$\frac{0,1 - 0,16}{0,13}$	3	$\frac{0,5 - 0,1}{0,71}$
Рожь, зерно	5	$\frac{0,05 - 0,5}{0,26}$	4	$\frac{1,0 - 2,0}{1,5}$
Овес, зерно	3	$\frac{0,5 - 1,0}{0,75}$	3	$\frac{1,0 - 2,0}{1,7}$
Семя, разнотравье	4	$\frac{0,5 - 1,7}{0,91}$	3	$\frac{1,0 - 3,5}{2,0}$
Солома ржи	5	$\frac{0,3 - 1,7}{0,97}$	5	$\frac{1,0 - 5,0}{2,0}$
Картофель	5	$\frac{0,01 - 0,1}{0,03}$	9	$\frac{0,1 - 1,0}{0,77}$

Таблица 38

Содержание Na, K, Cl, P, Ca в зрелых корнях крахмального субрегиона биогеоценоза, мг/г (Копылов, Сусликов, 1988)

Элемент	Крахмальный субрегион		Контрольный субрегион		Достоверность отличий, P
	п	$\frac{\text{max} - \text{min}}{\text{ср}}$	п	$\frac{\text{max} - \text{min}}{\text{ср}}$	
Na ⁺	65	$\frac{276 - 586}{378 \pm 8}$	45	$\frac{276 - 380}{331 \pm 1,2}$	<0,001
K ⁺	65	$\frac{20 - 43}{28,6 \pm 1,2}$	45	$\frac{17,6 - 39,1}{24,2 \pm 0,9}$	<0,001
Cl ⁻	65	$\frac{77 - 143}{99 \pm 3,9}$	45	$\frac{140 - 218}{175 \pm 4,1}$	<0,001
P	65	$\frac{3,5 - 7,5}{5,2 \pm 0,9}$	45	$\frac{2,6 - 5,6}{4,3 \pm 0,4}$	<0,001
Ca ²⁺	65	$\frac{12,0 - 19,9}{15,8 \pm 0,7}$	45	$\frac{9,5 - 18,0}{13,2 \pm 1,2}$	<0,001

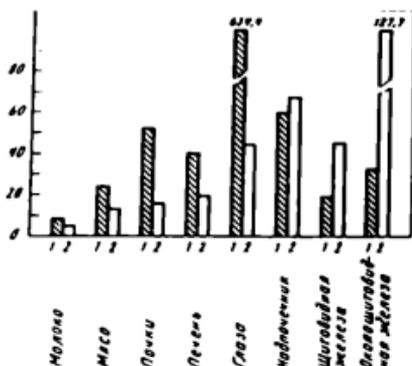


Рис. 17 Содержание SiO_2 в органах и тканях коров из красного (2) и контрольного (1) субрегиона биосферы на территории Чувашии

10–29 мг-экв/л. При содержании магния 2,5 мг-экв/л, кальция – 4,5–4,8 мг-экв/л и их отношения в питьевых водах 1,65–1,9, а также щелочности вод 6 мг-экв/л в Тамбовской обл. наблюдался минимум раковых заболеваний. Минимум рака желудка был в регионе с содержанием подвижного цинка в почве 0,28 мг/кг (Голубев, 1990).

В бассейне р. Урал, пересекающем два биогеохимических региона (степной черноземный с аazonальной медной биогеохимической провинцией и суходостепной – с аazonальной бурной биогеохимической провинцией) изучено (Белякова, 1990) распространение рака легких в зависимости от природных условий и техногенной нагрузки (металлургическая, нефтедобывающая и нефтеперерабатывающая промышленности). Установлено, что в Челябинской и Магнитогорской областях в зонах с распространением черной металлургии ареалы рассеивания выбросов составляют 80–100 км². Они характеризуются широким полиэлементным составом, преобладающими инградисентами которого являются свинец, медь и цинк, т.е. металлы, являющиеся раком легких. Наибольшее загрязнение при этом происходит в районах прикомбинатных поселков, где поступление минеральной пыли достигает 900 г/км² в сутки, а коэффициент аномальности 3,4-бензапирена составляет 20. Превышение ПДК в почве для свинца в 17 раз, цинка – в 20 и меди в 15 раз.

В результате заболеваемости раком легких населения, не занятого в металлургическом производстве, но проживающего в этих поселках, составляет: для мужчин – 72,6 и для женщин – 39,8 на 100 000 жителей. В контрольной зоне относительно слабого техногенного давления (поступление минеральной пыли – не более 100 г/км² в сутки; а 3,4-бензапирена <1; суммарный показатель загрязнения почва металлами <1) заболеваемость мужчин раком легких снижается до 31,3, женщины – до 8,9.

В нижнем течении р. Урал (борный биогеохимический субрегион суходостепного биогеохимического региона) в Гурьевской обл. население более подвержено воздействию нефтепродуктов, что приводит к увеличению числа заболеваний раком пищевода.

Необходимо подчеркнуть, что хотя добыча нефти и ее переработка в Гурьевской обл. насчитывает более 100 лет, в начале века рак пищевода у казаков встречался гораздо реже, чем у русских, работающих в промышленности, на транспорте и контактирующих с углем и нефтепродуктами. Ухудшения среды обитания популяции и нарушение экологического равновесия, приводящие к резким нарушениям образа жизни

Таблица 39

Изменение химического состава вод р. Сырдарья, используемых для питьевого водоснабжения

Химическое соединение	Содержание в речной воде, мг/л		Химическое соединение	Содержание в речной воде, мг/л	
	1956 г.	1983 г.		1956 г.	1983 г.
Нитраты	1,1	66,0	Хлориды	40,0	480,0
Нитриты	0,0	5,6	Сульфаты	141,0	900,0

Таблица 40

Содержание азотсоединений (мг/л) в воде р. Сырдарья, используемой для питьевого водоснабжения

Точка отбора проб	ДЦП	ДЦЭ	ГХЦГ
село Кокбулак (граница с Узбек- кистаном)	0,026-0,095	0,001-0,012	0,068-0,14
г. Кзыл-Орда	0,04-0,09	0,009-0,06	0,065-0,14
г. Казалык	0,03-0,11	0,005-0,012	0,05-0,09
пос. Чинис	0,068	0,116	0,140

Примечание: ДЦП - дихлордифенилхлорид; ДЦЭ - этанер ДЦП; ГХЦГ - гексахлорциклопентадиен.

Таблица 41

Динамика заболеваемости злокачественными опухолями в Кызыл-Ординской области (на 100 тыс. жителей) (Балмуханов, Байбекова, 1990)

Опухоль	Год							
	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1988
Всего опухолей	80,1	91,7	186,8	117,6	137,7	140,0	130,2	165,6
Рак желудка	-	12,4	32,6	23,6	19,7	12,1	19,1	24,7
Рак кишечника	-	28,1	86,1	51,8	56,1	52,9	49,6	56,9
Рак легких	-	4,1	9,5	8,1	9,1	7,9	13,0	16,5

Таблица 42

Рак (%) некоторых форм опухоли в ряде областей Казахстана за 29 лет (Балмуханов, Байбекова, 1990)

Область	Рак желудка	Рак молочной железы	Рак кожи	Рак прямой кишки	Опухоль лимфатической и кровеносной систем
Гурьевская	143	257	209	54	26
Кызыл-Ординская	100	285	-	275	113
Семипалатинская	130	91	25	129	96
Чимкентская	71	90	13	-	3
Дальнебаушская	166	96	93	133	255

ки, создают условия для ускоренного проявления канцерогенных факторов и последующего увеличения раковых болезней среди местного населения (Балмуханов, Байбекова, 1990).

Правомочность этих положений подтверждается данными об экологическом состоянии в региональных низовьях рек Сырдарья и Амударья и заболеваемости раком (табл. 39-42).

Для сравнительной оценки влияния загрязнения окружающей среды на раковую заболеваемость авторы рассматривают две области Казахстана: Гурьевскую и Кызыл-Ординскую. В обеих областях наблюдается два пика раковых заболеваний: первый – в 50-х гг. как следствие перенесенного в 1932–33 гг. голода и ослабления здоровья всей популяции и второй – в 80-е гг. как следствие увеличения загрязнения окружающей среды. В Гурьевской области это загрязнение почв и вод нефтью и нефтепродуктами, в Кызыл-Ординской – загрязнение ландшафтов устьев рек Сырдарья, Амурарья остатками агрохимикатов (см. табл. 39, 40).

Проматривается определенная связь между содержанием в почве, питьевых водах и продуктах канцерогенных веществ, обладающих различной токсичностью и частотой заболеваний раком желудка. Особо значимая связь проявляется между применением агрохимикатов и заболеваемостью злокачественными опухолями по Кызыл-Ординской области в целом и в отдельности по прилегающим к Аралу районам.

Многочисленное увеличение применения дефолиантов, пестицидов и гербицидов индуцировало канцерогенез: заболеваемость раком в Кызыл-Ординской области повысилась на 100 тыс. жителей с 80,1 в 1955 г. до 165,4 в 1987 г., в Аральском районе соответственно – с 149,5 до 194,5 и почти в два раза в Казалинском районе (с 72,6 до 135,9) (см. табл. 41).

Заболеваемость раком легких за короткое время увеличилась по Кызыл-Ординской области в 4 раза; раком печени всего лишь за 5 лет (с 1982 по 1988 г.) увеличилась в 2 раза в Аральском районе (с 8,5 до 16,4 на 100 тыс.) и в 4 раза – в Кармакчинском районе.

Таким образом, на примере Гурьевской и Кызыл-Ординской областей мы наблюдаем две волны повышения заболеваемости злокачественными опухолями. Первое повышение заболеваемости наблюдалось в 1955–60 гг. и наступило через 20–30 лет после демографической катастрофы и перенесенного продолжительного голодания. В Гурьевской области в результате проявления канцерогенных свойств нефти учащение заболеваний наступило раньше, чем в Кызыл-Ординской (см. табл. 42). Однако жители этой области, начиная с 60-х гг., стали подвергаться воздействию интенсивно применяемых агрохимикатов, связанному с накоплением их остатков в почвах, водах и пищевых продуктах. В связи с этим в Кызыл-Ординской области также появлялась вторая волна заболеваемости раком (см. табл. 41). Рост заболеваемости вследствие загрязнения окружающей среды произошел также в других областях Казахстана (см. табл. 42).

Необходимо также подчеркнуть, что исходные климатические и биогеохимические особенности Казахстана обуславливали предрасположенность к повышенной заболеваемости раком пищевода, что было существенно усилено вследствие антропогенного загрязнения окружающей среды.

Распространенность рака пищевода (РП) среди населения западных стран примерно 5 на 100 000 жителей. Традиционные причины РП – употребление алкоголя, курение. Известны страны, где частота РП превосходит 100 на 100 000 человек: это – Казахстан, Северный Иран, Китай и др. В провинции Гасс наиболее вероятным источником является загрязнение питьевой воды нефтью и ее продуктами, а также дефицит витамина А в продуктах питания (Mohamed et al., 1990).

Развитие и увеличение случаев рака пищевода связано с питанием и бытовыми привычками, а также с состоянием окружающей среды. Территории, на которых частота рака пищевода высока, характеризуются резко континентальным климатом (сухим и жарким летом, суровой с метелями зимой, нередко сильными ветры-суховей и пыльные бури). Имеются поля испарения, куда сбрасываются коммунальные и промышленные сточные воды, содержащие бенз(а)пирен, канцерогенные металлы (Ni, Cd, Co, Zn, Pb, As). После испарения воды на полях образуется темно-грязного цвета слой почвы, содержащий указанные канцерогены, легко образующий пылевую пудру даже при небольших ветрах. В таких условиях частицы пыли и песка, содержащие канцерогены, могут попадать в складки пищевода проживающих в этой мест-

Таблица 43

Рост заболеваемости раком печени в г. Самарканде, на 100 тыс. жителей

1950-55 гг.	1955-60 гг.	1960-65 гг.	1965-70 гг.	1970-80 гг.	1980-85 гг.
1,4	1,5	2,4	2,9	3,9	4,7

ности людей и служить одним из возможных факторов возникновения рака печени. К таким территориям отнесены Гурьевская, Кзыл-Ординская, Актюбинская области, прилегающие к Каспийскому и Аральскому морям (Каримов, Сарсебеков, 1990). Высокая смертность от рака зафиксировала также в этом регионе в зоне размещения заводов по производству фосфорных удобрений (Алга, Чимкент, Джамбул): Алга - 206,96, Чимкент - 126,1 и Джамбул - 135,0 на 100 тыс. жителей (Адялов, Курманбаев, 1990).

В Омской области, расположенной в лесостепном и степном черноземном биогеохимическом регионе, изучено влияние содержания цинка, меди, кобальта и марганца в виде, почве и пищевых продуктах на показатели заболеваемости раком молочной железы коренных жителей. Выделено три биогеохимических провинции, в которых содержание меди и кобальта увеличивается с севера на юг, а марганца и цинка - с юга на север (Лысенко, Волкотруб, 1990). Установлено, что нарастание содержания меди и кобальта происходит параллельно росту заболеваний РМЖ, а в отношении марганца в цинка картина была обратной. Показана канцерогенно опасная обстановка - минимальное содержание марганца и цинка и максимальное кобальта в меди

Содержание этих микроэлементов в биогеохимических пищевых цепях отражалось на их содержании в крови женщин и приводило соответственно к росту РМЖ при отмеченных выше сочетаниях Mn, Zn, Co и Cu. В Томской обл., расположенной в тундрно-лесном нечерноземном биогеохимическом регионе, проведено изучение заболеваемости в ее группировка по природно-техногенному признаку. Выделены три группы регионов. I группа - районы, испытывающие многолетнее техногенное воздействие промышленных городов. Онкологическая заболеваемость (ОЗ) в этой группе самая высокая - $234,3 \pm 9,2$ на 10^5 жителей. II группа - районы подзоны южной тайги и зоны мелколиственных лесов северной лесостепи: ОЗ достоверно ниже и составляет $185,0 \pm 6,4$ на 10^5 жителей. III группа - районы средней тайги: ОЗ населения еще ниже - $128,7 \pm 3,25$. Достоверность различий с I группой $P < 0,01$ ($t = 3,7$), со II группой - $P < 0,1$ ($t = 2,1$). Установлено также, что для отдельных мезологических групп существует зависимость между содержанием микроэлементов в почве и структурой заболеваемости (Байковский и др., 1990).

В биогеохимической провинции с недостатком селена оценено кумулятивное воздействие источника промышленного загрязнения (ТЭЦ г. Благовещевска). В связи с нерациональным расположением ТЭЦ, последняя является основным источником загрязнения воздушной среды, водоемов и почвы. На основании проведенной оценки частоты заболеваемости и смертности населения установлено, что темпы прироста онкозаболеваемости превышают областные показатели на 3,8%, по злокачественным новообразованиям среди детей до 14 лет - на 70,2%, по онкозаболеваниям органов дыхания - 31,1%. Смертность от онкозаболеваний у взрослого населения города на 3,5% выше среднеобластных, у детей - на 14,1% (Курганов и др., 1990).

В пустынном биогеохимическом регионе в черте Самарканда изучено распространение рака печени в зависимости от применения пестицидов на окрестных полях и уровнем промышленного загрязнения города (Хуцис, 1990). Дозы пестицидов там в настоящее время достигают 30 кг/га при среднем по стране - 1,0-1,2 кг/га. Значительны выбросы ради промышленных предприятий. Водные стоки завода "Гелион" превышают ПДК по хрому - в 120 раз, по сульфатам - в 10 раз, по цинку - в 15 раз, по хлоридам - в 50 раз. Уровень заболеваемости раком печени представлен в табл. 43.

Таблица 44

Остаточное содержание (мкг/кг) стойких хлорорганических соединений в почвах Самаркандского оазиса и Зеравшанской долины Узбекистана над различными сельскохозяйственными культурами (Пашаева, устные сообщения)

Товаризмы	Сельскохозяйственные культуры, физико-географическая область их произрастания		
	Хлопчатника, долина р. Зеравшан (центральная часть оазиса)	Табак; виноград Зеравшанского грабта Памира (южная часть оазиса)	Виноградника, сады; долина р. Зеравшан, виноград Зеравшанского грабта Памира, виноград Мураттинский гор (северная часть оазиса)
ДДТ (инсектицид)	$\frac{133,4^{**}}{(0 - 970,0)}$	$\frac{282,7}{(0 - 1715,0)}$	$\frac{19,9}{(0 - 432,5)}$
ДДД*	$\frac{8,3}{(0 - 47,5)}$	$\frac{27,7}{(0 - 157,7)}$	$\frac{24,6}{(0 - 70,9)}$
ΣПХБ (вещества пролонгирующего действия)	$\frac{28,0}{(2,3 - 100,6)}$	$\frac{121,1}{(28,4 - 425,8)}$	$\frac{24,9}{(9,2 - 67,5)}$

Примечание: * - ДДТ + ДДЕ + ДДД; ** - над чертой - среднее значение, под чертой - минимальное и максимальное значения; *** - ниже пределов обнаружения.

Статистически доказана связь роста рака печени с использованием пестицидов. В табл. 44 показано содержание остатков хлорорганических пестицидов в почвах и водосточниках Зеравшанского оазиса.

Как уже отмечалось, азотные минеральные удобрения и многие пестициды являются канцерогенами. Наряду с хлопковыми регионами высокое количество агрохимикатов используется при выращивании орошаемого риса. Соответственно с этим была изучена связь между количеством применяемых удобрений и пестицидов и онкозаболеваемостью в Краснодарском крае (степной черноземный биогеохимический регион). Среднее применение пестицидов составляет 15 кг/га в год, что во много раз превышает среднероссийский уровень (1,9 кг/га). Среднегодовое применение удобрений также в 2,5 раза выше, чем в среднем по России (250 и 102 кг/га соответственно). С увеличением агрохимической нагрузки за последние 30 лет произошло существенное ухудшение здоровья населения и, в частности, возрастание онкозаболеваемости: в 1962 г. она составляла 180,9 человек, в 1980 г. - 257,1, в 1985 г. - 294,0, в 1988 г. - 304,4 на 100 тыс. жителей, что выше среднероссийского уровня (Калашников, Гаркуша, 1990). Произошло увеличение числа заболеваний раком желудка, легких, печени, поджелудочной железы, дуоденальной зоны. Смертность от рака возросла на 100 тыс. жителей со 135,6 в 1967 г. до 184,1 в 1989 г. (Кырина, 1990).

В последние годы большое внимание в литературе уделяется вопросам азотных соединений (нитраты, нитриты) как предшественников канцерогенных соединений. Положение осложняется тем, что практически во всех почвенно-климатических зонах появились агрогеохимические (агробиогеохимические) провинции с избыточным накоплением соединений азота, прежде всего, в почвах и природных водах (Банкин, 1987). Основной причиной такой аккумуляции является возрастающее применение азотных удобрений, не сопровождающееся адекватным ростом урожайности сельскохозяйственных культур. В литературе имеются противоречивые сведения о прямой связи уровня применяемых удобрений с онкозаболеваемостью (Baahkin, 1989; Мурох, 1991), однако достоверно установлено, что избыточное поступление нитратов и нитритов в организм человека в присутствии аммиака может привести к формированию канцерогенных N-нитроамминов (Рубинчик и др., 1990).

Кратко охарактеризуем те нитратные агрогеохимические провинции, где досто-

нерво зафиксирован рост онкозаболеваний. Известно, что для человека основным источником нитратов являются овощи в питьевые воды. Интенсивность всасывания нитратов из воды в пищевом тракте в два раза выше, чем при поступлении с пищевыми продуктами (Митченко, 1990). В орошаемых регионах Узбекистана в пустынном биогеохимическом регионе наряду с естественными биогеохимическими провинциями (с йодной, медной, цинковой недостаточностью, с избытком лития в очагах избытка меди) широко распространены в настоящее время агрогеохимические провинции с избытком нитратов и нитритов, причем в последние десятилетия их концентрация в природных объектах постоянно возрастает.

Н.Н. Дзиев с соавторами (1990) провели оценку уровня загрязнения нитрозирующими соединениями объектов окружающей среды в сельских районах Узбекистана. Средний многолетний уровень (за 5–7 лет) нитратов в поверхностных водах колеблется от 0,03 до 0,42 мг/л, нитритов – от 2,03 до 12,10 мг/л. В питьевой воде нитраты составляют от 0 до 0,09 мг/л, нитриты – от 3,62 до 20,50 мг/л. В пищевых продуктах растительного происхождения содержание нитратов от 17,4 до 328,3 мг/кг. Концентрация оксидов азота в атмосферном воздухе колеблется в пределах 0,15–0,49 мг/м³. Суммарные поступления нитратов в организм сельских жителей с учетом этих факторов составляет от 2509 до 4977 мг/год, что ниже допустимых уровней, установленных по общетоксическому показателю. Однако в этих показателях не учтено одновременное действие пестицидов и тяжелых металлов.

На территории Молдавии установлено несколько биогеохимических провинций с недостаточным содержанием воды, кобальта, цинка, повышенным содержанием меди, принадлежащих к степному черноземному биогеохимическому региону. В последние годы вся территория республики подвержена интенсивному воздействию агрохимикатов, что привело к повальному нитратному агрогеохимическим провинциям. Так, например, изучено содержание нитратов в питьевых водах 297 населенных пунктов Яловенского района (Якуб, Войтик, 1990). Показано, что содержание нитратов колеблется от 87 до 490 мг/л, достигая в отдельных случаях 1755 мг/л. Ранее в водоемах республики определялись концентрации до 3000 мг/л нитратов. Количество нитратов в пределах допустимых концентраций определено только в 2,4% проб. При раздельном учете водоемов различного типа, а также их расположения в зависимости от характера местности установлено, что существенной разницы в содержании нитратов нет. Это свидетельствует о повсеместном загрязнении природных вод нитратами. Аналогичные материалы приведены для данного региона Н.И. Овощом (1990).

В работах по геокацерогенности нитратов и нитритов значительное внимание уделено разработке ПДК этих соединений в продуктах питания в питьевых водах. В обычных условиях в организм человека 70–85% нитратов поступает с продуктами растительного происхождения. В условиях России и других республик реальная суточная нагрузка составляет в среднем 150–350 мг на человека, достигая в ряде случаев 500 и более мг/чел. На основе токсикологических экспериментов установлена допустимая суточная доза для взрослого человека – 300–325 мг (Ильницкий, 1990). Значительная часть нитратов и нитритов поступает в организм с питьевой водой. Принятый ПДК нитритов на уровне 1 мг/л установлен по токсикологическим параметрам без учета канцерогенного эффекта. Исследования канцерогенности малых доз нитритов (реально встречающихся концентраций) показало, что пероральное поступление нитритов с водой на уровне 1,0 ПДК при определенных условиях может представлять канцерогенную опасность для организма. Необходимо уменьшить ПДК до 0,01 мг/л (Юрчанко, Ильницкий, 1990). По расчетам И.М. Голубева (1990) существующие ПДК для нитратов и нитритов в питьевых водах в связи с онкозаболеваемостью сильно завышены. По расчетам автора они должны составлять для нитритов – 0,1 и для нитратов – 1,4 мг/л.

Необходимо однако подчеркнуть, что все описанные представления о ПДК загрязнителей и, в том числе, канцерогенных, базируются на парадигме "контроль"

тогда как согласно современным представлениям нормирование допустимого содержания загрязнителей в различных средах должно основываться на определенных условиях, при которых поступающие в организм вещества не только не будут прямо провоцировать различные онкозаболевания и другие болезни, но и не проявят себя в качестве фактора риска, являясь неопасной химической нагрузкой. Иными словами, речь идет об определении допустимых границ функциональных колебаний физиологических показателей в ответ на поступление загрязнителей, за пределами которых возникают предпатологическое, а при непрекращающемся и интенсивном воздействии фактора – патологическое состояния. Кроме того, как уже было отмечено, под воздействием техногенного и агрогенного стресса в настоящее время существенно трансформировались представления о биогеохимическом районировании. Это, в свою очередь, изменяет направленность и устойчивость трофических цепей, возникают явления суммации, антагонизма и синергизма, что в еще большей степени требует именно физиологического обоснования параметров антропогенных нагрузок на среду обитания человека.

Установлено также, что для решения вопросов нормирования лабораторное моделирование по ряду причин является мало пригодным. Прежде всего это правомерность и адекватность экстраполяции данных, полученных на животных (крысы, как известно, являются наиболее адаптабельными к условиям среды). В условиях эксперимента затруднительно также в полной мере учесть последствия длительного воздействия данного фактора и, наконец, невозможно смоделировать сложную картину комплексного воздействия изучаемого фактора на фоне других антропогенных и естественных параметров окружающей среды, которые могут существенным образом модифицировать реакцию организма.

Следовательно, актуальна необходимость перехода от постоянных величин ПДК различных загрязнителей к их "скользящим" (региональным) значениям с учетом специфики биогеохимической структуры и уровня антропогенной нагрузки. Размеры последней должны вписываться в естественные пределы колебаний отдельных составляемых биогеохимического круговорота различных химических элементов с тем, чтобы избежать их разрушения и минимизировать негативное воздействие на организм человека.

В связи с изложенными теоретическими представлениями решение проблемы биогеохимического и физиологического обоснования антропогенных нагрузок в различных экорегионах должно вестись по следующим направлениям. Во-первых, необходима корректная оценка условий окружающей среды на основе эколого-биогеохимического мониторинга и соответствующего биогеохимического районирования. Во-вторых, необходима оценка физиологического состояния организмов жителей регионов, различающихся биогеохимической структурой, уровнем антропогенной нагрузки и т.д. В-третьих, необходимо осуществлять эколого-биогеохимический мониторинг среды обитания человека и его популяционного здоровья. В свою очередь, оценку функционального состояния организма возможно осуществить двумя путями: с одной стороны, определить соответствие физиологических показателей нормам, а с другой, оценивать резервные возможности организма. Первое в методическом отношении осуществить проще, поскольку для этого достаточно собрать репрезентативный массив данных стандартного клинического обследования, проведенного желательна в одной лаборатории. Такие сведения можно получить на базе курортной поликлиники, где проходит клиническое обследование жителей из разных регионов страны. Однако одно это обследование малоинформативно, поскольку направлено в основном на выявление патологических изменений. Поэтому для разработки нормативов антропогенного воздействия и прогнозирования состояния организма в условиях загрязненной окружающей среды необходима предпатологическая диагностика, которая позволит выявить степень напряжения функционирования организма, оценить его резервные возможности.

С использованием изложенных теоретических и практических подходов к оценке

биогеохимических и физиологических параметров адаптации человека к условиям загрязненной окружающей среды нами было проведено изучение адаптационных возможностей жителей двух биогеохимических регионов к различной нагрузке агрохимикатами. Установлено, что адаптационные возможности жителей таежно-лесного нечерноземного биогеохимического региона существенно меньше, чем жителей лесостепного и степного биогеохимических регионов. Так, суммарные дозы минеральных удобрений (азотные, фосфорные и калийные) в нечерноземном регионе должны быть не более 200 кг/га, а пестицидов не более 1,5 кг/га, тогда как в черноземном регионе эти величины могут быть увеличены до 300 кг/га и 6 кг/га соответственно (см. рис. 15). Корректная оценка условий адаптации к поступлению этих загрязнителей позволит избежать риска возникновения многих заболеваний и, прежде всего, онкозаболеваний, поскольку рассматриваемые загрязнители являются канцерогенами.

ГЛАВА 3

ЭКСПЕРТНЫЕ И ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ ПАРАМЕТРОВ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Разработка новых биоэкологических и физиологических подходов к экологическому нормированию требует как введения новых теоретических постулатов, так и переопределения многих устоявшихся терминов и представлений. Подобные новации, связанные с принятыми "контроль", "предупреждение", "норма", "устойчивость", "пластичность", "инвариантность", "буферность", "барьеры", "циклы" и др., могут быть осуществлены лишь на основе анализа огромного информационного материала, характеризующего все многообразие гетерогенности геосферы и биосферы, наличие различных биоэкологических трофических цепей, отраженных в биоэкологической цикличности элементов и их соединений. Необходимо также принимать во внимание биоэкологическое районирование биосферы и составляющих ее телносферы и агроосферы, меняющиеся уровни антропогенных нагрузок и разнообразную реакцию физиологических систем человека на природную неоднородность окружающей среды и ее различные изменения в процессе антропогенеза. Анализ этого материала невозможно провести с использованием традиционных приемов и методов, таких как статистическое и имитационное моделирование вследствие неоднородности, неадекватности и часто несопоставимости данных. В этих условиях информационное обеспечение экологического нормирования и, соответственно, количественная характеристика его индивидуальных параметров возможно на базе экспертных и геоинформационных систем, реализуемых на современных компьютерах. Экспертные системы позволяют дать оценку состоянию проблемы при недостатке или ненадежности экспериментального материала, сформулировать различные правила и базы знаний. Поскольку экологическое нормирование всегда пространственно ориентировано, то несомненно и необходимость использования геоинформационных систем, позволяющих оперировать географически привязанной информацией. В конечном итоге появляются экспертно-моделирующие информационные системы, связывающие эти два подхода (Башкин и др., 1990).

Следовательно, параметризация экологического нормирования требует рассмотрения и комплексного использования огромного экспериментального материала. В данной главе будут охарактеризованы основные подходы к подобной параметризации.

3.1. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ И ЛАВШАФТОВ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Экологическое нормирование антропогенного воздействия на природу представляет собой одну из самых важных экологических задач и в то же время задачу весьма сложную и мало разработанную. Не существует единой методологии экологического нормирования. Анализ проблемы показывает, что прежде, чем подойти к собственно экологическому нормированию, необходимо прежде всего определить цель этой деятельности. Одной из пространственных точек зрения является та, что целью экологического нормирования является стремление сохранить естественное течение

сукцессионных процессов в биогеоценозе. Однако цель эта практически недостижима, поскольку всякое антропогенное воздействие ведет рано или поздно к изменению хода сукцессионного процесса. Да и сами изменения хода сукцессии весьма трудно определить методически. Если же говорить о существенных изменениях сукцессионного процесса, тогда следует определить понятие "существенных изменений".

Другая точка зрения состоит в том, что базовой целью экологического нормирования является поддержание природной среды в состоянии, отвечающем запросам человеческого общества (Van der Ploeg, Vlijm, 1978; Loomis, Walsh, 1986). Экологическая ценность при этом характеризуется как отражение потенциальной полезности объекта. Такой подход антропоцентричен по существу; природа рассматривается с чисто утилитарной точки зрения.

Наиболее биологичным и экологичным по всей видимости является такой подход, когда речь идет о сохранении самой природы, когда оценка значимости природного объекта в меньшей степени зависит от интересов человека, а определяется качеством объекта по отношению к себе (Van der Ploeg, Vlijm, 1978), а за основу принимается безусловное право всех живых организмов на существование (Margulis, Usher, 1981) или необходимость сохранения данного биогеоценоза в целом. Именно этот подход стал основой для данной работы.

Поскольку многие биогеоценозы в естественном их состоянии давно прекратили существование, поскольку большая часть суши представлена в виде антропогенномодифицированных ландшафтов, то можно утверждать, что цель экологического нормирования в разных конкретных условиях может быть различна и ставится в зависимости от конкретных социально-экологических условий.

Вторым очень важным вопросом для экологического нормирования является определение понятия "норма" или "эталон" для природного объекта. В первом приближении эта проблема может быть решена путем сравнения анализируемого объекта с аналогичным ненарушенным, находящимся в пределах охраняемых территорий (заповедники, заказники, национальные парки, резерваты и т.п.). Однако, здесь возникают серьезные трудности в силу двух причин. Во-первых, на земном шаре практически нет неизменившихся экосистем, поскольку антропогенное воздействие в настоящее время имеет глобальный характер. Во-вторых, в это, пожалуй, главное, проблема эталонизации может быть поставлена лишь в приближенной форме по той простой причине, что каждый природный объект уникален, каждый ландшафт неповторим. Поэтому необходима скорее не эталонизация, а стандартизация исходных параметров каждой территории, каждого биогеоценоза.

Следующей важной проблемой экологического нормирования является взаимоотношение понятий "норма состояния" и "норма воздействия". В соответствии с этим экологическое нормирование может быть разбито на две части, два этапа. Первый включает определение норм состояния объекта на основании анализа параметров состояния биогеоценоза, интервала их естественного колебания, определения пороговых и критических величин параметров состояния. Этот этап может быть назван экологической регламентацией и проведение его — задача профессиональных экологов-биологов. Второй этап заключается в собственно экологическом нормировании, в определении экологических нормативов допустимой антропогенной нагрузки на биогеоценозы на основе экологических регламентов. Этот этап требует привлечения промышленных экологов, технологов, климатологов и других специалистов.

Для экологического нормирования необходимы поиски показателей состояния ландшафтов — интегральных, обобщающих, комплексных или компонентных (Приштыцы и методы..., 1987). Разработка системы наиболее общих и важных параметров экосистем представляет возможность оценить степень отклонения экосистемы от некоторого состояния, принимаемого условно за норму и оценить уже имеющуюся степень нарушения.

В соответствии с принятым нами подходом к структурированию биосферы мы предполагаем разработать систему параметров состояния (отдельных компонентов

биогеоценоза (почва, фитоценоз, зооценоз), биогеоценоза (фауна) как единого целого, а также урочища и ландшафта. Такой подход позволяет комплексно рассмотреть проблемы экологического нормирования и использовать нужный набор параметров состояния в соответствии с уровнем рассмотрения проблемы и решения хозяйственных вопросов (сельскохозяйственные проблемы часто могут ограничиться почвенным уровнем, проблемы отдельных предприятий оперируют с уровнем урочища, комплексные проблемы региона – на уровне ландшафта). Экологические последствия антропогенной нагрузки могут анализироваться как для отдельных компонентов экосистемы, так и для экосистемы в целом.

Нами сделана попытка создания принципиально новой, базирующейся на сущностном подходе, системы параметров состояния почвы, характеризующей ее как компонент биогеоценоза в часть ландшафта. При этом мы стремились к минимизации числа используемых показателей, считая, что увеличение их числа может привести к излишнему "информационному шуму". По этой причине избегали использования взаимосвязанных величин, предпочитая ту из них, которая в наибольшей степени характеризует рассматриваемый процесс и может быть доступна для определения.

Мы попытались также использовать предложенные параметры состояния почвы в ландшафта для целей возможного районирования территории по степени экологической напряженности на основании анализа степени изменения интенсивности параметра в площади, охваченной таким изменением. Авторы вполне отдают себе отчет в том, что предлагаемая система оценки состояния экосистем представляет собой лишь один из возможных практических подходов, на пути реализации которого еще много нерешенных проблем и предлагают оценивать публикацию хотя бы с точки зрения необходимости рассмотрения различных позиций в сложной и во многом еще дискуссионной проблеме экологического нормирования.

3.1.1 ПАРАМЕТРЫ СОСТОЯНИЯ ПОЧВЫ

В этом разделе почва рассматривается как компонент биогеоценоза в более широком смысле, чем общепринято, учитывая не только свойства основных почвенных горизонтов, но и грунтовых вод (если они принимают участие в биогеоценологических процессах), а также подстилающих пород. Такой подход соответствует понятию об "эдафических условиях" по В.Н. Сукачеву (1975).

Основной принцип выбора параметров состояния – это не стремление характеризовать почву наиболее полно, а концентрация внимания на тех свойствах почвы, которые в наибольшей степени подвержены изменениям под воздействием антропогенных факторов, служат интегральным показателем этих изменений. Отобранная система параметров состояния должна наиболее полно и комплексно отражать произошедшие в почве изменения.

Предварительно нами были проанализированы следующие группы свойств:

- показатели химического состояния почв (емкость поглощения, состав обменных катионов, степень засоления, валовые содержания элементов, активность ионов в жидкой фазе почвы, содержание органического вещества, групповой и фракционный состав гумуса, отношение $C_{\text{гг}}$: $C_{\text{фг}}$, отношение $C:N$, окислительно-восстановительный потенциал);

- показатели физического состояния почв (водопроницаемость, влажность, предельная полевая влагоемкость, полевая влагоемкость, влажность завядания, гранулометрический состав, агрегатный состав, водопрочность агрегатов, плотность почвы, плотность твердой фазы почвы, пористость агрегатов, набухание, температура, электропроводность, намагниченность);

- показатели биологического состояния почв (дыхание почвы, скорость разложения целлюлозы, ферментативная активность, численность и видовое разнообразие микроорганизмов, гелио- и фитотоксичность почвы);

– показатели эрозивного воздействия на почвы (мощность гумусового горизонта, наличие погребенных горизонтов).

Каждое из указанных свойств является важной характеристикой почвы и необходимо для полноты знаний о ней. Тем не менее, учитывая изложенное выше, мы решили рассмотреть в качестве возможных параметров состояния почвы лишь некоторые из них.

Показатели химического состояния почвы. Содержание легкорастворимых солей. Состояние почвенной флоры во многом определяется динамикой химического состава почвенного раствора. Биоценоз, сформированный в конкретных природных условиях, чутко реагирует на изменение среды обитания. Следует помнить, что антропогенная деятельность, направленная на улучшение агрохимических и агрофизических свойств почвы, не всегда благоприятна для природных экосистем. Процессы вторичного засоления и рассоления почв, которые наблюдаются при проведении мелиоративных мероприятий, изменяя химический состав и минерализацию почвенного раствора, приводят к серьезным нарушениям функционирования природных экосистем.

Показателем, отражающим эти изменения, может служить содержание легкорастворимых солей в почве, определяемое по количеству плотного остатка солей в водной вытяжке или по изменению электрохимических свойств почвы.

При исследовании почв засоленного ряда широко используется метод, основанный на определении изменения электропроводности почвы в зависимости от содержания легкорастворимых солей – кондуктометрия. Измерения могут проводиться как в лаборатории, путем определения электропроводности насыщенных водой почвенных паст или суспензий, так и в полевых условиях: измерения электропроводности почвы или отдельных ее горизонтов *in situ*.

Критерием *кислотно-основных свойств* почвы является их реакция – pH почвы: $pH = -\lg a_{H^+}$, где a_{H^+} – активность ионов водорода. Это одна из основных почвенных характеристик, определяющая протекание различных почвообразовательных процессов, а также доступность растениям различных питательных элементов.

Оптимальным для большинства высших растений является диапазон pH от 6 до 7,5. Различные виды антропогенного воздействия на почвы приводит как к уменьшению величины pH, так и к ее возрастанию. Одной из самых серьезных проблем является подкисление почвы в результате интенсивного использования физиологически кислых минеральных удобрений (в основном азотных), а также при выпадении кислых атмосферных осадков, загрязненных кислотообразующими газами (SO_2 , NO_2 , HF и др.).

Для почв, обладающих низкими буферными свойствами, эти воздействия могут привести к катастрофическим изменениям. Процессы вторичного засоления и осолонцевания сопровождаются, напротив, существенным увеличением pH, что также приводит к негативным последствиям для растительного покрова (снижение продуктивности, изменение видового состава).

Известно много способов определения величины pH: в различных водных (1:1, 1:2,5, 1:5) суспензиях и пастах, в солевых (1н KCl и др.) вытяжках, в почвенных образцах с естественной влажностью. Существенным недостатком этих приемов является то, что они связаны с отбором и дальнейшей обработкой (высушивание, хранение, разбавление водой или растворами) почвенных образцов, что влечет за собой изменение величины pH. Наибольшим приближением к реальным кислотно-щелочным условиям в почве являются результаты измерений непосредственно в почве естественного залегания (так называемые измерения *in situ*). Методика определения pH приведена в работах (Савкин, 1989; Савкин и др., 1991).

Для характеристики *окислительно-восстановительных условий* в почве в качестве параметра состояния рекомендуется использовать величину окислительно-восстановительного потенциала (ОВП или Eh) почвы. ОВП почвы является функцией соотношения активностей окисленных и восстановленных форм соединений в почве и

характеризует физико-химические условия протекания процессов почвообразования и питания растений и микроорганизмов. В свою очередь величина ОВП является интегральным результатом физических, химических и биологических процессов.

Различные антропогенные воздействия могут как увеличивать (распахивание, осушение, эрозия), так и уменьшать (подпопение почв, засоление, осолонцевание) ОВП почвы, что ведет к изменениям в функционировании всего биогеоценоза. Измерения величины Ен следует проводить только в почве естественного залегания (Средобольский, 1953). Методика определенная изложена в работе (Снакин и др., 1991)

Содержание гумуса. Гумус определяет химические, физико-химические, физические и биологические свойства почв. Гумусовые вещества являются одним из источников элементов питания для растений и, в первую очередь, азота. Почвы богатые органическим веществом, как правило, обладают наиболее благоприятными условиями для обитания флоры.

Антропогенная деятельность нарушает сложившийся природный баланс и может способствовать как гумусообразованию, через поступление дополнительных количеств органических остатков, так и снижению его содержания в результате усиления процессов минерализации или эрозии. Если первый процесс при рассмотрении агроценозов носит положительный характер (исключая случаи поступления ископаемых органических остатков, таких как нефть, например), то проявление второго негативно при рассмотрении как естественных, так и антропогенных биогеоценозов и является результатом неправильного природопользования. Снижение содержания специфического органического вещества почв будет отражать степень их антропогенной деградации.

Показателем количества гумуса в почвах является содержание органического углерода в почвенном образце после удаления нетрансформированных растительных и животных остатков.

Определение органического углерода может проводиться окислением бихроматом калия в сернокислой среде или сухим высокотемпературным сжиганием.

Показатели физического состояния почв. **Водопроницаемость.** Наряду с химическими свойствами большое значение для оценки состояния почв как среды обитания имеет характеристика ее физических параметров. Почвы представляют собой совокупность твердых, жидких и газообразных веществ, которые взаимодействуя друг с другом, определяют ее физические свойства: структуру, плотность сложения, влажность, гранулометрический и агрегатный состав и т.д. Интегральным параметром, отражающим весь комплекс физических свойств почв, является водопроницаемость: способность почв впитывать и пропускать через себя воду, поступающую с поверхности.

Водопроницаемость, находясь в тесной зависимости от основных физических свойств почв, отражает большинство видов антропогенного воздействия, приводящих к их нарушению. Так, водопроницаемость гумусового горизонта падает при неправильной агротехнике в земледелии, перегрузке пастбищ, нарушении мелiorативных технологий, избыточном рекреационном воздействии и повышается, если в результате правильного природопользования наблюдается улучшение физических свойств почв. Например, водопроницаемость целинных подзолистых почв – 1,80 мм/мин, а черноземов обыкновенных – 8,0 мм/мин, тогда как пахотных их аналогов – 0,62 и 1,90 мм/мин соответственно. Водопроницаемость солонцов составила 0,19 мм/мин (Назаров, 1981). Водопроницаемость измеряется объемом воды, которая проходит через единицу площади поперечного сечения в единицу времени. Методика определения водопроницаемости изложена в работе Ф.Р. Зайделяна (1981).

Плотность почвы. Другим, не менее информативным параметром, отражающим физическое состояние почв, является их плотность – масса почвы в единице ее объема менарушевного сложения. Как и водопроницаемость, она зависит от гранулометри-

ческого состава и агрегативности почв, от плотности сложения агрегатов и характера их упаковки.

Плотность почвы сравнительно легко определяется в полевых условиях и поэтому ее широко применяют в качестве обобщенного показателя физического состояния почв при их агроэкологической и почвенно-мелиоративной оценке. Основным методом измерения плотности почвы является буровой. Техника определения подробно описана в литературе. Простота и доступность метода позволяет использовать его в ряде случаев для оценки физического состояния почв вместо водопропускности. Исключением составляют сильно набухающие почвы, пористость которых изменяется при изменении влажности, что может приводить к занижению результатов определения плотности (Воронин, 1985).

Уровень грунтовых вод. Важным фактором, определяющим степень увлажнения почвенного профиля, являются грунтовые воды, под которыми понимаются воды первого от дневной поверхности водоносного горизонта. Глубина залегания грунтовых вод определяет степень гидроморфизма почв и, следовательно, состояние биогеоценоза, сформировавшегося с данным режимом увлажнения. Так, для автоморфных биогеоценозов неблагоприятное воздействие оказывает поднятие уровня грунтовых вод (УГВ), тогда как для гидроморфных, напротив, их снижение. Например, при снижении УГВ в болотных биогеоценозах при осушительных мелиорациях, вследствие обезвоживания торфяной толщи, усиливая ее аэрацию интенсифицируются процессы биологического разложения органического вещества. Поднятие грунтовых вод в автоморфных почвах приводит к усилению их гидроморфизма и появлению таких неблагоприятных свойств как снижение окислительно-восстановительного потенциала, оглеение и т.д., и, в конечном итоге, изменению структуры биоценоза.

В естественных биогеоценозах в течение года наблюдается динамика УГВ. Амплитуда колебаний зависит от многих причин: степени изолированности водоносного горизонта от поверхности, литологического состава пород, положения в рельефе, климатических условий и т.д.

Изменение УГВ в результате антропогенной деятельности может происходить как при прямом воздействии на УГВ (осушительные мелиорации), так и опосредованно (строительство гидротехнических и других сооружений, горные разработки). Как правило, определение уровня грунтовых вод и прослеживание его динамики проводятся в стационарных скважинах.

Показатели биологической активности почв. Показатели биологической активности почв наряду с параметрами химических и физических свойств необходимы для характеристики состояния почвы как биологической системы и оценки степени ее повреждения при антропогенном воздействии (пестицидами, тяжелыми металлами, удобрениями и т.д.). Более того, часто только биологические показатели способны установить физиологическую активность комплекса микробных сообществ в почве и выявить критические уровни ее загрязнения.

Вследствие биохимических превращений, которые осуществляют микроорганизмы, в почве происходят важнейшие процессы круговорота веществ, почвообразования, детоксикации микробных сообществ, самоочищения почвы. Ассоциация почвенных микроорганизмов является категорией экологической и функционирует как единое целое благодаря взаимосвязанным метаболическим реакциям (Мишустин, 1975; Заварзин 1970). Стерилизующий эффект разных загрязнений приводит к выпадению чувствительных видов, распаду микробных ценозов, потере биохимической активности почвы и в итоге к гибели микроорганизмов и деградации экосистем.

Разработано много полевых и лабораторных методов оценки биомассы, видового состава микробиоты и биологической активности почв в фоновых и загрязненных микробными сообществами регионах. Они информативны, но часто громоздки, требуют дорогостоящих реактивов и оборудования. Для экспресс-диагностики состояния и хозяйственной пригодности почв и ее продуктивности широко используется ряд простых

диагностических показателей, которые позволяют быстро оценить интегральную активность микробиоты, токсические свойства почвы (Методы почвенной микробиологии... 1991; Круглов, 1991).

Активная биомасса почвенных микроорганизмов. Уровень суммарной биомассы активных (живых) почвенных микроорганизмов в почве может служить интегральным параметром, отражающим состояние почвенной микробиоты, а также интенсивность протекания биологических превращений. Определение суммарной активности биомассы почвенных микроорганизмов проводится респирометрическим (физиологическим) методом (Аланьева и др., 1991). Метод основан на измерении скорости дыхания популяции почвенных микроорганизмов после обогащения почвы дополнительным источником углерода и энергии (глюкозы). Для экспресс-диагностики достаточно использовать величину начальной максимальной скорости выделения углекислого газа. Природное содержание микробного углерода почва в зависимости от их свойств, определяемое данным методом, может варьировать от 15 до 240 мг/100 г почвы.

Токсичность почв. Токсичность почв – способность почв подавлять рост и развитие высших организмов в микробиоты. Токсичность почв может возникать под действием антропогенных факторов за счет двух процессов – аккумуляции в почве загрязнителей и накопления токсинов, образованных представителями микробиоты загрязненных почв.

Общую токсичность почвы определяют методом "почвенных пластинок", а микробный токсикоз почв – методом "почвенных пластинок" с индикаторным микробным сообществом, которое получают после обогащения образца почвы крахмалом или глюкозой (Методы почвенной микробиологии... 1991). Разница в результатах, полученных двумя указанными методами, свидетельствует о наличии микробного токсикоза почвы помимо токсикоза, вызванного антропогенными загрязнителями. Методом почвенных пластинок успешно выявляется токсичность почв, находящихся в условиях промышленного загрязнения (Евдокимова и др., 1984).

Для установления токсичности почв используют в качестве теста реакцию семян проростков растений как наиболее наглядный, удобный и простой биоиндикатор (Остроумов, 1990). Возможно выявлять токсичность почвы на одном высокочувствительном виде растений (кресс-салат, редис, горох, пшеница). Для выяснения фитотоксического спектра почвы можно использовать набор тест-растений, включая районированные культуры (пшеница, овес и т.д.) и семена деревьев (сосны). Желательно брать мелкие семена, которые более чутко реагируют на загрязнение. Токсичными считаются те почвы, которые ингибируют прорастание семян или развитие проростков и корней на 30% и более в сравнении с контролем. Стимулирующее рост действие (> 30%) также часто свидетельствует о наличии высоко-токсичных веществ в данной почве (Буткевич, 1950).

Генотоксичность почв. Генетическая токсикология выявляет особенности действия химических, физических, биологических факторов на структурно-функциональное состояние генетических детерминант у организмов всех уровней организации: от микроорганизмов до человека. Фундаментальные исследования позволили установить молекулярные механизмы образования генов, хромосомных и геномных мутаций, определять "генетически-повреждающие" (гевотоксические) агенты, разработать методы в тест-системы для проверки на мутагенность (Бочков, Чеботарев, 1989; Фомштейн и др., 1977; Руководство по краткосрочным тестам... 1989).

Поступление в биосферу антропогенных загрязнителей прогрессирует; многие из них обладают генетической активностью: пестициды, полициклические и хлорированные углеводороды, нитрозосоединения, тяжелые металлы и т.д. (Яблоков, Остроумов, 1983). Насыщение окружающей среды чуждыми природе токсичными ксенобиотиками приводит к неконтролируемым повреждающим эффектам на биоту. Происходит отбор специфических генов; изменение экспрессии генов; повреждение наследственных структур. Повреждение хромосом соматических клеток человека ведет к раку.

старенно, а зародышевых – к врожденным порокам развития в потомстве и наследственным болезням.

Почва накапливает ксенобиотики и их метаболиты в большей степени, чем все остальные природные среды. При их совместном действии мутагенный эффект может синергидно усиливаться. Часть загрязнителей может аккумулялироваться в тканях организмов, передаваться по пищевым цепям и многократно концентрироваться. После метаболической активации в высших организмах они превращаются в мутагены (например, амины). Обеспечение генетической безопасности биосферы требует выявления, оценки, регистрации и устранения мутагенных факторов из окружающей среды.

Экспертиза в области мутагенов окружающей среды использует различные методы и их комбинации. Первичные краткосрочные (просеивающие) тесты обязательно включают тест на индукцию генных мутаций у микроорганизмов в цитогенетический тест с учетом хромосомных перестроек.

Тест Эймса на сальмонелле (*S. typhimurium*) – полуколоничный и количественный метод учета обратных генных мутаций (реверсий) от гистидиназависимости к гистидинанезависимости ($his^- \rightarrow his^+$). Он улавливает изменения в гистидиновом локусе и в силу галлданности все мутации проявляются фенотипически. Накопленный опыт свидетельствует о том, что увеличение в 2 раза (или более) частоты мутаций по сравнению с фоновым (спонтанным) уровнем указывает на наличие генотоксичности почвы.

Цитогенетический тест на индукцию повреждения митотических хромосом у растений – достаточно дешевый, быстрый, надежный, не требует сложного оборудования. Легко доступным материалом для изучения повреждающего действия почв на хромосомы являются кончики корешков лука, скерды, бобов, ячменя, кукурузы, сои. Учитываются хромосомные аберрации в митозе соматических клеток кончиков корешков (в меристеме проростков).

В связи с тем, что в природе поллютанты образуют "сложные смеси", возникает необходимость тестирования почв на мутагенность *in vivo*. Для этих целей проводят сбор в природных экосистемах семян растений (например, одуванчика), их проращивают и учитывают в цитогенетическом тесте аберрации хромосом.

На генотоксичность почвы указывает повышение частоты морфологических мутантов у водорослей, выделенных из почвы (например, хлореллы).

Приведенный набор параметров состояния почв несколько отличается от предложенного нами ранее (Снакин и др., 1992). Это связано с тем, что при обсуждении предлагаемой концепции выявился частный характер или нестабильность ряда предложенных ранее параметров (например, доля обменного натрия) или методическая сложность их определения (дыхание почв).

3.1.2. ПАРАМЕТРЫ СОСТОЯНИЯ ЛАНДШАФТА

Подход к оценке состояния ландшафта с позиций ландшафтоведения включает в себя компонентный и комплексный аспекты. Компонентный подход к природным территориальным комплексам (ПТК) рассматривает реакции ПТК на антропогенное воздействие на основе взаимодействия компонентов ПТК литогенной основы, воды, атмосферы, растительности, животного населения (Солнцева, 1973). Вес каждого компонента в развитии ПТК не равнозначен, а соответствует генетическому ряду компонентов (Солнцева, 1960). При антропогенном воздействии на отдельные компоненты реакция ПТК в первую очередь определяется положением компонента в генетическом ряду в степени изменчивости компонента, оказавшегося под антропогенным воздействием.

Для определения степени изменчивости ПТК под антропогенным воздействием, необходимы показатели, характеризующие состояние не только его компонентов, но и системы иерархий ПТК в целом. Комплексный подход с точки зрения иерархий ПТК и их пространственного взаимодействия рассматривает ландшафт с точки зрения его

структуры и функционирования. С позиций ландшафтоведения пространственная организация ПТК различного иерархического уровня образует так называемую морфологическую структуру ландшафта (МСЛ). Основные единицы иерархии ПТК, разработанные в лаборатории ландшафтоведения под руководством Н.А. Солищева — фацции, урочище, ландшафт (Анишевская и др., 1963).

Функционирование ландшафта обеспечивается интегрирующими процессами, обеспечивающими сопряжение ПТК посредством переноса веществ и энергии. Процессы можно разделить на радиальные, действующие на уровне фацции (биогеоценоз), и латеральные, обуславливающие связи между ПТК. Основные латеральные процессы: водные (сток), золотые, гравитационные.

На антропогенное воздействие из геоматических процессов в первую очередь реагируют наиболее подвижные. Очень информативным интегральным показателем реакции на антропогенное воздействие является характеристика поверхностного стока, который С.Д. Муравейский (1948) рассматривал как главный интегрирующий ландшафтобразующий процесс. Сток отражает антропогенные изменения ландшафта на ранних стадиях. Показатели жидкого, твердого, воющего стока будут реагировать на различные виды антропогенного воздействия: распашка земель, применение удобрений и других химических средств в сельском и лесном хозяйстве, рубки леса, строительство, горнодобывающая промышленность.

В результате антропогенного воздействия происходит не только изменение количества стока, которое различно в разных ландшафтах (может быть как увеличение, так и уменьшение общего стока), но и перераспределение: перевод части поверхностных вод в подземные и выравнивание стока во времени. Эта способность проявляется в том, что леса, благодаря мощным корневым системам, увеличивают водопроницаемость почв и нижележащих материнских пород и тем самым усиливают инфильтрацию в них как снеговых талых, так и дождевых вод (Рахманов, 1989). Наблюдаются случаи, когда увеличение лесистости не увеличивает годовой сток рек из-за того, что значительная часть поверхностных вод, просачиваясь в лесах в водоносный слой артезианских бассейнов, не попадает в реки. Эти явления еще раз подчеркивают связь стока с ландшафтной структурой территории.

На годовой сток оказывает влияние количество осадков, геологическое строение водосборного бассейна, трещиноватость горных пород, рельеф местности, лесистость бассейна, пространственное распределение лесов в бассейне, состав, возраст, сомкнутость древостоя, текущий прирост лесов, агротехника на полевых участках, виды культур и др. По данным А.А. Молчанова (1963), под влиянием сплошных рубок сток в реках увеличивается на 10–14% в год (в течение первых двух лет — на 25%), происходит уменьшение испарения, увеличение водоотдачи в реки. Е.Г. Донфродом установлено, что при существующих методах трелевки наблюдается увеличение мутности воды в реках. До рубок мутность воды составляла 15 мг/л, а при промышленных рубках возросла до 56000 (вода, пригодная для питья, не должна содержать наносов более 10 мг/л) (цит. по Молчанову, 1963). По данным Лойту, концентрация биогенных элементов, в частности нитратного азота, в реках с бассейнами на сельхотерриториях, по сравнению с заселенными бассейнами увеличивается с 1–3 до 15–20 мг/л (цит. по Назарову, 1981).

Таким образом, в качестве интегральных показателей могут быть рекомендованы следующие характеристики стока: 1) внутригодовой (по сезонам года) структура стока; 2) жидкий сток; 3) твердый сток. Измеряется сток на логах с помощью железобетонных водосливов, оборудованных самописцами уровней типа "Валдай". На реках сток измеряется на водомерном посту самописцем уровней типа "Валдай", измерение расходов воды производится вертушкой (типа Ж-3) с мостика. Для определения расходов взвешенных наносов отбираются пробы на мутность (Басс, 1967).

Таким образом, сток — показатель и информативный, и измеримый. Его недостаток, он "работает" только в ландшафтах, где сток является интегрирующим

фактором: не "работает" в бессточных районах, в зловых ландшафтах, при несовпадении территории бассейна в ПТК. К тому же сток – показатель на выходе из "черного ящика" (бессейна), т.е. необходимо ввести показатель, делающий "черный ящик" "прозрачным". Таким показателем является морфологическая структура ландшафта (МСЛ).

Из показателей измененности ландшафта МСЛ – основной (сущностной) показатель. Изменение МСЛ в небольших размерах – это естественный процесс. Скорость изменения МСЛ различна в ландшафтах разного генезиса: более интенсивна в ландшафтах с активными тектоническими процессами, с большими количеством осадков и с высокими показателями радиационного баланса. Для определения степени измененности в обратности изменений целесообразно использовать заловедники в качестве эталонов ПТК.

Изменение МСЛ происходит как реакция на наиболее глубокие антропогенные воздействия и проявляется через взаимодействие компонентов и закрепление в литогенной основе. Реакция МСЛ зависит от вида воздействия, площади и места воздействия, а также от тех свойств ПТК, на которое производится воздействие. Степень измененности МСЛ определяется по доле (в %) площади, занятой новыми ПТК в ландшафте. Измененность МСЛ проявляется как в появлении ПТК нового генезиса, так и в изменении состава ПТК (увеличение одних ПТК за счет уменьшения других). Основные показатели морфологической структуры ландшафта: соотношение основных типов урочищ, разнообразие урочищ, возрастная (стадийная) структура ПТК, новые виды урочищ.

На антропогенное воздействие реагирует в первую очередь состав урочищ в ландшафте. Это происходит за счет изменения соотношения основных типов урочищ, а также проявления новых урочищ при усилении интенсивности геоматических процессов (эрозия, дефляция, оползни, карст и др.). Так, за счет усиления эрозионных процессов при распаде территории формируются новые урочища – в виде эрозионных форм; в связи со строительными сооружениями – усиление интенсивности оползневых, карстовых процессов и формирования новых ПТК.

Изменение ландшафтной структуры можно проследить на примере Куршской косы в ландшафте золотых равнин. По наблюдениям автора, в результате рекреационного воздействия в урочище берегового дюнного вала произошло разрушение маломощного органического горизонта и, соответственно, уничтожение растительного покрова. За счет интенсивных золотых процессов образовались новые виды урочищ: логг выдувания и золотые бурги. Площадь, занятая новыми урочищами – около 25%. На нарушенной территории берегового вала с маломощными слабоэрированными сухо-торфянистыми почвами под подбелово-волосенцовыми ассоциациями с ивой логг выдувания не образуются. Из новых ПТК естественным путем формируются только абразионные склоны (во время штормов), которые занимают площади менее 5%. В результате рекреационного воздействия на ландшафты морских равнин (на Куршской косе) меняется только незначительно состояние растительности (травянистого покрова) и плотность почв, глубоких изменений литогенной основы не происходит, и, соответственно, МСЛ не изменяется.

Для определения степени нарушенности пространственной структуры ландшафта применяются (я рекомендуются) ландшафтный, картографический, дистанционные методы (аэрофотосъемка, аэровизуальные наблюдения, съемка из космоса). Применение аэрометодов для указанных целей раскрывается в работах С.В. Викторова и А.Г. Чекишева (1985), Н.Л. Берущавили (1982), Н.П. Солицовой и Л.П. Николаевой (1979).

Изменение пространственной структуры ландшафта – это уже явление, которому предшествует изменение в интегрирующих процессах (особенно часто – сток, дилувные процессы). Ранние признаки изменения в структуре ландшафта часто проявляются в показателях стока (особенно в гумидных районах).

Непосредственно в ландшафтосложении нормы степени измененности структуры

ландшафта не разработаны. В инженерной геологии, например, используется показатель: доли (%) площади, занятой новыми антропогенными формами рельефа (% пораженности инженерно-геологическим процессом). Для анализа степени измененности ландшафта очень важен ряд антропогенного комплекса, возникшего в результате антропогенного воздействия. Появление новых фаций – признак слабого воздействия. Появление новых урочищ – признак более глубоких изменений ландшафта. Степень измененности структуры ландшафта проявляется в появлении новых или изменении соотношения старых урочищ и определяется в % по отношению к соответствующему рангу, виду ПТК, и его роли в ландшафте.

3.1.3. ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПОЧВ И ЛАНДШАФТОВ

Подводя итоги анализу параметров состояния, выделим наиболее существенные из них с точки зрения экологического нормирования антропогенного воздействия.

Параметры состояния наземного биогеоценоза, относящиеся к почве:

- содержание легкорастворимых солей (для слоев 0–20 см, %);
- величина pH почвы (измерения *in situ* на глубине 0–20 см);
- величина окислительно-восстановительного потенциала (Eh) почвы (измерения *in situ* на глубине 0–20 см);
- содержание гумуса (слой 0–20 см, %);
- водопроницаемость гумусового горизонта почвы (для слоя 0–20 см, мм/мин);
- плотность почвы (горизонт 0–20 см, г/см³);
- уровень грунтовых вод (м);
- активная биомасса почвенных микроорганизмов (в слое 0–20 см, мг/С 100 г почвы);
- фитотоксичность почвы (слой 0–20 см, % к контролю);
- генотоксичность почвы (слой 0–20 см, рост числа мутаций по отношению к контролю).

Параметры состояния ландшафта, характеризующие поверхностный сток:

- внутрисезонная структура стока (%);
- величина жидкого стока (мм или л/сутки км²);
- величина твердого стока (по мутности, мг/л).

Параметры, характеризующие состояние морфологической структуры ландшафта:

- соотношение основных типов урочищ (%) в ландшафте (или основных типов фаций для урочья);
- новые виды урочища (или фации для урочья), появившиеся в результате антропогенного воздействия (в % от площади ландшафта).

Приведенный перечень параметров (и на это уже указывалось выше) не ставит целью описать как можно более полно состояние экосистемы. Его задача – отразить наиболее существенные изменения в экосистеме под воздействием тех или иных внешних факторов. Данный перечень представляет собой первое приближение для решения этой цели. В ходе дальнейшей обработки какие-то параметры могут быть изменены, дополнены или исключены, как дублирующие другие параметры.

Для оценки степени воздействия антропогенного фактора на параметр состояния необходимо знать конкретное его значение до и после воздействия, на основании которого можно оценить степень изменения параметра (%). Показатель измененности (J_i) того или иного компонента, или ландшафта в целом можно определить как среднее степеней изменения отдельных параметров (J): $J = \Sigma J_i / n$, где n – число анализируемых параметров.

Определяя показатель измененности (или деградации) почвы и ландшафта по приведенной выше формуле, необходимо пользоваться полным набором перечисленных выше параметров состояния. Поскольку часто по разным причинам некоторые из них отсутствуют, то в случае почвы можно предложить предварительный анализ изменения параметров состояния по группам отдельных свойств (химические,

физические, биологические) и затем уже определять показатель изменчивости почвы в целом, как среднюю величину по этим трем группам. При таком подходе можно также воспользоваться в случае необходимости иными, аналогичными предлагаемыми в качестве параметров состояния характеристиками.

Однако прежде установление степени изменчивости параметра необходимо определить наличие самого факта изменения величины параметра состояния. Для этого предварительно проводится обработка методами математической статистики имеющихся результатов определения значения параметра до и после воздействия антропогенного фактора с целью определения доверительных границ. Значение параметра состояния до воздействия фактора в зависимости от ситуации может быть оценено по предшествующим наблюдениям, по значению его на соответствующей, условно ненарушенной, эталонной (например, заповедной) территории, или в крайнем случае, установлено экспертным путем.

Оценка доверительных границ для отдельных значений нормально распределенного признака для различных выборочных оценок определяется по формуле (Дмитриев, 1972): $X = \bar{X} \pm \theta S_{\bar{X}}$, где X – расчетная величина гарантированного минимума и максимума отдельных значений признака; \bar{X} – среднее значение признака; $\theta = t_{p} \frac{n+1}{n}$; t_p – критерий Стьюдента, соответствующий $V = n - 1$; n – объем выборки; θ – среднее квадратическое отклонение. После этого проводится расчет гарантированного максимума и минимума значений параметра в зоне воздействия и на эталонной территории. Граничное значение, относительно которого установлено изменение, показывает направление изменения параметра.

Предложенный анализ позволяет сравнивать выборки разных объемов, что достаточно часто встречается в практической работе: данная оценка при этом получает вероятностную основу (оценка степени изменчивости может быть получена с различным уровнем вероятности в зависимости от задачи исследования). Аналогичный подход был использован при оценке глобальных выпадений загрязняющих веществ на почвенный покров (Мотузова и др., 1989). Максимальный естественный уровень содержания тяжелых металлов, превышение которого можно считать результатом глобальных выпадений, определяется ими как $\bar{X} + 3S$, где \bar{X} – среднее значение, S – стандартное отклонение.

Проблема определения допустимых, пороговых или критических антропогенных нагрузок на экосистемы пока затронута в научных исследованиях лишь в самых общих чертах и является предметом весьма спорным. Относительно допустимой нагрузки на экосистему можно лишь утверждать "чем меньше, тем лучше". Поэтому сам термин "допустимые нагрузки" лишен практического смысла. Какие-то конкретные количественные придержки можно иметь для пороговых (когда известными методами достоверно фиксируются негативные изменения в экосистеме под воздействием рассматриваемого фактора) и критических (когда эти изменения приводят к качественным скачкам в свойствах экосистем) величин нагрузок. Реальная величина антропогенной нагрузки в идеале должна быть ниже пороговой величины, а реально не должна превышать критической (последняя с учетом возможных ошибок определения должна быть занижена в сравнении с расчетной минимум вдвое).

Очень важной практической проблемой является разработка принципов установления пороговых и критических величин параметра состояния для того, чтобы можно было перейти к экологическому нормированию антропогенного воздействия на экосистемы.

В качестве одного из возможных подходов можно использовать для установления пороговых значений параметра состояния величины его гарантированного максимума и минимума (т.е. величины $\bar{X} - \theta S$ и $\bar{X} + \theta S$ – см. формулу). Для установления значений критических величин параметра состояния возможно ориентироваться на

некоторую среднюю величину изменения параметра состояния при естественном переходе одной экосистемы в другую (в том числе, в сукцессионном ряду), уменьшенную вдвое.

А. М. Степановым предлагается определять критическую величину нагрузки на основе анализа зависимости доза-эффект: эта зависимость обнаруживает резкий порог токсического воздействия на экосистему, соответствующий определенному значению суммарной нагрузки. Этот порог и может быть принят в качестве экологической критической предельно допустимой нормы воздействия определенной нагрузки на исследуемую экосистему (Степанов, Чернышова, 1987). Возможен также и некоторый формализованный подход (использованный, например, в разделе 4.4), когда каждому параметру задается степень допустимого отклонения (в %) до порогового и критического значений (см., например: Бутковский, Кочетова, 1992).

3.1.4. ПРИНЦИПЫ ВЫДЕЛЕНИЯ ЗОН ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ НАПРЯЖЕННОСТИ ПО СОСТОЯНИЮ ПОЧВ И ЛАНДШАФТОВ

Попробуем рассмотреть еще один аспект оценки состояния почв и ландшафтов, связанный с районированием территорий по степени экологической напряженности. Состояние почв и ландшафтов в России в целом можно оценить как кризисное. Отсутствует национальная программа развития земледелия. Практически нет систематизированной, доступной для потребителей, в том числе для различных министерств и ведомств, информации по использованию почв и ландшафтов, их загрязнению, применению пестицидов, гербицидов. Нет действующей системы показателей экономической оценки земель, вследствие чего весьма оценить реальный ущерб, наносимый такому незаменимому и трудно воспроизводимому ресурсу как почва при возникновении кризисной обстановки. Нерациональное использование земель приводит к тому, что ежегодно площадь сельскохозяйственных угодий сокращается в среднем на 400 тыс. га. Основными причинами сокращения площадей сельскохозяйственных угодий является отвод земель под промышленное и гражданское строительство, транспорт, затопление водами водохранилищ и т.д. Значительная часть почв в той или иной степени деградирована. Около четверти площадей подвержены водной и ветровой эрозии. Более 20% – составляют засоленные, солонцовые и каменистые почвы. Около половины орошаемых земель находятся в неудовлетворительном состоянии и нуждаются в коренной мелиорации. В нечерноземной зоне быстрыми темпами сокращается площадь пашни и пастбищ вследствие заустаривания и заболачивания. К сожалению, в настоящее время отсутствует научно обоснованная система критериев выделения территории в зоны разной степени экологической напряженности, а объявление районов зоной экологического бедствия в большинстве случаев проводится на основании субъективных оценок.

По степени нарушенности территории в условиях антропогенного воздействия можно условно выделить пять зон:

- 1) относительного экологического благополучия (состояние природных комплексов обеспечивает традиционные формы хозяйственной деятельности без ущерба для здоровья человека);
- 2) экологического риска (наблюдается достоверное изменение свойств природных комплексов, приводящее к негативным для природы и человека последствиям);
- 3) экологического кризиса (изменение свойств природных комплексов представляет угрозу для ведения хозяйственной деятельности и здоровья человека);
- 4) экологического бедствия (негативные изменения природных комплексов приводят к нарушению традиционной технологии хозяйственной деятельности, к существенному повышению заболеваемости человека; для устранения ущерба требуется серьезная система мероприятий);
- 5) экологической катастрофы (негативные изменения природных комплексов

Таблица 45

Критерии для выделения зон экологической напряженности по увеличению плотности почвы

Увеличение плотности почвы	Площадь проявления показателя, %			
	< 5	5-19	20-50	> 50
< в 1,1 раза	1*	1	1	1
1,1-1,2	2	2	2	2
1,2-1,3	2	3	3	4
1,3-1,4	3	3	4	5
> в 1,4 раза	3	4	5	5

Примечания * Зоны: 1 - относительного благополучия, 2 - экологического риска, 3 - экологического кризиса; 4 - экологического бедствия; 5 - экологической катастрофы

приводят к невозможности ведения традиционной хозяйственной деятельности и проживания человека).

Критериями для выделения зон по степени экологической напряженности (или по степени деградации) могут быть глубина изменения предложенных выше параметров состояния как по отдельности, так и в целом по показателю измененности. Поскольку природа рассматриваемой территории, как правило, нарушена в разной степени, то было бы разумно использовать в качестве критерия конкретное значение степени деградации почвы или ландшафта в сочетании с площадью его проявления. Естественно, что при этом речь может идти лишь об очень ориентировочных градациях по площади, так как очень часто существенное значение имеет степень локализации (на ограниченной площади или фрагментах по всей территории).

Основным критерием деградации почв с позиции сельскохозяйственного производства является снижение их продуктивности. При этом критическим можно считать снижение урожайности более чем на 50%. Поскольку падение урожайности может быть вызвано не только снижением продуктивных свойств почвы, но и целым рядом социально-экономических причин, то использование этой величины в качестве критерия для районирования территории по степени экологической напряженности не всегда обосновано. Тем не менее в предлагаемых ниже количественных критериях по изменению параметров состояния почвы мы ориентировались часто на этот критерий.

Интегральной величиной, характеризующей хозяйственную ценность почвы, является ее бонитет. Поэтому снижение бонитета почвы также могло бы служить критерием для выделения зоны экологического бедствия. Однако, отсутствие единой системы бонитирования почв при почвенных обследованиях не позволяет использовать его в качестве критерия.

В табл. 45 приведены критерии для районирования территории по степени экологической напряженности на основе анализа изменения плотности почвы. Загрязнение почвенного покрова различными токсичными веществами является одним из основных причин снижения урожайности и ухудшения санитарно-гигиенической ситуации в районе. В табл. 46, 47, 48 приводятся соответствующие градации по степени их засоления, фитотоксичности и гнеточности.

Основанием для районирования территории по степени экологической напряженности может служить любой из параметров состояния почвы. Поскольку наличие двух или более видов деградации почвенного покрова увеличивает экологическую напряженность и соответственно вредные последствия для человека, то получение территорий оценки в 3 балла (экологический кризис) по двум или более видам деградации (например, деградация физических свойств и химическое загрязнение почв) при условии расширения площади поражения означает отнесение ее к зоне экологического бедствия (на 1 балл выше).

Таблица 46

Критерии для выделения зон экологической напряженности по степени вторичного загрязнения почвы

Степень загрязнения	Площадь проявления показателя, %			
	< 5	5-19	20-50	> 50
Незагрязненные	1*	1	1	1
Слабозагрязненные	2	2	2	2
Среднезагрязненные	2	3	3	4
Сильнозагрязненные	3	3	4	5
Сокращены	3	4	5	5

Примечание * См. примечание к табл. 45.

Таблица 47

Критерии для выделения зон экологической напряженности по фитотоксичности почвы

Снижение числа проростков	Площадь проявления показателя, %			
	< 5	5-19	20-50	> 50
< чем в 1,1 раз	1*	1	1	1
1,1-1,2	2	2	2	2
1,2-1,4	2	3	3	4
1,4-2,0	3	3	4	5
> чем в 2 раза	3	4	5	5

Примечание * См. примечание к табл. 45.

Таблица 48

Критерии для выделения зон экологической напряженности по генотоксичности почвы (тест Эбена)

Рост числа мутаций по сравнению с контролем	Площадь проявления показателя, %			
	< 5	5-19	20-50	> 50
до 2 раз	1*	1	1	1
в 2-10 раз	2	2	2	2
в 10-100 раз	2	3	3	4
в 100-1000 раз	3	3	4	5
более чем в 1000 раз	3	3	3	5

Примечание * См. примечание к табл. 45.

Из природных территориальных комплексов ландшафт по размерам и функционированию в наибольшей мере соответствует выделяемым по степени экологической напряженности зонам. Эта природная территория является средой обитания человека (воздух, вода, почвы, пищевые продукты, территория проживания, эстетические условия). При разрушении ландшафта происходит нарушение всех этих условий. Рассмотренная выше деградация почвенного покрова проявляется в негативных изменениях структуры и функционирования ландшафта.

Деградация ландшафта характеризуется следующими явлениями.

1. Упрощение пространственной структуры до почти полной однородности (уменьшение разнообразия урочищ). При этом разрушаются все естественные

Таблица 49

Критерии для выделения зон экологической напряженности по количеству неуправляемых элементов ландшафта

Группы техногенных неуправляемых элементов ландшафта	Площадь проявления воздействия, %			
	< 5	5-19	20-50	> 50
Не представляющие непосредственной угрозы человеку отвалы неопасных пород, карьеры, деградированные сельхозугодья	1*	2	3	4
Представляющие угрозу разрушения зданий и сооружений антропогенные просадки, оползни, разломы, восточные полигоны, районы боязы действия	2	3	4	5
Отвалы токсичных пород, изолированные от грунтовых вод, но с возможностью переноса частиц по воздуху и посредством стока в поверхностные воды	3	4	5	5
Карьерные выемки и отвалы токсичных пород с угрозой загрязнения грунтовых вод (грунтовые воды не защищены)	4**	5	5	5

Примечание *См примечание к табл. 45 **Даже при площади менее 5% возможна реакция, соответствующая зоне экологической катастрофы.

элементы ландшафта (урочища, биогеоценозы), происходит разрушение биогеохимических барьеров и, следовательно, нарушение природных циклов химических элементов, высвобождение или накопление токсических веществ и другие негативные процессы. Падает эстетическая ценность ландшафта.

2. Разрушение функциональных связей в ландшафте, проявляющееся в перераспределении жидкого стока и увеличении твердого стока, уменьшает самоочищающую способность ландшафта, способствует накоплению токсических веществ, вызывает увеличение активности денудационных процессов.

Вопрос о выделении зон экологического напряжения по этим двум направлениям деградации ландшафта решается индивидуально в каждом конкретном случае.

3. Появление новых, антропогенных элементов ландшафта. При этом часть из них условно может быть названа управляемыми элементами ландшафта и нацелена на удовлетворение потребностей человека (различные сельхозугодья, поля, водохранилища). Другая часть новообразованных элементов ландшафта также возникает в результате антропогенной деятельности и в полной мере может быть названа неуправляемыми антропогенными элементами ландшафта (отвалы пород, свалки, карьеры). Помимо того, что они уродуют "лик Земли", они представляют угрозу существованию человека, особенно в том случае, когда начинают занимать существенную часть ландшафта или же интенсивно участвуют в водном обмене или воздушном переносе. Очень условно эти элементы можно разбить на четыре группы в зависимости от степени угрозы человеку. В зависимости от этого, от занимаемой ими площади, участвуя в водном обмене в ландшафте можно рекомендовать выделение зон экологического бедствия, как это показано в табл. 49.

В зависимости от места нарушения эффект воздействия фактора на структуру и функционирование ландшафта может быть резко различен (выпадение загрязнений на питающие реки ледника или в изолированные комплексы; дефляция за счет перемыва на наветральном и подветренном склонах и т.д.). К сожалению, это явление в табл. 49 отражено лишь частично.

Необходимо также иметь в виду, что порой могут происходить явления, представляющие особую опасность для человека (загрязнение сильными ядами и попадание их в грунтовые воды и т.п.), которые трудно оценить количественно и само наличие которых может свидетельствовать об экологическом бедствии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предлагасмая авторами система параметров состояния почв и ландшафтов позволяет реализовать количественный подход к оценке состояния экосистем и возможной степени их измененности (или деградации). Эта система дает возможность также проводить районирование территории на разном уровне иерархии природных и социально-экологических систем по степени экологической напряженности и тем самым служить основой для контроля за состоянием окружающей среды и хозяйственного управления.

Перечень параметров состояния для этой оценки может и будет совершенствоваться и в дальнейшем должен стать частью нормативной документации. Предстоит разработать уточненный по сравнению с нашей предшествующей публикацией (Снакин и др., 1992) перечень параметров состояния фитоценоза, зооценоза, биогеоценоза в целом, что позволит охарактеризовать изменения во всех звеньях экосистем.

3.2. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ И ЭКСПЕРТНО-МОДЕЛИРУЮЩИХ СИСТЕМ ПРИ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ НОРМИРОВАНИИ

Сложность проблемы экологического нормирования определяет необходимость использования развитого математического аппарата на базе современных технических средств. Основная цель нормирования – оценить устойчивость природных экосистем к антропогенным воздействиям. Поскольку здоровье человеческой популяции рассматривается сегодня как неотъемлемое свойство окружающей среды, то экологическое нормирование должно быть распространено и на адаптационные возможности человека в условиях интенсивного техногенеза.

Тем самым система экологического нормирования представляется как система оценки воздействия на здоровье человека. При этом важно подчеркнуть, что нормирование должно обеспечить не только контроль за воздействием антропогенных факторов на популяционное здоровье населения и его адаптационные возможности, но и содержать в себе предупреждение этого воздействия и его возможное ограничение. Существующая парадигма "контроль" обеспечивается системой ПДК и ПДВ, а в качестве математического аппарата традиционно использует статистические методы и имитационное моделирование.

Использование этого подхода не учитывает региональных особенностей природной организации. Учет последней возможен только в рамках парадигмы "предупреждение", основанной на познании биогеохимической структуры биосферы. Это позволяет предотвратить трансформацию и разрушение биогеохимических циклов, встраивая антропогенные нагрузки в рамки естественных колебаний этих циклов. Применение указанного подхода для целей нормирования возможно только при сопряженном изучении круговорота элементов в антропогенно-модифицируемых ландшафтах и их природных аналогах. Это возможно на базе современных информационных технологий, использующих геоинформационные и экспертно-моделирующие системы. Именно такой подход может и должен быть использован для количественной оценки параметров экологического нормирования.

По мнению В.С. Преображенского и Г.Г. Руновой (1989) экологическое нормирование (как и сходные с ним оценивание, прогнозирование) базируется на изучении замкнутой цепи, практически "кольца", характеризующего взаимодействие между человеком и природой: потребности человека (общества) → удовлетворения за счет природных тел или явлений → средства, орудия воздействия на природу (техника, технологии) → изменения природы → последствия (положительные и отрицательные) произошедших изменений природы для человека или биоты.

Нормы как регулятор могут быть введены практически на любом из этих звеньев. В настоящее время наиболее часто разрабатываются нормы для звена "воздействия на природу" (средо-, ресурсо- и геофондосбережение). Однако сейчас приходится думать о том, что наиболее верным было бы введение норм на потребности общества.

Поскольку мы имеем дело с замкнутой цепью, раскрывать ее обычно приходится от конца – от последствий: лишь предусмотрев в идеальном случае) негативные последствия, мы бьем тревогу и решаем, насколько допустимы или недопустимы те или иные воздействия на природу (Александрова, 1990).

В научной литературе, в различных справочниках, методических рекомендациях приводятся довольно большие списки норм (Беспаянтов, Кротов, 1985; Генсирук и др., 1987; Гончарук, Сидоренко, 1988; Мехлума и др., 1982). Разработкой их занято множество научных и практических учреждений. Вместе с тем существующие нормы не образуют единой системы, большая часть их приводится без указания на их надежность, например, источник эмпирических данных, методы обработки (Рекомендации..., 1986). Нормы, как правило, не учитывают гетерогенный характер географической оболочки и ее составных частей, не принимаются во внимание сложный характер связей в природе, возможность возникновения многоступенчатых цепных реакций (Долгушин, 1985). Отсутствует и общая методология экологического нормирования (Лебедева и др., 1988; Принципы и методы..., 1987), даже в такой наиболее развитой и совершенной сфере, как санитарно-гигиеническое нормирование, что признают, в частности, М.А. Ильин и Г.И. Сидоренко (Научные подходы... 1988).

3.2.1. НОРМИРОВАНИЕ И ВИДЫ НОРМ

Подход к нормированию принято основывать на ретроспективной интерпретации данных в системе. Отсюда и виды норм: 1) статистическая, 2) эмпирическая, 3) теоретическая и 4) экспертная.

Смысл статистической нормы в том, что исследователи условились считать некоторый период существующей системы за эталон ее нормального функционирования. Обоснованность статистической нормы полностью упирается в обоснованность выбора такого периода. Т.е. статистическая норма в качестве критериев состояний "хорошо", "плохо" предлагает оценки "часто", "редко".

Эмпирическая норма появляется в практике, когда состояние одной из одноступенчатых экспериментальных систем объявляется "контрольным" (использование ландшафтно-аналогов).

Теоретическая норма используется при построении механизмов взаимодействия компонентов системы из общенаучных предпосылок.

Экспертная норма – наиболее распространенный подход. Заметим, что и в предыдущих подходах велик элемент субъективизма: выбор эталонного периода для статистической нормы, поступок о "нормальности" контроля в эмпирических подходах, гипотетическая составляющая при теоретическом нормировании, т.е. авторитарно устанавливаемая экспертная норма сводит к минимуму камуфляж наукообразия в вопросах нормирования. Вопрос об обосновании нормы переводится в плоскость обоснования авторитета экспертов. Экспертные шкалирования обычно сводится к переводу шкалы желательности (отлично-хорошо) удовлетворительны) в числовые оценки [например, на отрезке (1,0):(1,0-0,8)-(0,8-0,6)]. Другой пример такого нормирования – биотический индекс Ф. Вудвигса, находящий широкое применение в системе государственного контролирования загрязнения вод в Англии. Увеличение индекса соответствует росту видового многообразия в водоемах.

По сравнению с нормированием вырубки леса или выпаса скота несравненно сложнее контролировать процессы биогеохимической эволюции природных

ландшафтов, обусловленные антропогенными загрязнениями. Рассмотрим теоретические подходы к оценке допустимых пределов антропогенного воздействия (Израэль, 1984).

При экологическом нормировании антропогенных нагрузок необходимо учитывать возможности элементов биосферы, т.е. их биологические особенности. Подходы при определении допустимых воздействий (ДВ), а, следовательно, и допустимых нагрузок (ДН) на элементы экосистемы отличаются от санитарно-гигиенического подхода, принятого для защиты человеческой популяции и предусматривающего обязательную защиту каждого человека. При экологическом нормировании в основу кладется устойчивое развитие и безопасность экологических систем в целом. Подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистемы рассмотрены в работе "Человек и биосфера" (1982).

Как известно, в нашей стране разработана система санитарно-гигиенических норм - ПДК загрязняющих веществ (ЗВ) в природных средах. Установление же пределов допустимых нагрузок при воздействии ЗВ на популяцию животных и растений или на экосистему в целом еще практически не осуществлено. Для установления критерия допустимого воздействия Ю.А. Израэль (1984) использует понятие обобщенной функции состояния экосистемы: $\eta(t) = \int \eta(R, t) dR$, где R - пространственный параметр, $\eta(R, t)$ - функция состояния экосистемы. Тогда различие между предельно допустимым и фактическим состоянием характеризует экологический резерв системы. Этот резерв будет тем больше, чем меньше отличается фактическое состояние от среднего (нормального).

Для оценки ДВ различных факторов на элементы биосферы весьма важным является вопрос о пороговости вредных эффектов воздействия и характере зависимости "доза-ответная реакция". Отметим, что под пороговостью эффекта воздействия на биологические системы надо понимать выход реакции биоты за пределы обычных физиологических колебаний, наблюдаемых в процессе гомеостаза.

Так И.В. Саночкин (1975) считает, что даже упрощенное выражение $D_p = D_o - (D_r + D_m)$, где D_o - доза ЗВ, достигшая рецептора, D_r - доза ЗВ, введенная в организм, D_m - доза ЗВ, выделенная из организма, D_m - доза ЗВ, обезвреженная в процессе жизнедеятельности, свидетельствует о пороговости эффекта воздействия, так как при условии, что $(D_r + D_m)$ не уменьшается вместе с D_o , правая часть этого уравнения становится >0 , начиная лишь с некоторого значения $D_o > D_p$, где D_p - пороговая зона.

Анализ уровней допустимых воздействий на различные типы экосистем показывает зависимость ДВ от биологических условий. В свете сказанного важное значение в экологическом нормировании приобретает комплекс работ, связанных с определением ДВ в различных средах (атмосфере, воздухе, почве, питьевой воде). В существующих ПДК не учитываются эффекты химического и биологического накопления ЗВ в недопустимо высоких концентрациях в результате их перехода из среды в среду; также не учитывается их накопление в трофических цепях, превращение при миграции в более токсичные формы. Таким образом, если в какой-либо среде концентрация ЗВ ниже ПДК, то это не означает, что при том же количестве вещества в другой среде, его концентрация не будет выше ПДК. Санитарно-гигиенические нормы в их современном виде правомерны там, где вторичные природные процессы являются неопределяющими, что существенно ограничивает возможность их применения.

Отдельные устойчивые загрязнители представляют собой опасность из-за накопления их в пищевых цепочках, это может привести к вредному воздействию на высокие трофические уровни. К таким веществам относятся хлорорганические пестициды, полихлорбифенилы (ПХВ), являющиеся также хлорорганическими соеди-

ненными, некоторые тяжелые металлы и радионуклиды. Для выработки допустимых экологических нагрузок, разработки систем мониторинга необходимо использовать модели с учетом скорости переноса, разложения, биоаккумуляции и трофических превращений. Только изучение потоков ЗВ от источника его выброса (через процессы его химических и биологических превращений и взаимодействий с другими факторами ОС) до попадания в живой организм и воздействия на него может обеспечить разработку научно обоснованных экологических норм ДВ на живую составляющую биосферы.

Пусть отклик биологической системы $Y = \{Y_i\}_{i=1}^n$, при векторе внешних воздействий $X = \{x_i\}_{i=1}^n$ выглядит так: $Y = f(x)$, тогда при степенной аппроксимации, $f(x_1, x_2, \dots, x_n) = a_0 + \sum_i a_i x_i + \sum_{i,j} a_{ij} x_i x_j + o(f)$. При линейном эффекте воздействия $Y = a_0 + \sum_i a_i x_i$, например, для двух факторов: $Y = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2$. При эффекте синергизма $Y = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2 + a_{1,2} x_1 x_2$, а при антагонизме: $Y = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2 - a_{1,2} x_1 x_2$. Пример для последнего случая: действие Zn в присутствии Сг на первичную продуктивность фитопланктона.

При выработке санитарно-гигиенических норм величины ПДК разрабатывались отдельно для атмосферного воздуха и поверхностных вод. Сейчас часто приходится сталкиваться не только с локализованными источниками ЗВ, действующими на одну среду, но и с диффузными источниками, действие которых распространено на все элементы экосистемы.

При таком нормировании необходимо учитывать пути трансформации, возможную аккумуляцию ингредиента, характер его взаимодействия с биотическими и абиотическими составляющими биосферы и поступления этого ингредиента из различных сред в организмы животных и человека. Такая ситуация возникает, например, при миграции пестицидов. Здесь важно оценить "лимитирующую" среду, так как иначе выдерживание концентрации пестицидов в рамках ПДК для почвы, может приводить к многократному превышению ПДК их в атмосфере и наоборот.

Для оценки воздействия на экосистему внешних техногенных потоков ЗВ можно использовать среднюю кратность превышения установленных ПД эмиссий ЗВ от всех техногенных источников территории, $X = C_D / n \sum_{i=1}^n D_i$, где $D_i = C_i / \text{ПДК}$, - фактическая эмиссия i -ЗВ, C_D - коэффициент кооперативности взаимодействия поллютантов. Применение такой оценки осложнено неопределенностью коэффициента кооперативности.

В развитие этого подхода в работе М.А. Панигина (1976) рассмотрены комплексные гигиенические критерии оценки загрязнения атмосферного воздуха. Предложенный М.А. Панигиным показатель P представляет собой формулу

$P = \sqrt{\sum K_i^2}$, где $\sum K_i^2$ - сумма приведенных кратностей превышения ПДК веществ различных классов опасности к кратности превышения ПДК вещества какого-либо одного класса.

Индекс загрязненности атмосферного воздуха, рекомендованный в США Агентством по охране окружающей среды, объединяет шесть основных загрязнителей атмосферы, хотя заложенный в него принцип позволяет учесть любое число примесей, для которых имеются стандарты и уровни их превышения. Приведенный в "Инструкции по проведению сбора, обработки и порядка представления данных об изменениях по состоянию здоровья населения, связанных с изменениями окружающей природной среды" (1982) показатель $K_{\text{сум}}$ представляет собой сумму фактических концентраций компонентов смесей к произведению их ПДК на коэффициенты:

Таблица 50

Корреляционная связь между комплексными комплексными интегральными показателями загрязнения атмосферного воздуха

Комплексные показатели	Коэффициенты корреляции (r)	Степень достоверности (P)	Комплексные показатели	Коэффициенты корреляции (r)	Степень достоверности (P)
$K_{\text{сум}}$ - показатель	0,87	<0,05	$K_{\text{сум}}$ - показатель	0,93	<0,05
- показатель T	0,96	<0,01	- интегральный критерий	0,95	<0,01
- интегральный критерий	0,96	<0,01	- обобщенный критерий	0,85	<0,05
- обобщенный критерий	0,94	<0,01	T - интегральный критерий	0,99	<0,001
			- обобщенный критерий	0,98	<0,01

различающиеся в зависимости от класса опасности веществ:

$$K_{\text{сум}} = \sum \left(\frac{C_i}{N \cdot \text{ПДК}_{C_i}} + \dots + \frac{C_n}{N \cdot \text{ПДК}_{C_n}} \right),$$

где C_1, \dots, C_n - концентрации отдельных загрязнителей, присутствующих в атмосферном воздухе, $\text{ПДК}_{C_1}, \dots, \text{ПДК}_{C_n}$ - предельно допустимые концентрации этих же загрязнителей, коэффициент, величина которого зависит от класса опасности вещества. Величина коэффициента для веществ I класса опасности составляет - 1, для 2 - 1,5, для 3 - 2, для 4 - 4. Показатель Аверьянова (Губерский, Дымитриев, 1983) основан на простом суммировании степеней превышения ПДК для каждого из изученных веществ: $T = \sum C_i / \text{ПДК}_i$, $\sum K_i$, C_i - фактическая концентрация вещества в воздухе, ПДК_i - предельно допустимая концентрация этого же вещества, $\sum K_i$ - сумма кратностей превышения ПДК вещества.

Проведенный корреляционный анализ выявил высокую степень связи между различными комплексными показателями (табл. 50), что свидетельствует о возможности однозначной характеристики оцениваемого загрязнения независимо от того, какой критерий при этом использовался. Высокая степень корреляции между комплексными критериями является вполне закономерной, так как в основе их построения во всех случаях лежат гигиенические регламенты, предельно допустимые концентрации. Действительно, только гигиенические регламенты, вследствие их относительной биологической эквивалентности, позволяют измерять на единой основе степень суммарного загрязнения воздуха веществами, имеющими весьма различные абсолютные значения ПДК, выражаемые в мг/м. Поэтому при расчете суммарного загрязнения содержание каждого вещества (i) целесообразно представлять в виде нормированных концентраций (K_i), т.е. отношения фактической концентрации вещества (C_i) к его ПДК. $K_i = C_i / \text{ПДК}_i$.

Учитывая важное значение комплексных гигиенических критериев степени загрязнения атмосферного воздуха для количественной оценки влияния суммарного загрязнения на состояние здоровья населения, необходимо подчеркнуть, что все они хорошо коррелируют с показателями здоровья. В то же время существующие комплексные показатели загрязнения атмосферного воздуха не отражают в полной мере его потенциальной опасности для здоровья людей. Это связано с рядом причин и, в первую очередь, с тем, что важнейшей особенностью оценки суммарного загрязнения воздуха и его влияния на состояние здоровья является учет характера ком-

бикированного действия одновременно присутствующих в воздухе веществ. В связи с тем, что характер комбинированного действия сложных смесей остается недостаточно изученным, при построении комплексных показателей авторы волюнтарно или незнательно признают определенный характер этого действия (например, суммацию, не являющуюся действием).

Более сложные способы комплексирования параметров функционирования воздушного бассейна в индекс предложены Ю.М. Жаворонковым (1982), однако и в этом случае авторы рассматривают возможный характер эффекта действия совместно присутствующих примесей только по отсутствию или наличию усиления этого эффекта, не принимая во внимание другие варианты его проявления. В то же время, комплексный показатель P свидетельствует, что в реальных условиях эффективность действия смеси несколько меньше, чем сумма эффектов всех веществ, входящих в смесь, и несколько больше эффекта каждого вещества в отдельности (е больше, чем эффективность так называемого действия (Сядоренко, Пянгин, 1981). Естественно, что всякая попытка представить суммарное загрязнение воздуха путем использования разных математических приемов агрегирования концентраций веществ, присутствующих в воздухе одновременно и отнесенных к соответствующим ПДК, ведет к признанию определенного характера комбинированного действия этих веществ. Вопрос состоит в том, чтобы этот характер в каждом конкретном случае в наибольшей степени соответствовал действительности. Принимая во внимание отсутствие экспериментально установленных коэффициентов комбинированного действия сложных смесей и невозможность их получения в ближайшем будущем из-за чрезвычайной трудоемкости исследований, весьма актуальной представляется разработка метода оценки характера комбинированного действия атмосферных загрязнений по их влиянию на показатели состояния здоровья населения (Состояние и перспективы..., 1985). Как показали результаты проведенных исследований, совместное действие широко распространенных загрязнителей атмосферного воздуха (сернистый газ, диоксид азота, окись углерода, пыль, сероводород и др.) проявляется в виде ослабления эффекта с коэффициентом, равным квадратному корню из числа соответствующего количеству веществ, входящих в смесь. Указанный характер комбинированного действия веществ, установленный по результатам количественной оценки влияния суммарного загрязнения атмосферного воздуха на некоторые показатели состояния здоровья населения, удовлетворительно совпадает с характером этого действия, заложенным при построении комплексного показателя P , и таким образом, подтверждает правомерность применения последнего для оценки суммарного загрязнения атмосферного воздуха. Отметим, что комплексный показатель P отражает существующую парадигму "контроль" и основан на использовании ПДК для этих целей и в ограниченных диапазонах концентраций ЗВ этот показатель приемлем. Однако его применение может отразить только статическую картину, а вот использование его для целей предотвращения ущерба здоровью населения, а также для прогнозирования последствий воздействий и, что важно, управления этими воздействиями, вряд ли возможно.

3.2.2. УСТОЙЧИВОСТЬ ЭКОСИСТЕМ

Проблема экологического нормирования неразрывно связана с понятием устойчивости экосистем. Ниже будут рассмотрены различные способы определения этого понятия. В нашем понимании устойчивостью экосистемы в широком смысле определяется устойчивость относительно ее биогеохимической структуры, т.е. способности сопротивляться антропогенным воздействиям. Мы исходим из понимания экологического нормирования как необходимого условия внесения антропогенных нагрузок в естественные колебания биогеохимических циклов. Введение такого системного свойства как устойчивость продиктовано естественной целью смоделировать поведение экосистемы в целом. Большинство современных трактовок и ландшафто-

ведении и экологии сводятся к пониманию этого свойства, как реализующегося в гео- и экосистемах в различных формах (Левич, 1976; Светлосанов, 1976; Устойчивость геосистем ... 1983). Многие такие концепции, однако, страдают тем недостатком, что предлагаемые в них формы устойчивости определены по различным основаниям деления, часто не строго. Стоит согласиться с М.Д. Гродзинским (1987), что это приводит к тому, что форм устойчивости выделяется излишне много, они имеют различную степень общности, часто дублируя друг друга. Иногда, напротив, при разделении устойчивости на "составные части" (формы) упускаются некоторые ее существенные особенности. Первого недостатка не лишена известная концепция устойчивости Г. Орманса (Orlans, 1975), второго – К. Холлинга (Holling, 1973). Различия в определенных устойчивости и ее формы является одной из причин перегруженности и недостаточной разработанности терминологии в ландшафтоведении. Часто один термин фиксирует у разных авторов различные формы устойчивости, например "resilience" в работах К. Холлинга (Holling, 1983) и В. Вестмана (Westman, 1978). Все это создает сложности в разработке единой теории устойчивости геосистем, в четкости понимания и разграничения различных форм устойчивости, препятствует разработке комплекса оценочных показателей, всесторонне характеризующих устойчивость геосистем.

Определение устойчивости геосистемы приобретает конкретность, если указаны: фактор, по отношению к воздействию которого анализируется устойчивость; временной интервал этого анализа; состояние или ряд состояний, пребывая в которых геосистема остается в рамках одного инварианта.

В работе М.Д. Гродзинского (1987) рассмотрены три различные формы устойчивости, которая состоит в: 1) способности геосистемы при внешнем воздействии сохранять свое состояние в течение заданного временного интервала неизменным; 2) способности восстанавливать после возмущения свое исходное состояние; 3) наличии у геосистемы нескольких состояний и ее способности переходить в случае необходимости из одного состояния в другое, сохраняя за счет этого инвариантные черты структуры. Эти три формы устойчивости геосистемы названы М.Д. Гродзинским соответственно: инертностью, восстанавливаемостью и пластичностью. Устойчивость геосистемы, следовательно, состоит в ее способности при воздействии внешнего фактора пребывать в одном из своих состояний и возвращаться в него за счет инертности в восстанавливаемости, а также переходить из одного состояния в другое за счет пластичности, не выходя при этом за рамки инварианта в течение заданного интервала времени.

Данные определения, как и три возможные формы устойчивости геосистемы, являются общими в том смысле, что справедливы для любого воздействующего фактора, временного интервала, вида и ранга геосистемы, критериев задания ее состояний и инварианта, а также для любого числа и набора переменных, по которым строится фазовое пространство геосистемы.

Вопросы терминологии. Предложенные общие формы устойчивости позволяют установить основные различия и сходство между разными определениями понятия "устойчивость" и ее формы ("свойств", "значений", "проявлений"), а также фиксирующих их терминов. В этих целях рассмотрим табл. 51, название которой – показать, что любое определение (и соответствующий термин) может быть соотносимо с одной или несколькими из общих форм устойчивости геосистемы. В оборотах Р. Левонгяна (1969), А. П. Левича (1976), в сборнике "Устойчивость геосистем" (1983) приведен ряд иных определений и понимающий термин "устойчивость" и близких к нему, которые также могут быть однозначно интерпретированы как инертность, восстанавливаемость, пластичность либо их определенная комбинация. Термин "геосистема", широко использованный В.В. Сочаевой (1978), применится далее как синоним термина "экосистема".

Интересный подход к определению количественных показателей устойчивости геосистем использован М.Д. Гродзинским (1990). Автор оперирует понятием "отказа",

Таблица 51

Сопоставление обихи формы устойчивости геосистемы с различным определением понятия "устойчивость" и ее формы (М.Д. Гриницкая, 1987)

Термин	Автор, год	Определение понятия	Область формы устойчивости
Устойчивость	В.С. Преображенский, Л.И. Музыла, 1978	Сопропорционность внешним воздействиям и способность к восстановлению нарушенных этим воздействием свойств	И + В
Устойчивость	А.Д. Армак, 1983	Способность возвращаться после возмущения в исходное состояние	В
Устойчивость	Т.П. Купряшова, 1983	Способность активно сохранять свою структуру и характер функционирования в пространстве и во времени при изменяющихся условиях среды	И + В + П
Устойчивость	Ю.Г. Пузаченко, 1983 C.S. Holling, 1973	Способность изменяться под воздействием возмущения, но возвращаться в исходное состояние	В
Устойчивость экологическая	O.H. Oriani, 1975	Наличие устойчивых экологическим циклов	П
Устойчивость популяционная	Wu Lijian Shao-Yen, 1978	В течение заданного времени экосистема остается в некоторой ограниченной области фазового пространства	И
Устойчивость существования	Там же	Близость отклонения переменных в ограниченной области фазового пространства (если значительны по величине, то экосистема во времени и наоборот)	В
Изменяемость	Ю.Г. Пузаченко, 1983	Свойство не изменять свое состояние при внешних воздействиях, противостоять возмущениям	И
Измеряем	W.B. Westman, 1978	То же	И
Упругость	C.S. Holling, 1973 B.A. Сантаюсина, 1976	Наличие нескольких устойчивых положений равновесия в системе, которая под действием возмущения переходит из одного состояния в другое, сохраняя при этом внутреннюю связь	П
Устойчивость	W.B. Westman, 1978	Способность восстанавливать исходную структуру после возмущения	В
Эластичность	O.H. Oriani, 1975	То же	В
Постоянство	Там же	Отсутствие изменений в экосистеме	И
Амплитуда	Там же	Расстояние, с которого экосистема может вернуться в исходное состояние	В
Устойчивость общей тенденции, тренда	Там же	Определение не дано	Либо В, либо П

Примечание: И - инертность, В - восстанавливаемость, П - пластичность.

заимствованным из теории надежности Р. Барлоу и Ф. Прошана (1984) При этом под "отказом геосистемы" понимается выход из заданной области состояний

Для геосистем южной части Украины было проанализировано 23 вида отказов (отказ "галоморфизация геосистемы" - если содержание солей превышает порог токсичности, отказ "гидроморфизация геосистемы" - если уровень грунтовых вод поднимается выше критической глубины его залегания и т.д.) Основные показатели безотказности геосистемы при этом:

$P(\Delta t)$ - вероятность безотказного функционирования геосистемы в течение интервала времени в Δt .

ведении и экологии сводятся к пониманию этого свойства, как реализующегося в геон- экосистемах в различных формах (Левач, 1976; Светлосанов, 1976; Устойчивость геосистем..., 1983). Многие такие концепции, однако, страдают тем недостатком, что предлагаемые в них формы устойчивости определены по различным основаниям деления, часто не строго. Стоит согласиться с М.Д. Гродзинским (1987), что это приводит к тому, что формы устойчивости выделяется излишне много, они имеют различную степень общности, часто дублируя друг друга. Иногда, напротив, при разделении устойчивости на "составные части" (формы) упускаются некоторые ее существенные особенности. Первого недостатка не лишена известная концепция устойчивости Г. Орманса (Ormans, 1975), второго – К. Холлинга (Holling, 1973). Различия в определенных устойчивости и ее формы является одной из причин перегруженности и недостаточной разработанности терминологии в ландшафтоведении. Часто один термин фиксирует у разных авторов различные формы устойчивости, например "resilience" в работах К. Холлинга (Holling, 1983) и В. Вестмана (Westman, 1978). Все это создает сложности в разработке единой теории устойчивости геосистем, в четкости понимания и разграничения различных форм устойчивости, препятствует разработке комплекса оценочных показателей, всесторонне характеризующих устойчивость геосистем.

Определение устойчивости геосистемы приобретает конкретность, если указаны: фактор, по отношению к воздействию которого анализируется устойчивость; временной интервал этого анализа; состояние или ряд состояний, пребывая в которых геосистема остается в рамках одного инварианта.

В работе М.Д. Гродзинского (1987) рассмотрены три различные формы устойчивости, которая состоит в: 1) способности геосистемы при внешнем воздействии сохранить свое состояние в течение заданного временного интервала неизменным; 2) способности восстанавливать после возмущения свое исходное состояние; 3) наличии у геосистемы нескольких состояний и ее способности переходить в случае необходимости из одного состояния в другое, сохраняя за счет этого инвариантные черты структуры. Эти три формы устойчивости геосистемы названы М.Д. Гродзинским соответственно: инертностью, восстанавливаемостью и пластичностью. Устойчивость геосистемы, следовательно, состоит в ее способности при воздействии внешнего фактора пребывать в одном из своих состояний и возвращаться в него за счет инертности в восстанавливаемости, а также переходить из одного состояния в другое за счет пластичности, не выходя при этом за рамки инварианта в течение заданного интервала времени.

Данное определение, как и три возможные формы устойчивости геосистемы, являются общими в том смысле, что справедливы для любого воздействующего фактора, временного интервала, вида и ряда геосистемы, критериев задания ее состояний и инварианта, а также для любого числа и набора переменных, по которым строится фазовое пространство геосистемы.

Вопросы терминологии Предложенные общие формы устойчивости позволяют установить основные различия и сходство между разными определениями понятия "устойчивость" и ее форм ("свойств", "значений", "проявлений"), а также фиксирующих их терминов. В этих целях рассмотрим табл. 51, назначение которой – показать, что любое определение (и соответствующий термин) может быть соотносено с одной или несколькими из общих форм устойчивости геосистемы. В обзоре Р. Левонтина (1969), А.П. Левача (1976), в сборнике "Устойчивость геосистем" (1983) приведен ряд иных определений и пониманий термина "устойчивость" и близких к нему, которые также могут быть однозначно интерпретированы как инертность, восстанавливаемость, пластичность либо их определенная комбинация. Термин "геосистема", широко использованный В.В. Сочаевой (1978), применяется далее как синоним термина "экосистема".

Интересный подход к определению количественных показателей устойчивости геосистем использован М.Д. Гродзинским (1990). Автор оперирует понятием "отказа",

Таблица 51

Сопоставление общих форм устойчивости геосистем с различными определениями понятий "устойчивость" и ее форм (М.Д. Гродзинский, 1987)

Термин	Автор, год	Определение понятия	Общая форма устойчивости
Устойчивость	В.С. Преображенский, Л.Н. Мухомова, 1978	Сопротивляемость внешним воздействиям и способность в устойчиво-динамично нарушенных условиях восстанавливать свойства	И + В
Устойчивость	А.Д. Арманд, 1983	Способность возвращаться после возмущения в исходное состояние	В
Устойчивость	Т.Л. Купричкова, 1983	Способность активно справиться сою структуру и характер функционирования в пространстве и во времени при изменяющихся условиях среды	И + В + П
Устойчивость	Ю.Г. Пузаченко, 1983	Способность изменяться под воздействием возмущения, но возвращаться в исходное состояние	В
Устойчивость экологическая	C.S. Holling, 1973	Наличие устойчивых эволюционных циклов	П
Устойчивость популяционная	G.H. Odum, 1975	В течение заданного времени экосистема остается в некоторой ограниченной области фазового пространства	И
Устойчивость существования	Wo Li-shan Shiao-Yen, 1978	Близость отклонения параметров в ограниченной области фазового пространства (если значительны по величине, то мгновенны во времени и наоборот)	В
Извариантность	Там же	Свойство не изменять свое состояние при внешних воздействиях, противостоять возмущениям	И
Извариан	Ю.Г. Пузаченко, 1983	То же	И
Упругость	W.B. Westman, 1978	Свойство не изменять свое состояние при внешних воздействиях, противостоять возмущениям	И
Устойчивость	C.S. Holling, 1973	Наличие нескольких устойчивых положений равновесия в системе, которая под действием возмущения переходит из одного состояния в другое, сохраняя при этом внутреннюю связь	П
Устойчивость	В.А. Сметличенко, 1976	Способность восстанавливать исходную структуру после возмущения	В
Устойчивость	W.B. Westman, 1978	Способность восстанавливать исходную структуру после возмущения	В
Эластичность	G.H. Odum, 1975	То же	В
Постоянство	Там же	Отсутствие изменений в экосистеме	И
Амплитуда	Там же	Расстояние, с которого экосистема может вернуться в исходное состояние	В
Устойчивость общей тенденции, тренда	Там же	Определение не дано	Любо В, либо П

Примечание: И - инвариантность, В - восстанавливаемость, П - пластичность

зайствованным из теории надежности Р. Барлоу и Ф. Прошана (1984). При этом под "отказом геосистемы" понимается выход из заданной области состояний.

Для геосистем южной части Украины было проанализировано 23 вида отказов (отказ "галломорфизация геосистемы" - если содержание солей превысит пороги токсичности, отказ "гидроморфизация геосистемы" - если уровень грунтовых вод поднимается выше критической глубины его залегания и т.д.). Основные показатели безотказности геосистемы при этом:

$P(\Delta t)$ - вероятность безотказного функционирования геосистемы в течение интервала времени в Δt .

$q(\Delta t)$ – вероятность возникновения отказа за время Δt ;

$T_{\text{отн}}$ – среднее время функционирования геосистемы до возникновения отказа;

$\lambda(t_i)$ – интенсивность отказов в момент времени t_i ;

Показатели устойчивости могут быть вычислены различными методами. При наличии выборки большого объема: $P(\Delta t) = n(\Delta t)/N(\Delta t)_0$, где $n(\Delta t)$ – число геосистем, отказавших за время Δt ; $N(\Delta t)_0$ – число геосистем, находящихся в заданной области состояний в начальный момент t_0 , $\lambda(t_i) = \frac{[N(t_i) - N(t_{i+1})]}{[N(t_i) \cdot (t_{i+1} - t_i)]}$ – интенсивность отказов в

момент времени t_i .

При достаточном количестве данных можно подобрать теоретическую функцию распределения случайной величины (например, времени до возникновения отказа $(-t)$) в соответствующую оценку устойчивости производить аналитически. Чаще не имеющиеся эмпирические данные об отказах геосистем, на теоретические соображения не позволяют однозначно определить закон распределения случайной величины t . Тогда ограничиваются определением предельных оценок устойчивости (Барлоу, Прошан, 1984). Учитывая, что инертность геосистем со временем уменьшается, определим предельные значения вероятности отказа:

$$\text{нижняя оценка } P(\Delta t) = \begin{cases} \exp(-\Delta t / T_{\text{отн}}) \cdot \omega, & 0 \leq \Delta t < T_{\text{отн}}; \\ 0, & \Delta t > T_{\text{отн}} \end{cases};$$
$$\text{верхняя оценка } P(\Delta t) = \begin{cases} 1, & 0 \leq \Delta t < T_{\text{отн}} \\ \exp(-\omega \Delta t), & \Delta t \leq T_{\text{отн}} \end{cases},$$

где ω – параметр, значения которого табулированы.

Рассмотрим пример реализации этого метода. Для урочищ лесовых равнин с черноземами юга Украины среднее время до возникновения солонцеватых горизонтов почвы составляет 8 лет: $T_{\text{отн}} = 8$. Оценки вероятности того, что за 5 лет орошения отказа в виде вторичного осолонцевания не возникнет. Так как $\Delta t = 5 < T_{\text{отн}} = 8$ имеем:

$$P(\Delta t = 5) = \exp(-\Delta t / T_{\text{отн}}) = \exp(-5 / 8) = 0,53.$$

Т.е. высокая вероятность отказа $0,53 < P < 1,0$. Широкие интервалы оценок устойчивости являются изъяном рассмотренного метода. Однако при ограниченной информации о геосистемах метод может быть использован при разработке норм воздействия, которые ранее геосистемы не испытывали. Возможно использование в других вероятностных методах для целей геоэкологического нормирования ("нагрузка-сопротивляемость", "ударная нагрузка"). Как отмечено М.Д. Гродзинским (1990) неустойчивость геосистем – далеко не всегда "плохо" с хозяйственной точки зрения. Задача мелiorации как раз и состоит в том, чтобы добиться отказа нежелательного состояния геосистемы, снизить вероятность его восстановления и перевести тем самым геосистему в состояние, обладающее большим хозяйственным потенциалом. Знание вероятностей отказов нежелательных состояний геосистем и вероятностей их восстановления позволяет обосновать нормы и частоту воздействия (например, нормы и сроки полива), приводящие к оптимальному результату мелiorации.

Н. Бауминас, Э. Гульбинас (1990), рассматривая устойчивость геосистем, анализируют чувствительность последних к физическому и химическому воздействию. Поскольку почва, как компонент аграрной геосистемы, наиболее чувствительна к воздействиям, рассматриваются проявления водной, механической и ветровой эрозии, а также переуплотнения почв. При этом интенсивность водной эрозии рассчитывалась с учетом морфометрических показателей рельефа, механического состава и гумусированности почв.

За экстремальную величину, соответствующую максимальной чувствительности по этому фактору, принималась интенсивность водной эрозии на крупных крутосклонных

холмах легкого механического состава с минимальным реальным содержанием в поиме гумуса. Аналогичные карты были сделаны для других видов эрозии. Чувствительность агроэкосистем к химическому воздействию определялась по методике, разработанной М.А. Глазковой (1988). Она состоит из 3-х блоков:

1) факторы, отвечающие за интенсивность рассеяния и выноса продуктов техногенеза: количество осадков, скорость ветров, гидрометрические характеристики, особенности поверхностного стока (самоочищение);

2) факторы, контролирующие возможность и интенсивность иммобилизации и пространственной инaktivации продуктов техногенеза: условия выпадения (питания, терминерсия, осадкообразование), геохимическая стратификация грунтов, их механический состав, фильтрационные и физико-химические свойства (геохимическая активность);

3) факторы, определяющие интенсивность превращений, метаболизма продуктов техногенеза: сумма солнечной радиации, уровень ультрафиолетового излучения, сумма температур выше 0, интенсивность фотохимических реакций, биомасса флоры, ее состав и интенсивность воспроизводства и биодеградация (геохимическое закрепление).

Н. Баубинс и З. Гульбинс (1990) не смогли учесть все эти факторы, так как некоторые из них не подкреплены достаточным количеством картографических и фондовых данных. Далее была проведена бальная оценка показателей для ландшафтов, по которым подсчитывались средневзвешенные значения для хозяйств. В качестве дополнительных показателей использовалась относительная чувствительность растительных и животных сообществ. Определение проводилось экспертным путем. Следует отметить, что определение чувствительности агроэкосистем по данной схеме трудоемко. Требуется большое количество картографических и фондовых материалов, экспедиционных исследований и аналитических работ. Как видно, подходы к моделированию экосистем в целом на основе использования общесистемных понятий устойчивость, чувствительность в им подобных наталкиваются на большие технические трудности.

Поэтому естественным представляется анализ поведения отдельных компонентов экосистем для целей экологического нормирования с помощью экспертных оценок, как было показано в первой части главы, либо с использованием других, описанных далее подходов.

3.2.3. ЛАНДШАФТНЫЙ ПОДХОД К ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ

В числе подходов, используемых для описания поведения отдельных частей экосистем, может быть использован ландшафтный подход. Это объясняется тем, что в основе биогeoхимических процессов, происходящих в экосистеме, лежит природная организация исследуемого региона. Применение ландшафтного подхода позволяет моделировать геохимическую матрицу основных элементов, а также техногенные потоки поллютантов. Прямые и косвенные связи между частями ландшафта (почва, растительность). В этом случае (в целом по ландшафту) могут быть использованы балансовые методы, модели типа "черный ящик" и т.д.

Специфика ландшафтного (геосистемного) подхода к разработке экологических норм нагрузок определяет следующее (Александрова, 1990). Во-первых, необходимость учета свойств ландшафтов как пространственно-временной, гетерогенной по составу своих элементов системы. Отсюда вытекают следующие основные ландшафтные принципы нормирования:

1) нормы должны быть дифференцированы в территориальном (региональном) отношении, что объясняется наличием пространственной организации географической оболочки и ландшафтов в природном и социально-экономическом отношениях;

2) нормы могут быть как индивидуальными (для каждого из ландшафтов, являющихся в общем виде неповторимыми), так и типовыми (например для таскиных, степных, горных, котловинных и т.д. типов ландшафтов);

3) нормы должны быть "вариативными", т.е. задаваться в определенных пределах, учитывающих как состояние ландшафта, так и различные целевые социально-экономические функции. Состояние ландшафта зависит от ряда причин, среди которых наиболее существенными можно считать: наличие у ландшафта нескольких типичных, нормальных (фоновых) состояний, характеризующих его устойчивость, а также критических при катастрофических пороговых состояниях; взаимосвязь друг с другом отдельных компонентов ландшафта и малых природных комплексов, приводящая к широкому развитию цепных реакций, разнообразным изменениям в природе, а затем к последствиям в здоровье человека и в хозяйстве; открытость ландшафта как системы, что обуславливает постоянное существование фонового (природного) или антропогенного воздействия, меняющегося в некоторых пределах; возможность "усталости" ландшафтов, изменений, происходящих в нем в результате накопления большого числа малых нагрузок.

Во-вторых, как указывалось В.С. Преображенским (1986), использование существующих моделей-представлений о строении ландшафтов. При этом уделяют внимание как анализу внутривидовых (вертикальных) связей между компонентами (моносистемные модели), так и исследованию межландшафтных (горизонтальных) связей и изменениям ландшафтной структуры. Особенно перспективными для анализа и нормирования нагрузок на ландшафты могут быть так называемые "бассейновые" или "барьерные" модели.

В-третьих, необходимость создания "трижды комплексных нормативов", включающих в себя 3 группы показателей:

1) для характеристики общесистемных свойств ландшафта,

2) для обозначения комплекса нагрузок (Принципы и методы..., 1987),

3) для показа интегральной реакции ландшафта на нагрузки.

Конечно, проводящие опыты по определению совокупности нагрузок, делается попытка найти индексы нагрузок, коэффициенты нагруженности. Чаще делается это по административным единицам (Дербинова, Сороковникова и др., 1987; Мамай, Назовцев, Пучкова, 1987; Нормирование..., 1988), реже ландшафтам (Волкова, Давыдова, 1987; Дончева, 1978). Здесь чаще всего применяются системы балльных оценок, проводятся опыты редукции (сведения) всего множества нагрузок с помощью показателей энергетических затрат (Научные подходы..., 1988).

Для характеристики степени изменчивости природных компонентов широко ведется поиск наиболее представительных индикаторов; основное внимание привлекают биоиндикаторы (Кожова, 1988; Кривоуцкий, Степанов, Тихомиров, 1988), биогеохимические показатели (Башкин, 1987; Гельсвух, Никитих, Волжик, 1987; Глазовская, 1988; Нормирование..., 1988).

Усилия многих исследователей направлены на поиск интегральных показателей геосистем в экосистем в ответ на разнообразные воздействия (Израэль, 1988; Кожова, 1988; Кривоуцкий, Степанов, Тихомиров, 1988; Модели и методы..., 1986; Нормирование..., 1988; Полякова, Малышева, Флеров, 1981; Проблемы..., 1985; Семевский, Семенов, 1982), однако единого, удовлетворительного по всем параметрам решения пока не найдено.

На основе анализа публикаций выделено несколько групп показателей, которые могут выступать критериями нормирования нагрузок на различных этапах изучения цепи "воздействие - последствия - изменение". Критериями нормирования на этапе "последствия" целесообразно использовать показатели, индуцирующие состояние биоты в человека. При биозкологическом нормировании это продуктивность биоты, жизнеспособность, отсутствие или наличие определенных видов; при антропо-



Рис. 18. Классификация факторов самоочищения ландшафта (Моисеева, 1989)

экологическом – физическое, психическое, социальное здоровье населения. Показатели изменений могут быть использованы как критерии нормирования лишь при условии, что известны их связи с последствиями. При этом могут быть использованы: а) комплексные показатели измененности геосистемы в целом (например, нарушенность ландшафтной структуры, биогеохимические коэффициенты), б) компоненты – показатели состояния и функционирования отдельных компонентов (например, загрязненность воды, воздуха, почв), которые приходится использовать из-за отсутствия на современном этапе бесспорных геосистемных критериев. На небольших, относительно однородных территориях с отсутствием сложных цепных реакций возможно использование известной модели "червого ящика": стимул – реакция (воздействие – отклик ландшафта).

К сожалению, разнообразие математических моделей гораздо богаче возможностей их практического применения для нормирования и оценки устойчивости реальных экосистем по отношению к антропогенным воздействиям. Это обусловлено следующими причинами:

- невозможностью экспериментирования (особенно токсикологического) с реальными природными системами;
- большой длительностью изменений, что требует многолетних натурных наблюдений);
- запаздыванием наблюдений над техногенной деградацией природных систем, так как деградация проявляется, когда механизм устойчивости уже надорван.

Отметим, что в природе существует уникальный механизм сохранения ландшафтной устойчивости и вывода попадающих в ландшафт загрязняющих веществ. Это механизм самоочищения ландшафтов. На рис. 18 представлена классификация факторов самоочищения. Наибольшей способностью к самоочищению обладают ландшафты с высокой интенсивностью круговорота веществ и преобладающим расщепляющим потоком. Меньше выражено самоочищение тех ландшафтов, где процессы биогеохимического круговорота замедлены или преобладают процессы аккумуляции веществ (Глазовская, 1988).

В зависимости от типа ландшафта, его зонально-климатической принадлежности и степени антропогенной деформации ведущую роль в самоочищении приобретает

разные группы факторов. Понятно, что климатические, геоморфологические и химико-биологические факторы более или менее тесно взаимодействуют. Так, все основные биотические характеристики ландшафта зависят от климатических, почвенных и гидрологических условий; с другой стороны, развитие растительного покрова, облепленность ландшафта влияют на кумулятивную и трансформирующую функцию почвы, на микроклиматические характеристики элементов ландшафта и т.д. Кстати именно эти связи и влияния оказываются наиболее чувствительными к антропогенным воздействиям, к загрязнению среды и, наряду с биотическими компонентами ландшафта, могут рассматриваться в качестве реципиентов загрязнения. Но так как микроорганизмы, растения и животные являются и наиболее активными агентами трансформации и нейтрализации загрязнений в большинстве техногенных ландшафтов, получается, что самые важные механизмы самоочищения оказываются и самыми хрупкими. Процессы техногенных деформаций природных систем редко бывают монотонными на всем протяжении дегенерации и, как правило, имеют ступени сравнительно быстрого ухудшения состояния биоты, связанные со срывом того или иного механизма устойчивости и самоочищения. Таким образом, сам техногенный поток выступает не только как объект воздействия природных механизмов самоочищения, но и как их триггер, причем можно говорить об определенных пороговых значениях общей контаминации.

Рассмотрение ландшафтного подхода показывает, что он может быть использован как часть общей системы нормирования. Причем, понятия "самоочищения ландшафта" и "адаптационных возможностей человека" созвучны друг другу. Близки не только понятия, но и характер самих процессов (техногенная деформация природных систем и предпатологические изменения организма человека). Это говорит о том, что процессы экологического нормирования для составных частей биосферы должны основываться на одной концептуальной базе.

3.2.4. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И РЕГИОНАЛЬНАЯ АДАПТАЦИЯ ЧЕЛОВЕКА

В настоящее время накоплен богатый опыт по нормированию санитарной ситуации, складывающейся под влиянием химического и биологического загрязнения атмосферного воздуха и водных объектов. Однако подавляющее большинство работ, выполненных в этой области, ограничивалось анализом состояния отдельных объектов (атмосферный воздух, вода, почва) или факторов окружающей среды – химическое, физическое, биологическое загрязнение (Пинигин, 1976; Жаворонков, 1982; Губернский, Дмитриев, 1983).

Вместе с тем необходима комплексная оценка факторов окружающей среды с выделением ведущих. Выделение степени риска их воздействия на здоровье населения, а также разработка прогноза возможных изменений состояния среды и здоровья под влиянием развития производственных сил (для расширения проблемных ситуаций и определения очередности оздоровительных и профилактических мероприятий).

Решение новых задач потребовало использования новых, ранее практически не применявшихся методических приемов. К их числу можно отнести определение реальной суммарной нагрузки факторов окружающей среды на население, как комплексного показателя ее качества. Однако методика определения реальной нагрузки находится пока в стадии разработки, отсутствуют и стандарты для ее оценки – максимально допустимые нагрузки. Поэтому в настоящее время в качестве одного из реальных приемов представления в комплексной оценке качества окружающей среды могут быть использованы картографические методы.

Результаты картографирования позволяют установить:

- общую степень и характер загрязнения почв и опасность вторичного загрязнения приземной атмосферы и водных источников;
- источники загрязнения и их вклад в общее загрязнение;

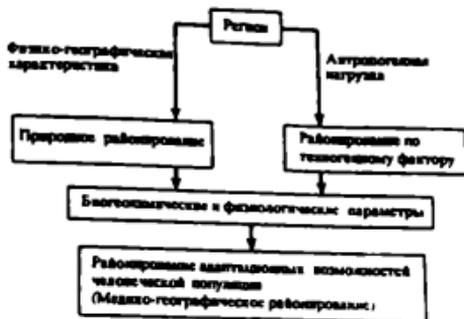


Рис. 19. Принципы районирования территории для целей экологического нормирования допустимого воздействия на организм человека

- степень самоочищающей способности экосистем;
- геоэкологическую и эпидемиологическую значимость загрязнения почв конкретными элементами;
- гигиеническую оценку территории.

Отметим, что сходные задачи решает геохимическая экология. Это, в первую очередь, оценка гетерогенности геохимической оболочки и ее изменение в процессе эволюции, а также изучение приспособляемости человека, как консумента в трофических цепях, к природным условиям. Решение этих задач позволит качественно по-новому подойти к проблеме экологического нормирования. Частично эта проблема решается методами медицинской географии.

Основная задача медицинской географии – изучение роли природных и социальных факторов конкретной территории в формировании определенного уровня здоровья населения (Косолапов, Кошкарёв, 1990). Ярко выраженная экологическая направленность этой дисциплины предусматривает описание двуединого объекта исследования: территории и человека в их неразрывном единстве. Тем самым проблема экологического картографирования для целей нормирования сводится к картографированию как природной организации изучаемого региона, так и распределения антропогенной нагрузки. Схематически данный подход отражен на рис. 19.

Природное или физико-географическое районирование в свете учения В.Б. Сочавы (1978) о геосистемах представляет собой операцию разделения ландшафтной среды на иерархически соподчиненные территориальные системы, имеющие региональную размерность. Система природного районирования представляет собой один из наиболее интегративных видов карт природы. Отметим, что природное районирование определяется биогеоценотическими факторами и может быть выполнено с использованием ландшафтного подхода. Далее будет показано практическое использование этого подхода.

Природное районирование должно опираться на физико-географическую и биогеоценотическую характеристики территории. При этом физико-географическая характеристика территории включает в себя данные о ее географической и геоморфологической принадлежности, о типах ландшафтов, рельефе, грунтах, почвах, водоемах, гидрогеологических особенностях, климатических факторах и т.п., а также об основных тенденциях ландшафтных и климатических изменений; биогеоценотическая характеристика территории содержит данные о преобладающих экосистемах и биотических сообществах, их видовом составе и разнообразии численности, биомассе и продуктивности, количественные сведения о круговороте

биогенных элементов и о биологической трансформации энергии, соотношения продукции и деструкции на разных трофических уровнях, биоэкологические данные и т.п.

Для целей экологического нормирования важно также учесть данные о чувствительности и устойчивости природных экосистем к антропогенным воздействиям и данные об антропогенных деформациях природных систем: изменение состава и физико-химических свойств абиогенной среды; изменение рельефа, почв, водоемов, гидрогеологических и метеорологических условий, растительного покрова, животного мира, структуры экосистем; упрощение или нарушение биоценологических связей и т.п.

Картографические методы традиционно использовались медико-географами и эпидемиологами для представления данных о состоянии природной среды и распространения природно-очаговых заболеваний неинфекционной и инфекционной этиологии. В гигиене окружающей среды использование этих методов начато в последние 10–15 лет в связи с решением задач размещения и развития производственных сил и районной планировки (Новосибирский НИИГ МЗ России, НИИОКГ АМН России, КНИИОКГ МЗ Украины, МНИИГ МЗ России).

Использование их позволяет осуществлять как пофакторную, так и комплексную оценку территорий любого размера (райга), при этом огромный объем информации может быть представлен одной-двумя картами. К достоинствам метода следует отнести его наглядность, возможность не только качественной оценки, но и количественного учета воздействующих факторов, представление информации на "оценочных" картах, получение временных характеристик состояния объекта (в динамике) на инвентаризационных (в том числе для ретроспективного анализа) и прогнозных картах. Это позволяет наряду с оценочными и прогнозными картами создавать рекомендательные, которые отражали бы районирование территории в зависимости от комплекса защитных мер. Заметим, что различные виды рассмотренных здесь экологических карт являются результатом синтеза, а не просто иллюстративным материалом. Процесс создания таких карт – сложный и трудоемкий. В связи с развитием средств ЭВМ-картографирования удастся решать многие технические проблемы. Поскольку рассматриваемая информация имеет четкую географическую привязку, то естественным выглядит использование современных информационных технологий – геоинформационных систем. В основе таких систем – структурированная информация о природном районировании изучаемого региона и его характеристиках, а также сведения о характере техногенных воздействий и их влиянии на здоровье населения. Данная информация объединена в специализированные базы данных, построенные по региональному принципу.

3.2.5. ОРГАНИЗАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ НОРМИРОВАНИЯ

Как уже отмечалось, для целей экологического нормирования необходимо провести анализ большого объема информации. Эта информация должна быть структурирована так, чтобы ею было удобно пользоваться как для анализа сложившейся экологической ситуации, так и для принятия решений и выдачи рекомендаций. Место информационного обеспечения в системе экологического нормирования показано на рис. 20. Отметим, что информационное обеспечение экологического нормирования интегративно и состоит из следующих блоков

- блок данных природной организации территория, содержащий сведения о почвенно-геологической, гидрохимической, растительной характеристиках территории, а также оценку факторов самоочищения ландшафтов;
- блок данных о техногенных потоках в регионе, их источниках, характере взаимодействия с транзитными и депонирующими средами (рис. 21);
- блок нормативной информации, содержащий совокупность экологических, эко-

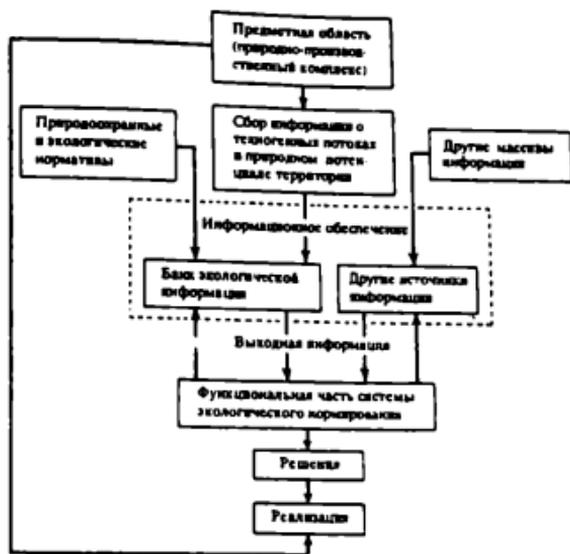


Рис. 20. Информационное обеспечение экологического нормирования (по Момсиковой, 1989, с дополнениями)



Рис. 21. Потоки загрязняющих веществ между экологическими блоками (Географическое приращивание, 1990)
 1 - транзитные среды, 2 - дестабилизирующие среды

лого-технических, санитарно-гигиенических нормативов, а также нормативов размещения загрязняющих производств в природных системах.

Эти блоки составляют каркас регионального банка данных, необходимых для принятия экологически обоснованных решений в целях рационального природопользования.

Природный блок содержит информацию о всех характеристиках природной среды территории, определяющих ее устойчивость к антропогенным воздействиям. Существуют разные подходы к классификации компонентов природной среды и описанию иерархии признаков данного информационного обеспечения.

В качестве примера приведем банк данных элементного состава природных объектов. Работа по заполнению этого банка была начата сотрудниками Биогеохимической лаборатории Института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского (ГЕОХИ) под руководством В.В. Ковальского в 50–70-х гг., а затем была продолжена силами лаборатории микроэлементов МСХА им. К.А. Тимирязева под руководством академика Б.А. Ягодина (Торшин и др., 1992). Для обработки собранного материала была подготовлена специальная компьютерная программа. Это позволило создать банк данных, содержащий информацию о содержании химических элементов в различных природных объектах (почвах, водах, растениях, горных породах, органах животных и т.д.).

Компьютерная программа позволяет производить анализ этой информации (поиск по интересующему параметру, выявление аномалий и т.д.). По форме хранения и представления информации природный блок является документально-факторграфическим, а по структурной агрегированности – территориально-распределенным.

Описание совокупности свойств, образующих природную организацию территории, может быть подразделено на следующие блоки:

- общая физико-географическая характеристика территории с выделением основных зонально-климатических и ландшафтных особенностей;
- характеристика функций самоочищения территории или ландшафта и структура факторов самоочищения: оценка относительного значения биотических факторов;
- характеристика устойчивости и толерантности биотического комплекса территории по отношению к техногенным воздействиям и его восстановительной способности;
- описание деформаций природного комплекса и его элементов под влиянием техногенного потока.

К сожалению, вряд ли сегодня можно назвать существующий природно-территориальный комплекс, для которого имеется вся эта информация. Поэтому в центре информационного описания природного потенциала территории оказываются факторы самоочищения, охватывающие его главные биогеохимические характеристики и опосредующие получение дополнительных оценок устойчивости и восстановительной способности экосистем.

Анализ информации, необходимой для целей экологического нормирования, показывает, что это должна быть информация двух видов: алфавитно-цифровая (блок нормативов и частично блок техногенных потоков) и картографическая (блок природной организации территории). Эта информация является входной для моделирования биогеохимических процессов и системы принятия решений и прогнозирования

3.1.6. МОДЕЛИРОВАНИЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ

Моделирование биогеохимических процессов (БГХП) позволяет выявить антропогенные изменения в них, а также оценить техногенное загрязнение в почвах, водах и атмосфере. Аккумуляция элементов техногенного происхождения в почвенном профиле определяется совокупным влиянием ряда процессов, важнейшими из которых являются: поступление веществ с атмосферными осадками, с внесимыми удобрениями и пестицидами, аккумуляция избыточных количеств элементов в сельскохозяйственной продукции, вынос из почвы с фильтрующими водами и обратная миграция с восходящим потоком почвенных растворов. Соотношение количества веществ, поступающих в почву с атмосферными выпадениями и выносимых из верхних горизонтов почвы с фильтрующими водами, безусловно, не дает полного представления о складывающемся в этих горизонтах почвенном балансе веществ. В то же время определение такого соотношения для одготипных почв в условиях техногенного загрязнения необходимо для оценки значения этого загрязнения в изменении закономерностей миграции и аккумуляции элементов - загрязнителей в почвенном профиле. Это позволит обосновать устанавливаемые экологические нормы.

Традиционно моделирование БГХП развивается в нескольких направлениях: 1) региональные модели процесс-ориентированной имитации (Нидерланды, Soil Survey Inst.); 2) исследование водоразделов с последующей регионализацией (Braunschweig); 3) исследование на основании моделей массо- и теплопереноса процессов в почве (вертикальная ориентация и, как правило, одномерные модели) (Россия, ИПФС РАН). Региональные модели предсказывают изменения концентраций биогенных элементов для оценки влияния различных стратегий защиты. При этом широко используется аппарат так называемых функций переноса (transfer function), которые связывают измеренные почвенные характеристики с параметрами используемых моделей. Применение этого подхода позволяет, например, анализировать качество воды (наряду с другими свойствами). Представляет большой интерес моделирование малых водоразделов осуществляется путем комбинирования процедур регионализации с моделями, использующими распределенные параметры. База данных для регионализации составляется из данных дистанционного зондирования, данных по рельефу и данных почвенного картирования.

Указанные направления моделирования объединяет одно - использование пространственно-распределенной информации о состоянии региональных геохимических полей. Эта информация может быть получена как из имеющегося картографического материала, так и путем полевых исследований. В связи с тем, что отбор проб производится по некоторой сетке (как правило, нерегулярной) необходимо произвести моделирование геохимических полей. Сложность интерполирования геохимических параметров в отсутствие априорной информации о свойствах поля в целом (видно, что картографируемая поверхность характеризуется значительной контрастностью, о чем свидетельствуют замеры в отдельных точках).

Существует целый ряд методов, однако многие из них (средней взвешенной, локальной полиномиальной аппроксимации) не обеспечивают необходимую точность при далеко отстоящих точках замеров (Frankle, 1982). Для полей с особой контрастностью берут модель интерполяции, использующую линейные члены разложения искомой функции в ряд Тейлора. Эта модель впервые была применена Шепардом (Линник, 1989) для интерполирования географических и демографических данных по дискретному набору. Общая модель Шепарда

$$F(x, y) = \sum_{k=1}^N W_k(x, y) \left[f_k + \left(\frac{df}{dx} \right)_k (x - x_k) + \left(\frac{df}{dy} \right)_k (y - y_k) \right] / \sum_{k=1}^N W_k(x, y),$$

где $W_k = [(x - x_k)^2 + (y - y_k)^2]^{-d}$ - весовая функция, d - управляющий параметр.

f_i – измеренное значение параметра. Указанная модель может применяться для локальной интерполяции с тем, чтобы исключить влияние точек с большими производными, но удаленными от рассматриваемой в данный момент и облегчить вычислительные процедуры, если счет идет на тысячи точек.

Если рассматривать f_i в точках максимума как источник загрязнения, то в окрестности этого "источника": $F(x, y) = f_i \exp[-b_{1i}(x - x_i)^2 - b_{2i}(y - y_i)^2]$, где x_i, y_i – координаты k -источника, f_i – значение k -источника, b_{1i}, b_{2i} – подбираемые параметры.

Отметим, что такая модель может противоречить природе процесса, так как максимуму загрязнения может и не совпадать с источником загрязнения, а показывать геохимический барьер. Вообще переход от изучения техногенного воздействия на локальном уровне к региональному имеет принципиальное значение и требует качественно новых подходов. В качестве примера такого перехода рассмотрим модель транспорта фосфора для небольших сельскохозяйственных водоразделов, представленную в работе (Rouseau, 1988). Концепция модели состоит в следующем. Площадь водораздела разбивается на ячейки (разной формы и размеров). Каждая ячейка – это площадь с однородными характеристиками (тип землепользования, тип почвы в классе стока). Далее оцениваются объемы ежегодного выноса почвы из каждой ячейки, по которым рассчитывается транспорт фосфора. Результат интегрируется по площади. Такой подход оправдывает себя при рассмотрении небольших водоразделов, однако при региональном анализе ситуация применение этой методики становится очень трудосъемной.

3.2.7. ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ И ЭКСПЕРТНЫЕ СИСТЕМЫ

Анализ информационного обеспечения, необходимого для целей экологического нормирования, показывает, что большая его часть имеет географическую привязку к конкретному региону. Это приводит к необходимости обработки больших массивов графической информации, представленной в картографической форме. В последние годы широкое применение для решения подобных задач находит новая информационная технология – использование геоинформационных систем (ГИС). ГИС важны также для задач прогнозирования состояния окружающей среды. Они предназначены не только для сбора, хранения, поиска и представления пространственно-распределенной информации, но и для преобразования последней с помощью имеющихся моделей. Принципиальное отличие ГИС от экологических баз данных состоит в их региональной направленности благодаря использованию картографической основы (Давыдчук, 1988). По мнению автора этой работы в задачах регионального природоохранного прогнозирования необходим переход с использованием ГИС от биогеоценотического уровня рассмотрения проблемы к ландшафтному. При этом в качестве основы ГИС используется ландшафтная карта, по которой в автоматизированном режиме строится серия частных карт, характеризующих основные компоненты ландшафта. Следует подчеркнуть, что экологическое картографирование является цель-ориентированным картографированием. Оно не сводится к покомпонентному картографированию природной организации региона и распределения антропогенной нагрузки. Не следует также думать, что экологическое нормирование (в смысле картографирования) представляет собой набор карт по различным ПДК различных загрязнителей. Под экологическим цель-ориентированным картографированием понимается способ визуализации результатов экологической экспертизы, выполненной на качественно новых подходах. Поэтому очень важна синтезирующая роль этого способа представления информации.

Картографическая информация, используемая как основа ГИС, представляется в двух основных форматах – векторном и растровом. Причем, векторный используется для задания и сохранения топологии изображения (линейные объекты – границы, дороги, реки), а растровый – в основном для накопления тематической пространст-

исно-распределенной информации (типы почв и подстилающих пород, виды обработки земли, залесенность территории и т.д.) Использование ГИС-технологии подразумевает широкое применение различного вида моделей (в первую очередь, имеющих экологическую направленность). Поскольку, как подчеркивалось выше, экологические нормирование опирается на представление о биогeoхимических основах миграции загрязняющих веществ в природных средах, при создании ГИС для этих целей наряду с экологическими моделями требуется построение моделей на принципах и подходах географических наук (гидрология, метеорология, геохимия ландшафта). Тем самым основная часть ГИС развивается в двух направлениях:

- математические модели динамики процессов миграции вещества;
- алгоритмы автоматизированного представления модельных результатов в виде тематических карт.

В качестве примера моделей первой группы отметим модели поверхностного стока и смыва, инфильтрационного питания грунтовых вод, русловых процессов и т.д. Типичными представителями второй группы являются алгоритмы построения контуров, выделения площадей и определения расстояний. Окончательно схема типичной ГИС может быть представлена следующими подсистемами:

1) Подсистема ввода служит для преобразования картографической информации в машинную форму, редактирование этой информации, преобразование координат (повороты, смещения, масштабирование) и, при необходимости, перевод в растровую форму.

2) Подсистема запоминания и поиска информации состоит из двух баз данных: база слоев изображения и база атрибутов этих слоев.

3) Система управления базой данных предназначена для обеспечения подсистемы, описанной в п. 2.

4) Подсистема моделирования и анализа на основе баз данных.

5) Подсистема представления выходной информации в виде стенограмм новых карт или таблиц по результатам моделирования.

Следует отметить, что в связи с большой протяженностью объектов исследований (это, как правило, регионы площадью в десятки и сотни тысяч кв. км), а также неполнотой и противоречивостью имеющейся информации, прямое моделирование протекающих природных процессов, осложненных к тому же антропогенными воздействиями, практически невозможно. Это приводит к необходимости использования экспертных оценок различных специалистов, т.е. построения на базе ГИС экспертных систем. В работе Робинсона и Франка (Robinson, Frank, 1987) выделены 4 группы проблем в области ГИС, где развивается технология экспертных систем: конструирование карт, извлечение элементов поверхности или рельефа, управление географическими базами данных, системы поддержки принимаемых георешений.

Подчеркнем, что последняя группа проблем как раз и включает рассматриваемые нами экологические нормирование, являющиеся основой для рационального природопользования.

Традиционно программные продукты в этой области объединялись в три группы в соответствии с целью использования информации: для управления, поддержки принятия решений в экспертных оценках. Это деление довольно условно, так как системы поддержки принятия решений (DSS - Decision Support System), как правило включают систему информационного обеспечения управления (MIS - Management Information System), а экспертная система - и ту, и другую.

Уже более 30 лет ведутся работы в области искусственного интеллекта, авторы которых пытаются создать программы, позволяющие 'разумно' решать задачи. Экспертные системы - один из примеров таких попыток. По определению А.Б. Барковского (1990), экспертная система - это прикладная система искусственного интеллекта, включающая базу знаний, набор взаимосвязанных правил, формализующих опыт специалистов в некоторой области, и механизм выводов, позво-

Таблица 52

Экспертные системы по управлению опасными отходами (Программное обеспечение..., 1990)

Название системы	Область применения	Разработчик
Waste Analysis Plans	Оценка действующих очистных сооружений	Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, EPA
Superfund Remedial Action	Выбор методов и подбор технологий для переработки отходов	Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, EPA
Underground Storage Tanks	Помощь в контроле за утечками при подземном хранении	Environmental Monitoring Systems Laboratory, EPA
Spill Crisis	Картирование загрязненных территорий, локализация аварийных разливов	Office of Inter Disciplinary Programs, ATLANTA, USA
Hazardous Waste Facilities Closures	Экологическая экспертиза проектов ликвидации складов опасных отходов	Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, EPA
Dredge Material Disposal	Оценка воздействия дригерионных материалов на окружающую среду	Purdue University, West Lafayette, USA
Leaking Underground Storage Tanks	Обеспечение выбора мероприятий по охране окружающей среды при аварийных утечках	Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, USA

ляющий на основании правил и представляемых пользователем фактов распознать ситуацию, поставить диагноз или дать рекомендации для выбора действий.

Мероприятия по экологическому нормированию включают в себя оценку и выбор оптимального решения из некоторого числа возможных. Традиционный подход заключается в консультациях с высококвалифицированными специалистами и изучении большого числа технических отчетов. Качество и глубина каждого исследования и оценки в большой степени субъективны, поскольку зависят от индивидуальности экспертов. Применение аппарата экспертных систем позволяет объединить разнородные оценки и получить наиболее вероятное решение. Примеров реальных экспертных систем для целей экологического нормирования на Западе уже довольно много. Причем эти системы группируются по трем основным группам:

- экспертные системы по управлению опасными отходами (табл. 52);
- по водоснабжению и сточным водам (табл. 53.1);
- по использованию моделей в области охраны окружающей среды (табл. 53.П).

Экспертные системы, создаваемые в нашей стране, пока малочисленны и находятся в стадии разработки. Отметим экспертную систему гигиенической оценки и прогнозирования влияния краткосрочного загрязнения атмосферного воздуха (Миничков, Мельникова, 1989). Основное назначение системы состоит в проведении анализа воздействия различных факторов на заболеваемость населения. В базе знаний этой системы заложены необходимые статистические и гигиенические методы и критерии (определение пороговых уровней загрязнений, вызывающих заболевания).

В 1986 г. в г. Кемерово начата работа по созданию экспертной системы для управления качеством окружающей среды (Исаев и др., 1989). Информационную основу системы составляют 5 базовых данных (аэрометрическая и аэрозимсионная информация, данные о загрязнении поверхностных вод р. Томь и источниках сброса балла природоохраняемых мероприятий). Эта система предназначена для решения следующих задач:

Таблица 53

I. Экспертные системы по водоснабжению и сточным водам (Программные обеспечения, 1990)

Название системы	Область применения	Разработчик
Sledge Cadet	Помощь по обнаружению неисправностей при утечках в промышленных фильтрах	Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, USA
New York Water Treatment Plant	Оценка расхода воды для водочистных сооружений г. Нью-Йорк	Syracuse University, Syracuse, USA
Water System Loss	Анализ рынков эксплуатации сети водоснабжения	Urbana-Champaign IL, USA
MUMS	Управление водосбором	Enfess Plaza, Washington, USA
French Water Treatment Plant	Составление плана водосбора	CERGENE/ENPC Molsy-le Grand France
II. Экспертные системы инструктаж и использования моделей в области охраны окружающей среды		
Mixing Zone Analysis	Анализ качества воды. Выбор модели для прогнозирования качества воды	Cornell University, Ithaca, USA
Groundwater Flow Analysis	Анализ потока подземных вод. Построение соответствующей модели	University of Maine Orono, ME, USA
Hydrologic Model Calibration	Построение и использование модели управления ливневыми водами	Purdue University, West Lafayette, IN, USA
Water Resources Laboratory Aide	Обучение студентов лабораторным исследованиям водных ресурсов	University of Alaska, Fairbanks, USA

- текущее и перспективное планирование атмосфероохранной деятельности,
- эколого-экономический анализ имеющейся информации,
- природоохранная деятельность.

На основании рассмотренных ранее концептуальных положений о необходимости оценки адаптационных возможностей человека с использованием физиологических параметров для целей экологического нормирования нами проводится работа по созданию экспертно-советующей системы. Цель создания такой системы - зафиксировать предпатологические изменения в организме человека и связать их с биогеохимическим районированием территории постоянного проживания. Для этого в течение ряда лет проводится мониторинг за здоровьем населения из разных регионов нашей страны на основании специально разработанных методов обследования. Результаты мониторинга накапливаются в базе данных. С учетом статистических закономерностей, обнаруженных в процессе обработки данных мониторинга, формируются правила и экспертные заключения. Одновременно собирается материал по биогеохимическому районированию, также собранный в базу данных. Для оценки состояния здоровья населения и его адаптационных возможностей используется двухуровневый подход, отражающий структуру информационного обеспечения, описанную ранее. Ожидается, что в ближайшие годы произойдет бурное развитие экспертных систем, поскольку все большее число специалистов осознают их потенциальные возможности для целей экологического нормирования и принятия природоохранных решений.

3.2. ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ ГИС И ЭКСПЕРТНЫХ СИСТЕМ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ОГРАНИЧЕНИЯ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

В качестве реализации рассмотренных выше теоретических предпосылок рассмотрим проблему ограничения воздействия на окружающую среду при применении минеральных удобрений для нужд сельского хозяйства. В качестве объекта исследу-

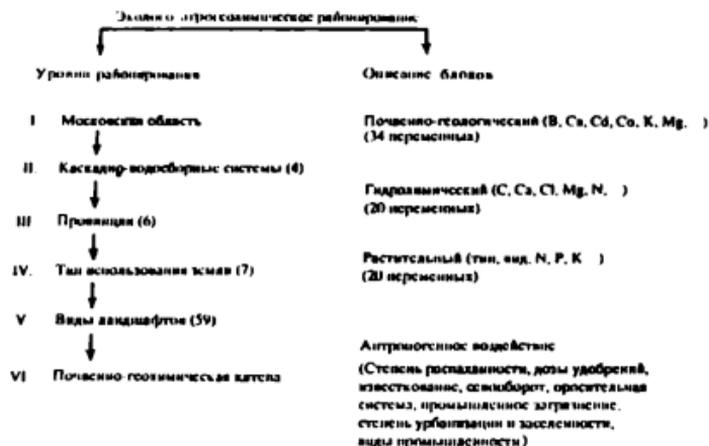


Рис. 22. Структура базы данных по эколого-агрогеохимическому районированию Московской области

дований была выбрана территория Московской обл. Следует отметить, что этот регион наряду со значительной площадью (около 40 000 кв. км) отличается довольно сложной биогеохимической структурой. Ранее для решения задачи выработки экологических нормативов для этой территории были использованы статистические методы. Это позволило определенным образом организовать всю накопленную для этой территории информацию и провести эколого-агрогеохимическое районирование (Башкин и др., 1991).

Результатом этой работы стало создание организованной в соответствии с поставленной задачей базы данных, структура которой представлена на рис. 22. Правая часть схемы отражает сложную картину природной организации данной территории. Цифры в скобках показывают количество тех или иных единиц районирования данного вида. Например, количество выделяемых на территории области ландшафтов – 59. Значительная сложность рассматриваемой схемы делает необходимым составление довольно объемной базы данных для Московской обл. (несколько десятков тысяч записей). На том же рисунке представлены уровни описания этой базы данных, используемые нами для структурирования информации и ее последующей обработки. Отметим, что разработка этой базы данных проводилась для целей нового вида мониторинга – эколого-биогеохимического мониторинга для оценки изменений природной биогеохимической структуры под воздействием промышленной и сельскохозяйственной деятельности и соответствующего негативного воздействия на состояние популяционного здоровья населения. Результаты этого мониторинга накапливались в базе данных в течение нескольких лет. Сеть мониторинга была организована в соответствии с ландшафтным подходом. Первоначально наши исследования основывались на создании полифункциональной БД, информационно охватывающей следующие компоненты экосистем – почвы, воды, растения. На основании этой информации удалось получить ряд регрессионных зависимостей, которые позволяли выделять трендовые явления в развитии изучаемых процессов. Однако при работе с этой БД постоянно ощущались трудности при интерпретации большого экспериментального материала.

Поэтому в связи с перегруженностью БД важное значение имеет визуализация

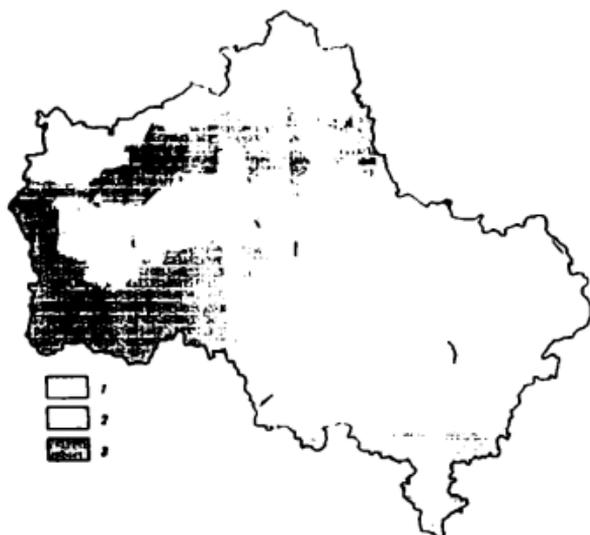


Рис. 23. Электронная карта почв Московской области
Механический состав: 1 - песок, 2 - сугилек, 3 - сугилек

информация. В данном случае естественным является представление информации в виде карт, так как вся представленная в БД информация имеет картографическую привязку. Фактически совокупность описанной информации служит основой региональной ГИС. Под БД ГИС мы понимаем реализованную с помощью технических средств информационную модель региона, отражающую его природно-хозяйственные системы, а также их взаимосвязи. Разработка БД ГИС начинается с построения концептуальной модели информации, описывающей объекты предметной области и их взаимосвязи. Для нас предметная область - регион со всей присущей ему спецификой природных условий, ресурсным потенциалом и расположенными на нем видами хозяйственной деятельности. По неоднородности своей пространственно-временной структуры, многообразию и характеру взаимосвязей, динамичности функционирования данная предметная область очень сложна. Поэтому для описания обычной базы данных становится недостаточно. Вот почему необходима более развитая информационная технология, каковой и является типичная ГИС. Основой ее послужили две базы данных. Одна - рассмотренная выше и вторая - графическая, содержащая карты природной организации территории Московской области и ее антропогенных нагрузок (в данном случае минеральных удобрений). В качестве примера природной организации территории на рис. 23, 24 представлены выведенные на печать электронные карты, описывающие виды почв по гранулометрическому составу, а также типы подстилающих пород (четвертичных геологических отложений). Рис. 25 служит иллюстрацией возможностей ГИС, позволяющей осуществлять синтез изображений.

Безусловно, содержательная часть ЭМ ГИС - это база знаний, т.е. совокупность правил, позволяющая осуществлять экологическое прогнозирование и оценивать последствия различных видов антропогенных нагрузок. Ниже будет показано исполь-



Рис. 24. Электронная карта подстилающих пород Московской области
 Метаморфическая система: 4 - пески; 5 - пески с прослоями гравия, гальки, суглинки; 6 - слоистые суглинки; 7 - вулканические суглинки

зование конкретных правил и экспертных заключений на примере Московской области. Однако правила не заменяют рассмотрение реально протекающих процессов – биогеохимических циклов важнейших биофильных элементов, а дополняют их. Поэтому наряду со статистической информацией о состоянии экосистем потребовалось знание динамики процессов миграции элементов и их аккумуляция. Тем самым стала очевидной необходимость моделирования биогеохимических процессов. Такое сочетание различных подходов (моделирование, элементы экспертных оценок в непосредственно ГИС) позволяет говорить о существовании подкласса ГИС-экспертно-моделирующей ГИС (ЭМ ГИС). Причем, мнение экспертов (в нашем случае биогеохимиков) в ряде случаев оказывается решающим, что особенно важно в условиях неполноты данных для моделирования или при переходе от смоделированных участков (клетки) ландшафта к водоразделу в целом.

Чтобы оценить вероятность загрязнения вод нами разработана система правил, включаемых в базу знаний. Эти правила получены экспертами и позволяют качественно оценить вероятность загрязнения. Так, например, если почвы легкого механического состава подстилаются породами того же состава, то вероятность загрязнения поверхностных вод нитратами и фосфатами – минимальна. Для грунтовых вод первого горизонта (до глубины 20 м, является основным источником водоснабжения в сельских районах) вероятность загрязнения нитратами – максимальна, а фосфатами – находится на среднем уровне. Для грунтовых вод второго горизонта (до глубины 80-100 м они являются источником водоснабжения для городов) вероятность загрязнения нитратами находится на среднем уровне и т.д. Эти правила схематично показаны на рис. 26

Далее, опираясь на полученные по результатам многолетних наблюдений регрес-

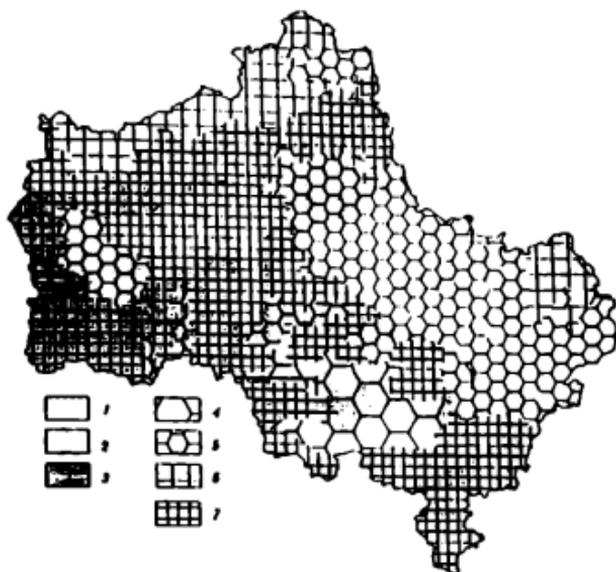


Рис. 25. Картограмма пространственной водопоглощаемости почвогрунтов поверхностного слоя (совмещена с рис. 24)

Условные обозначения см. на рис. 23, 24

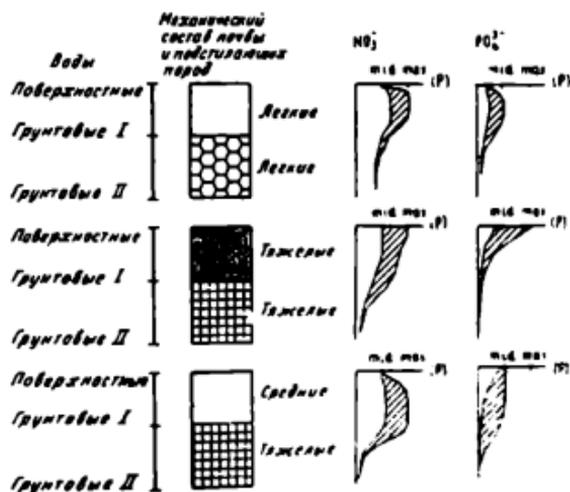


Рис. 26. Оценка вероятности загрязнения поверхностных и грунтовых вод нитратами и фосфатами

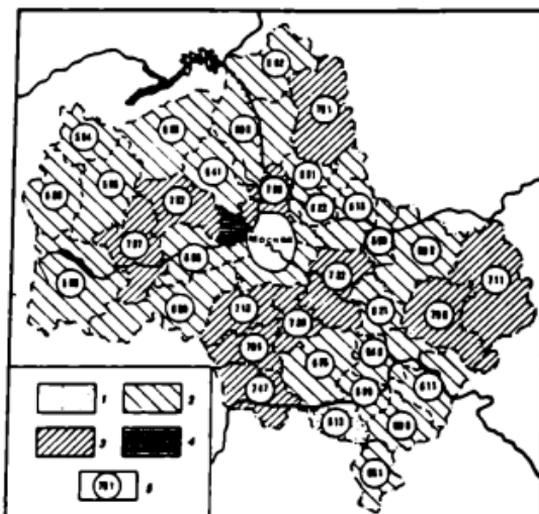


Рис. 27. Внесение фосфатов в почвы с минеральными удобрениями по Московской области за 1961-88 гг. кг/га паашей
 1 - < 550; 2 - 550-700; 3 - 700-850; 4 - > 850; 5 - конкретно по району

свои зависимости доз минеральных удобрений и содержания в водах NO_3^- и PO_4^{3-} можно рассчитать величины допустимых нагрузок на те или иные агроландшафты. В качестве исходной информации используем стандартные выборочные характеристики распределения соединений минерального азота и ортофосфатов в поверхностных и грунтовых водах.

Наряду с картами природной организации территории Московской области мы создали электронные карты техногенных нагрузок. Для примера, на рис. 27 приведена карта распределения фосфорных удобрений по административным районам Московской обл. за 5 лет. Более густая штриховка соответствует большей величине применяемых удобрений.

Использование всего описанного выше цифрового и картографического материала позволило в рамках нашей системы получать оценки возможности загрязнения природных вод соединениями азота и фосфора. Анализ этих данных позволяет получить распределение вероятностных оценок возможности загрязнения вод для различных физико-географических провинций на территории области (рис. 28). Заключительной фазой данного подхода являются практические рекомендации по предельно-допустимым дозам минеральных удобрений в разрезе административных районов. Тем самым, прослеживается следующая информационная цепочка: бонитировочные показатели (эффективное плодородие почв) – запас и баланс питательных элементов и гумуса – потребность почв в удобрениях – фактическое внесение минеральных и органических удобрений – геохимическая нагрузка на ландшафт.

Для выбранного района экспертно оценивается состояние полей, запас питательных веществ и гумуса (на основании паспортных данных станций химизации и собственные)

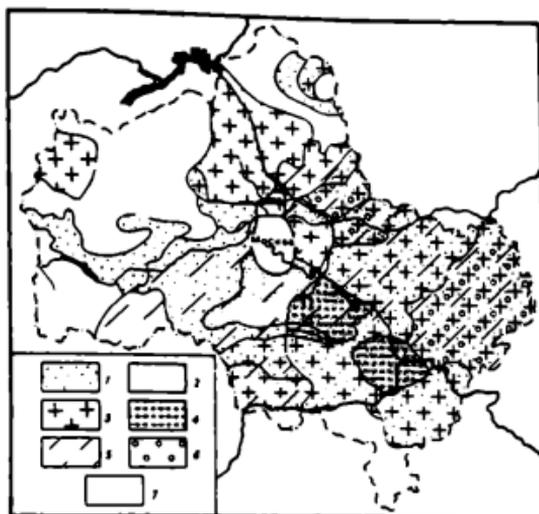


Рис. 28. Эколого-агроэкологические районы Московской области
 Загрязнение природной вод излитиями: 1, 2 - загрязняется первый грунтовый горизонт; 3, 4 - второй и
 четвертый; 5 - загрязняется первый грунтовый горизонт; 6 - поверхностные воды
 Вероятность загрязнения: 1, 3, 5 - средняя; 2, 4, 6 - высокая

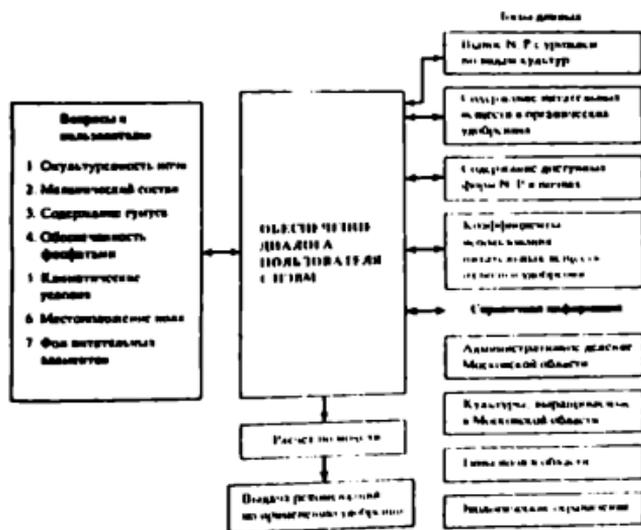


Рис. 29. Блок-схема экспертно-оптимальной системы по выбору для водоснабжения

исследований). Производится анализ положения полей в ландшафтах, оценивается характер и интенсивность сноса и смыва. Это служит основой для моделирования процессов в ландшафтах. Результаты визуализируются с использованием средств машинной графики и выдаются в виде рекомендаций по применению удобрений и агротехнических мероприятий.

Блок-схема разработанной системы показана на рис. 29. Причем для наглядности представления и удобства пользователей экологические ограничения представлены в картографической форме и могут быть просмотрены в диалоговом режиме. На этом примере явдно сочетание как принципа моделирования, так и принципа экспертной оценки на основе использования картографически ориентированной информации. Тем самым аппарат ЭМ ГИС может быть эффективно использован для экологического нормирования антропогенных нагрузок с целью предотвращения техногенного загрязнения и возможных неблагоприятных воздействий, связанных: а) с изменением естественной структуры ландшафтов и нарушением природных БГХП; б) с негативным воздействием на трофические цепи в экосистемах, замыкаемые человеком, а, следовательно, на его адаптационные возможности.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Экологическое нормирование, призванное регламентировать взаимодействие человека и природы, традиционно базируется на различных видах норм. Эти нормы, как правило, не учитывают гетерогенный характер биосферы. Отсутствует и общая методология экологического нормирования даже в такой наиболее развитой сфере, как санитарно-гигиеническое нормирование. По нашему убеждению, система экологического нормирования представляется как система оценки воздействия антропогенных нагрузок на здоровье человека. При этом нормирование должно обеспечивать не только фиксацию патологических изменений в состоянии популяционного здоровья населения, но выявлять предпатологические изменения по физиологическим показателям.

Существующая в системе экологического нормирования парадигма "контроль" обеспечивается системой ПДК и ПДВ, а в качестве математического аппарата традиционно используют статистические методы в имитационное моделирование. Этот подход не учитывает биогeoхимических основ существования биосферы. Естественным поэтому представляется переход к парадигме "предупреждение". В рамках парадигмы "предупреждение" становится возможным исправление антропогенных нагрузок в рамках естественных колебаний биогeoхимических циклов с тем, чтобы избежать необратимой трансформации этих циклов и их возможного разрушения. Методологической основой такого нормирования является сопряженное изучение биогeoхимического круговорота элементов в антропогенно-модифицированных ландшафтах и их природных ландшафтах-аналогах. Поэтому в качестве математического аппарата необходимо использовать современные информационные технологии, использующие геоинформационные и экспертно-моделирующие системы.

Изучение с их помощью потоков загрязняющих веществ от источника выброса до попадания в живой организм может обеспечить разработку научно обоснованных норм допустимых воздействий на биосферу. Важное значение при этом приобретает анализ устойчивости экосистем к техногенным воздействиям. Этот анализ необходимо выполнять с использованием ландшафтного подхода. Ландшафтные принципы нормирования дают основное считать, что нормы должны быть дифференцированы в региональном отношении (являясь индивидуальными для ландшафта или типовыми для группы последних) и "вариантными", в зависимости от целевой социально-экономической функции.

Нормирование санитарной обстановки должно осуществляться на базе комплексной оценки факторов окружающей среды. Это вызывает потребность привлечения новых методов исследований, например, экологического картирования. Экологическое картирование, будучи целенаправленным способствует познанию как природной

организация исследуемой территории, так и закономерностей распределения антропогенной нагрузки. Структурированная таким образом информация накапливается в специализированных базах данных, построенных по региональному принципу. Информационное обеспечение для оценки влияния антропогенных факторов на здоровье населения должно состоять из двух уровней. Первый включает информацию, полученную общими физиологическими методами. Этот уровень позволяет оценить состояние функциональных систем организма по результатам клинических обследований (норма-патология), устойчивость организма (иммунитет) к тесногенным воздействиям, а также адаптационную реакцию организма с помощью методов оценки степени адаптации. Второй уровень оценки состояния определяется информацией, полученной нестандартными методами обследования (оценка вегетативного тонуса, результаты цитохимического анализа, электроэнцефалография и т.д.). Сформированные в итоге базы данных служат основой для разработки геоинформационных систем (ГИС). Так как экологическое нормирование опирается на представление о биогеохимических основах миграции загрязняющих веществ, при создании ГИС наряду с экологическими моделями широко используются модели, построенные на принципах географических наук.

Отметим, что экологическое картографирование является по своей природе целеориентированным, не сводится к покомпонентному картографированию природной организации региона и распределению антропогенной нагрузки, а представляет собой способ визуализации экологической информации, выполненный на качественно новом уровне. Поэтому очень важна синтезирующая роль этого метода представления информации.

На основе рассмотренных выше концептуальных положений о необходимости оценки адаптационных возможностей населения нами проводится работа по созданию экспертно-советующей системы. Цель создания такой системы – зафиксировать предпатологические изменения в организме человека и установить их связь с биогеохимическим районированием территории постоянного проживания. Такая система может быть положена в основу нового подхода к экологическому нормированию, ориентированному для целей управления состоянием окружающей среды и прогнозирования устойчивого развития биосферы и здоровья населения.

В связи с протяженностью объектов исследования, а также неполнотой и противоречивостью имеющейся информации моделирование протекающих процессов не всегда возможно. Это приводит к необходимости использования экспертных оценок, т.е. построенная на базе ГИС экспертно-моделирующих систем.

В качестве реализации рассмотренных теоретических положений описана экспертно-советующая система по применению доз минеральных удобрений на базе экологически допустимых воздействий на окружающую среду. Показано, что данная задача может быть эффективно решена с использованием аппарата экспертно-моделирующих геоинформационных систем.

Из всего вышесказанного можно сделать следующие выводы:

1. Обоснована необходимость перехода от парадигмы "контроль", лежащей в основе существующей системы экологического нормирования, к парадигме "предупреждение".

2. Показано, что в рамках существующего нормирования (парадигма "контроль") возможно использование статистических методов и имитационного моделирования.

3. Выявлена необходимость использования экспертных и геоинформационных систем при переходе к парадигме "предупреждение".

4. Показано, что экологическое нормирование антропогенных нагрузок должно производиться с учетом биогеохимического районирования, которое возможно при использовании методов цель-ориентированного картографирования.

5. Установлено, что проблема экологического нормирования антропогенных нагрузок с целью предотвращения негативного воздействия на природные БГХП и адаптационные возможности человека должна решаться с использованием ЭМ ГИС.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И ПРОБЛЕМЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

В последние годы осознана крайняя необходимость в глобальном и региональном устойчивом развитии, поскольку одновременное проявление ряда негативных явлений в течение последних 20–30 лет привело к возникновению многих серьезных проблем как в области экономики, так и в области экологии. С наибольшей остротой негативные проблемы отмечаются в странах и регионах, где усиливающаяся деградация окружающей среды происходит на фоне возрастающих экономических трудностей. Именно такая ситуация наблюдается в настоящее время на территории России и ряда других стран.

Однако острейшая необходимость смены существующих экономических структур и соответствующего изменения многих технологических схем реализации продукции приведет одновременно и к изменению воздействия на окружающую среду. Направленность этих изменений во многом определяется концепцией устойчивого развития, связанной с совмещением параметров глобального и регионального экономического развития с минимизацией негативного воздействия на окружающую среду. Переопределение этой концепции в научных терминах сводится к следующему: 1) дать точные научные определения различным процессам, происходящим в природе, экономике и обществе в связи с переходом на рельсы устойчивого развития; 2) разработать методологические подходы к сельскохозяйственным и промышленным технологиям, позволяющим получать экономическую выгоду при минимуме эмиссий в окружающую среду; 3) разработать теоретические и практические приемы инвентаризации антропогенных нагрузок в рамках естественных колебаний различных слагаемых биосферно-экономических циклов.

Особая проблема, возникающая при переходе к устойчивому развитию, связана с изменением парадигмы "контроль воздействия на окружающую среду" на парадигму "предупреждение воздействия на окружающую среду". Следовательно, необходим переход от регламентирующих принципов и подходов типа ПДК, ПДУ и т.д. к принципам экологического нормирования, основанным на познании природной биосферической организованности территории и ее учете при определении величины допустимого воздействия на среду обитания человека и его популяционного здоровья.

4.1. БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА АГРОЭКОСФЕРЫ КАК ОСНОВА ЕЕ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

Вследствие успехов "зеленой революции", связанных прежде всего с интенсивным применением агрохимикатов и ирригацией, во многих странах появилась возможность достижения максимальной биопродуктивности агроландшафтов. Обязательным следствием такого стремления является резкое усиление негативного воздействия на состояние окружающей среды, что среди многих ученых и политиков рассматривается как неизбежная плата человечества за успехи цивилизации. Возникает серьезнейшая дилемма конца XX в. – продовольственный или экологический кризис, решение которой выглядит практически невозможным в рамках традиционных представлений о сельскохозяйственном производстве.

Так, в развитых странах переход сельского хозяйства на индустриальную основу с

использованием значительных субсидий привел к перепроизводству, огромному увеличению использования энергии и сырья. Это сопровождается усилением давления на окружающую среду: эрозия, подкисление почв и загрязнение вод — основные показатели данного процесса. Последствия "зеленой революции" во многих странах Азии и Латинской Америки аналогичны. С другой стороны, экспорт продовольствия из развитых в развивающиеся страны ведет к паразитическим настроениям, недоразвитости, интенсивному переиспользованию природных ресурсов, экологическим проблемам и, как следствие, к росту задолженности. Необходимо подчеркнуть, что во многих регионах запас почв, пригодных для сельскохозяйственного использования, практически исчерпан и земледелие вынуждено перемещаться в менее подходящие зоны.

В настоящее время кризисное состояние биосферы и агроэкосферы, как ее основной части, требует разработки стратегии устойчивого развития и глобальной охраны (World Resources Institute, 1989). Эта стратегия должна быть переопределена в терминах и дефинициях экологии, экономики и равенства. В качестве первого шага, данное переопределение предполагает разработку новых теоретических подходов и методов их практической реализации, которые могли бы соединить такие понятия как "устойчивое развитие" и "минимизация негативного воздействия" на состояние окружающей среды. Предъявляемым требованиям удовлетворяет теория экологически оптимальной биопродуктивности агроэкосферы, основанная на познании ее биогеохимической организованности. Конечной целью этой теории является соединение параметров экономического необходимого урожая с минимизирующей трансформацией и разрушения окружающей среды. Оценка параметров экологически оптимальной биопродуктивности может быть выполнена на основе сравнительного изучения биогеохимических циклов элементов в агроландшафтах и их естественных ландшафтах-аналогах. Практическим следствием рассмотриваемой теории является эколого-агрогеохимическое районирование сельскохозяйственных территорий. Принципы районирования включают в себя количественную оценку слагаемых биогеохимических циклов различных элементов, также как их изменение под антропогенным воздействием. В условиях интенсификации антропогенного стресса, связанного в основном с применением агрохимикатов и массированной полыхимизирующей агроэкосферы, биогеохимические циклы биофаллов трансформируются в агрогеохимические. Такая трансформация сопровождается резким усилением миграции и приводит к усилению незамкнутости циклов в пространстве и во времени вследствие появления ряда новых барьеров, таких как аккумуляция в грунтовых водах, избыточное накопление загрязнителей в фитомассе и почве. В каждой почвенно-климатической зоне возникают биогеохимические провинции с избыточным накоплением различных поллютантов (например, нитратов) в пище и воде, что индуцирует многие заболевания животных и человека. Другим практическим следствием теории экологически оптимальной биопродуктивности агроэкосферы для целей превентивной медицины и гигиены является разработка "скользящих" (региональных) ПДК различных агрохимикатов. В тесной связи с величинами антропогенной нагрузки изменяются биогеохимические циклы практически всех элементов и эти изменения будут различными в зависимости от первоначальных условий естественных ландшафтов и уровня воздействия на них. В соответствии с изменениями этих параметров, реакция различных организмов, включая людей, на содержание поллютантов будет также изменяться. Необходимо принимать во внимание синергический и антагонистический характер взаимодействия многих соединений. В этих условиях невозможно использовать единые значения ПДК для всех регионов таких стран как США, Россия, Китай, Индия, Бразилия и тем более на глобальном уровне. Например, в интратных биогеохимических провинциях присутствие Se уменьшает риск онкологических заболеваний, тогда как наличие Cd и пестицидов существенно увеличивает. Величины "скользящих" ПДК должны быть основаны на параметрах физиологической устойчивости организма человека. Это уменьшает возможность появления предпатологических и патологических изменений в организме

Таблица 54

Потери азота из мировой агроэкосистемы

Статья расхода	Потери*, млн. т в год	Степень неопределенности**	Статья расхода	Потери*, млн. т в год	Степень неопределенности**
Вынос с урожаем сельскохозяйственных культур	61,5	+++	N почвы	36,9	+
Вымывание N удобрений	14,4	++	Нитрификация (N ₂ O)	10	+
Эрозия почвы N почвы	2-20	++	Эмиссия NO ₂ (NO + NO ₂)	0,4-2,0	+
Денитрификация	51,3	++	Улетучивание NH ₃	13-23	+
N удобрений	14,4	+++	Сжигание биомассы	?	+
			Всего	152-198	+

*Оценка потоков дана в тексте.

**Степень неопределенности: +++ - 10-50%, ++ - 50-100%, + - более чем 100%.

В конечном итоге, данные величины ПДК должны существенно различаться и отражать регионы, выделенные при эколого-агроэкохимическом районировании сельскохозяйственных территорий.

Изучение биогеохимической организованности агроэкосферы, являющейся одной из составных частей биосферы в целом, имеет целью оценить обмен между компонентами биохимического материала и биотой (фито- и зоомассой) в процессах круговорота различных химических элементов. Циклы биофилов, как макро-, так и микроэлементов, обычно отражают существенную структуру наиболее характеристических путей миграции из окружающей среды в организм и в обратном направлении, включая химический и биохимический метаболизм этих соединений внутри живой плазмы. В фундаментальных работах В.И. Вернадского, выполненных в 20-30-х гг. нашего столетия (Вернадский, 1965; 1983; 1989), Д. Хатчинсона (Hatchinson, 1944), Л. Помрой (Pomroy, 1974) даны определения биогеохимии, биогеохимических циклов и организованности биогеохимической структуры в основном применительно к природным ландшафтам при относительно слабом антропогенном воздействии. Развитие промышленного и сельскохозяйственного производства, особенно во второй половине XX в., привело к появлению техногенных и агрогенных ландшафтов. В этих ландшафтах произошла измененная как пространственная, так и временная структура биогеохимических циклов. Тенденции подобных изменений рассмотрены в работах М.А. Глазовой (1972), Т. Розвелла (Rowell, 1983), Б.Г. Розанова (1984), В.А. Ковды (1985), Н.Ф. Глазковского (1985), Ю. Одума (Odum, 1986), В.Н. Башкина (1987, 1991 и 1992) и др.

В соответствии с интенсивным применением агрохимикатов (более чем 500 млн т ежегодно в глобальном масштабе) резко усилилось антропогенное давление на биогеохимические циклы многих биофильных элементов. В первую очередь, это касается таких основных биофилов как N, C, S, P. Существенно изменялся также цикл воды.

В качестве примера можно кратко рассмотреть антропогенное давление на глобальный цикл азота. Это давление выражено в наибольшей степени по сравнению с другими агрохимикатами в связи с максимальным применением азотных удобрений.

Приблизительная оценка потерь азота из почв нашей планеты глобальной агроэкосистемы дана в табл. 54. Оценка поглощения азота выращиваемыми сельско-хозяйственными культурами выполнена на основании данных Мирового института ресурсов (World Resources Institute, 1989). Показано, что в 1986 г эта величина равнялась примерно 61,5 млн. т и по сравнению с 1965 г. увеличилась в 1,85 раза тогда как применение азотных удобрений возросло в 3,6 раза (20 и 72 млн. т N в 1965 и 1986 гг., соответственно). Оценка транспорта азота из наземных экосистем

Таблица 55

Агроэкологический баланс азота в глобальной агроэкосистеме за 1986 г.

Статья	М. млн.т в год	Статья	М. млн.т в год
Принос:		Вого.	117-157
минеральные удобрения	72	Расход (см табл 54)	152-198
биологическая фиксация	40-80	Баланс:	-29 - -41
осадков	5		

морские и океанические дана А Уолшем (Walsh, 1984). Показано, что общее поступление нитратного азота за счет речного стока в настоящее время составляет более 20 млн. т/год, что, по крайней мере, в 3 раза больше, чем по данным 50-летней давности (Emery et al., 1955). Другие оценки поверхностного стока предполагают вынос до 35 млн.т N/год (Delwiche, Likens, 1977). Р.М. Гартрелл с соавторами (Gartrell et al., 1973) предположили, что только 10% внесенного на пахотных почвах азота удобрений попадало в речные воды. За последнее время каждые десять лет содержание азота нитратов в большинстве рек удваивалось. Можно считать, что величина 20 кг N/год на одного человека отражает поступление азота из промышленных, коммунальных и сельскохозяйственных отходов (Sly, 1976; Segar, 1984; Walsh, 1984). В таком случае для населения в 3 млрд. человек (Северная Америка, Европа, Азия) принос антропогенного азота с поверхностным стоком в океан составит 60 млн.т в год (Walsh, 1984). Аналогичная величина (64 млн.т N) дана и другими авторами (Van Bennekom, Salomons, 1981) на основании оценки поступления азота из животноводческих отходов, коммунальных отходов и применяемых минеральных удобрений (20% от внесенного количества). Общий принос азота из наземных экосистем в водные составляет около 100 млн.т, т.е. антропогенный источник ответствен за поступление около 60% азота, в том числе азотных удобрений – 15% (14,4 млн.т). Поверхностный сток азота почва может быть рассчитан путем оценки эрозийных потерь (Meuybeek, 1982). Потери азота из почв за счет денитрификации были оценены на основании следующих расчетов. Согласно многочисленным данным, обобщенным Д. Гринвудом (Greenwood, 1982), средний коэффициент использования азота удобрений в мировой агроэкосистеме составляет 25%, следовательно, в составе общего выноса азота биомассой сельскохозяйственных культур (61,5 млн.т N) – 15,1 млн.т представлено азотом удобрений, а 46,1 млн.т – азотом почвы. Относительно же коэффициент использования к азоту почвы, получаем величину азота, минерализованного из органического вещества в пахотных почвах мира, равную 184,4 млн.т. Потери азота за счет денитрификации варьируют весьма значительно (1-75%), но величина в 20% может быть принята в качестве средней. В таком случае, потери азота из удобрений в 1986 г. составили 14,4 млн.т, а из почвы – 36,9 млн.т (см. табл. 54). Газообразные потери в виде N_2O при нитрификации были рассчитаны на основании данных 1983 г. (Rosswall, Paustain, 1984) и равнялись 20 млн.т. Улетучивание окислов азота оценено путем экстраполяции величины среднего продуцирования $N-NO_2$ ($NO + NO_2$) 1-5 мг/м² и сельскохозяйственной площади $15 \cdot 10^{12}$ м² и дано в соответствии с оценками П. Крутцена (Cruizen, 1983). Потери азота при сжигании биомассы могут составлять 10-14 млн.т $N-NO_2$, 1-2 млн.т $N-N_2O$ и около 60 млн.т $N-NH_3$; однако, неизвестно точно количество сельскохозяйственных остатков, сжигаемых на полях и пастбищах.

Таким образом, из сельскохозяйственных почв мировой агроэкосистемы в течение года удаляется 152-198 млн.т N, причем вынос азота с растениеводческой продукцией ответствен только за 31-40% всех потерь. Несколько меньшими величинами характеризуются суммарные потери азота почвой и удобрениями за счет денитрификации (27-33%). Суммарное поступление азота на сельскохозяйственные земли составляет 117-157 млн.т в 1986 г. (табл. 55), т.е. баланс азота складывался отрицательно -29 - -41 млн.т.

Несмотря на отрицательный баланс азота в глобальной агроэкосистеме в целом необходимо отметить, что в развитых странах, так же как и во многих развивающихся странах после зеленой революции, величины баланса азота положительны в индивидуальных агроландшафтах и регионах, где агроэкосистемы составляют существенную часть. В этих условиях имеет место аккумуляция избыточного азота, связанная с ростом применения минеральных азотных удобрений без адекватного роста урожая выращиваемых культур. В глобальном масштабе рост применения удобрений превышает рост урожайности в 2 раза. Относительные величины приходных статей баланса азота превышают расходные на 50%, указывая на неудовлетворительное использование удобрений (Башкин, 1987; 1992). Баланс азота в оросительных системах практически уравновешен, но значительные его количества вымываются с дренажными и поверхностными стоками, проникают в грунтовые воды, обуславливая увеличение концентрации NO_3^- и NO_2^- в природных водах в целом.

В связи с избыточным поступлением азота в индивидуальные агроландшафты положительными величинами также характеризуются региональные балансы различного уровня. Так, при оценке регионального баланса на территории бывшего СССР показано, что общие величины расходных статей в 1976-1986 гг. изменялись от 29,06 до 32,51 млн. т N, составляя 77-83% от общего прихода. За последние годы величины избыточного поступления азота еще больше возросли (Bashkin, 1990). Аналогичные результаты могут быть даны для других индустриальных стран (Великобритания, Colin, 1984; Дания, Schroder et al., 1984). Во всех случаях аккумуляция азота связана с его техногенной фиксацией из атмосферы для производства минеральных удобрений. Необходимо подчеркнуть, что в мире существует громадная дифференциация в применении азотных удобрений. Среднее применение азота удобрений составляло в 1985-1986 гг. 51 кг/га пахотной площади, тогда как Африка использовала в среднем 12, а Европа - 123 кг/га (World Resources Institute, 1989). В связи с этим, как уже было отмечено ранее, негативный баланс азота в мировой агроэкосистеме отражает прежде всего использование почвенного азота в регионах экстенсивного сельскохозяйственного производства. В целом для земного шара, баланс азота положительный, хотя величины аккумуляции в соответствии с оценками различных авторов изменяются в значительных пределах. На основании дополненных данных Мирового института ресурсов (World Resources Institute, 1989) ежегодное поступление азота на поверхность Земли (суша и океаны) составляет 285-776 млн. т и удаление - 275-435 млн. т (табл. 56). По минимальной оценке величины избыточной аккумуляции могут достигать 10 млн. т в год. Эти оценки близки к расчетам, сделанным ранее В.А. Ковдой (Ковда, 1985) для начала 80-х гг. - 9 млн. т. Трудно, однако, дать более точную оценку, поскольку неизвестны или количественно не охарактеризованы многиелагаемые современного цикла азота. Тем не менее тенденция к увеличению аккумуляции избыточного азота в регионах различного масштаба - от малого водосбора до глобальной - в настоящее время несомненна. Как следствие, появляются новые агрогеохимические провинции, где азот накапливается на различных барьерах, прежде всего в грунтовых и поверхностных водах. Средняя концентрация нитратов в водах многих рек Европы и Северной Америки увеличивается на 0,15 мг/л ежегодно, а число питьевых водовозточников, особенно в сельских районах, содержащих NO_3^- выше установленных ПДК, составляет 10-30% (Башкин, 1987; Bashkin, 1989). Избыточная аккумуляция азота в различных провинциях сопровождается заболеваниями человека и животных, замыкающими большинство трофических цепей.

Необходимо подчеркнуть, что трансформация биогеохимического цикла азота сопровождается соответствующей трансформацией круговорота многих других биогенных элементов, биогеохимически сопряженных с ним. Прежде всего, это касается С, P, S, O и многих микроэлементов (В, Мо, Zn, Cu и др.). Такая комплексная трансформация ведет к изменениям в целом биогеохимической организованности агроэкосферы, что связано с рядом негативных экологических последствий. Для того,

Таблица 56

Оптимизированный глобальный баланс азота
(дополненные данные Международного института ресурсов, 1989)

Статья	Потоки, млн т в год	Статья импор- та/экспорта*
Приток:		
Фиксация биологическая:		
суша	44-200	+
океаны	1-300	+
индустриальная	90	+++
Выделение:		
NO ₂ (суше и в атмосфере)	40-116	++
NH ₄ NH ₂ (суше и в атмосфере)	110-240	++
Всего:		
Расход:		
Образование NO₂:		
молния	10	++
почвы	10-15	++
сжигание в двигателях	22	+++
сжигание биомассы	7-12	++
Образование N₂O:		
океаны	1-3	++
тропические и субтропические леса	3,4-11,4	++
удобренные ольскопозитивные земли	0,4-1,2	+++
Сжигание:		
двигатели	3-5	+++
биомасса	0,5-0,9	++
деградация почвы	40-130	++
Потери азота из глобальной агроэкосистемы (см. табл. 54)		
Речной сток	152-198	++
Всего:	26-30	++
Баланс:	275-439	++
Баланс:	10-337	++

*Размерность та же, что в табл. 55

чтобы минимизировать эти последствия одновременно с получением экономического необходимого урожая, необходимо разработать теорию экологически оптимальной биопродуктивности агроэкосферы.

Решение такой задачи, как теория экологически оптимальной биопродуктивности агроэкосферы и отечественных ранее ее практических приложений, возможно только с использованием математического моделирования. С учетом сложности и комплексности такое моделирование должно основываться на методологии экспертно-моделирующих систем, позволяющих совместить частные статистические и имитационные модели с экспертными оценками ведущих специалистов. Целью такого моделирования является разработка с использованием современной компьютерной техники различных вариантов изменения состояния агроэкосферы в зависимости от уровня антропогенного воздействия.

Таким образом, теория экологически оптимальной биопродуктивности агроландшафтов, основанная на познании биогеохимической организованности агроэкосферы, может служить научным фундаментом для экологического нормирования антропогенных нагрузок на агроландшафты и для достижения устойчивой продовольственной обеспеченности.

Установлено (Vashkin, 1990), что в стратегии устойчивого развития агроэкосферы выделяются три основных направления:

- перемещение производства продуктов в регионы наибольшего потребления, в частности из развитых в развивающиеся страны или из одних регионов в другие;

- предоставление хотя бы минимального дохода сельскохозяйственным производителям;

- сохранение ресурсной базы сельскохозяйственного производства.

Развитие теории экологически оптимальной биопродуктивности может стать основой экологического нормирования и устойчивого развития. Во-первых, оптимизация урожая культур по критериям предотвращенного экологического ущерба от загрязнения окружающей среды позволяет перераспределить субсидии и обеспечить получение устойчивого дохода в сельскохозяйственных регионах. Во-вторых, природные биогеохимические циклы различных элементов устойчивее в южных почвенно-климатических зонах (где выше плотность населения), чем в регионах умеренного климата. Например, функционирование такого биогеохимического барьера как денитрификация более эффективно в южных широтах, чем в северных, что предотвращает избыточную аккумуляцию нитратов в грунтовых водах при интенсивном применении азотных удобрений. Трансформация и детоксикация других агрохимикатов также ускоряется. В-третьих, ведение сельскохозяйственного производства на базе параметров экологически оптимальной биопродуктивности, совмещающих получение экономического необходимого урожая с минимизацией негативного экологического воздействия (экологическое нормирование), сохраняет почву как основной природный ресурс.

Научно-практическое и практическое воплощение идей экологически оптимальной биопродуктивности связано с решением трех крупных блоков проблем:

1. Нормативный блок. Выражение идей устойчивого экологического развития агроэкосферы в рамках естественно-научных терминов и дефиниций. Разработка теоретических подходов и понятийного аппарата. Обоснование и выбор нормативов.

2. Адаптивный блок. Разработка практических приложений к теоретическим идеям и построениям. Эколого-агрогеохимическое районирование сельскохозяйственных территорий, введение скользящих ПДК для управления устойчивости продуктивностью и сохранением окружающей среды.

3. Блок управления. Разработка геоинформационных и экспертно-моделирующих систем управления процессами получения устойчивой продуктивности агроландшафтов с использованием компьютерной техники.

В соответствии с поставленными целями необходимо теоретическое и экспериментальное обеспечение намеченных задач.

Блок 1. Нормативное обеспечение. В настоящее время существующая нормативная база направлена на обеспечение максимальной продуктивности агроценозов и основана главным образом на внесении агрохимикатов. Такие подходы свойственны экспериментальной агрохимии и совершенно не принимают во внимание биогеохимическую структуру агроландшафтов и их естественных ландшафтов-аналогов. С методологической точки зрения необходимо отметить, что в условиях интенсивного применения агрохимикатов их влияние не замыкается рамками агроценозов, а затрагивает все компоненты агроландшафта, включая почву, биоту (фито- и зоомасту), природные воды, атмосферу. Происходит разрушение исходной биогеохимической организации как отдельных ландшафтов, так и агроэкосферы в целом. Нарушаются циклы азота, углерода, фосфора, серы, кальция, меди, цинка, молибдена, алюминия, марганца и многих других макро- и микроэлементов. Трансформируется роль традиционных биогеохимических барьеров, возникает ряд новых. Подобные изменения биогеохимической структуры сопровождаются появлением новых биогеохимических и агрогеохимических провинций с избыточным накоплением многих элементов, что приводит к заболеваниям животных и человека, замыкающих большинство трофических цепей. В связи с появлением этих и других экологических негативных последствий стремление к максимальной биопродуктивности изменяет состояние окружающей среды в целом.

В сложившихся условиях становится очевидной необходимость отказа от традиционных путей и методов решения проблемы биопродуктивности. Очевидно, что необходимо устранение антропогенных нагрузок в рамках естественных флуктуаций

(отдельных слугасных биогеохимических циклов различных элементов с тем, чтобы избежать необратимой трансформации и разрушения. В свою очередь, такой подход должен органично сочетаться с направленностью и биологизацией приемов воздействия на процессы, определяющие продуктивность, к учету в максимальной степени экологических последствий.

Такому, столь сложному комплексу требований, удовлетворяет теория экологически оптимальной биопродуктивности агроэкосферы. Конечной целью этой теории является совмещение параметров экономически необходимого урожая с минимальной трансформацией и разрушения биогеохимической структуры агроландшафтов. Определение параметров экологически оптимальной биопродуктивности следует проводить на основе познания биогеохимической организованности агроэкосферы и оценки антропогенного давления на компоненты этой сферы. Методологической основой такого познания является сопряженное изучение биогеохимического круговорота элементов в агроландшафтах и их естественных ландшафтах-аналогах, что позволяет оценить меру трансформированности различных циклов под воздействием антропогенеза.

Наряду с биогеохимической целесообразностью размеров антропогенного воздействия должна быть также учтена биоэнергетическая целесообразность достижения определенных размеров биопродуктивности в конкретных биогеохимических провинциях и аномалиях.

В этих условиях параметры экологически оптимальной биопродуктивности можно моделировать, используя количественные оценки степени трансформированности биогеохимических циклов, количественно идентифицируя скорости миграционных потоков и зоны аккумуляции элементов-поллютантов на традиционных биогеохимических барьерах (почва, фитомасса) и вновь формируемых агрогеохимических (например, накопление в грунтовых и поверхностных водах).

Достижение параметров экологически оптимальной биопродуктивности может быть осуществлено как путем использования агрохимикатов, так и альтернативными средствами. Последние включают в себя прежде всего познание механизмов управления фотосинтетическим аппаратом на молекулярном и структурном уровнях в соответствующее увеличение к.п.д. фотосинтетических процессов. Альтернативным путем достижения экологически оптимальной продуктивности является биологизация сельскохозяйственного производства, связанная с конструированием экологически сбалансированного агроландшафта, включающего в себя все разнообразие биоценологических отношений и трофических цепей: полкультуры, применение бактериальных удобрений типа микроб-микроб, биотехнологий и фотобиотехнологий для получения продукции с заданными параметрами и свойствами. Важнейшее значение имеет также оценка изменений структуры почвенного микробиоценоза и его направленное регулирование.

Блок 2. Адаптация. В настоящее время адаптация антропогенных нагрузок в различных почвенно-климатических зонах в основном связана с определенным необходимым доз удобрений и мелкорантов для получения заданной (как правило, максимальной) биопродуктивности. Разрабатываемые системы зонального земледелия и применения удобрений совершенно не учитывают биогеохимического круговорота различных элементов, синергизм и антагонизм ионов, направленность массового энергообмена. В этих условиях интенсивное применение агрохимикатов не сопровождается достижением заданной устойчивой продуктивности, а приводит лишь к разрушению агроэкосферы и биосферы в целом. Создавшаяся ситуация во многом объясняется как отсутствием общей теории устойчивой продуктивности, так и отсутствием ее практического приложения в конкретных регионах биосферы.

Выходом из создавшегося продовольственного и экологического кризиса является адаптация теории экологически оптимальной биопродуктивности к конкретным физико-географическим и почвенно-климатическим условиям на основе эколого-агрогеохимического районирования сельскохозяйственных территорий страны. Агро-

экофера, аналогично биосфере, должна районироваться с использованием специальных таксонов. В качестве элементарной структурной единицы может быть принят агроландшафт как совокупность агро- и биогеоценозов. Получение устойчивой продуктивности агроценозов должно сопровождаться обязательным сохранением целостности биогеоценозов и соответствующей минимизацией негативных экологических последствий. Необходима количественная оценка биогеохимических циклов практически всех биофильных и технофильных элементов в иерархическом соподчиненных ландшафта агроэкоферы, что позволит определить зоны миграции и аккумуляция этих элементов. Биогеохимическая оценка миграции, трансформации и аккумуляция элементов, входящих в состав агрохимикатов и их метаболитов в почвах, водах и донных отложениях в конкретных агрогеохимических провинциях, должна при этом основываться на параметрах полифункциональности (питательное вещество, загрязнитель, физиологически активное соединение). Следовательно, учет полифункциональности агрохимикатов в каждой конкретной пространственной единице агроэкоферы (агроландшафты) позволит совместить получение экологически обоснованной устойчивой продуктивности данной агроэкосистемы и сохранение ее биогеохимической структурной организованности. В этих условиях управление полевными плодородием (экологическое нормирование) с использованием агротехнических, агрохимических и мелротативных приемов может быть только на основе встраивания данных нагрузок в биогеохимические циклы элементов, определяющих в количественно характеризующих плодородие, что позволит избежать его необратимого разрушения.

Наряду с эколого-агрогеохимическим районированием необходима организация мониторинга агроэкоферы и ее составных частей как основы нормативного и адаптивного управления устойчивой продуктивностью агроэкосистем (агроландшафтов). С учетом отдельных слабых биогеохимического круговорота должен осуществляться почвенный мониторинг на локальном и региональном уровнях, мониторинг процессов эрозии, аридизации и заболачивания, мониторинг природных вод, их затренирования и загрязнения, мониторинг качества получаемой сельскохозяйственной продукции. Различные виды мониторинга следует проводить с использованием скользящих ПДК загрязнителей, основанных на учете предпатологических изменений в организме человека и функциональных возможностей его адаптации в условиях различных биогеохимических провинций и меняющейся антропогенной нагрузки.

Важнейшим компонентом концепция устойчивой продуктивности агроэкоферы является разработка экологически обоснованных систем ведения сельскохозяйственного производства, рациональных сочетаний интенсивных и альтернативных технологий, гарантирующих получение экологически чистой продукции и сохранение биогеохимической структуры. Необходимы научные принципы создания соответствующей техники новых поколений со щадящим воздействием на почву, прежде всего агрегатно-унифицированной, блочно-модульной автоматизированной техники.

Достижение устойчивой продуктивности в различных биогеохимических условиях невозможно без создания новых сортов и видов сельскохозяйственных культур, толерантных к меняющимся воздействиям окружающей среды.

Блок 3. Управление. Получение устойчивой продуктивности агроэкоферы на основе ее эколого-агрогеохимического районирования требует учета огромного количества экспериментальных и теоретических данных, контроля и управления информационными потоками в различных физико-географических, биогеохимических и почвенно-экологических условиях. Подобное управление возможно лишь с использованием компьютерной техники на основе геoinформационных и экспертно-моделирующих систем. Эти системы должны включать в себя теорию и методы математического моделирования, применение средств информатики как для целей регулирования агроэкологических процессов, так и социально-экономических меха-

Таблица 57

Параметры экологически оптимальной биопродуктивности суперэкологического ландшафта при выращивании капусты

Урожай, ц/га	Показатели			
	Сумма доступного рачствени азота, кг/га	Доля азотных удобрений, кг/га	Содержание NO ₃ в капусте, мг/кг	Возможное почвенное давление азота в грунтовых водах, кг/га
700-800	280	0	230-260	35
800-900	295	0	250-280	40
900-1000	310	0	280-300	40
1000-1100	325	75	300-350	55
1100-1200	480	0	300-350	75
1200-1300	500	150	400-500	100

назмов в условиях многоукладной экономики. Их оптимизация осуществляется в следующих подсистемах:

а) подсистема для оценки биогеохимической организованности агроэкосферы и ее составляющих (агроландшафтов) должна быть оптимизирована по принципам максимально возможной замкнутости круговорота различных элементов и их рециклирования;

б) подсистема для оценки критериев эколого-биогеохимического районирования сельскохозяйственных территорий должна служить основой для оптимизации антропогенного давления на биогеохимические циклы элементов для избежания их необратимого разрушения;

в) подсистема для оценки скользящих ПДК загрязнителей должна быть оптимизирована по параметрам нормальной физиологии человека;

г) подсистема для оценки эколого-экономических параметров должна быть оптимизирована по критериям предотвращенного ущерба от загрязнения окружающей среды.

Первоочередной задачей является разработка систем управления устойчивой продуктивностью агроландшафтов, представляющих собой единый технологический участок или малое фермерское хозяйство, где все нагрузки могут быть вписаны в природную биогеохимическую структуру.

Резюмируя приведенные результаты, необходимо подчеркнуть, что применение агрохимикатов для получения экологически оптимальной биопродуктивности агроландшафтов требует знания их биогеохимических, агрогеохимических, геохимических, гидрохимических, геологических, почвенных, геоморфологических, гидрогеологических особенностей, а также условий формирования трофических цепей, замыкаемых в большинстве случаев человеком.

Примером может служить разработанная нами система экологически оптимальной биопродуктивности агроландшафта, используемого для выращивания орошаемой капусты на пойменных почвах в долине р. Оки. С использованием предлагаемых подходов получение достаточно высокого урожая можно совместить с минимизацией отрицательного воздействия на качество растениеводческой продукция в природных вод (табл. 57). Этот частный пример определения экологически оптимальной биопродуктивности агроландшафта показывает лимитирование только нескольких параметров, тогда как теоретический список таких параметров должен включать значительно больший набор взаимосвязанных факторов, например, микроэлементов, пестицидов, фосфорных и калийных удобрений, гидрохимических индексов и др.

Таким образом, уже на данном уровне научно-технического прогресса можно достичь экологически оптимальной биопродуктивности агроландшафтов. Распространяемое в настоящее время стремление к получению максимальной биопродуктивности неправомерно ни с экологической, ни с экономической точек зрения.

4.2. ОПТИМИЗАЦИЯ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ И ТРОФИЧЕСКОЙ СТРУКТУРЫ АГРОЭКОСИСТЕМ

Концепция устойчивой поддерживающей агроэкосистемы опирается на два основных положения: экологический императив и адаптивный подход. Требование адаптивного подхода на уровне агроэкосистемы – максимальное раскрытие ее биологического продукционного потенциала за счет дифференцированного использования разных по экологии "рабочих участков" (Софроня и др., 1990) и активизации полезных межбиогеоценозических связей внутри агроэкосистемы. При этом стабилизируются или уменьшаются антропогенные субсидии в форме горючего, удобрений, пестицидов и т.д.

Тем не менее, сам по себе адаптивный подход как энергосберегающий полный охраны ресурсов еще не обеспечивает. По этой причине адаптивный подход должен быть дополнен вторым положением – требованием следованию экологического императива, т.е. системы запретов на все формы использования, которые ведут к разрушению ресурсов или ухудшению среды обитания человека и снижению качества сельскохозяйственной продукции (Маркин и др., 1991).

Экологический императив может быть сформулирован как серия следующих запретов:

А. Для почв.

1. Исключение процесса эрозии для почв (выше допустимого фона).

2. Бездефицитность циклов элементов питания и органического вещества.

3. Поддержание нормальной реакции почвенного раствора.

4. Содержание в почве токсичных примесей к удобрениям и нитратов не выше принятых ПДК.

5. Использование пестицидов и минеральных удобрений в дозах, не угнетающих микробное население и фауну почвы.

Б. Для растительности естественных кормовых угодий.

1. Отсутствие Succession пастбищной депрессии.

2. Сохранение продуктивности и качества сенокосов.

В. Для прочих компонентов агроэкосистемы.

1. Полная реутилизация навозов животноводческих ферм.

2. Поддержание стабильного гидрологического режима экосистемы и качества грунтовых и поверхностных вод.

3. Охрана и регламентированное использование фрагментов естественной растительности, не являющихся прямым сельскохозяйственным использованием (ветланды, леса, кустарники).

Каждый из элементов экологического императива является индикаторным признаком, суммирующим сложные взаимодействия, происходящие в пахотной почве или в естественных и полустепенных биогеоценозах. Все запреты на нарушение использования почв в конечном итоге направлены на поддержание высокого естественного почвенного плодородия, что требует не только контурно-мелкоразливной организации территории и несомельворазных севооборотов, программированных в соответствии с урожаем доз органических и минеральных удобрений. Бездефицитность органики будет сопряжена не только с достаточным поступлением компенсирующей деградацию органических удобрений, но и с высокой биологической активностью почвы, так как иначе поступающая органика не может быть "встроена" в гумус, но может быть подвергнута процессам бесполезной нитрификации и денитрификации с усилением оттока азота из агроэкосистемы. Аналогично целый комплекс мероприятий стоит за требованием исключения процесса эрозии.

Императив для естественных кормовых угодий подразумевает, в первую очередь, баланс между емкостью пастбищ и потребностями в пастбищном корме и восстановлению продуктивности сенокосов за счет регулярного внесения удобрений.

компенсирующего отток питательных веществ из почвы. Императив для "прочих" компонентов агроэкосистем суммирует всю систему природопользования, так как поддержание гидрологического режима возможно лишь в случае, если будут созданы работы по лесомелиорации или сохранены в достаточном количестве естественные леса. Для поддержания качества воды должна быть экологизирована система внесения органических и минеральных удобрений и исключено загрязнение водоемов стоками животноводческих ферм. Фрагменты естественной растительности могут быть сохранены лишь в случае, если они не станут объектами выпаса и химических "атак" сельскохозяйственной авиации. Часть угодий, включающую популяции ценных ресурсных видов или редкие и исчезающие виды, следует превратить в небольшие заказники и даже микрозаповедники, памятники природы местного значения и т.п.

Экологический императив может достигаться за счет разных мероприятий, т.е. реализуется как серия альтернатив. Еще больше альтернатив у адаптивного подхода внутри рамок экологического императива.

При адаптивном подходе предпочтение получает та структура агроэкосистемы, при которой при общих наименьших затратах энергии будет получен максимальный доход от растениеводческой или животноводческой продукции. В этом принципиальная разница экологического императива и адаптивного подхода. Если первый — это категория в известной мере абсолютная, т.е. не зависящая от экономической конъюнктуры, то на выбор альтернативы адаптивного подхода будут влиять не только экологические, но и экономические факторы. Цена горючего и удобрений, наличие воды для организации орошения, сумма положительных температур, расстояние от города и возможность осуществлять переработку продукции на месте, конъюнктура цен на различные продукты растениеводства и животноводства, потребность в рекреационных территориях и цена их эксплуатации и т.д., все эти факторы будут влиять на альтернативу адаптивного подхода.

Мы уже говорили, что совершенствование пространственной структуры агроэкосистемы достигается при контурно-мелиоративном земледелии с разбиванием всей территории агроэкосистемы на модули с типовыми системами использования. Эффективность лесомелиораций диктует размеры полей, разные в условиях разного рельефа и разных почв, но, как правило, меньшего размера, чем это практикуется в современных хозяйствах. Г. Паулюкявичус (1989) предлагает оценивать эффективность лесомелиораций длиной опушек, приходящейся на гектар пашни. Этот показатель для условий моренного ландшафта Литвы определен как 40–60 м (при общей залесенности 20–40%). Он, поистине, должен быть откорректирован для других районов. Тем не менее как первая привержка эти экологические нормы вполне приемлемы.

Реализация императива для прекращения эрозии и бездефицитного баланса питательных элементов также уже не несет в себе элемента новизны, как и программирование урожая и системы удобрений, которые позволяют поддерживать в почвенном растворе достаточное, но не избыточное количество элементов питания. Пополнение запаса органики за счет соломы и навоза, а при его дефиците — сидератов и прочей органики также является далеко не новым приемом поддержания плодородия. Знание выноса питательных элементов с урожаем разных культур, эффективности удобрений, оценки оттока питательных веществ и органики с эрозией и т.д. — все это в настоящее время рассчитывается достаточно просто, а при наличии элементарных программ для компьютера — легко моделируется. При этом могут быть отражены агрогеохимические особенности разных почв и даны достаточно точные прогнозы выноса в них выносимых с удобрениями элементов питания (Башкин, 1987; 1988, 1992).

Несколько слов еще реализуется оптимизация животноводства и растениеводства. Между растениеводством и животноводством в настоящее время связь стала не столь органичной и жесткой: баланс органического вещества может поддерживаться при

значительно меньшем количестве навоза за счет сидератов (Довбан, 1990) и даже вообще без навоза только за счет севооборота с травами и однолетними бобовыми, сидератов и минеральных удобрений (Millington et al., 1990). В то же время скот часто содержится на привозных кормах и нередко радиус концентрирования кормов (сжатым, для скотооткормочного комплекса) и радиус транспортировки на поля навоза различается на порядки.

Таким образом, не выходя за рамки экологического императива и в целом согласуясь с адаптивным подходом, для одного и того же участка территории можно создать агроэкосистемы с разным соотношением выхода первичной и вторичной продукции. При криве на растениеводство дефицит элементов питания и органики в почвах будет погашаться за счет минеральных удобрений и сидератов, при животноводческом направлении – за счет ввоза кормов.

Последовательность оптимизации агроэкосистемы с двумя трофическими уровнями выглядит следующим образом.

1. Определение соотношения между растениеводством и животноводством. Этот показатель характеризует специализацию хозяйства и задается, исходя из комплекса экологических и экономических предпосылок. Если это Нечерноземье, то, очевидно, что доходнее будет мясо-молочное животноводство и овощеводство (при наличии близости города), если эта степная зона, то приоритет получит выращивание сильных пшениц, и, если есть непригодные для пашни земли – овощеводство. Свиноводство будет наиболее выгодно там, где производится много кормового зерна (лесостепь) и т.д.

Именно под определенную специализацию, которая может меняться при изменении рыночной конъюнктуры и следует рассчитывать оптимальную структуру устойчивой агроэкосистемы. При этом, несмотря на взаимосвязь всех элементов агроэкосистемы в хозяйстве, она как бы разбивается на две автономные подсистемы – *A* (чисто растениеводческую) и *B* (животноводческую), хотя они сохраняют определенную связь. Часть навоза скота, которая не освоена в кормовых севооборотах подсистемы *B*, поступающая на поля подсистемы *A*, в поскольку перегрузка любого севооборота зерновыми неминуемо вызовет разрушение почв и с зерновыми полями будут чередоваться поля восстанавливающих почву кормовых культур, то продукция этих полей будет походить кормовой рацион скота из подсистемы *B*.

2. Оптимизация подсистемы *A*. Этот этап расчетов проводится с целью обеспечения бездефицитного баланса элементов питания в почве и прекращения эрозии и включает уточнение севооборотов, доз органических и минеральных удобрений. После установления количества навоза, которое поступит из подсистемы *B* решается вопрос о доле сидератов. В экосистему *B* из этой подсистемы может поступать лишь сено, солома должна сохраняться на полях и входить в баланс органики, как ее естественный элемент.

3. Оптимизация подсистемы *B*. Это достаточно специальная задача, которую рассмотрим более подробно на конкретном примере. Мы рассмотрим хозяйство из зоны Нечерноземья, где подсистема *A* по существу отсутствует, так как направление хозяйства мясо-молочное и небольшая часть зерна используется только для личных нужд крестьян. Аналогично можно рассматривать оптимизацию этой подсистемы и в хозяйстве с развитым растениеводством, но предварительно установив ту площадь, которая относится к подсистеме *B*, где также могут выращиваться и полевые культуры, но уже используемые только как корм. Вся растениеводческая продукция подсистемы *A* идет на рынок.

Определение животноводческого потенциала хозяйства начинается с установления потребности в разных видах кормов, что определяется рационалом кормления. В зависимости от того, какой вид и какая порода скота (молочная, мясная, мясо-молочная), рациона, понятно, будет меняться, но для средней полосы при содержании мясо-молочного скота с удоем 2,5–3 тыс кг он может быть таким как показано в табл. 58.

Таблица 58

Структура кормового рациона крупного рогатого скота в Башкирии

Корм	Доля в рационе, %	Потребность, ц	Потребность, ц
Пастбищный корм (130 дней)	33	60	12
Сено	22	30	8
Сочные корма	28	50	10
Зерно	17	6	6

Таблица 59

Урожайность различных культур при трех уровнях интенсификации

Уровень интенсификации	Количество тузов действующего вещества, кг	Зерно, ц/га	Сочные корма (зеленый навоз) ц/га	Сено, ц/га	Емкость выстилки, гол/га
I	100	20	300	30	1,0
II	200	25	400	45	1,5
III	300	30	500	60	2,0

Разумеется, возможны и иные варианты кормления при стойловом и полустойловом содержании скота, когда пастбищный корм замещается на свежую зеленую массу, которая раскладывается в кормушки, или силос. Однако при этом варианте рациона откорм будет наиболее рентабельным, кроме того, свежая трава на пастбище и моцион будут поддерживать здоровье коров.

Продукция агроэкосистемы по каждой фракции будет зависеть от уровня интенсификации, определяемого количеством минеральных удобрений. В условиях лесной зоны они высокоэффективны и хорошо окупаются как при производстве сена, пастбищного корма или силоса, так и при получении зерна. Три уровня интенсификации условно примем как 100, 200 и 300 кг действующего вещества (соотношение азота, фосфора и калия будет несколько меняться в зависимости от особенностей почвы и культуры; при выращивании бобовых вообще можно обойтись без дорогостоящего азота).

С увеличением дозы внескочных удобрений урожай будет возрастать, в табл. 59 мы использовали данные по эффективности удобрений в нечерноземных районах Башкирии. Из этой таблицы видно, что с повышением уровня интенсификации урожайность сенокосов и пастбищ возрастает в два раза, а зерна и сочных кормов – в полтора.

Возможны и более высокие агрофоны, которые используют в странах с ограниченной площадью сельскохозяйственных угодий (Нидерланды, ФРГ), тем не менее, в условиях дороговизны удобрений лучше ориентироваться на умеренные дозы удобрений, которые кроме всего прочего еще и экологически безопасны (Афаласьев, 1990).

Зная урожайность улучшенных естественных кормовых угодий, трав в севообороте и кормовых культур на пашне, легко определить основной показатель расчета животноводческого потенциала агроэкосистемы – количество земли, необходимое для содержания 1 головы скота при тех же трех уровнях интенсификации. Из табл. 60 видно, что при повышении доз минеральных удобрений площадь земли, необходимой для содержания одной коровы, снизилась практически в 2 раза – с 2,2 до 1,1 га. По всей вероятности, наиболее реальным для наших хозяйств пока будет второй уровень интенсификации с потребностью угодий на 1 корову в 1,5 га.

Приведенный пример схематичен, но позволяет, меняя показатели рациона и продуктивность угодий, определить и соотношение угодий разного типа для сдер-

Таблица 60

Потребность в сенокошарках для обеспечения нормами I головы крупного рогатого скота

Уровень интен- сификации	Площадь сенокосно-пастбищных угодий					
	Пашни, га			Сенокосы, га	Пастбища, га	Всего сенокосно- пастбищных угодий, га
	Под зерном	Под сочными кормами	Всего			
I	0,33	0,17	0,50	0,7	1,0	2,2
II	0,25	0,13	0,38	0,5	0,7	1,58
III	0,20	0,10	0,30	0,3	0,5	1,1

жания скота, в их суммарную площадь на I голову. Такой расчет приведет в соответствие поголовье скота и запасы кормов, т.е. соотношения между "солнечной батареей" и животными, которые формируются в естественной экосистеме.

4.3. НОРМАТИВНЫЕ ЛАНДШАФТНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ТРЕБОВАНИЯ К СТРУКТУРЕ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ

Система экологического нормирования с целью предотвращения деградации и разрушения биогеохимической структуры ландшафтов должна включать три группы показателей: 1) нормы антропогенных воздействий (нагрузок) на отдельные компоненты и ландшафты в целом (нормы внесения удобрений и пестицидов, давление техники на почву и т.д.); 2) нормы изменения отдельных свойств компонентов и ландшафтов и 3) экологические требования и ограничения к отклонениям в структуре и функционировании ландшафтов при антропогенном воздействии.

Наибольший интерес в настоящее время проявляется к последней группе системы экологического нормирования, учитывающей природный комплекс в целом и не требующий проведения дорогостоящих экспериментальных лабораторных и стационарных исследований. В нем объект природопользования – земля рассматривается как составная часть ландшафта, характеризующаяся сочетанием природных процессов саморегуляции и управления со стороны человека. При этом считается, что совершенная (оптимальная) структура землепользования не приводит к негативным последствиям в природе, не снижает средо- и ресурсоформирующие свойства ландшафта и, наоборот, несовершенная структура землепользования, сформированная без учета ландшафтных особенностей территории, ведет к нарушению и деградации природы.

Таким образом, экологические требования и ограничения при использовании ландшафтов должны строиться, с одной стороны, на изучении структуры ландшафтов и их функционирования и с другой, на учете характера использования территории и взаимодействии природных и антропогенных факторов.

В первом случае определении нормативных экологических требований и ограничений производится на основе карты экологически допустимой хозяйственной нагрузки на территорию, которая разрабатывается на основе анализа природно-ландшафтной дифференциации территории. Каждый ландшафтный выдел рассматривается с точки зрения ценности природных ресурсов и пригодности земель к тому или иному виду хозяйственной деятельности. Ценность природных ресурсов определяется в абсолютных показателях (водобеспеченность, продуктивность лесов, пастбищ, охотничья

фауны и др.) и в сравнении с другими районами и регионами. Выявлению в оценке подлежат также отдельные уникальные ландшафты и их компоненты, требующие особой охраны (ареалы распространения уникальной флоры и фауны, места гнездования птиц и нереста рыб и т.п.) и природно-рекреационные зоны. Оцениваются также природные условия для жизни населения и этно-географические особенности территории.

Обобщенные данные оценки выносятся на сводной карте в виде ареалов, пригодных или рекомендуемых для того или иного вида использования земель, каждый из которых имеет соответствующий уровень антропогенной нагрузки (Анталова, Жеребцова, 1988). По существу такая карта представляет собой модель рациональной структуры природопользования, осуществляемой с учетом экологических приоритетов и ограничений. В таком случае охотничья, пчеловодческие, орехово-промысловые и рыболовецкие хозяйства рассматриваются наравне с промышленными предприятиями, которые требуют закрепления за ними соответствующих земельных площадей по нормам, диктуемым как производственными, так и экологическими нуждами.

Рассмотрим вопросы формирования оптимальной структуры землепользования на примере Карелии и Байкала. Так, выявленные на территории Карелии экологические проблемы обнаруживают теснейшую связь с особенностями природной среды и структурой хозяйственного использования территории, где господствующую роль играют лесные земли, отведенные для организации лесозаготовок. Леса на севере Карелии отнесены к III группе, т.е. используются без всяких ограничений. На юге большинство лесов отнесено ко II группе и должно использоваться в рамках естественного прироста. Наиболее активные лесозаготовки сосредоточены в центральных частях Карелии, вдоль железнодорожной магистрали, идущей от Юшкозера до Ладоги, а также к славянским рекам, впадающим в Белое море, например, р. Кемь.

Наиболее серьезной экологической проблемой для Карелии следует считать истощение лесных ресурсов, включающее обезлесение отдельных территорий, ухудшение качества лесов, снижение их продуктивности и запасов древесины. Особенно остро эта проблема проявляется в северной и центральной частях Карелии, где отмечаются значительные перерубы. Непосредственно на территориях, расположенных вдоль железной дороги и по славянским рекам, перерубы достигают 150–200 % расчетной лесосеки, приводя к формированию зон обезлесения. Состояние лесных ресурсов в зоне средней тайги несколько облегчается за счет регламентации использования (леса II группы) и более высокого естественного прироста (более 3 м³/га в год). При дальнейшем развитии лесозаготовительной и лесобрабатывающей промышленности на этих территориях не исключено обострение проблемы обезлесения, которая может сопровождаться также активным процессом заболочивания значительных территорий. Реальный путь стабилизации этого процесса – введение строго регламентированных заготовок леса в северной тайге, не превышающих естественного прироста лесов, и организация в более благоприятных районах средней тайги лесопромышленных предприятий, основанных на системе неистощительного лесопользования с длительной (обычно 100-летней) ротацией рубок.

Вторая важнейшая проблема Карелии – изменение состояния природных вод. Сюда относятся прямое загрязнение озерных вод промышленными сбросами г. Петрозаводска и целлюлозно-бумажных предприятий на Ладоге, загрязнение речных и прибрежных вод лесосилом и отходами деревообрабатывающих предприятий (Беломорск, Кемь и др.), а также изменение гидрологического режима рек под влиянием гидротехнических сооружений, что вместе с загрязнением приводит к значительному истощению рыбных ресурсов. Решение этой проблемы преимущественно технологическое. Это разработка и внедрение малоотходных и безотходных промышленных технологий, превращение лесосилов, усовершенствование гидротехнических систем.

Для предупреждения возникновения острых экологических ситуаций в Карелии целесообразно было бы, помимо экологического контроля за динамикой уровня загряз-

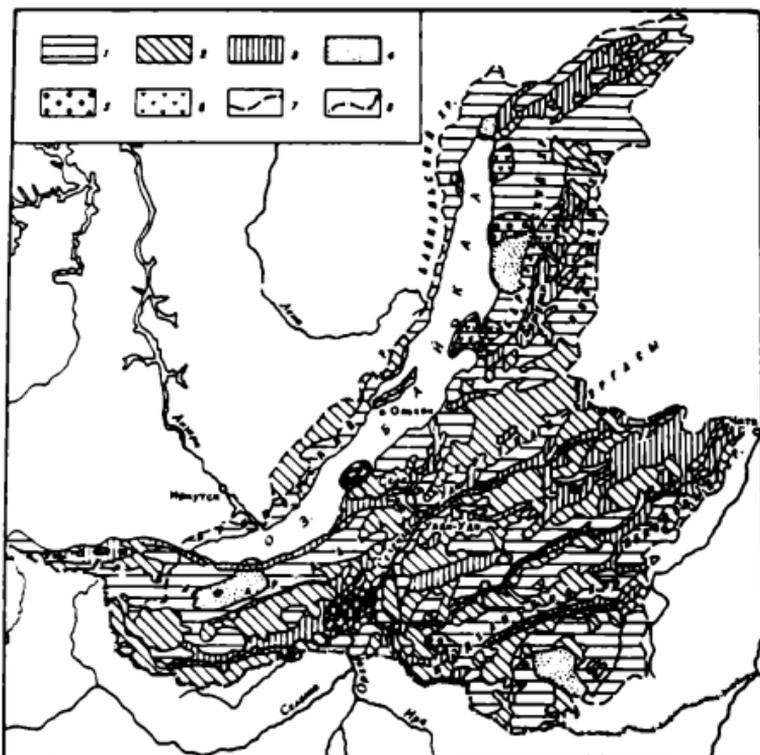


Рис. 30. Картограмма допустимой количественной нагрузки в бассейне оз. Байкал

Категории нагрузки: 1 - минимальная, 2 - средняя, 3 - максимальная. Глины ограничили территории: 4 - малосуглинисты, 5 - залесенны, 6 - национальные парки. Границы: 7 - бассейн оз. Байкал; 8 - государственная

некий воды, воздуха и почва, ввести соответствующий контроль за общей структурой использования территории, предварительно разработав детальную крупномасштабную схему использования земель, основанную на экологических приоритетах. При отведении земель под различные виды использования порядок этих приоритетов для Карелии представляется следующим:

- лесные ландшафты и водные объекты, требующие заповедования и особой охраны, особо ценные промышленные реки;
- лесные и заболоченные территории, пригодные для охотничьего хозяйства и сбора дикорастущих ягод (под ягодные плантации);
- территории и акватории, пригодные для развития рекреации;
- площади, отводимые для лесных плантаций с невосстановительным лесопользованием;
- площади, отводимые под сельскохозяйственные угодья, в том числе осушенные, преимущественно в зоне средней тайги;

– отвод земель под городскую, транспортную и промышленную застройку, включая горнопромышленные аралы.

При разработке системы природопользования на оз. Байкал основополагающей может стать "Схема допустимой хозяйственной нагрузки в бассейне оз. Байкал", предложенная по итогам работ Байкальской экспедиции Института географии (рис. 30). Она опирается на представление о водоформирующей роли отдельных природных ландшафтов Байкальского региона и на определение степени возможного их нарушения хозяйственной деятельностью при условии сохранения основных параметров естественного процесса формирования природных вод высокого качества. Согласно этой схеме все ландшафты на территории водосборного бассейна оз. Байкал подразделяются на группы, которые рекомендуется использовать с разной степенью интенсивности (табл. 61). Наряду с этим в разработке указан общий критерий, обеспечивающий экологическое благополучие региона. Это – оптимальное соотношение между площадями земель с минимальной, средней и максимальной допустимой хозяйственной нагрузкой, которое определено как 5:3:2. Особо выделены аралы, которые должны сохраниться нетронутыми, т.е. использоваться как заповедники, заказники, национальные парки с жестким режимом охраны. Среди других экологических ограничений в природопользовании указывается на недопустимость нарушения целостности лесных массивов, нежелательность применения химикатов на сельскохозяйственных землях, строжайшее соблюдение норм выпаса скота, особенно на склонах гор.

В территориальной комплексной схеме охраны природы оз. Байкал (ТерКСОП оз. Байкал), осуществленной институтом "Гипрогор" в 1989 г., дается широкий анализ современного состояния природных ландшафтов в бассейне оз. Байкал, рассматривается характер использования его территории и определяются источники загрязнений всех видов. Сравнительное рассмотрение возможных вариантов будущего развития хозяйства региона позволило авторам этой разработки сделать вывод о неприменимости общепринятого индустриального подхода к перспективе хозяйственного развития уникальной территории Байкальского бассейна. Исходя из экологических приоритетов, здесь предлагается пойти по пути ликвидации или перепрофилирования производства, оказывающих разрушающее воздействие на природные комплексы и процессы, формирующие природные байкальские воды. В результате был обоснован так называемый "целевой" вариант природоохранной стратегии, выдвигающий на первое место экологические приоритеты развития хозяйства, которое целиком должно подчиниться задаче сохранения экосистемы оз. Байкал. Это направление в значительной степени подтверждает экологическую целесообразность развития в бассейне оз. Байкал рекреации в традиционных форм хозяйствования (кедровый и охотничий промысел, рыболовство и т.п.) и в какой-то мере снижает промышленный потенциал региона. В частности, разработки полезных ископаемых в этом варианте допускаются только при условии применения безотходной технологии. Основные выводы этой разработки нашли отражение в "Схеме экологического зонирования территории", определяющей свои ограничения природопользования в режим защиты природы для каждой из зон.

Уровень антропогенного воздействия и антропогенной преобразованности ландшафтов, а также особенности структуры землепользования можно оценить в показателях эколого-хозяйственного состояния (ЭХС) территории (Иванов, Кочуров, 1987; Кочуров, Иванов, 1987, 1988). Важнейшими из них являются степень и вид антропогенной нагрузки, напряженность ЭХС, естественная защищенность в экологический фонд территории.

Разработка показателей ЭХС территории впервые была осуществлена на примере сначала Талдомского района Московской обл., а затем области в целом. Так как управление природными и в том числе земельными ресурсами проводится в рамках административных единиц, то мы ввели административный район в его подразделение (землепользования) в качестве объекта изучения, выделяя его в особую экологи-

Таблица 61

Характеристика категорий допустимой хозяйственной нагрузки на территории бассейна оз. Байкал (по категориям Байкальской экологической ИГ РАН, с доработками)

Допустимый уровень хозяйственной нагрузки и состояние природных ландшафтов	Типы природных ландшафтов
Хозяйственная нагрузка отсутствует - сохраняются естественные ландшафты	Резервы
I - минимальная хозяйственная нагрузка - постоянно поддерживается естественная структура природных ландшафтов	Горная тайга на склонах крутых, резко расчлененные горы, продольное ридзолье, горная лесостепь, основные боры на галечках
II - средняя хозяйственная нагрузка - допускается кратковременное изменение естественной структуры природных ландшафтов в процессе взятия возобновляемых природных ресурсов (воды, древесины, луговые травы, пушнина, орехи, ягоды и т.п.)	Горная тайга на склонах и диким котлован, лесостепь, горная степь, горная сухая степь на склонах, плоскогорные горы
III - максимальная хозяйственная нагрузка - возможно продолжительное изменение естественной структуры природных ландшафтов для их трансформации для различных видов использования	Приречные и низменные луговые равнины, основные боры и горная сухая степь на диком мелкотрава покрове

хозяйственную систему. Такой подход облегчает сбор информации и практическую реализацию выводов исследований.

Анализ структуры землепользования проводился на основе общепринятых классификационных единиц земельного кадастра. Разрабатывались классификационные модели с учетом природоохранных особенностей и степени антропогенной нагрузки (АН) или иначе, соответствия земель технологическому процессу производства, в который они вовлечены (принцип структурного соответствия). В итоге получались классификационные модели, параметры которых связаны с определенной АН, различающейся как по виду (сельскохозяйственная, промышленная и т.п.), так и по ее степени.

Для определения степени АН всех категорий и видов земель вводились экспертные балльные оценки, показывающие относительную степень АН. Каждый вид земель получал соответствующую балльную оценку, после чего земли объединялись в однородные группы: от АН-минимальной на землях естественных урочищ и фаций до АН-максимальной на землях промышленных предприятий, транспортных сооружений, хозяйственных центров и т.п.

Факторы, определяющие экологические ограничения количественной нагрузки				Количественное значение земель (распределительный вид использования)
Роль ландшафтов в формировании стока	Типы рельефа и экзогенные процессы	Приоблагодатные углы наклона	Прочие	
Различны	Разнообразные	-	Уникальные и ценные в геологическом отношении ландшафты	Земли научно-исследовательского назначения, природоохранные заказники, заказники и др.
Основные зоны формирования	Горный, резко расчлененный, с катастрофическими селями, обвалами, лавинная опасность I-II степеней, интенсивная водная эрозия, курумобразование, дефляция песков, сейсмичность 8-9 баллов	>25°	-	Земли водохозяйственного назначения (зоны особой водоохраны)
Зоны формирования стока среднего объема	Нагорный и холмистый с относительно слабой водной эрозией, оползнями, лавинная опасность III-IV степеней, меридиальные процессы, сейсмичность 6-7 баллов	15-25°	Ландшафты с особо ценным растительным покровом (в том числе кедровые леса)	Земли оплотняюще-промыслового и пастбищно-лесохозяйственного назначения, территории строго охраняемого использования (отстрел, рубка, выжог) и противопожарный мер
Зоны формирования ограниченного количества стока	Равнинный; долина межгорных котловин, долина, сильно вытоптанная ледниками, слабая ледниковая эрозия, незначительная эрозия, речная аккумуляция, меридиальные солифкация	<15°		Земли преимущественно сельскохозяйственного назначения, пригодные для застройки, требуются экологические противопожарные мероприятия

Группировка земель по степени АН позволила также оценить антропогенную преобразованность территории ландшафта в сопоставимых показателях. Ими являются коэффициенты абсолютной (K_a) и относительной (K_o) напряженности ЭХС территории, т.е. отношение площади земель с высокой АН к площади земель с более низкой АН.

Коэффициент K_a показывает отношение площади сильнонарушенных горными разработками, промышленностью, транспортом земель к площади малотроутой или нетроутой хозяйственной деятельностью человека территории. Это соотношение крайних по своему значению величин должно привлекать к себе особое внимание с целью уравнивания антропогенных воздействий с потенциалом восстановления ландшафта и поддержания на соответствующем уровне необходимой площади заповедников, заказников и других природоохранных территорий. Чем больше их, тем ниже коэффициент K_a и благополучнее складывается состояние окружающей среды.

В целом, конечно, ЭХС территории в наибольшей степени характеризуется коэф-

Таблица 62

Удельный вес площади земель с различной степенью АН и коэффициенты напряженности ЭХС земель, хозяйств Талдомского района

Хозяйства района	Удельный вес площади земель с различной оценкой АН, %					K_1	K_2
	5	4	3	2	1		
Добровольцы	7	50	18	9	16	0,44	2,3
Ильинский	5	51	11	18	15	0,33	1,7
Правда	6	39	22	6	25	0,24	1,5
Красное знамя	4	42	22	20	12	0,33	1,4
Комсомольский	2	42	14	14	24	0,08	1,2
Красные искры	6	38	18	10	28	0,21	1,2
Ступени	6	41	5	18	30	0,20	1,0
Талдом	5	34	7	13	39	0,13	0,8
Северный	3	-	34	3	60	0,05	0,05
По хозяйствам в целом	5	38	15	13	20	0,17	1,0

эффициентом K_2 , так как при этом охватывается преобладающая часть анализируемой территории. Снижение напряженности ЭХС связано с уменьшением значений коэффициентов, а при K_2 , равном или близком к 1,0 ЭХС, территория оказывается уравновешенной по степени АН и природно-ресурсному потенциалу.

Значения коэффициентов K_1 и K_2 по хозяйствам Талдомского района представлены в табл. 62

На территории Московской области в зависимости от K_2 выделяются зоны максимальной, умеренной и минимальной АН (рис. 31). Каким образом, с приближением к г. Москва K_2 должен возрастать, а к периферии – уменьшаться. Однако в действительности этого не происходит.

Зоны располагаются не концентрическими поясами вокруг Москвы, а образуют сложную неоднородную картину. Обращает на себя внимание уменьшение напряженности ЭХС на территории Мытищинского района, что связано, в первую очередь, с наличием здесь остатка лесопаркового пояса вокруг Москвы и водохранилищ, выступающих своеобразными экологическими буферами к антропогенным воздействиям.

K_2 , достигает наибольших значений, а соответственно растет напряженность ЭХС территории, в ряде районов Подмосквы: Химкинской, Люберецком, Ленинском, что связано с высокой урбанизацией и насыщенностью промышленностью и транспортом и на юге и юго-востоке области: в Каширском, Зарайском, Серебрянопрудском и др. районах, что обусловлено, в первую очередь, значительной распашкой территории (рис. 32). Низкая напряженность ЭХС территории к северу и западу от Москвы, а также в ряде районов на востоке Московской области объясняется наличием больших массивов леса и природных кормовых угодий.

Каждому антропогенному воздействию или их совокупности соответствует свой предел устойчивости природных и природно-антропогенных ландшафтов. Известно, что чем разнообразнее ландшафт, тем он более устойчив. Выражается это прежде всего большим количеством и равномерным распределением естественных биогеоценозов, урочищ, природоохраняемых зон и поясов, совокупная площадь которых составляет экологический фонд территории. Чем больше он, тем выше естественная защищенность (ЕЗ) территории и соответственно устойчивость ландшафта.

Вместе с тем уровень естественной защищенности территории тесно связан с распределением земель по степени антропогенной нагрузки. Земли, характеризующиеся высокой степенью антропогенной нагрузки, как правило имеют низкую есте-

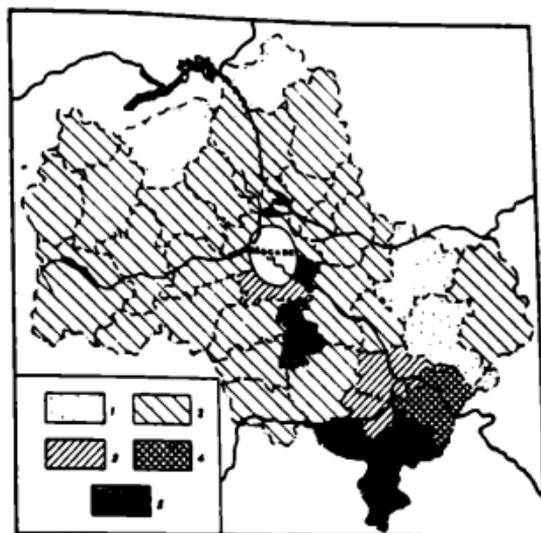


Рис. 31. Абсолютная напряженность эколого-социального состояния (ЭКС) территории Московской области по районам

Коэффициенты абсолютной напряженности (K_a): 1 - < 0,5; 2 - 0,6-1,0; 3 - 1,1-1,5; 4 - 1,6-2,0; 5 - > 2,0

стенную защищенность. Если принять земли, входящие в экологический фонд с минимальной антропогенной нагрузкой за P_1 , то площади земель с условной оценкой степени антропогенной нагрузки в 2, 3 и 4 балла будут составлять $0,8 P_1$, $0,6 P_1$, $0,4 P_1$ (земли с самым высоким баллом антропогенной нагрузки в расчет не принимаются). Таким образом, появляется возможность получить суммарную площадь земель экологического фонда по следующей формуле:

$$P_{\text{эф}} = P_1 + 0,8 P_2 + 0,6 P_3 + 0,4 P_4$$

где $P_{\text{эф}}$ - суммарная площадь земель экологического фонда; P_1, P_2, P_3, P_4 - площади земель с соответствующей степенью антропогенной нагрузки; 0,4, 0,6, 0,8 - экологические коэффициенты.

Если соотносить площадь земель $P_{\text{эф}}$ к общей площади исследуемой территории (P_0):

$\frac{P_{\text{эф}}}{P_0}$, то мы получим коэффициент естественной защищенности территории ($K_{\text{э}}$). Этот коэффициент, рассчитанный для сельскохозяйственных земель по административным районам Московской области, изменяется в пределах от 0,42 до 0,75, что указывает на значительную дифференциацию территории по естественной защищенности (табл. 63). На наш взгляд $K_{\text{э}}$ менее 0,5 свидетельствует о критическом уровне защищенности территории. В районах с таким низким коэффициентом много нахотных углей, урбанизированных территорий, нарушенных земель.

По сравнению с такими показателями как лесистость, распаханность в т.п. показатель естественной защищенности носит интегральный характер и может быть использован для комплексной оценки территории.

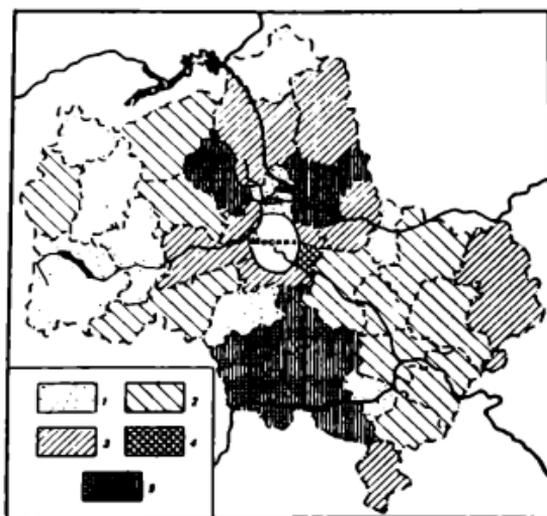


Рис. 32 Относительная напряженность эколого-хозяйственного состояния (ЭЭС) территории Московской области по районам

Коэффициенты относительной напряженности: 1 - < 2,5, 2 - 2,6-5,0, 3 - 5,1-7,5, 4 - 7,6-10,0, 5 - > 10,0

Важным с точки зрения нормирования антропогенных нагрузок является определение предельных или допустимо предельных показателей ЭЭС территории. Так как ЭЭС территории рассматривается в структурном плане, то необходимо знать предельные величины соотношений различных земель или угодий. Для различных районов и регионов они будут разными в зависимости от природно-зональных и хозяйственных условий.

С использованием структурных "чисел" Доксиадиса (Реймарс, 1985), учитывающих соотношение природных и антропогенно измененных ландшафтов, структура категорий и видов земель должна выглядеть следующим образом: земля сельскохозяйственного назначения с учетом земель сельских населенных пунктов (22,5%); промышленности, транспорта и другого несельскохозяйственного назначения (2,5%); лесного фонда (18%); государственного запаса, заповедников, национальных парков, строго регулируемых рекреационных зон (57%). Эта структура сильно отличается от сложившейся в СНГ и прибалтийских государствах, где в целом земля сельскохозяйственного назначения составляет 46,8%; промышленности, транспорта и иного не сельскохозяйственного назначения - 2,6%; городов и населенных пунктов - 0,4%; лесного фонда - 41,9%; государственного запаса - 8,0%. Если рассматривать по отдельным областям, то, например, в Московской области земля сельскохозяйственного назначения занимает 46,7%; городов и населенных пунктов - 4,8%; промышленности и транспорта - 8,3%; лесного фонда - 39,4%; государственного запаса - 0,8%. Эти соотношения земель также далеко от предлагаемого Доксиадисом. Структура Доксиадиса в своем роде идеальна и к ней необходимо стремиться при разработке оптимального состояния землепользования. Прежде всего должна значительно уменьшиться площадь земель сельскохозяйственного назначения и увеличиться площадь заповедников, национальных парков и других природоохраняемых территорий.

Классификация земель района Московской области по степени антропогенной изменчивости (ЭЗ)

Группы районов	Коэффициенты ЭЗ ($K_{ЭЗ}$)	Число районов	Районы
высокой степенью	более 0,60	11	Орехово-Зуевский, Можайский и др.
средней степенью	0,51-0,60	18	Волоколамский, Серебряно-Прудский, Шатурский и др.
низкой степенью ЭЗ	до 0,50	10	Льберецкий, Доловцовский, Леснойский и др.

На наш взгляд предлагаемые показатели ЭХС территории должны быть прежде всего в системе нормативов землеустроительного проектирования наряду с другими, ориентальными для разработки оптимальной модели землепользования. Как мы видим, структура землепользования зависит, как происходит распределение и перераспределение антропогенных нагрузок и, в конечном счете, устойчивость ландшафтов. В этом случае соответствие структуры землепользования (хозяйственной специализации) и структуры ландшафтов имеет важное практическое значение. Оно может быть достигнуто на основе оценки эколого-хозяйственного состояния (ЭХС) территории, а затем правильной ее организации (землеустройства). По существу мы имеем дело с эколого-хозяйственным балансом (ЭХБ), под которым понимается такое состояние структурных элементов ландшафта в видов использования земель, которое обеспечивает устойчивость ландшафтов в воспроизводстве природных (возобновимых) ресурсов. Е. С. Зарякина (1978) вводит понятие "оптимальный ландшафтный баланс", которое очень близко с предложенным нами понятием эколого-хозяйственного баланса. Но рассматривает его с точки зрения лесистости и болотообеспеченности территории. Мы же включаем более широкий спектр показателей, отражающих особенности природно-хозяйственных систем.

Концепция эколого-хозяйственного баланса территории совпадает с ноосферным подходом, предложенным В.И. Вернадским в 1944 г. (Вернадский, 1989). Суть его заключается в устройстве на территории разумного хозяйствования, заключающегося в гармоничных отношениях людей между собой и окружающим миром. Этот принцип в значительной степени был реализован в условиях природно-хозяйственного зонирования территории (создание ноосферных парков) Усть-Коксинского района Горно-Алтайской республики (Кочуров, Иванов, 1991).

В зонах (ноосферных парках) производственная деятельность совершается в гармонии с природой, не доводя ресурсы до истощения. Численность населения, количество и качество производимой в зоне продукции полностью определяется ее ресурсами, в первую очередь, природными. Производство подчиняется условиям соответствия экономических и экологических критериев, не превышая допустимых нагрузок или требований на потребляемый ресурс или окружающую среду в целом. Полученную продукцию район обменивает на недостающие ресурсы и другую продукцию, произведенные за его пределами.

Всего в Усть-Коксинском районе было выделено четыре природно-хозяйственные зоны (ноосферных парка): собственно природная или заповедная, рекреационно-промысловая, сельскохозяйственная и сельтебная, позволяющие создать жесткий экологический каркас территории, обеспечить тесную взаимосвязь природных и хозяйственных факторов, сохранить средо-ресурсовоспроизводящие функции ландшафтов путем административного управления и рост (или сохранение на определенном уровне) производимой продукции.

Общим для выделенных зон является их слабая устойчивость к различным антропогенным факторам, подверженность в той или иной степени длительному (в том числе традиционному) антропогенному воздействию и отсутствие резервов для нового

сельскохозяйственного освоения. Здесь возможны только структурные улучшения, основное направление которых, в частности для сельскохозяйственной зоны, распологающейся ниже высоты 1500 м над уровнем моря, снижение удельного веса пашин и площадей сельскохозяйственных угодий (до 20–30 тыс. га) и организация улучшенных (культурных) сенокосов и пастбищ. Может быть предложена следующая структура сельскохозяйственных угодий: пашни – 60%, сенокосы – 25% и пастбища – 15% (на общей сельскохозяйственной территории). Такое соотношение угодий будет способствовать повышению устойчивости территории к антропогенным нагрузкам и значительно облегчит решение острой проблемы кормопроизводства для всего поголовья скота.

Разнообразные ландшафтные условия, не тронутые современной цивилизацией природные уголки, чистый воздух и вода, богатство природных ресурсов Усть-Коксинского района имеют важное значение для приоритетного развития рекреационного направления в хозяйстве района. Рекреационные ресурсы могут стать основным источником крупных финансовых поступлений в районный и республиканский бюджеты.

Однако резкий приток туристов-рекреантов может привести к негативным экологическим последствиям. Результаты оценки ЭХС территории Усть-Коксинского района показывают следующую картину. Суммарная емкость туристских маршрутов должна достигать: пеших – около 10 тыс. человек при 150 днях сезона и трех группах (по 20–25 человек) в день, водных – около 3 тыс. человек при 150 днях сезона и трех группах по 5–6 человек в день.

Организация природно-хозяйственных зон и достижение эколого-хозяйственного баланса в самих зонах и в районе возможно лишь при внутреннем самоуправлении, научном ведении всего хозяйства, рыночном характере обмена, строгом контроле за состоянием природных ресурсов и окружающей среды. Кроме того, этому способствует исторически сложившаяся территориально-производственная обособленность района в системе Горного Алтая.

Таким образом, оценка ЭХБ служит целям устойчивого развития территории. Поиск структурных усовершенствований природопользования приобретает особую значимость, поскольку такие улучшения являются наиболее приемлемыми при ориентации на малозатратное и экологически приемлемое хозяйство.

4.4. ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ЭКОСИСТЕМ

Экологическое нормирование антропогенного воздействия на окружающую человека природу представляет собой одну из самых важных экологических задач и в то же время задачу весьма сложную и мало разработанную. Не существует единой методологии экологического нормирования. Поэтому в большой степени экологическое нормирование представляет пока преимущественно задачу не столько практическую, сколько научно-исследовательскую.

Экологическое нормирование должно базироваться на анализе свойств экосистем¹. Из всех важнейших является устойчивость к тому или иному внешнему воздействию.

Вопрос об устойчивости экосистемы весьма сложен. Достаточно упомянуть, что отсутствует даже единое общепотребительское определение этого термина. Существующие подходы к понятию устойчивости можно условно разбить на три группы:

- 1) инертность системы – способность экосистемы сохранять при внешнем воздействии исходное состояние в течение некоторого времени;
- 2) пластичность системы – способность экосистемы переходить из одного состояния равновесия в другое, сохраняя при этом внутренние связи;
- 3) восстанавливаемость системы – способность экосистемы возвращаться в исходное состояние после временного внешнего воздействия (Светлосанов, 1990).

¹ В нашем понимании экосистема – взаимосвязанная система разного уровня иерархии живых организмов и их абиотической среды.

Первые два понятия можно трактовать как устойчивость адаптационную, третье - как регенерационную. Использовать эти понятия на практике непросто, поскольку любое сколь-либо малое воздействие приводит к какому-либо изменению; невозможно представить также возвращение экосистемы в исходное состояние, поскольку сукцессионный процесс идет постоянно в постоянно меняющихся условиях.

При рассмотрении ландшафтно-геохимических систем в понятие устойчивости включается как сопротивляемость внешним воздействиям, так и способность к восстановлению нарушенных этими воздействиями свойств природных систем (Глазлова-Сая, 1976; Светлосая, 1990 и др.).

Реальные экосистемы обеспечивают свою устойчивость несколькими механизмами.

По механизмам устойчивости биотические и абиотические системы существенно различаются между собой. Если устойчивость геосистем обуславливается такими факторами как разбавление, сорбция обменная и необменная, наличие интенсивной миграции вещества и т.д., то механизмами устойчивости биоты может являться адаптация организмов к внешнему (антропогенному) воздействию как в результате внутренней резистентности биохимической организации, а также перестройки ее под новые условия существования, так и за счет разложения токсичных соединений в процессе жизнедеятельности, определяемого интенсивностью процессов обмена.

Исходя из изложенного, под *устойчивостью экосистемы* мы будем понимать совокупность свойств экосистемы, позволяющих противостоять различным внешним воздействиям. Кроме термина "устойчивость экосистемы" следует выделить термин - "стабильность экосистемы". Под последним мы понимаем способность экосистемы поддерживать свое состояние (функционирование) без существенных изменений во времени. Климатическое состояние экосистемы может быть примером так понимаемой стабильности. Однако не всякая стабильная система устойчива. Порой даже незначительные, несвойственные естественным природным факторам вмешательства извне, могут существенно нарушить очень стабильную, устоявшуюся экосистему и даже привести к катастрофическим последствиям.

Показатели устойчивости трудно выразить в конкретных единицах, поэтому для их оценки мы предлагаем использовать экспертную балльную систему для каждого компонента биогеоценоза с тем, чтобы комплексно учитывать их для получения интегральной оценки устойчивости биогеоценоза в целом.

Чтобы наиболее комплексно оценить состояние биогеоценоза с помощью предлагаемой системы параметров, оценку проводили на уровне основных компонентов биогеоценоза (почвы, зооценоза, фитоценоза²), биогеоценоза (фауны), как единого целого, и ландшафта. При этом стремились к минимизации числа используемых показателей, считая, что увеличение их числа может привести к излишнему "визуальному шуму". По этой причине избегала использования взаимосвязанных величин, предпочитая ту из них, которая в наибольшей степени характеризует рассматриваемый процесс и может быть доступна для определения.

При решении вопроса об устойчивости природной среды по отношению к антропогенному воздействию перед нами встала проблема выбора кощешки структурированности биосферы, определения системы ее пространственной организации. Наиболее приемлемыми подходами в этом вопросе являются бассейновый и ландшафтный приходы. Нашим задачам в наибольшей степени соответствует ландшафтный по следующим причинам:

- возможность повсеместного использования (бассейновый подход "не работает" на территориях, где сток не является интегрирующим фактором: аридные области, заповедниковые, области развития эоловых процессов);
- возможность расчленения на естественно-исторические структурные образования;
- возможность выделения структурных образований доступными методами (например, ландшафтными, картографическими и дистанционными).

² Характеристику приземного слоя атмосферы учитывали при анализе устойчивости ландшафта.

В соответствии с ландшафтным подходом в качестве основных единиц структурной организации биосферы взяты: фация (биогеоценоз), урочище, ландшафт. Более высокий уровень иерархии природных территориальных комплексов (ПТК) специально не рассматривается, а глобальные изменения природной среды можно представить как реакцию ландшафта на глобальные климатические изменения.

Принятая размерность рангов ПТК позволяет пространственно указать хозяйственную деятельность с их устойчивостью и дает возможность регулирования хозяйственных мероприятий, определения размещения объекта хозяйственной деятельности, т.е. планировочного решения вопроса уменьшения отрицательного эффекта воздействия за счет знания устойчивости ПТК. Это особенно важно в связи с тем, что изменение технологии производства требует больших затрат, чем пространственное регулирование хозяйственной деятельности (особенно в сельском и лесном хозяйстве). В то же время планировочное решение природоохранных вопросов не снимает полностью социально-природные конфликты.

Роль каждого ПТК (в том числе ландшафта) в биосфере не равнозначна, они различаются по устойчивости, которая исключает эффект рассеивания вещества.

Разделяя, расчленяя биосферу на исторически сложившиеся ПТК, мы рассматриваем ее как дискретную систему. Дискретность отражает структуру биосферы, сложившуюся в процессе взаимодействия экзогенных и эндогенных факторов, закрепленную в твердом компоненте биосферы – литогенной основе, включая биокостное производное – почву.

С другой стороны, латеральные сопряжения различной интенсивности между ПТК любого ранга обуславливают континуальность биосферы (средством основных носителей – воздуха, воды, животных). Но роль в континууме биосферы различных ландшафтов отличается. Есть достаточно пассивные, со слабым латеральным сопряжением и со слабой интенсивностью геоматических процессов¹, есть активные ПТК. Наш подход к устойчивости отражает этот дуализм ландшафтной организованности биосферы на всех уровнях. Это, с одной стороны, собственно устойчивость – способность сохранять свою структуру при внешнем воздействии (которая обеспечивается биотой), с другой, роль в биосфере как в континууме, т.е. степень связи, способность к рассеиванию эффекта воздействия.

Эмпирически последнее иногда учитывалось и раньше при планировании антропогенного воздействия: например, объекты с сильно токсичным воздействием сооружали в районах многолетней мерзлоты, в бессточных областях. Однако, даже в тех же условиях, но в районах береговой зоны и островов, особенно на пути морских течений, эффект рассеивания резко возрастает.

Ниже приведены предлагаемые нами системы для балльной оценки устойчивости компонента биогеоценоза на примере почвы, биогеоценоза (фация), урочища и ландшафта. Авторы вполне отдают себе отчет в том, что предлагаемая система оценки устойчивости экосистем представляет собой лишь один из возможных практических подходов, на пути реализации которого еще предстоит многое пройти.

Почва. В этом разделе мы довольно широко рассматривали почву и включали в описание ее свойств не только физические и химические свойства, но и тип ее водного режима, положение в ландшафте.

При определении устойчивости почвы мы исходили из того, что она формируется за счет двух факторов: собственно свойства почвы – способности сопротивляться внешнему воздействию за счет буферности, т.е. способности "брать на себя", и реализуя это воздействие, и за счет внешних факторов (способности "обрасывать с себя" нагрузку на другие экосистемы благодаря положению в латене, особенностям климата).

¹ Под геоматическими процессами в соответствии с представлениями Н.А. Соколина мы понимаем сложившуюся биотическая процессия.

Таблица 64

Показатели устойчивости почв

ЕКО, мг-экв на 100 г почвы	Мощность гумусового горизонта, см	Водный режим	Положение в ландшафте	Крутизна склона, градусы	Баллы
< 10	< 3	Нормальный	Аккумулятивное	> α	1
10-20	3-9	То же	То же	$\alpha - 5,61^{\circ}$	2
21-30	10-25	Периодически продвиной	Транзитный	$5,60^{\circ} - 3,16^{\circ}$	3
31-40	26-80	То же	То же	$3,15^{\circ} - 1,78^{\circ}$	4
> 40	> 80	Продвиной	Элювиальное	$< 1,78^{\circ}$	5

Примечание: α - угол естественного откоса почвы.

Для количественной оценки устойчивости почвы по отношению к основным антропогенным воздействиям предлагается использовать следующие ее характеристики:

- емкость катионного обмена (ЕКО) для слоя 0-20 см;
- мощность гумусового аккумулятивного горизонта (А + АВ);
- тип водного режима почвы;
- положение биогеоценоза в катене;
- крутизна склона.

Предложенный набор показателей отражает оба вида устойчивости. Так, первые два показателя отражают адаптационную устойчивость: емкость катионного обмена - к химическому загрязнению, а мощность гумусового аккумулятивного горизонта - к механическому нарушению. С другой стороны, тип водного режима, положение биогеоценоза в ландшафте и показатель крутизны склона характеризуют способность почвы к восстановлению, следовательно, к провалению регенерационной устойчивости. Каждый из показателей устойчивости почвы оценивался по 5-ти балльной системе. Рассмотрим эти показатели подробнее.

Емкость катионного обмена (ЕКО) является исключительно важной почвенной характеристикой. Она складывается из поглотительной способности гумусовых веществ, минеральных частиц почвы, а также входящих в ее состав микроорганизмов. Величина ЕКО почвы коррелирует с содержанием в ней гумуса, гранулометрическим и минералогическим составом, величиной рН. Таким образом, емкость катионного обмена - интегральная почвенная характеристика, по которой можно оценивать степень устойчивости почв, в том числе, и к антропогенному воздействию.

Почвы по величине ЕКО предлагается разбить на следующие 5 групп (табл. 64)

- 1 балл - ЕКО до 10 мг-экв/на 100 г почвы;
- 2 балла - 10-20 мг-экв/100 г;
- 3 балла - 21-30 мг-экв/100 г;
- 4 балла - 31-40 мг-экв/100 г;
- 5 баллов - свыше 40 мг-экв/100 г.

1 балл по предлагаемой шкале будут иметь наименее устойчивые к какому-либо воздействию почвы. Это, прежде всего, тундровые альфегумусовые и иллювиально-железистые подзолы, подзолистые и дерново-подзолистые, оподзоленные бурые лесные почвы на кислых и ультракислых маевых породах, щелочных гранитах древних калявинтовых корях выветривания, бедных кварцевых песках и супыщистых наносах. В эту же группу входят острвет вулканические оподзоленные почвы на лаваритовых и дацитовых пеплах, бурые полупустынные и серо бурые пустынные почвы на песках.

В группу почв, оцениваемую 2 баллами, войдут: арктические, тундровые, подзолистые, дерново-подзолистые, различные оподзоленные почвы на нормальных гра-

нитях, кристаллических сланцах, гнейсах, покровных и моренных суглинках, полимиктовых ленточных глинах, песках. На полимиктовых песках и суглинках Средней Азии развиты входящие в эту группу сероземы и бурые полупустынные почвы, на гранитах Казахстана – светло-каштановые, на основных вулканических пеллах Камчатки – окристые почвы, на корях выветривания влажных субтропиков – желтоземы и красноземы.

Емкость катионного обмена, равную 21–30 мг-экв/100 г почвы и оцениваемую в 3 балла, имеют дерновые и дерново-карбонатные, серые лесные, бурые лесные, черноземы, каштановые, солонцы, солоды, серо-коричневые и коричневые почвы, развитые на окисленных лесоводных суглинках, моренах, полимиктовых песках, суглинках и глинах, изверженных породах среднего и основного состава. Кроме того, сюда следует отнести сибирские подбуры и дерново-подзолистые почвы, развитые на основных магматических породах и известняках, а также некоторые желтоземы.

4 или 5 баллов по ЕКО будут иметь почвы достаточно устойчивые к различного рода воздействиям: дерновые, дерново-карбонатные, серые лесные, черноземы, каштановые, коричневые почвы, солонцы, солоды на карбонатных лесоводных суглинках, карбонатных моренах, полимиктовых песках и засоленных глинах. В эту группу войдут также палевые почвы Якутии, таежные солоды, луговые подбелы, черно-бурые почвы Тянь-Шаня, горные буроземы и дерново-карбонатные почвы на лессах и известняках, дерново-лесные почвы на сибирских траппах, слитоземы Волго-Ахтубинской поймы.

Мощность гумусового горизонта – также одна из основных почвенных характеристик. Большая мощность гумусового горизонта – залог высокой устойчивости почвы к различным механическим воздействиям; этот показатель определяет также устойчивость почв к эрозийным процессам. Исходя из широкого диапазона мощности гумусового горизонта (от миллиметров до метра и более) и неравномерности его распределения от одного типа почвы к другому, мы сочли целесообразным использовать логарифмическую шкалу, разбив почвы на 5 групп по этому показателю (см. табл. 64).

Степень геохимической устойчивости почв определяется, по М.А. Глазковой (1976), в значительной мере интенсивностью выноса веществ (продуктов техногенеза) за пределы данной ландшафтно-геохимической системы, рассеяния их с поверхностным, подземным стоком и воздушными потоками, поэтому важным показателем устойчивости почв будет классификационный тип водного режима. Водный режим почвы представляет собой совокупность природных явлений, обуславливающих поступление влаги в почву и характер ее передвижения в ней.

Тип водного режима почв зависит от климатических условий, рельефа, растительности, литологических и гидрогеологических особенностей материнских и подстилающих пород.

В зависимости от сочетания природных условий определяется состояние и характер передвижения влаги в почвенном профиле, т.е. тип водного режима. Первая классификация типов водного режима была предложена Г.Н. Высоцким, но наибольшую завершенность учение о водном режиме и его типах получило в работах А.А. Родс (1965). В настоящее время при классификации типов водного режима выделяют 14 градаций.

В соответствии с возможностью физического очищения почв от загрязнения мы сочли целесообразным выделить только 3 типа водного режима:

- промывной, характеризуется ежегодным промачиванием почвенного профиля до уровня грунтовых вод, климат характеризуется превышением годовой суммы осадков над годовой испаряемостью;
- первично промывной, годовая сумма осадков соответствует годовой испаряемости, промачивание почвенного профиля происходит один раз в 10–15 лет;
- непромывной в аридной зоне – характеризуется отсутствием промачивания глубже 1,5–2 м, ниже находится слой с постоянно низкой влажностью (сюда также

относится выветривая тип водного режима), испаряемость превышает осадки; в гумидной зоне – полное насыщение влагой почвенного профиля при отсутствии процессов латеральной и радиальной миграции почвенной влаги.

С учетом принятой 5-ти балльной системы это будет выглядеть следующим образом: 5 баллов – промывной тип; 3 балла – периодически промывной; 1 балл – непромывной тип. Таким образом почвы с промывным режимом обладают максимальной устойчивостью (5 баллов). Минимальной устойчивостью (в 1 балл) оцениваются почвы с непромывным режимом, при котором продукты техногенеза практически не выносятся.

Положение биогеоценоза в ландшафте (гипсометрическое, положение в рельефе, положение в катене) – фактор, определяющий характер и интенсивность миграционных потоков в почве. Б.Б. Полюновым (1953) было введено понятие об элементарном ландшафте (близкое к понятию В.Н. Сукачева – биогеоценоз). По условиям миграции Б.Б. Полюновым были определены три типовых положения ландшафтов по занимаемым элементам рельефа: 1) элювиальный; 2) суперэлювиальный; 3) субэлювиальный.

Позднее М.А. Глазковой (1976) эти градации были развиты и дополнены. В ее классификации выделены положения (типы ландшафтов):

- 1) элювиальные (водораздельные поверхности);
- 2) трансэлювиальные (верхние части склонов);
- 3) трансэлювиально-аккумулятивные (нижние части склонов долин);
- 4) элювиально-аккумулятивные (дно долины);
- 4.1) проточных вод;
- 4.2) стоячих вод.

Элювиальные ландшафты (по М.А. Глазковой) – наиболее высоко расположенные, геохимически автономные, в них поток веществ поступает лишь из атмосферы. Элементарные ландшафты, занимающие более низкие ступени каскада представляют геохимически подчиненные элементарные ландшафты; наряду с поступающими из атмосферы, они получают часть веществ, обрассываемых с поверхностными и грунтовыми водами из более высоко расположенных уровней каскада. Поэтому геохимически автономные ландшафты более устойчивы, чем геохимически подчиненные.

В связи с тем, что с точки зрения устойчивости разделены трансэлювиальные ландшафты, трансэлювиально-аккумулятивных в элювиально-аккумулятивных с проточными водами можно провести лишь условно, мы сочли возможным, как и в предыдущем случае выделить лишь три градации:

- 5 баллов – элювиальные (водораздельные территории);
- 3 балла – транзитные (геохимически подчиненные);
- 1 балл – аккумулятивные территории (см. табл. 64).

Крутизна склона также имеет важное значение с точки зрения устойчивости почвенного покрова. Уже отмечалось, что природные экосистемы в зависимости от местоположения в ландшафте имеют различную устойчивость по отношению к поступающим извне химическим загрязнителям. Однако, процессы латеральной миграции вещества, повышающие устойчивость почв транзитных ландшафтов к химическому загрязнению, с другой стороны, увеличивают риск механического сноса твердых частиц, т.е. эрозия почвенного покрова. Растительный покров может сильно замедлять этот процесс, но после уничтожения растительности происходит резкое усиление эрозии. Интенсивность эрозии почвенного покрова, в первую очередь, зависит от крутизны склона. С увеличением крутизны опасность эрозии возрастает. Интенсивность эрозийного процесса будет определять скорость восстановления экосистем на склонах, т.е. регенерационную устойчивость.

Характеристикой крутизны склона является угол естественного откоса, угол между поверхностью грунта после оседания или сползания грунта и горизонтом (Зайделман, 1987). Величина угла естественного откоса определяется целым набором факторов: гранулометрическим и минералогическим составом, характером сложения, степенью

Таблица 65

Ориентировочная оценка устойчивости различных типов почв (по литературным данным)

Типы почв	Оценка устойчивости в баллах
Арктические, болотные арктические; гуадровые глеевые в болотные, болотно-подпильные, дерново-глеевые, серые лесные глеевые, торфяные болотные верховые в низинные, аллювиальные дерновые, луговые в болотные, луговые, лугово-болотные, слюдя, слюдя гидроморфные и полугидроморфные; солончаки; бурые полустепные; серо-бурые пустынные, песчаные пустынные; тальги; сероземы; желтоземы глеевые; полукислотно-желтоземные глеевые; красноземы глеевые	12-16
Подпильные, мерзлотные лугово-лесные, бурые лесные; каштановые; солонцы автоморфные; аллювиальные насыщенные дерновые и луговые; серо-коричневые; коричневые, желтоземы; полукислотно-желтоземные; красноземы	17-20
Тундровые аллювиально-гумусовые, дерново-карбонатные; серые лесные; лугово-черноземные; черноземы	21-24

увлажнения и т.д. Так как для почв естественного сложения данные по величине естественного откоса отсутствуют, в первом приближении предлагаем использовать величины угла естественного откоса, используемые в грунтоведении. Зависимость сноса почвы от величины угла склона имеет характер степенной функции (Кузнецов, Глазунов, 1985), поэтому для оценки устойчивости почв на склонах мы использовали логарифмическую шкалу, в результате чего были выделены следующие градации:

- 1 балл - $\alpha >$;
- 2 балла - $\alpha - 5,61\frac{1}{2}\alpha$;
- 3 балла - $5,60\frac{1}{4}\alpha - 3,16\frac{1}{2}\alpha$;
- 4 балла - $3,15\frac{1}{2}\alpha - 1,78\frac{1}{2}\alpha$;
- 5 баллов - $< 1,78\frac{1}{2}\alpha$ (см. табл. 64);

где α - угол естественного откоса почвы. Для пород различного гранулометрического состава он приблизительно равен (в градусах): песок - 24, супесь - 30, суглинок и глины - 39 (Зайделман, 1987).

Проанализировав почву по указанным пяти характеристикам и оценив балльность по каждому из них, можно получить суммарную оценку устойчивости почвы. При этом почвы элювиальных ландшафтов с промывным водным режимом, имеющие высокую величину ЕКО и мощный гумусовый горизонт, могут получить максимальную оценку устойчивости в 25 баллов. Теоретически минимальная оценка устойчивости составляет $5(1 + 1 + 1 + 1 + 1)$ баллов.

Предлагаемая система была ориентировочно опробована на литературном материале (Почвы СССР, 1979). На основании полученных оценок типов почв, встречающиеся на территории страны, можно разделить на 3 группы (табл. 65). В первую группу входят почвы, имеющие минимальную величину устойчивости (от 12 до 16 баллов). Промежуточное положение занимают почвенные типы, устойчивость которых равна 17-20 баллам. В третьей группе самые устойчивые почвы - от 21 до 24 баллов.

Таким образом, на практике разброс оценок устойчивости различных почв не достигает теоретического. Это возможно объяснить тем, что почва, имея низкие показатели по условиям миграции веществ (непромывной тип водного режима, аккумулятивное положение в ландшафте) компенсирует эту "внешнюю" неустойчивость "внутренней" устойчивостью, т.е. своей буферностью (высокой величиной ЕКО или мощностью гумусового горизонта). Кроме того предложенный пятый показатель (крутизна склона) может уменьшать приведенные оценки устойчивости почв, поскольку рассмотренные в табл. 65 типы почв развиты, в основном, на выровненных участках рельефа, где крутизна склона вряд ли составляет значительную величину

Таблица 66

Показатели устойчивости фацны (биогеоценоза)

Показатели	Значение показателя	Баллы устойчивости	Показатели	Значение показателя	Баллы устойчивости
Устойчивость почвы, баллы	< 5	1	Опало-подстильный коэф-фициент	>10	1
	6-10	2		10-3	2
	11-15	3		3-1	3
	16-20	4		1-0,5	4
	>21	5		< 0,5	5
Устойчивость фитоценоза	Высокая	5	Интенсивность естественных геоматических латеральных процессов (мощность наводилоноса, см/год)	< 0,3	1
	Средняя	3		0,3-1,0	2
	Низкая	1		1,0-3,2	3
Устойчивость зооценоза	Высокая	5	3,2-10	4	
	Средняя	3	>10	5	
	Низкая	1			

Фацна (биогеоценоз). Фацна, как элементарный природный территориальный комплекс (ПТК) низшего ранга, соответствует понятию биогеоценоза по В. Н. Сукачеву (1975). Устойчивость фацны определяется внутренними факторами, главный из которых – устойчивость компонентов (фитоценоз, зооценоз, почва) и внешними факторами, определяющий из которых – интенсивность геоматических процессов. Геоматические процессы подразделяются на радиальные, определяемые климатом территории (радиационный баланс, радиационный индекс сухости – подробнее о них в следующем разделе), и латеральные, определяемые интенсивностью геоморфологических процессов.

Для оценки устойчивости фацны необходимо определить степень преобразованности биотой среды обитания, степень взаимодействия компонентов биогеоценоза друг с другом. Показателем такого взаимодействия может служить опало-подстильный коэффициент, величина которого отражает также интенсивность радиальных геоматических процессов.

Таким образом, в качестве основных показателей устойчивости фацны можно выделить следующие:

- устойчивость фитоценоза;
- устойчивость зооценоза;
- устойчивость почвы;
- опало-подстильный коэффициент (скорость разложения органического вещества);
- интенсивность латеральных геоматических процессов.

Устойчивость почвы рассмотрена в предыдущем разделе. По величине суммарной оценки устойчивости почвы можно выделить 5 градаций вклада почвы в устойчивость фацны.

- Устойчивость почвы до 5 баллов – 1 балл;
- 6-10 – 2 балла;
- 11-15 – 3 балла;
- 16-20 – 4 балла;
- больше 21 балла – 5 баллов (табл. 66).

Устойчивость фитоценоза и зооценоза ввиду недостаточной разработанности вопроса может быть оценена на качественном уровне: высокая устойчивость – 5 баллов; средняя устойчивость – 3 балла; низкая устойчивость – 1 балл

Скорость разложения органического вещества, характеризующая скорость обращения химических элементов или интенсивность биологического круговорота, оценивается по Н.И. Базилевич в Л.Е. Родику (Базилевич, Родин, 1969) по опадоподстилочному коэффициенту, который представляет отношение количества подстилки к той части опада, которая формирует подстилку. Величины этого индекса, обратно пропорциональные интенсивности биологического круговорота, наивысшие в заболоченных лесах (более 50) и в кустарничковых тундрах (20-50). В темно-хвойных таежных лесах индекс этот значительно меньше - 10-17; в степях - 1-1,5; во влажных тропических лесах мертвые растительные остатки практически не накапливаются: опадоподстилочный коэффициент не более 0,1, а биологический круговорот оценивается как интенсивный.

Рассматривая интенсивность биологического круговорота (через опадоподстилочный коэффициент) как интенсивность биогеоного преобразования техногенных продуктов, можно сделать вывод, чем меньше этот индекс, тем больше устойчивость биогеоценоза (см. табл. 66).

Интенсивность латеральных геоматических процессов (ИГП) рассматривается как мера дестабилизации биогеоценоза. В то же время естественные геоматические процессы мобилизуют адаптационные возможности биогеоценоза и тем самым повышают его устойчивость к антропогенным факторам.

ИГП на уровне фации может быть оценена количеством сносимого или откладываемого твердого вещества. Количество сносимого вещества характеризует интенсивность денудационных процессов (носителем которых могут быть вода, ветер и др.). Количество откладываемого материала - показатель интенсивности аккумулятивных процессов (того же генезиса, что и денудационных). Изменение количества вещества определяется в см/год (слой сноса или аккумуляции, средний на площадь фации).

Например, устойчивость фации при аллювиальных аккумулятивных процессах определяется в основном слоем навлака (еще и такими свойствами как его механический состав и влажность). Учитывая данные Т.А. Работнова (1974) об устойчивости фитоценозов по отношению к мощности навлака, были выделены на основе логарифмической шкалы следующие градации аккумуляции веществ (показатель ИГП) по отношению к устойчивости биогеоценоза (мощность наноса или сноса, см/год):

- < 0,3 - 1 балл;
- 0,3-1,0 - 2 балла;
- 1,0-3,2 - 3 балла;
- 3,2-10 - 4 балла;
- > 10 - 5 баллов (см. табл. 66).

Однако, необходимо иметь в виду что градации предложены для эволюционной измененной среды, обусловленного ИГП. При катастрофическом усилении ИГП может возникнуть ситуация, когда вообще не имеет смысла говорить о существовании данной экосистемы. Подсчитав сумму баллов по отдельным показателям устойчивости, можно получить суммарную оценку устойчивости фации (максимально 25 баллов).

Анализ предложенной системы оценки показывает, что не имеет смысла ограничиваться при оценке устойчивости одним показателем. В природе происходит взаимная компенсация факторов устойчивости, адаптация биоты к изменяющимся условиям среды. Биота, с одной стороны, приспосабливается к условиям существования путем отбора видов, наиболее соответствующих геоматическим условиям, а с другой, сама изменяет их в свою пользу, тем самым обеспечивая относительную стабильность этих условий. Интенсивные геоматические процессы препятствуют этому приспособлению и преобразованию среды, чем уменьшают стабильность фации. При интенсивных геоматических процессах фации не достигают гармонического сочетания компонентов, как бывает при эквимоновом состоянии, а находится постоянно в нестабильном состоянии стадия экзогенетических сукцессий по В.Н. Сукачеву (1973).

Примером такой нестабильной фации может служить дивиз дефлюкционно-ополт

Таблица 67

Показатели интенсивности геоматических процессов

№ п/п	Показатель	Уровень
1	Количество приходящей солнечной радиации	Ландшафт
2	Равнинный балласт	Урочище
3	Осадки	Ландшафт
4	Равнинный индекс сухости	Урочище
5	Ветровой режим - количество дней со штормом в году	Ландшафт
6	Ветровой режим - количество дней с сильными ветрами	Урочище
7	Тектоническая активность	Ландшафт
8	Сейсмичность	Урочище
9	Тектонические разломы	Ландшафт
10	Стадия развития мезофосфорности (тип рельефа)	Урочище
11	Гравитационные стадии развития мезоформы урочища (морфометрическая характеристика мезоформы)	Ландшафт
12	Повышенность пород и способность к выветриванию	Урочище
13	Мощность сноса или наносного материала	Фация

нового лога в песчанниках и аргиллитах с березово-яловыми криволинейными крупно-гравийными на горно-луговых оподзоленных глееватых легкосуглинистых почвах (в ландшафте эрозивно-денудационных складчатых гор Северо-Западного Кавказа) в урочище с интенсивными геоматическими процессами. Сложившаяся экосистема весьма устойчива к антропогенным воздействиям.

При геоматических процессах очень слабой интенсивности несмотря на мало изменчивое, климатическое состояние биоты, степень биогенной модификации может быть очень мала, вследствие чего фация очень неустойчива. Например, в эрозивно-денудационном ландшафте Жигулевских гор верхние части эрозивно-денудационных склонов, сложенные известняками, с сухоторфянистыми почвами под соседями тандышевскими (элементами реликтовой флоры) очень неустойчивы к антропогенному воздействию, так как здесь сформировался фитоценоз, приспособленный к малоземчиной среде, который не успеет адаптироваться к ее антропогенным изменениям.

Урочище. Устойчивость урочища определяется способностью к сохранению и восстановлению своей структуры и функционированию при антропогенном воздействии. Способность эта определяется устойчивостью фаций, составляющих урочище, интенсивностью интегрирующих процессов в урочище, обеспечивающих его единство, а также рядом внешних факторов (радиальные и латеральные геоматические процессы). Чем интенсивнее интегрирующий процесс, чем большим запасом энергии обладает урочище, тем быстрее урочище избавится от последствий антропогенного воздействия и восстановит свою фациальную структуру.

Устойчивость фации рассмотрена в предыдущем разделе. На основании анализа устойчивости слагающих урочище фаций (преимущественно доминантных по площади и детерминантных по функции) выводится некоторый обобщенный уровень их устойчивости. С учетом принятой нами пятибалльной шкалы вклада устойчивости фаций можно оценить следующие образцы. Обобщенная оценка устойчивости фаций

25-21 - 5 баллов; 10-6 - 2 балла;
20-16 - 4 балла; 5-1 - 1 балл.
15-11 - 3 балла.

Для каждого уровня ПТК характерен свой комплекс геоматических процессов. Анализ показателей геоматических процессов (табл. 67) показывает, что исходя из масштабовности и принципа обратной связи (возможность влияния ПТК на рассматриваемый процесс), геоматические процессы могут быть отнесены к уровню фации, урочища или ландшафта.

Таблица 68

Показатели устойчивости урочища

№ п/п	Показатель	Значение	Баллы устойчивости
1	Устойчивость фации (см. табл. 66)	25-21	5
		20-16	4
		15-11	3
		10-6	2
		5-1	1
2	Способность к выветриванию и подвижность пород	Лессовые	5
		Глинистые и песчаные	4
		Карбонатные и соленосные	3
		Терригенные, флишевые и молассовые	2
		Магматические, метаморфические, вулканические	1
3	Стадия развития мезоформы рельефа	Начальная	5
		Средняя	3
		Равновесная	1

В соответствии с этим на уровне урочища интенсивность геоматических процессов определяется свойствами пород (способностью к выветриванию, подвижностью), стадией развития мезоформы и рельефа, радиационным балансом, радиационным индексом сухости, ветровым режимом, наличием тектонических разломов.

В качестве характеристики интенсивности интегрирующих процессов в урочище могут быть предложены способность к выветриванию и подвижность слагающих урочище пород и стадия развития мезоформы рельефа. Для оценки способности к выветриванию и подвижности пород нами использована инженерно-геологическая классификация пород по характеру структурных связей И.П. Чуркова (1983), отражающая подвижность твердого вещества, его пластичность и способность к выветриванию. Максимальной прочностью обладают породы магматические и метаморфические: минимальной – лессовые. Оценивая значения показателя прочности пород в его обратном значении и способности к выветриванию и подвижности, как условие интенсивности геоматических процессов в ПТК, можно оценить по шкале устойчивости следующим образом:

- 1) магматические, метаморфические, вулканические – 1 балл;
- 2) терригенные, флишевые, молассовые – 2 балла;
- 3) карбонатные и соленосные – 3 балла;
- 4) глинистые и песчаные с мелкообломочным материалом – 4 балла;
- 5) лессовые – 5 баллов (табл. 68).

Стадия развития мезоформы рельефа отражает энергетику интегрирующих геоматических процессов в ландшафте. Стадию развития можно характеризовать морфометрическими характеристиками. Начальная стадия развития мезоформы обладает максимальной гравитационной энергетикой. Показатель нуждается в дальнейшей детализации, поэтому в табл. 67 он оценен лишь качественно.

Внешние условия определяют количества вещества и энергии, поступающие в урочище в форме осадков, солнечной радиации, тектонической активности, ветровой энергии, вещества сопряженных урочищ. В силу недостаточной разработанности показателей для уровня урочища все эти факторы рассмотрены нами на уровне ландшафта (см. следующий раздел).

Реакция ПТК различного уровня на антропогенное воздействие, направленная на уменьшение этого воздействия благодаря усилению латеральных геоматических про-

ессов, с позиции хозяйственной деятельности рассматривается как негативное явление. Однако, с позиции сохранения природы рассеяние эффекта антропогенного воздействия имеет положительное значение. Поэтому строительство зданий и сооружений выгоднее производить на территории с минимальной устойчивостью, в которых переработка восстановленных процессов незначительна.

Ландшафт Устойчивость ландшафта рассматривается как способность сохранить свою структуру и функционирование при внешних воздействиях. Ландшафт представляет собой природный территориальный комплекс (ПТК) сложного строения, состоящий из пространственного сочетания ПТК ранга урочищ, в свою очередь состоящих из раций. Устойчивость ПТК подчиненного уровня может рассматриваться как внутренняя по отношению к организующему его комплексу.

Внешние условия существования ландшафта определяются климатическими факторами (радиальные геоматические процессы) и тектоническими факторами, определяющими латеральные геоматические процессы. Из климатических для устойчивости ландшафта особенно важны факторы, определяющие энергетику процессов в ландшафте: радиационный баланс, степень увлажнения, ветровой режим. Из тектонических наибольшее значение для устойчивости имеют интенсивность и направленность движений, сейсмичность.

Радиационный баланс определяет энергетику основных биогенных и абиогенных процессов в ландшафте, а также, по мнению М.А. Глазовской (1976), скорость и направление химических превращений техногенных продуктов.

Радиационный баланс – величина, зависящая от многих факторов, главные из которых: широта местности, влияющая на суммарную радиацию; характер подстилающей поверхности и увлажнение территорий, сказывающиеся на альбедо и эффективном излучении. В центральной Арктике, по расчетам Н.Г. Черниговского и М.С. Маршупной, годовой радиационный баланс отрицательный и равен $-2,6 \text{ ккал/см}^2 \text{ год}$ (цит. по Алисову, Полтараусу, 1974). В зоне тундры он в среднем равен $15-20$, в зоне тайги $-25-30$; в зоне лесостепей и степей $-35-50 \text{ ккал/см}^2 \text{ год}$ (Алисов, Полтараус, 1974). Так как радиационный баланс определяет энергетику ландшафтообразующих процессов, то большим его значениям соответствует и максимальная устойчивость ландшафта (при прочих равных условиях).

Вклад этого показателя в устойчивость можно ориентировочно распределить следующим образом:

радиационный баланс	
до + 10 ккал/год	- 1 балл;
от 11 до 20	- 2 балла;
от 21 до 30	- 3 балла;
от 31 до 50	- 4 балла;
более 50	- 5 баллов (см табл. 67).

Очень важно этот показатель учитывать в сочетании с показателем увлажнения. Степень увлажнения определяет условия существования биоты и интенсивность процессов, носителем которых является вода. Из показателей увлажнения, очень информативен радиационный индекс сухости (K), предложенный М.И. Будыко, который представляет отношение между радиационным балансом территории в годовой сумме осадков, выраженное в калориях скрытой теплоты испарения. $K = R/LQ$, где R – годовой радиационный баланс, L – скрытая теплота испарения, Q – годовая сумма осадков (цит по Реймерсу, 1940). Радиационный индекс сухости отражает возможность накопления влаги при данных радиационных условиях. При $K = 1$ возможность испарения примерно соответствует количеству выпавшей влаги. Это значение K соответствует условиям максимальной устойчивости ПТК. При R/LQ меньше $0,45$ климат называется избыточно увлажненным приход тепла в почву за счет радиационного баланса намного меньше, чем это нужно было бы для испарения выпавших осадков. При K от $0,45$ до 1 климат называется влажным, при K от

Таблица 69

Показатели устойчивости ландшафта

№ п/п	Показатель	Значения	Баллы устойчивости
1	Устойчивость дождевых урочищ	Максимальная	5
		Средняя	3
		Минимальная	1
2	Устойчивость детерминированных урочищ	Максимальная	5
		Средняя	3
		Минимальная	1
3	Контрастность урочищ в ландшафте	Максимальная	5
		Средняя	3
		Минимальная	1
4	Защищенность грунтовых вод	Защищены	5
		Слабо защищены	3
		Не защищены	1
5	Интенсивность радиальных процессов:		
5.1	Радиционный баланс, ккал/см ² ·год	от - 5 до +10	1
		от 11 до 20	2
		от 21 до 30	3
		от 31 до 50	4
		>50	5
5.2	Радиционный индекс сухости	<0,45	3
		0,45-1,5	5
		1,5-3,0	3
		>3	1
5.3	Ветровой режим	Максимальное	1
	а) количество дней со штормом в году	Среднее	3
	б) количество дней с сильными ветрами	Минимальное	5
		Максимальное	5
		Среднее	3
		Минимальное	1
6	Интенсивность латеральных процессов (сумма баллов от составных показателей: неотектоническая активность, сейсмичность, тип рельефа)	13-15	5
		10-12	4
		7-9	3
		4-6	2
		3	1

1,00 до 3,00 – недостаточно влажным, при K больше 3,00 – сухим (цит. по Хромов 1968).

Значение индекса сухости, характеризующее недостаток увлажнения рассматривается как показатель наименьшей устойчивости (меньше, чем избыточное увлажнение). Учитывая все это, индекс сухости, как показатель оптимального увлажнения ландшафта, по вкладу в устойчивость можно распределять в первом приближении следующим образом: <0,45 – 3 балла; 0,45-1,5 – 5 баллов; 1,51-3,0 – 3 балла; >3,0 – 1 балл (табл. 69).

Ветровой режим проявляется, с одной стороны, как фактор рассеивания техногенных веществ в воздухе, а с другой стороны, являясь фактором латеральных (золотых) процессов, определяет адаптационные свойства биоты. Для оценки устойчивости ландшафта в качестве показателей ветрового режима предлагается использовать количество дней со штормом и дней с сильными ветрами за год. Вклад ветрового режима в устойчивость ландшафта нуждается в дальнейшей разработке, поэтому в табл. 69

он оценен лишь на качественном уровне. Предложенные климатические показатели для оценки устойчивости ПТК определяются из справочников, а также по данным соответствующей близлежащей метеорологической станции.

Интенсивность латеральных геоматических процессов проявляется как фактор приспособленности к восстановлению эффекта антропогенного воздействия и, соответственно, латеральных геоматических процессов в ландшафте служат условия преобразования радиальных процессов: неотектоническая активность, сейсмичность, тип рельефа.

Геоматические процессы в обобщенном виде являются процессами перемещения вещества, интенсивность которых определяется как эндогенными, так и экзогенными факторами. В пространстве они имеют качественно различное проявление в виде следующих процессов: эрозионных, аллювиальных, делювиальных, оползневых, карстовых, суффозионных, заболачивающих, осевых, обвальных, термокарстовых, кумулятивных, пучения, наледообразования, снежных лавин, осей, провалов, перевывания, цунами, землетрясения, вулканизм и др.

Неотектоническая активность – основной показатель эндогенной энергетики процессов, который в сочетании с климатическими показателями определяет ИТК.

Устойчивость ландшафтов в зависимости от степени неотектонической активности можно оценить следующим образом:

- 1) относительные прогибы и впадины в областях устойчивых поднятий – 4 балла;
- 2) устойчивые слабые опускания – 1 балл;
- 3) преимущественно слабые поднятия – 1 балл;
- 4) устойчивые интенсивные поднятия – 4 балла;
- 5) современный вулканизм – 5 баллов.

В зависимости от сейсмичности, устойчивость ландшафта ориентировочно можно оценить: сейсмичность <3 баллов – 1 балл; 3–5 баллов – 3 балла; >5 баллов – 5 баллов.

Тип рельефа отражает возраст, стадию развития ландшафта, степень соответствия эндогенных и экзогенных процессов. По типам рельефа устойчивость ландшафта оценивается:

- 1) денудационный пенеплен – 1 балл;
- 2) аккумулятивные равнины в низменности – 2 балла;
- 3) денудационные равнины – 3 балла;
- 4) структурно-денудационные плато и равнины – 3 балла;
- 5) денудационные плато – 3 балла;
- 6) внутригорные аккумулятивные и денудационные равнины – 4 балла;
- 7) горы – 5 баллов.

Вклад интенсивности геоматических процессов, как комплексного показателя и устойчивости ландшафта, может быть оценен суммарной величиной рассмотренных четырех составляющих (неотектоническая активность, сейсмичность, тип рельефа). Максимальной устойчивостью будут обладать ландшафты с суммой баллов по составным показателям от 13 до 15 баллов, а минимальной – суммой баллов 3 (см табл. 69).

Внутреннюю устойчивость ландшафта на фоне внешних (климатических) условий существования определяют следующие характеристики:

- 1) устойчивость доминантных и детерминантных урочищ (см. раздел "Ландшафт");
- 2) контрастность ПТК;
- 3) защищенность грунтовых вод.

В морфологической структуре ландшафта урочища играют различную роль, которая проявляется в сопряжении ПТК. Могут быть ПТК с активной ролью в ландшафте, определяющие его развитие. Эти ПТК можно назвать детерминантами. Эти ПТК обычно отличаются максимальным по площади эффектом рассеивания вещества и энергии. Они не обязательно сами отличаются интенсивными геоматическими процессами, а чаще – накопители вещества-носителя энергии в ландшафте (например, ледники).

ки и снежники, питающие реки). Иногда эти ПТК – барьеры на пути интенсивных потоков вещества (например, острова в реках, дюнный вал на пути ветров). По роли в ландшафте урочища можно разделить на пассивные, активные и детерминанты. Максимальной устойчивостью (по роли в ландшафте) будут отличаться пассивные урочища (останцы в денудационных ландшафтах), минимальной – ПТК-детерминанты. Поэтому при оценке устойчивости составных частей пространственной структуры ландшафта важна устойчивость не только доминантных (по площади) урочищ, но и детерминантных, играющих активную роль в ландшафте.

Представляет интерес показатель устойчивости МСЛ, как контрастность сопряженных урочищ. Контрастность определяется по генезису урочищ (процессам сформировавшим урочище, и свойствам вещества). Контрастность сопряженных ПТК отражает возможность формирования природных и геохимических барьеров на пути миграции техногенных продуктов. Наиболее контрастные ПТК урочищ различного генезиса (например, золотые песчаные дюны под сосняками суходровыми на слаборазвитых сухоторфянистых почвах и мелкохолмистые морены с лянниками широко-равнинными на суглинистых дерново-подзолистых почвах).

Защищенность грунтовых вод определяется по комплексу показателей: глубина грунтовых вод, поглотительная способность пород, трещиноватость, фильтрационные свойства пород (Гольдберг, 1984). Защищенными грунтовые воды в ландшафте считаются при наличии мощного слабопроницаемого слоя пород и глубоко залегающих грунтовых вод. Грунтовые воды в ландшафте при наличии трещиноватых пород и карстовых ПТК не защищены, особенно, при достаточно близком залегании грунтовых вод. Этот показатель характеризует устойчивость как ландшафта в целом (по сочетанию условий защищенности), так и урочища. Этот показатель важен из-за необратимости процесса загрязнения грунтовых вод. Показатели устойчивости составных частей ландшафта и защищенности грунтовых вод из-за недостаточной изученности вопроса оценены на качественном уровне (см. табл. 69).

Рассмотренные показатели определяются ландшафтным картографическим методом, дистанционными (аэрофото- и космическими), стационарными (особенно гидрометеослужбы) методами, по фоновым материалам геологических, геоморфологических и гидрогеологических исследований.

Резюмируя, важно отметить, что при оценке устойчивости ландшафта необходимо определение всех показателей, так как они имеют смысл только в комплексе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Развитые в настоящей работе подходы к анализу устойчивости экосистем представляют собой попытку перевода проблемы на количественный уровень. Конечно, по многим аспектам представленная система пока не завершена (балльные градации, например, порой нуждаются в уточнении) и требует дальнейшего совершенствования и апробирования. И все-таки предложенная система – еще один шаг, пусть даже небольшой, на пути конкретизации и практического использования столь комплексного понятия, каким является устойчивость.

Предлагаемые показатели устойчивости различаются по степени изменчивости во времени, порой носят колебательный характер. Наиболее подвижные связаны с атмосферными процессами. Следовательно, и сама устойчивость экосистемы или ее конкретного компонента меняется во времени. В связи с этим для сравнительной пространственной характеристики устойчивости экосистем желательно использовать средние многолетние значения.

В то же время при антропогенном воздействии важно учитывать природную цикличность устойчивости экосистем и не допускать, чтобы пики неустойчивости совпадали с пиками воздействия (особенно в районах с повышенным риском катастроф), усиливающимися отрицательный эффект. Выявление ритмов устойчивости природных территориальных комплексов должно стать дальнейшим этапом работы.

4.5 ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ УСТОЙЧИВОСТИ ПРИРОДНЫХ ОБРАЗОВАНИЙ

4.5.1. УСТОЙЧИВОСТЬ, НОРМЫ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ГЕОСИСТЕМ И ГЕОГРАФИЧЕСКИЙ ЭКСПЕРИМЕНТ

Устойчивость геосистем спонтанного развития и антропогенных модификаций природных образований является важнейшим критерием их оценки (Исаченко, 1989). Понятие устойчивости в физической географии и экологии не имеет однозначного определения. Различные авторы придают данному термину то или иное значение в зависимости от целей оценки природных или модифицированных человеческой деятельностью экосистем, что можно видеть и в настоящей работе. Все толкования этого понятия можно свести к трем составляющим: рамкам естественного функционирования, способности сопротивляться внешним воздействиям (естественным и антропогенным) и возможности релаксации после снятия нагрузок (Рюини, 1988). А. А. Краукусис (1979) определяет устойчивость через соотношение нормального функционирования, восстановления после нарушения и необратимого преобразования.

Согласно В. В. Сочаве (1973, 1978), все динамические изменения, происходящие в пределах одного инварианта, т.е. качественно неизменного состояния, служат выражением устойчивости геосистемы, так как они свидетельствуют о ее способности возвращаться к исходному положению. По мнению В. В. Рюини (1988), нормальное функционирование связано, в первую очередь, с явлениями сезонной динамики и имеет в определении устойчивости подчиненное значение. А. Г. Исаченко (1980), напротив, особо подчеркивает роль динамики геосистем в их устойчивости. К. Н. Дьяконов (1974) разграничивает устойчивость геосистем в аспекте структуры (форма постоянства объекта) и в аспекте функционирования (форма его развития). По мнению Э. В. Дашкевича (1984), устойчивость геосистем включает способность сохранять при возмущающих воздействиях свою пространственно-временную структуру и способность к восстановлению.

По-видимому, трактовка термина "устойчивость" в приложении к исследованию антропогенного воздействия на геосистему не может отделяться от общего понятия устойчивости геосистем, которая чаще всего определяется (с теми или иными терминологическими нюансами) как способность природных образований к сохранению своей структуры и поведения или их восстановлению после нарушения внешними факторами, т.е. способность к саморегуляции (Александрова, 1986; Арманд, 1999; Гришавков, 1977; Исаченко, 1979; Краукусис, 1979; Миллер, Петлин, Галамбо, 1982; Преображенский, Александрова, Куприянова, 1988; Раман, 1972; Ретсюм, 1988; Устойчивость геосистем, 1983; Факторы и механизмы ..., 1989, и др.).

В геохимии ландшафтов значительная роль отводится изучению устойчивости геосистем к техногенному загрязнению и способности их к самоочищению от продуктов техногенеза (Волкова, Давыдова, 1987; Глазовская, 1972, 1981; Глазовская, Солнцева, 1989; Паулюкавичус, Грабаускас 1986, 1989; Сает, Смирнова, 1983; Солнцева, 1982; и др.). Под устойчивостью геосистем к техногенезу М. А. Глазовская (1976, 1988) понимает в основном их способность к самоочищению, обусловленную скоростью трансформации техногенных веществ и выноса их за пределы геосистем. Во многом эта способность обеспечивается совместностью природных и техногенных потоков вещества (Солнцева, 1982).

Таким образом, устойчивость геосистем напрямую смыкается с проблемой антропогенных нагрузок на геосистемы. В В. Сочаве писал, что к числу проблем, приобретающих наибольшую остроту "относится прежде всего установление рациональных (во всяком случае допустимых) норм природопользования (1978, с. 11), от чего при этом тесную связь нормирования с прогнозом

Согласно Т. А. Александровой (1988), нагрузкой называется мера антропогенно-техногенного воздействия на ландшафт в форме изъятия, привнесения или перемещения

вещества и энергии, изменения пространственной структуры. Допустимой нормой антропогенной нагрузки считается величина, при которой не происходит существенных нарушений свойств и функций ландшафта. Основной частью исследований по определению допустимых норм нагрузки является эксперимент, включающий обоснование и выбор объектов изучения, измерение нагрузок, выбор индикаторов для определения смены состояний под воздействием нагрузок, определение зависимости состояния от величины нагрузки и разработка экологических основ нормы.

По мнению А.М. Маринича, Л.Н. Шевченко, В.Т. Гриневского (1988), непременным условием квалифицированного изучения и нормирования нагрузок на ландшафты является использование базовой информации, полученной на основе стационарных ландшафтно-геофизических и ландшафтно-геохимических исследований. Е.Г. Нечаева (1988) считает, что ландшафтно-геохимическое нормирование антропогенных воздействий на природную среду должно базироваться на ландшафтно-динамической концепции учения о геосистемах В.Б. Сочава (1978) с использованием структурно-функционального подхода для определения критериев устойчивости геосистем и параметров их самоочищения и восстановления.

Выявление антропогенной устойчивости геосистем включает в себя познание критериев и механизмов природной стабильности функционирования геосистем и устойчивости к техногенным нагрузкам. Поэтому, наряду с детальным изучением естественного развития геосистем, необходимо использование и специальных методов исследования, объединяемых понятием "географический эксперимент".

Слово "эксперимент" трактуется в научной, в том числе и географической, литературе неоднозначно. Согласно БСЭ (1978) экспериментом называется "метод познания, при помощи которого в контролируемых и управляемых условиях исследуются явления действительности" (т. 30, с. 6). В "Географическом энциклопедическом словаре" (1988) указывается, что основной принцип экспериментальных методов в физической географии заключается в наблюдении изменений, происходящих в объекте, явления или процесс под воздействием факторов, интенсивность или продолжительность действия которых можно менять по желанию экспериментатора Д.Т. Арманд (1975) под географическим экспериментом понимал наблюдение над природными объектами, у которых искусственно изменены одно или несколько свойств. По мнению Э. Неефа (1974), география вообще не может проводить экспериментальные методами точных наук. В противоположность этим авторам существует точка зрения на эксперимент, существенно расширяющая сферу его приложения. Так, например, С.И. Ожегов (1973) толкует эксперимент просто как научный опыт. Многие географы связывают экспериментальное направление со стационарным изучением геосистем И.П. Герасимов (1976) в качестве собственно экспериментальных исследований, например, выделял геохимическое, геофизическое и биогеоценологическое изучение ландшафта. В.В. Сочава (1969) считал, что в географии имеет право на существование самая широкая трактовка понятия "эксперимент", объединяющая детальное изучение в природе географических явлений в количественно учитываемых условиях. По его мнению, "... наблюдение за изменением в природе под влиянием какого-то фактора, регулируемого исследователем, — это один из возможных методов экспериментальной географии, использование которого во всех видах экспериментальных работ вовсе не обязательно ..." (Сочава, 1969, с. 5). Аналогичных или близких взглядов придерживается целый ряд географов (География сегодня, 1984; Герасимов, 1976, 1985; Крауклис, 1979; Сытыко, 1978, и др.).

Некоторые авторы называют эксперимент в широкой трактовке понятия пассивным экспериментом, а в узкой (контролируемый эксперимент) — активным (Гюлдецкий, 1979; Хлебников, 1981, 1989). Эксперименты, сопряженные с воспроизведением в лабораторных условиях физических или химических процессов, Н.А. Гюлдецкий (1979) называет соответственно физическим или химическим моделированием в физической географии.

С точки зрения авторов настоящей работы, термин "эксперимент" предпо-

нительнее связывать с таким исследованием процессов в геосистемах, когда экспериментатор может по своему усмотрению задавать один из параметров. Сам процесс получения данных в полевых и лабораторных условиях с принудительным изменением характера и степени воздействия одного из факторов можно назвать экспериментальным моделированием (Мамитко, Семенов, Бураков, 1988; Семенов, 1991; Семенов, Чернигов, Дубинина и др., 1991; Смытко, Семенов, Мартинов, 1987, 1989). В настоящее время методы активных полевых и лабораторных экспериментов, позволяющих в достаточно короткие сроки получить информацию о характере и направленности геохимических процессов путем изменения отдельных параметров, имеют довольно широкое распространение (Агроценозы ..., 1984; Волкова, Давыдова, 1987; Гончарук, Сядоренко, 1986; Григорьева, 1980; Зайдельман, Нарокова, 1978; Зырин, Черных, 1989; Мамитко, 1986; Мартинов, 1984; Медведев, 1975; Обухов, Цалпина, 1989; Первушина, Малахов, 1989; Роде, 1971; Сысуев, 1986; Телюсские ..., 1981; и др.). Успешное использование этих методов в целях определения устойчивости геосистем, стабильности их функционирования и нормирования нагрузок возможно, однако, без "привязки" к конкретным природным условиям и разработки путей пространственно-временной "развертки", данных ландшафтно-геохимических стационарных и экспериментальных исследований.

4.5.2. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ГЕОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ УМЕРЕННОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Как было отмечено выше, оценка устойчивости геосистем, развивающихся под влиянием техногенного фактора, разбивается на два аспекта: оценку природной устойчивости и оценку устойчивости к техногенному воздействию. В связи с этим исследования подразделяются на стационарные наблюдения за природными режимами содержащих подвижных соединений и экспериментальное изучение поведения вещества компонентов геосистем при различных уровнях техногенных нагрузок.

Создание Кавско-Ачинского топливно-энергетического комплекса (КАТЭК) в центральных районах Красноярского края обусловило проведение исследований по оценке возможностей строительства и функционирования объектов комплекса с учетом ограничительных экологических факторов. Такая постановка задания предопределила направленность программы научных работ на разработку норм природопользования. Институт географии СО РАН ведет исследования на территории первоочередного освоения КАТЭКа в Назаровской котловине с 1978 г. За это время изучены основные характеристики компонентов геосистем, получены данные о современном состоянии природной среды и степени ее трансформации под влиянием техногенного фактора, составлена серия карт для целей планирования и охраны окружающей среды, разработан вариант комплексного прогноза и изменения геосистем района (Географические условия ..., 1979; Природа и хозяйство ..., 1980; Природа и хозяйство 1983; Экспериментальные основы, 1984; Волкова, Давыдова, 1987; Смытко, Семенов, Мартинов, 1987; Человек ..., 1988 и др.).

Стационарные исследования поведения вещества геосистем проводились на двух модельных полигонах: Березовском и Назаровском. Как известно, геосистемы спонтанного развития в антропогенно измененные в разной степени реагируют на внешнее воздействие, поскольку первые развиваются как естественных, так и антропогенных факторов, а вторые - под влиянием как естественных, так и антропогенных. В связи с высокой степенью освоенности Назаровской котловины детальные ландшафтно-геохимические исследования на этой территории проводились в геосистемах: дубняках (находящихся соответственно в условно естественном (коренном, минимокоренном и срипном) и антропогенно измененном (кратковременно-, длительно- или устойчиво-длительно-продуктом) состояниях).

Объектами детальных стационарных работ на Березовском экспериментальном полигоне послужили биогеоценозы, отходящие к следующим фациям:

I – элювиальной локально-аккумулятивной березовой высокоразнотравной с темно-серой лесной контактно-луговой глубоко всхолмляющей тяжелосуглинистой почвой на двучленных отложениях (покровных суглинках, подстиланных карбонатными глинами) березовой группы фаций плоских возвышенностей равнинного березового класса фаций южно-сибирского равнинного и низинного геоба островных лесостепей (мшисто-коренной);

II – ее антропогенной длительно-производной модификации – пашне;

III – элювиальной локально-аккумулятивной осокково-злаково-разнотравной с черноземом обыкновенным луговатым маломощным тучным среднесуглинистым на карбонатных покровных суглинках группы высоких равнин степного класса фаций южно-сибирского подгорного степного и долинного геоба (мшишкоренной);

IV – ее антропогенной коротко-производной модификации – злаковоразнотравном залежи с большим количеством хвоща и подорожника;

V – трансэлювиально-аккумулятивной полугидроморфной разнотравнолуговой закустаренной с лугово-черноземной выщелочной мощной мамутой среднесуглинистой почвой на карбонатных покровных суглинках лугово-степной злаково-разнотравной группы луговостепного низинного класса фаций южно-сибирского подгорного степного и долинного геоба (серийной);

VI – трансаккумулятивной гидроаккумулятивной высокоразнотравно-осокковой закоркаренной закустаренной с лугово-болотной влоевой карбонатной слоистой почвой на пролювиальных отложениях долинин и пойменной лугово-болотной торфяно-осокковой группы лугового долинного и низинного класса фаций южно-сибирского подгорного степного и долинного геоба (серийной);

VII – элювиальной злаково-разнотравной остепленно-луговой с черноземом выщелоченным среднесухим среднегумусным тяжелосуглинистым на покровных карбонатных суглинках равнинной группы степного класса фаций южно-сибирского подгорного степного и долинного геоба (мшишкоренной);

VIII – ее антропогенной устойчивой длительно-производной модификации – сосновым насаждением 40-летнего возраста мохово-разнотравно-вейниковым с большим количеством хвоща;

IX – трансэлювиальной выпуклосклоновой березовой бобово-разнотравной парково-го типа с темно-серой лесной маломощной среднесуглинистой почвой на элювио-делювии аргиллитов пологосклоновой березовой травяной группы горного березового класса фаций южно-сибирского предгорного и подгорного геоба островных лесостепей (мшишкоренной);

X – трансэлювиальной привершинной злаково-полянной с черноземом слабо-разлитым бескарбонатным среднегумусным легкосуглинистым на элювио-делювии аргиллитов кругосклоновой разнотравно-кочкарной группы степного класса фаций южно-сибирского подгорного степного и долинного геоба (коренной).

Фации I–VIII являются наиболее распространенными в днище впадины и репрезентативны по отношению ко всей Назаровской котловинной микрогеохоре, а фации IX–X характерны для горного обрамления и горных крижей внутри котловины. Все участки наблюдений расположены на Березовском экспериментальном полигоне и относятся к Березювской равнинной лесостепной топогеохоре (Семенов, 1991). Детальная аналитическая характеристика почв была приведена в монографии В.А. Смыткова Ю.М. Семенова, А.В. Мартинова (1987).

Для выявления статистической достоверности полученных результатов проводился отбор образцов из почв фаций на площади 24 x 25 м по сетке с шагом 5 м. Данные статистической обработки результатов анализа водной вытяжки и определения влажности почв фации I показали, что временная изменчивость показателей значительно превышает их площадную неоднородность.

Среднегодовое поступление вещества с осадками на данной территории невелико.

Таблица 70

Запасы инертных фракций глинистого (г/гн) и песка (мм)

Фракция	Слой, см	H ₂ O	C _{гн}	C _{пес}	C _г	Mg
I	0-20	<u>44-106</u>	<u>258-1957</u>	<u>37-172</u>	<u>108-297</u>	<u>4-36</u>
		69	509	90	151	25
	0-50	<u>99-246</u>	<u>571-3448</u>	<u>80-400</u>	<u>214-992</u>	<u>27-98</u>
		156	1100	203	345	56
50-100	<u>97-243</u>	<u>208-1420</u>	<u>235-880</u>	<u>169-628</u>	<u>50-107</u>	
	147	536	527	473	82	
II	0-20	<u>213-441</u>	<u>870-4355</u>	<u>318-1327</u>	<u>651-1022</u>	<u>98-205</u>
		303	1636	730	818	138
	0-50	<u>45-127</u>	<u>174-427</u>	<u>25-211</u>	<u>85-184</u>	<u>15-40</u>
		60	266	88	130	26
0-100	<u>106-211</u>	<u>334-820</u>	<u>58-424</u>	<u>181-351</u>	<u>33-107</u>	
	137	561	205	251	59	
III	0-20	<u>115-176</u>	<u>180-627</u>	<u>69-499</u>	<u>72-457</u>	<u>22-77</u>
		136	368	313	247	50
	0-50	<u>266-338</u>	<u>586-1137</u>	<u>134-1224</u>	<u>253-719</u>	<u>56-164</u>
		273	929	518	498	109
0-100	<u>54-114</u>	<u>312-874</u>	<u>72-244</u>	<u>107-332</u>	<u>15-81</u>	
	79	522	156	195	41	
IV	0-20	<u>110-196</u>	<u>348-1451</u>	<u>253-570</u>	<u>323-568</u>	<u>75-159</u>
		158	984	375	437	100
	0-50	<u>114-188</u>	<u>211-1023</u>	<u>361-1128</u>	<u>566-1237</u>	<u>86-271</u>
		150	561	684	3	151
0-100	<u>229-364</u>	<u>608-2474</u>	<u>709-1628</u>	<u>939-1805</u>	<u>185-437</u>	
	308	1545	1050	1240	251	
V	0-20	<u>61-143</u>	<u>83-625</u>	<u>48-186</u>	<u>76-235</u>	<u>12-43</u>
		94	368	103	144	35
	0-50	<u>124-262</u>	<u>219-1517</u>	<u>135-495</u>	<u>262-807</u>	<u>53-194</u>
		175	756	308	435	98
0-100	<u>127-185</u>	<u>168-1053</u>	<u>451-1680</u>	<u>647-1484</u>	<u>70-247</u>	
	166	550	894	903	155	
VI	0-20	<u>262-443</u>	<u>421-2272</u>	<u>644-2126</u>	<u>992-2290</u>	<u>123-381</u>
		341	1306	1202	1338	253
	0-50	<u>45-107</u>	<u>165-173</u>	<u>26-420</u>	<u>58-172</u>	<u>12-55</u>
		73	236	108	97	27
0-100	<u>102-252</u>	<u>358-791</u>	<u>48-602</u>	<u>139-238</u>	<u>27-105</u>	
	176	577	175	179	54	
VII	0-20	<u>91-180</u>	<u>151-831</u>	<u>87-491</u>	<u>69-277</u>	<u>44-93</u>
		147	415	176	194	60
	0-50	<u>214-442</u>	<u>212-1206</u>	<u>172-1077</u>	<u>130-594</u>	<u>72-307</u>
		328	865	550	360	152
0-100	<u>44-91</u>	<u>182-534</u>	<u>29-138</u>	<u>61-111</u>	<u>17-29</u>	
	68	266	64	84	27	
VIII	0-20	<u>120-208</u>	<u>512-968</u>	<u>83-268</u>	<u>155-267</u>	<u>33-92</u>
		158	651	137	180	54
	0-50	<u>101-172</u>	<u>386-691</u>	<u>181-444</u>	<u>276-489</u>	<u>34-105</u>
		139	523	286	184	68

Таблица 70 (окончание)

Фашия	Слой, см	H ₂ O	C _{орг}	C _{мин}	Ca	Mg
VIII	0-100	<u>221-375</u>	<u>916-1436</u>	<u>272-583</u>	<u>466-667</u>	<u>68-197</u>
		297	1176	423	574	120
	0-20	<u>39-75</u>	<u>106-768</u>	<u>24-168</u>	<u>55-99</u>	<u>21-41</u>
		60	281	63	85	27
0-50	<u>97-156</u>	<u>292-1379</u>	<u>65-321</u>	<u>148-226</u>	<u>41-108</u>	
	134	606	136	193	62	
50-100	<u>108-157</u>	<u>312-1855</u>	<u>271-422</u>	<u>352-626</u>	<u>21-126</u>	
	132	575	359	476	68	
IX	0-100	<u>230-301</u>	<u>788-2120</u>	<u>336-691</u>	<u>500-862</u>	<u>62-234</u>
		266	1181	493	668	130
	0-20	<u>33-59</u>	<u>198-700</u>	<u>26-166</u>	<u>49-90</u>	<u>12-59</u>
		48	306	191	55	31
0-50	<u>83-163</u>	<u>517-1340</u>	<u>76-393</u>	<u>132-216</u>	<u>38-129</u>	
	126	838	317	165	83	
X	0-20	<u>17-73</u>	<u>141-855</u>	<u>43-280</u>	<u>77-130</u>	<u>13-66</u>
		35	346	105	92	31

Примечание. Здесь в дробе в числителе - интервал значений, в знаменателе - среднее значение показателя.

она значительно уступает таковому в зоне воздействия Назаровской ГРЭС (фашия XI-XIII) и, по-видимому, в настоящее время еще не оказывает существенного влияния на почвенно-геохимические процессы (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987).

Сравнительный анализ данных режимных наблюдений за поведением вещества в естественных и антропогенно-измененных геосистемах выявил значительные различия в характере сезонного распределения в профилях почв содержания химически элементов.

Так, почва фашия I содержит больше влаги, чем ее палотный аналог, причем запасы здесь могут существенно изменяться по времени (табл. 70). Весной наблюдаются сквозное промачивание почвы (до глубины 80 см) под лесной растительностью, чему способствуют значительное накопление снега в зимнее время, отсутствие с поверхности сплошной льдистой мерзлоты и высокий, несмотря на тяжелосуглинистый гранулометрический состав, коэффициент фильтрации темно-серой лесной целинной почвы. Последнее обстоятельство обуславливает глубокое промачивание почвы и при низких летне-осенних осадках.

Количество водно-растворимого органического вещества в темно-серой лесной целинной почве в весеннее и раннелетнее время превышает в 2 раза его содержание в летне-осеннее время, причем максимальное его количество отмечается на глубине 40-70 см, достигая величины 7% от содержания общего углерода. Запасы водно-растворимого гумуса хорошо коррелируют с запасами влаги: максимум содержания мобильного органического углерода, сосредоточенного в основном в слое 0-50 см, соответствует максимуму влаги.

Существенные абсолютные колебания запасов углерода бикарбонатной щелочности (C_{мин}) водной вытяжки отмечаются на глубинах 50-100 см. Отношение же максимальных за время наблюдения запасов к минимальным (коэффициент динамичности показателя), наоборот, выше в слое 0-50 см (табл. 71).

Антропогенная модификация фашия I - пашия (фашия II) - имеет более узкий диапазон колебаний запасов влаги в метровом слое почвы, причем основные флуктуации в течение сезона происходят в палотном горизонте. Из-за меньшей мощности снежного покрова в данной почве образуется горизонт льдистой мерзлоты в верхней части профиля (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987), в связи с чем большая часть талых во-

Таблица 71

Коэффициенты диффузности парниковой воды почвами из зоны гомосистем Понизовской возвышенности

Фаза	Слой, см	H ₂ O	C _{гр}	C _{сум}	Ca	Mg
I	0-20	2,4	7,6	4,6	2,8	4,0
	0-50	2,5	6,0	4,6	2,8	1,6
	50-100	2,5	6,8	3,7	3,8	2,1
	0-100	2,1	5,0	4,2	1,6	2,1
II	0-20	2,8	2,5	8,4	2,2	2,7
	0-50	2,0	2,5	7,3	1,9	3,2
	50-100	1,5	3,5	10,1	6,3	3,5
	0-100	1,5	1,9	9,1	2,9	2,9
III	0-20	2,1	2,8	3,4	3,1	5,4
	0-50	1,8	4,2	2,1	1,8	2,1
	50-100	1,6	4,8	3,1	2,2	3,2
	0-100	1,6	4,1	2,3	1,9	2,4
IV	0-20	2,3	7,5	3,9	3,1	1,6
	0-50	2,1	6,9	3,7	3,1	3,7
	50-100	1,5	6,3	3,7	2,3	3,5
	0-100	1,7	5,4	3,3	2,3	3,1
V	0-20	2,4	2,3	16,2	3,0	4,6
	0-50	2,5	2,2	12,5	1,7	3,9
VI	0-20	2,0	5,5	5,6	4,0	2,7
	0-50	2,1	5,2	6,3	4,6	4,3
VII	0-20	2,1	2,9	4,8	1,8	1,7
	0-50	1,7	1,9	3,2	1,7	2,8
	50-100	1,7	1,8	2,5	1,8	3,1
	0-100	1,7	1,6	2,2	1,5	2,9
VIII	0-20	1,9	7,2	7,0	1,5	2,0
	0-50	1,6	4,7	4,9	1,5	2,6
	50-100	1,5	2,7	1,6	1,8	6,0
	0-100	1,3	2,7	2,1	1,7	3,7
IX	0-20	1,8	3,5	6,4	1,7	4,9
	0-50	2,0	2,6	5,2	1,6	3,4
X	0-20	4,3	6,1	6,5	1,7	5,1
	0-50	2,8	4,6	4,1	1,6	2,3
XI	0-20	1,9	1,8	3,3	1,7	1,8
	0-50	5,4	2,2	2,5	1,3	3,4
	50-100	2,3	1,7	2,7	1,5	2,0
	0-100	4,6	9,3	4,9	1,9	2,7
XII	0-20	4,0	5,8	4,0	1,6	2,1
	0-50	1,9	4,6	2,6	2,1	1,8
XIII	0-20	1,9	3,7	2,3	2,2	2,0
	0-50	1,7	3,7	2,3	2,2	2,0

сносится весной в пониженные элементы рельефа или успевает испариться, а почва не промачивается глубже 40 см, что заметно отличает ее от природного аналога.

Содержание водно-растворимого органического вещества в пахотной почве почти в два раза ниже, чем в целинной, а в верхнем 20-ти сантиметровом слое эти различия могут достигать в отдельные периоды еще больших значений, что связано с отсутствием свежих поступлений органики из растительности в фазии II. Колебания запасов водно-растворимого гумуса здесь также значительно менее выражены, чем в почве фазии I.

В увлажненные периоды количество способного переходить из обменного состояния в почвенный раствор кальция увеличивается и в отдельные сроки может даже пре-

вышать значения этого показателя почвы фации I, однако диапазон колебаний его в пахотной темно-серой лесной почве уже. Количество мобильного магния в почвах обеих фаций одинаково, но отношение кальция к магнию в пахотной почве уже, чем при большем содержании магния в почвенном поглощающем комплексе (ППК), указывает на усиленное вовлечение этого элемента в обменные процессы.

Значимые отличия в количествах минерального водорастворимого углерода бикарбонат-иона пахотной почвы фации II ярко выражены в осенние сроки наблюдения, хорошо согласуются со значениями pH при пониженном запасе почвенной влаги.

Меньшие различия в водном режиме выявлены в геосистемах дублях, элювиально-осоко-злаково-разнотравной фации с черноземом обыкновенным (фация III) и с антропогенном аналоге – злаково-разнотравной залежи (фация IV). В рассматриваемых фациях мощность снежного покрова незначительна и варьирует в пределах 15–30 см. Содержание воды в это время в мерзлом горизонте может достигать для фации II 115–170%, а на залежи – 60–70% от массы почвы. В процессе снетотаяния снеговые воды по льдистому водоупору сносятся в подчиненные (фации V и VI) ландшафты (Снитко, Семенов, Мартынов, 1987). Содержание влаги выше НВ отмечается в верхнем 40-см слое в равновесное и позднеспенное время. Летние осадки промачивают почву до 5–10 см; максимально, при интенсивных продолжительных осадках – до глубины 30–40 см. На этой же глубине располагается горизонт вскипания от НС1 и выделения карбонатного псевдомцеллия. В сухие периоды влажность почвы соответствует НВ и не достигает ВЗ. Запасы воды в метровом слое почвы залежи несколько выше таковых на лугу в основном за счет значительных колебаний содержания влаги в верхней части профиля, что обусловлено, с одной стороны, нарушением сложения верхних горизонтов почв в результате распахки (разрушения почвенных капилляров, образование глыбисто-комковатой структуры), а с другой – отсутствием сплошного растительного покрова, способного регулировать соотношение влаги в корнеобитаемом слое почвы.

Таким образом, водный режим обыкновенных черноземов фаций II и IV можно отнести к непромывному. Запасы влаги в метровом слое этих почв варьируют незначительно в течение вегетационного периода, причем большей динамичностью этого показателя обладают верхние горизонты почв залежи.

В весеннее время содержание водорастворимого органического вещества в почвенной толще на обеих участках значительно выше, чем в летне-осенний период. Кроме этого, основные изменения данного показателя происходят в верхних частях почв и согласуются с данными по динамике влажности. Абсолютные значения содержания органического вещества, способного переходить в почвенный раствор, в черноземе залежи ниже при несколько более подвижном характере гумуса, что выражается в большой амплитуде колебаний этого параметра в верхнем 50-см слое.

В метровом слое почвы залежи запасы водорастворимых форм кальция и магния несколько выше, чем на остепненном лугу, причем основное количество кальция приурочено к карбонатным горизонтам. Некоторое уменьшение содержания мобильного кальция в верхнем 20-см слое чернозема фации IV сопровождается одновременным сужением диапазона колебаний этого показателя. Таким образом, поведение водорастворимого кальция аналогично изменению его содержания в пахотном слое темно-серой лесной пахотной почвы фации I. Нижележащей толще присущ значительно больший интервал изменения этого показателя во времени.

Максимум содержания бикарбонат-иона отмечается в раннелетний период при больших запасах влаги, а также в осеннее время с остаточным в этот момент увлажнением почвы. Отмечена также прямая зависимость между количествами H_2O и Ca^{2+} в почвах фации IV. Фации V и VI занимают относительно фаций III и IV подчиненное местоположение (борт и днище лога). В зимний период, как уже отмечалось выше, происходит перераспределение снега, в результате которого высота снежного покрова в пониженных элементах рельефа достигает 100–140 см, и весной идет интенсивный приток талых вод транзитным путем через фацию V к фации VI. Соответственно

проводит переувлажнение верхних горизонтов почв в осенний период выше НВ в трансаккумулятивной фации VI в профиле почвы влаги в 2 раза больше НВ. Вследствие постоянного переувлажнения для верхних горизонтов почв, имеющих постоянные признаки гидроморфизма в течение всего наблюдаемого срока, отмечается удельно-растворительная водопроницаемость, которая однако значительно уступает фильтрационной способности автоморфных почв. Характерной особенностью лугово-чернозёмных и лугово-болотных почв является их высокая гидроупорядочивающая способность.

По своим динамическим характеристикам влажность лугово-чернозёмной почвы близка к таковой 50-см слоя почв фаций III и IV, а диапазон ее изменений в лугово-болотной почве соответственно шире в 2 раза, равно как и общие запасы влаги в слое аналогичной мощности.

Среднее содержание водно-растворимого органического вещества при больших его абсолютных запасах в почвах полугидроморфной фации значительно меньше, чем в чернозёмах обыкновенных. Амплитуда колебаний количества органического удобрения также невелика. Та же закономерность прослеживается и для водорастворимых форм кальция, углерода, бикарбонат-иона и отчасти магния. Максимальное содержание перечисленных элементов отмечается в осенний период при значительном переувлажнении органической массы почв.

Высокая динамичность запасов влаги в лугово-болотной почве фации VI предопределяет и значительную вариабельность в течение года всех наблюдаемых почвенно-геохимических параметров, при этом максимальные значения их отмечаются в осеннее время, а минимумы приходится на лето. Существенное отличие гидроморфных и полугидроморфных почв проявляется в увеличении доли магния в почвенных вытяжках по сравнению с составом водорастворимых минеральных соединений автоморфных почв.

Чернозёмы выщелоченные фаций VII и VIII содержат несколько меньшее количество влаги в метровом слое, чем чернозёмы обыкновенные фаций III и IV. Важным регулятором поступления осадков в почвенно-грунтовую толщу фаций VII и VIII является растительность. Плотная дернина оспенного луга, обладая невысокими фильтрационными свойствами и большой влагоудерживающей способностью, препятствует проникновению жидких осадков даже при их интенсивном выпадении глубже 5-10 см. В течение вегетационного периода почва фации VII содержит в среднем 140 мм влаги, минимум — 100 мм, что зависит от осенней влагозарядки. Вариабельность от срока к сроку этого показателя в почвах фации VII, как и фации VIII, невелика (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987).

Антропогенная модификация чернозёма выщелочного (фация VIII) обладает по сравнению со своим природным аналогом провальной, по классификации Н.А. Качинского (Вадюнина, Корчагина, 1973), водопроницаемостью с поверхности, которая характерна также для всего старопахотного горизонта. Рассматриваемая фация имеет довольно мощную подстилку из опада, а также моховой покров, способные активно удерживать влагу, что препятствует вертикальному передвижению атмосферных осадков в толщу почв. Кроме того водный режим регулируется древесными породами и травянистым покровом, которые могут до определенной степени иссушать почвенную толщу (Карпачевский, 1977). Все это обуславливает меньшие запасы влаги в почвах фации VIII по сравнению с фацией VII.

В целом почвы имеют сходный тип водного режима, запасы влаги в течение вегетационного периода не достигают значения НВ и в основном меньше или близки к НВ. Для этих почв отмечается наиболее низкая годовая изменчивость запасов влаги по сравнению с почвами других последующих стадий.

Запасы легкорастворимых органических веществ почв фаций VII и VIII в слое 0-100 см равны. Обращает на себя внимание тот факт, что и изменчивость этого показателя в старопахотном горизонте чернозёма под оспенными насаждениями в 2 раза превышает эти значения на оспенном лугу при несколько меньшем его объёме.

Таблица 72

Среднегодовой вынос элементов при последовательной радиальной миграции почвенных растворов, г/га³

Фашия	Горизонт, над которым ставили ялыков	Глубина установ-ки колонок, см	Органический углерод	Азот общий	Кальций	Железо	
						общие	связанные органическими веществами
I	Ад	8	<u>2,40-9,85</u> 4,54	<u>0,14-1,83</u> 1,72	<u>2,29-2,78</u> 2,29	<u>3,37-5,04</u> 4,31	<u>0,00-3,04</u> 1,25
	А1	46	<u>2,00-5,18</u> 4,20	<u>1,02-1,27</u> 1,15	<u>1,74-3,26</u> 2,73	<u>2,28-6,28</u> 4,42	<u>0,00-4,23</u> 1,39
III	Ад	8	<u>1,27-8,60</u> 3,96	<u>0,00-0,83</u> 0,40	<u>1,46-2,39</u> 1,82	<u>3,49-12,84</u> 7,32	<u>2,32-4,15</u> 3,24
	А	26	<u>1,79-8,07</u> 5,46	<u>0,00-0,44</u> 0,31	<u>1,58-6,21</u> 3,72	<u>9,23-24,42</u> 14,76	<u>1,77-8,50</u> 4,19
IV	Ад	8	<u>10,22-11,41</u> 10,80	<u>0,00-0,22</u> 0,12	<u>1,67-1,80</u> 1,72	<u>10,30-27,83</u> 19,09	<u>2,11-4,68</u> 3,40
	А	26	<u>1,22-3,04</u> 2,13	<u>0,00-2,61</u> 1,30	<u>1,68-1,73</u> 1,70	<u>8,01-13,51</u> 10,76	0,00
V	Ад	15	<u>28,10-31,23</u> 29,27	<u>0,14-0,24</u> 0,20	<u>1,13-1,92</u> 1,53	<u>2,60-2,79</u> 2,70	<u>2,60-2,79</u> 2,70
VI	Ад	18	<u>8,03-10,99</u> 9,63	<u>0,16-3,76</u> 1,41	<u>1,92-6,34</u> 4,34	<u>4,66-5,91</u> 5,28	<u>0,00-1,12</u> 0,55
	А	22	<u>10,50-11,06</u> 11,00	<u>0,00-0,36</u> 0,19	<u>1,32-1,44</u> 1,37	<u>10,53-11,12</u> 10,62	<u>1,57-1,80</u> 1,60
VIII	Ад	6	<u>11,08-12,12</u> 11,13	<u>0,00-0,10</u> 0,05	<u>1,81-2,03</u> 1,86	<u>5,04-6,96</u> 6,80	<u>3,00-3,39</u> 3,50
	А	20	<u>11,21-20,34</u> 19,80	<u>0,00-0,14</u> 0,10	<u>30,16-49,99</u> 41,12	<u>4,82-5,73</u> 5,51	<u>1,03-2,00</u> 1,36
X	Ад	9	<u>5,89-1,12</u> 4,92	<u>0,10-0,11</u> 0,10	<u>0,77-0,50</u> 0,60	<u>4,71-5,11</u> 4,83	0,00

жании в этом горизонте (см. табл. 70). Количество же способного переходить в водный раствор кальция повышено во всем метровом слое этой почвы, что косвенно может указывать на его мобильность на фоне увеличения динамических характеристик содержания углерода бикарбонатной щелочности и магния.

Пределы колебаний запасов влаги в почвах фашия IX и X сравнимы с колебаниями в фашиях VII и VIII, но сами запасы в среднем здесь значительно ниже. Содержание водно-растворимого органического вещества в черноземе слабозазвитом и темносерой лесной почве фашия IX и X изменяется в широких пределах. Интервал изменений запасов легкорастворимых оснований, также как и сами запасы здесь значительно ниже. Динамические параметры фашия IX близки к таковым фашия I для водно-растворимых форм органического и неорганического углерода.

Радиальное перемещение вещества в геосистемах Березовского полигона изучалось

с помощью лизиметрических хроматографических колонн (Каур-цев, Ноздрунова, 1960), основные результаты этих исследований сводятся к следующему.

Для темно-серой лесной почвы фации I характерно некоторое накопление азота в органического углерода в гумусово-аккумулятивном горизонте, куда они поступают из дернины в опаде. Почвенные растворы, передвигающиеся ниже, обогащаются «свободными» и подвижным железом, причем до 70% железа перемещается по профилю почвы в форме, не связанной с органическим веществом (табл. 72).

Масштабы и характер миграции элементов в геосистемах-дублях (фации III и IV) заметно различаются. Для чернозема обыкновенного целинной фации вынос из горизонта A подвижных соединений превышает их поступление из дернины в 1,5-2 раза, а в распаханном черноземе залежи идет интенсивное накопление органического углерода в слое 8-26 см в основном за счет привноса из вышележащего слабо сформированного дернового горизонта. На этой глубине происходит закрепление железозорганических соединений, так как далее железо передвигается только в ионной форме. Содержание азота в сорбенте низкое, что, по-видимому, объясняется преобладанием в составе подвижного органического вещества низкомолекулярных органических кислот.

Высокая миграционная способность органического вещества, выявленная в ходе режимных наблюдений за поведением водно-растворимых форм элементов, подтверждается и данными непосредственного учета мигрирующих соединений в профиле лугово-черноземной почвы фации V. За год из верхних горизонтов может выноситься до 30 г/м² органического углерода. Железо в этой почве практически полностью передвигается в форме органоминеральных соединений, что резко отличается ее от более гидроморфной лугово-болотной почвы фации VI, где ионная форма миграции железа заметно преобладает на фоне меньшей подвижности органического вещества в верхних горизонтах.

Мобильность органического вещества чернозема выщелоченного лесной фации VIII значительно выше, чем остепленно-луговой фации VII. Это нашло отражение и в масштабах его выноса с нисходящими потоками почвенных растворов. За последующий период в колонках из-под дернового горизонта чернозема фации VII не наблюдалось поглощения подвижных форм органического углерода и азота (см. табл. 72). Наиболее активно отсюда мигрирует железо в ионной форме, слабо выносятся кальций и магний. Из горизонта A, наоборот, органическое вещество выносятся довольно активно, но мобильность оснований при этом невысокая: железо, поступающее из A₂ в ионной форме, накапливается в гумусо-аккумулятивном горизонте и незначительно вымывается из него, но уже в форме железозорганических соединений.

В черноземе выщелоченном под сосновыми насаждениями процессы радиального перемещения подвижных соединений выражены резко. За пределы гумусового профиля почвы в среднем за год выносятся от 11 до 20 г/см² органического углерода, что составляет около 0,1% от его содержания в гумусовом горизонте. Староаллювиальный горизонт существенно обедняется основаниями, а верхняя часть профиля почв незначительно обогащается подвижными формами железа. Большая часть железозорганических соединений, привнесенных в горизонт A из дернины, закрепляется здесь, а в иллювиальный горизонт железо мигрирует только в ионной форме.

Масштабы миграции подвижного органического углерода из дерновых горизонтов чернозема слабобразованного фации IX, темно-серой лесной почвы фации X и чернозема обыкновенного фации III вполне сравнимы, лишь перенос оснований в фации X выражен слабее. Кроме того, в сорбенте колонки из-под горизонта A₂ последней фации отсутствует железо, связанное с органическим веществом.

Изучение поведения мобильных веществ в почвах геосистем различных динамических состояний и их антропогенных модификаций выявило разную степень изменчивости показателей во времени. Следует отметить, что хотя период наблюдений и ис-

охватывает времени полного проявления геосистем (Крауликс, 1979), тем не менее полученные результаты позволяют дать характеристику текущего состояния антропогенных модификаций при сравнении с их природными аналогами ("эталоном") и отметить общие тенденции их дальнейшего развития.

Сужение диапазона колебаний изученных параметров в темно-серой лесной почве фация II, равно как и снижение в ней абсолютных запасов легкорастворимых веществ, является следствием длительного их использования в сельскохозяйственном производстве, поскольку даже при относительно высокой культуре земледелия отмечаются существенные изменения свойства почв (Русский чернозем..., 1983). Отсутствие постоянной растительности, которой В.Б. Сочава (1972) отводил стабилизирующую роль в геосистеме, неизбежно вызывает перестройку сложившихся внутригеосистемных связей, что в конечном итоге, приводит к возникновению иных взаимодействий, к иному уровню содержания вещества как в почвах, так и в геосистемах. Коренными количественными и качественными изменениями в геосистеме предопределяется смена варианта.

В фации II в основном за счет внутренних резервов органоминеральной массы поддерживаются свойства, по которым можно классифицировать данные почвы как темно-серые лесные. Однако характер антропогенного воздействия на них таков, что фация II уже в значительной степени трансформирована, но обладает способностью при снятии нагрузки через определенное время, измеряемое десятками лет, вернуться в состояние, близкое к исходному, т. е. пределы устойчивости здесь не превзойдены.

Гораздо меньше время для восстановления необходимо фации IV, в которой антропогенное воздействие вызвало усиление динамичности всех исследованных параметров, но не привело к глубокой перестройке внутренних свойств почвы, так как при этом степень устойчивости геосистемы не уменьшилась. Значительный рост мобильности водорастворимых форм элементов в выщелоченном черноземе под сосновыми насаждениями также указывает на нарушение сбалансированности процессов миграции и аккумуляции веществ в сравнении с природным аналогом, но трансформация исходной органоминеральной массы происходит в меньших масштабах, чем в фации I.

Среди изученных фаций наибольшей динамичностью исследованных параметров обладают спонтанно развивающиеся геосистемы V и VI (состояние фаций сериное). Их почвы отличаются высокой изменчивостью всех показателей во времени, за исключением водорастворимого органического вещества, содержание которого относительно стабильно и поддерживается в определенных пределах благодаря не столько закреплению его в почвенном профиле, сколько перераспределению.

Динамические параметры фаций способны в той или иной степени изменяться под влиянием техногенных веществ, но поведение продуктов техногенеза не только определяет динамические свойства, но и само зависит от существующей динамики вещества как геосистемы в целом, так и отдельных ее элементов. Поэтому стабильность динамики вещества в функционировании геосистем обуславливают устойчивость последних, как общую, так и в отношении техногенеза.

В антропогенных модификациях изученных геосистем (фации II, IV, VIII) наблюдается изменение микростроения почв. Так, для почв фаций II и IV характерно снижение порядка агрегатов в пахотном горизонте, возрастание их плотности, нарушение стабильности порового пространства, заполнение пор микроагрегатами и тонкодисперсными продуктами разрушенных агрегатов, снижение роли темного муллы в составе органического вещества. В подпахотном горизонте происходит замена губчатого сложения глыбистым, слитым. Таким образом, умеренное антропогенное воздействие (распашка почв, залесение территории) приводит к снижению динамичности ландшафтно-геохимических процессов в антропогенных модификациях геосистем и нарушению их стабильности по сравнению с природными аналогами.

4.5.3. ЛАНДШАФТНО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ГЕОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Изучение дифференциации вещества в геосистемах, находящихся под интенсивным техногенным воздействием, проводилось в зоне аллювия Назаровской ГРЭС (Назаровский экспериментальный полигон). Объектами исследования послужили биогосеолы, относящиеся к следующим фациям:

XI – элювиальной автономной осоло-березовой высококислотной с дерновой лесной маломощной среднесуглинистой почвой на элювии алевролитов, подстилаемом мелпалеогеновой корой выветривания склоновой лиственничной группы низкогогорного светло-хвойного и смешанного класса фаций южно-сибирского подтаежного низкогогорного и предгорного геом (мшишкоренной);

XII – транзювиальной вологосклоновой сосново-березовой папоротниковой короткоошково-осоково-вебшишковой со светло-серой лесной маломощной среднесуглинистой почвой на элюво-делювии алевролитов склоновой березово-лиственничной группы предгорного смешанного класса фаций южно-сибирского подтаежного низкогогорного геом (мшишкоренной);

XIII – ее антропогенной кратковременно-производной модификации – пашне.

Эти фации принадлежат южно-сибирскому подтаежному низкогогорному и предгорному геом, имеющему наиболее широкое распространение на Назаровском экспериментальном полигоне, который относится к Аргинской предгорной подтаежной топогеохоре (Семенов, 1991).

Почвы фаций XI–XIII существенно различаются по своим водно-физическим свойствам, что, естественно, влечет за собой и различия в количестве легкорастворимых форм химических элементов, так как динамика содержания мобильных соединений зависит не только от природных факторов, но и от интенсивности поступления техногенного вещества и его дифференциации в профилях почв.

Режимные наблюдения за влажностью почв выявили значительную изменчивость запасов влаги и четкую дифференцированность почвенных профилей по этому показателю (табл. 73). В период осенних длительных интенсивных осадков и весной при снеготаянии здесь наблюдается сквозное промачивание почв. Если основные изменения запасов влаги в почве фации XII происходят в верхнем 50-см слое, то существенные различия в дерновой лесной почве фации XI захватывают только гумусово-аккумулятивный и дерновый горизонты. Антропогенно модифицированная почва фации XIII имеет значительно более узкий диапазон колебаний запасов влаги. Из-за очень низкой фильтрационной способности почвы дождевые и талые воды здесь перераспределяются в основном поверхностным латеральным стоком, в то время как в светло-серой лесной почве фации XII наряду с радиальным перемещением влаги наблюдается и латеральная почвенная верховодка (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987). В дерновой лесной почве элювиальной фации XI преобладает радиальная нисходящая миграция влаги с частичным латеральным стоком.

Количество водно-растворимого органического вещества в дерновой лесной почве во влажные весенние и летние сезоны превышает его содержание в сухое лето в осеннее время, что хорошо коррелирует с изменением запасов влаги. В поведении мобильного минерального углерода бикарбонатной щелочности выявлена обратная зависимость, причем основные изменения его содержания происходят в верхней части профиля почвы.

Высокая мобильность всех изучаемых параметров характерна для светло-серой лесной почвы фации XII, где весной и летом запасы органического углерода, кальция и магния максимальны, а содержание минерального углерода понижено. В отличие от своего природного аналога почва фации XIII имеет значительно более узкий диапазон изменений в содержании водно-растворимых форм органического и минерального углерода, магния, но более высокое содержание легкорастворимого кальция в широких пределах колебаний этого показателя.

Таблица 7.5

Значения интегральных функций потерь (сигма) в зависимости от глубины (мм)

Глубина	Чист. сл.	H ₂ O	C _г	C _с	C _{св}	Q	Mg
XI	0-20	$\frac{37-105(68)}{71}$	$\frac{309-1428(1119)}{877}$	$\frac{145-598(445)}{461}$	$\frac{308-508(195)}{349}$	$\frac{34-78(44)}{56}$	
	0-50	$\frac{117-220(103)}{159}$	$\frac{1119-2015(896)}{1465}$	$\frac{369-1308(910)}{777}$	$\frac{701-1468(667)}{930}$	$\frac{86-136(70)}{111}$	
	50-100	$\frac{45-241(196)}{133}$	$\frac{396-837(461)}{664}$	$\frac{468-1152(686)}{703}$	$\frac{770-1037(267)}{915}$	$\frac{51-178(121)}{96}$	
	0-100	$\frac{201-453(252)}{292}$	$\frac{1641-2810(1169)}{2159}$	$\frac{917-2485(1563)}{1479}$	$\frac{1471-2160(689)}{1845}$	$\frac{166-329(163)}{207}$	
XII	0-20	$\frac{40-182(142)}{96}$	$\frac{137-1260(1143)}{660}$	$\frac{112-552(440)}{247}$	$\frac{207-408(193)}{246}$	$\frac{38-97(61)}{67}$	
	0-50	$\frac{93-376(283)}{205}$	$\frac{361-2108(1739)}{1380}$	$\frac{223-889(666)}{440}$	$\frac{405-683(265)}{557}$	$\frac{78-166(88)}{123}$	
XIII	0-20	$\frac{44-100(46)}{76}$	$\frac{149-681(532)}{392}$	$\frac{107-276(169)}{192}$	$\frac{196-406(210)}{312}$	$\frac{45-79(34)}{60}$	
	0-50	$\frac{129-219(90)}{170}$	$\frac{345-1286(941)}{810}$	$\frac{244-571(313)}{441}$	$\frac{370-638(458)}{577}$	$\frac{98-177(89)}{134}$	

Анализ данных по радиальной миграции вещества методом хроматографических лизиметрических колонок (табл. 74) показал, что в дерновой лесной почве проследит активный вынос всех изучаемых элементов, причем вниз по профилю масштабы миграции постепенно уменьшаются. Железо, связанное с органическим веществом, полностью остается в иллювиальном горизонте, передвижение элемента вниз наблюдается в незначительных количествах лишь в нижней форме. Горизонт В является барьером на пути миграции железа и азотсодержащих органических соединений.

Привнос всех изучаемых элементов (кроме азота) в иллювиальный горизонт из деряных светло-серой лесной почвы фации XII несколько превышает их вынос с радиальной миграцией, но как отмечалось выше, основным направлением передвижения почвенной влаги в этих фациях является латеральный отток. В химическом составе вод, полученных с помощью плосковрезных лизиметров (Шидлова, 1972), которые способны благодаря своим конструктивным особенностям собирать не только нисходящие растворы, но и частично интритпочвенную верховодку, содержание ионов кальция, магния, бикарбонатов щелочности, органического углерода и азота выше, чем в фации I, где латеральная миграция вещества незначительна (табл. 75). Таким образом, в почве фации XII для кальция и магния латеральная миграция происходит более активно, нежели радиальная.

После снеготаяния интритпочвенные воды в фациях XI и XII заметно подщелачиваются из-за высокого содержания бикарбонатов щелочноземельных элементов техногенного происхождения. Часть их выносятся за пределы фаций, а часть переходит в слаборастворимые формы. Нерастворимый остаток задерживается в основном подстилкой и частично выщелачивается за теплое время года. Почвенные растворы при этом способны проникать вниз по профилю почвы, что отчетливо наблюдается в хроматографических колонках, установленных под дерновым горизонтом почвы иллювиальной фации XI. Осенью при выпадении большого количества осадков, наблюдается некоторая нейтрализация почвенных растворов органическими кислотами гумуса. Ионы кальция и натрия в лизиметрических водах содержатся в незначительном количестве.

Таким образом, техногенное воздействие на подтаежные геосистемы и их антропогенные модификации, которое проявляется в увеличении масштабов аэриального поступления ряда элементов, вызывает расширение диапазона колебаний изучаемых параметров в течение года. При этом антропогенные модификации геосистем имеют более узкие диапазоны их изменений за исследуемый период. Что касается водорастворимых форм кальция и магния, то их запасы близки к таковым в естественных геосистемах, а размах колебаний запасов магния даже больше, что связано с его активным техногенным поступлением на незакрытую естественным растительным покровом поверхность почв.

Сравнительное изучение микроморфологии почв естественных геосистем и их антропогенных аналогов фоновых территорий и в зоне воздействия ГРЭС показало, что у последних на поверхности формируется слабо уплотненная карбонатная корка, образующаяся при взаимодействии золь с кислыми продуктами разложения растительного опада. Дерновый горизонт пропитан стекловидной карбонатной плазмой, слитизирован и уплотнен в верхней части, растительные остатки инкрустированы карбонатами. Выщелачивание карбонатов из дернового горизонта приводит к образованию в перигнойно-аккумулятивном горизонте гумусово-карбонатных осадков, способствует возрастанию масштабов радиальной миграции плазмы, вызывая осветление окраски горизонта. Иллювиальный горизонт светло-серых лесных почв по сравнению с аналогичным горизонтом почв фоновых территорий обогащен гумусово-карбонатной плазмой, карбонаты присутствуют в составе кутан иллювирувания. Подобные образования проявляются и в переходном горизонте дерновых лесных почв зоны воздействия выбросов ГРЭС.

Основные итоги ландшафтно-геохимического исследования устойчивости геосистем. Проведенные исследования ландшафтно-геодинамических речных и испор...

Таблица 74

Среднегодичный интрузивно-флюидный баланс элементной воды элементной воды интрузивной магматической расплавы (1981-1984 гг.), г/г³

Фазы	Горючий, над который ступила колонна	Глубина установки колонны, см	Органический углерод	Азот	Кальций	Железо	
						общее	связанное с органикой частично интрузивной
XI	Аи	6	$\frac{3,94-7,48}{5,72}$	$\frac{0,00-1,15}{0,40}$	$\frac{1,04-1,88}{1,34}$	$\frac{1,49-5,60}{3,18}$	$\frac{0,00-4,11}{1,56}$
	А1	21	$\frac{2,46-4,89}{3,66}$	$\frac{0,00-1,45}{0,83}$	$\frac{0,57-0,82}{0,68}$	$\frac{0,93-3,46}{2,13}$	$\frac{0,00-2,74}{0,91}$
	В	46	$\frac{1,60-2,05}{1,90}$	0,00	$\frac{0,36-0,60}{0,37}$	$\frac{0,26-0,60}{0,30}$	0,00
XII	Аи	12	$\frac{3,54-5,64}{4,99}$	$\frac{0,10-0,24}{0,15}$	$\frac{0,43-1,19}{0,74}$	$\frac{0,71-3,40}{2,30}$	$\frac{0,00-2,70}{1,50}$
	А1А2	24	$\frac{1,36-6,27}{3,36}$	$\frac{0,36-0,93}{0,39}$	$\frac{0,36-0,93}{0,39}$	$\frac{0,66-3,52}{2,14}$	$\frac{0,00-2,25}{0,82}$
	В1г	40	$\frac{1,38-1,95}{1,67}$	$\frac{0,00-0,17}{0,10}$	$\frac{0,73-0,74}{0,74}$	$\frac{1,67-3,75}{2,70}$	$\frac{0,23-2,48}{1,37}$

Таблица 75

Химический состав минерализованной воды, отобранных с глубины 20 см, г/г

Фазы	Время отбора	pH	C _г	HCO ₃	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	N
XI	Весна	8,0	12,0	85,0	16,8	0,85	4,0	2,1	0,96
	Лето	8,3	10,8	147,7	57,6	1,9	2,0	2,0	0,80
	Осень	8,1	18,0	106,7	28,0	3,4	1,0	1,0	0,21
XII	Весна	8,0	37,1	97,6	49,7	9,0	3,0	2,5	0,30
	Лето	8,3	30,0	229,4	57,6	4,8	6,0	3,7	1,54
	Осень	8,3	24,0	143,2	42,4	5,8	2,0	2,0	0,27
		7,9	39,9	322,2	64,9	7,7	6,0	5,0	0,40

ственный учет миграции веществ в геосистемах территории, испытывающей нарастающее давление техногенного фактора, позволила выявить некоторые закономерности развития геосистем и механизмы их устойчивости. Отсюда следует, что развитие природных образований обусловлено миграцией веществ, при этом динамика геосистем отражается в миграции в динамике подвижных соединений, а эволюция – в коренной трансформации химического состава почв, что наиболее отчетливо проявляется в их микроморфологии.

Инварантом вещественной составляющей геосистем служит химический состав почв: все его циклические изменения, которые не затрагивают основных параметров, определяющих классификационную принадлежность почв, рассматриваются в рамках стабилизирующей динамики, а приводящие к нарушению этой принадлежности – как эволюционные.

Изучение поведения вещества во времени позволяет диагностировать динамическое состояние геомеров и степень их природной устойчивости. Коренным геомером, наиболее долговечным и устойчивым к часто природным глобальным или региональным изменениям природной среды, свойственным стабильным циклам в сравнительно невысокой интенсивности радиальной миграции подвижных соединений. Годичные сальдо баланса отдельных химических элементов в почвах таких геосистем близки к нулю, а в микростроении почв не выражены признаки почвообразующих процессов, противоположных или сопутствующих основному. Хотя интенсивность миграции в коренных геосистемах невелика по сравнению с другими геомерами, близкими по свойствам и месту в классификации, ее абсолютные размеры иногда могут быть довольно значительными.

Серийные геомеры, с самым коротким характерным временем существования и наиболее устойчивые в природном плане, отличаются резко выраженной мобильностью миграции вещества в ее наибольших масштабах. В микроморфологии почв таких геосистем хорошо диагностируются признаки одного или нескольких сопутствующих или противоположно направленных почвообразующих процессов.

В многокоренных фазах ландшафтно-геохимические процессы характеризуются показателями, промежуточными между параметрами коренных и серийных геосистем: миграция вещества относительно стабильна, но в то же время микростроение почв отражает наличие нескольких почвообразующих процессов. Естественная устойчивость этих геомеров близка к устойчивости коренных.

Умеренное антропогенное воздействие на геосистемы (распашка почв, заселение территории) приводит к снижению динамичности ландшафтно-геохимических процессов в антропогенных модификациях геосистем и нарушению стабильности динамики подвижных соединений по сравнению с природными аналогами.

Более выраженное же техногенное воздействие на природные геосистемы и их антропогенные производные вызывает расширение диапазонов колебаний изучаемых параметров. При этом антропогенные модификации геосистем при загрязнении имеют более низкие запасы подвижных соединений в более узкие диапазоны их колебаний, чем их естественные аналоги. Отсюда можно сделать вывод, что умеренная антропогенная изменчивость геосистем ухудшает их природную устойчивость к техногенным нагрузкам.

Как показали стационарные режимные исследования, стабильное функционирование геосистем, определяющее их высокую естественную устойчивость, обеспечивается более или менее замкнутыми циклами миграции вещества. В случае же усиления входного потока отдельных химических элементов происходит нарушение стабильности миграции, соответствующее нарушению стабильности функционирования природных образований и, вследствие этого, снижение естественной, а в определенных случаях и антропогенной, устойчивости геосистем. Степень устойчивости на основании стационарных наблюдений можно оценить только качественно, для количественного же ее определения необходимы экспериментальные исследования.

4.5.4. ОПЫТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Географический эксперимент при определении норм техногенных нагрузок. Для выявления характера и степени изменений вещества геосистем западного участка КАТЭКа под воздействием техногенного фактора, определены пороговые значения характеристик устойчивости природных образований в установлении норм нагрузок для обоснования ограничительных экологических факторов при строительстве объектов топливно-энергетического комплекса были проведены модельные эксперименты с загрязнением почв наиболее распространенных лесостепных фаций различными продуктами техногенеза: угольной пылью, пылью вскрышных пород и золой с фильтров Назаровской ГРЭС.

Объектами моделирования служили биогеоценозы фаций I-VI; почвенные монолиты, взятые с экспериментальных площадок фаций I-II; модельные площадки в биогеоценозах, относящихся к остепленно-луговой разнотравно-злаковой фации с черnozемом обыкновенным - аналогу фаций II и IV; искусственно созданные агроценозы с органоминеральной массой пахотного горизонта чернозема обыкновенного (аналога тех же фаций) в насыпных лизиметрах. В соответствии с объектами и методами экспериментального моделирования данные исследования подразделялись на полевой стационарный, лабораторный, базовый стационарный и активный полевой эксперименты.

Полевой стационарный эксперимент. Изучение взаимодействия природных и техногенных потоков вещества в целях выявления степени и характера воздействия техногенного фактора на биогеоценозы фаций I-IV проводились в 1981-84 гг. На поверхности почв рассылались угольная пыль, пыль вскрышных пород и зола ГРЭС в количестве 400 г/м^2 (4 т/га). Масштабы радиальной миграции веществ определялись с помощью хроматографических лизиметрических колонок Кауричева-Ноздровой, установленных под дерновыми горизонтами. После годовой экспозиции колонки извлекались, а сорбент (окись алюминия) анализировался на содержание подвижных форм элементов. Одновременно отбирались образцы из дернового горизонта над колонками, в которых общепринятыми методами определялось содержание воднорастворимых веществ и обменных катионов.

Анализ результатов опыта с однократным распылением образцов вскрышных пород не выявил значимых изменений в кислотно-основных свойствах почв изученных фаций (табл. 76). Лишь в дерновом горизонте темно-серой лесной почвы фации I произошел сдвиг значений pH в сторону нейтральной реакции водной вытяжки. В почвах фаций III и IV усилилась миграция органического вещества, а в остальных исследованных почвах она ослабла с одновременным уменьшением способного передвигаться по профилю азота. Существенных изменений в содержании бикарбонат-иона в почвенных вытяжках не отмечается.

Поглощающий комплекс дерновых горизонтов почв фаций I и IV обогатился основаниями, а в обыкновенном черноземе фации III повысилась емкость обмена за счет увеличения масштабов вертикальной миграции органического углерода из дернового горизонта в нижние слои. Почвы трансклюзивальной и трансаккумулятивной фаций не изменили своих свойств под воздействием пыли вскрышных пород. В этих геосистемах отмечается некоторое ослабление миграции органического вещества и связанного с ним железа.

В опыте с угольной пылью существенно увеличилось количество подвижного железа во всех исследованных фациях, а в почвах фаций элювиального местоположения отмечается также повышенная подвижность органического углерода и отчасти азота. Значения pH при этом либо не изменились (фация I, IV), либо произошло незначительное подкисление дерновых горизонтов (фации III и IV).

Резко сократилось вертикальное передвижение органического вещества, азота, железоорганических соединений и оснований на фоне общего снижения содержания бикарбонат-иона в лугово-черноземной почве. Это обстоятельство вызвано

Таблица №6

Запасы макроэлементами и микроэлементами (мг/г) в сорбционных объемах осадков (г/г-сорб(100 г)) в слое воды 0-10 см фазы I-VI

Фазы	Объем исследуемого материала*	pH	Водорастворимые				Сорбируемые							Объемы
			Ca _д	Ca _{тв}	Cl	Mg	Ca _д	N	Cl	Fe	Ca	Cl	Mg	
I	1	6,5	16,62	0,93	4,13	0,44	6,54	0,14	2,54	4,35	0,55	38,0	7,6	
	2	6,5	10,94	0,71	4,13	3,36	10,35	0,38	0,85	11,70	2,26	34,8	10,4	
	3	6,8	9,73	0,93	4,13	0,15	3,77	0,00	1,27	7,07	0,80	41,6	20,0	
	4	6,9	17,02	1,14	4,62	0,97	4,16	0,00	1,64	3,17	0,00	79,2	24,8	
II	1	7,2	15,20	1,99	4,86	0,35	8,60	0,83	1,46	12,84	2,32	46,4	8,2	
	2	7,0	16,72	1,42	4,56	2,01	14,72	0,00	0,88	28,83	1,47	44,4	9,2	
	3	7,2	19,0	1,84	5,17	0,73	19,28	0,75	1,33	28,49	6,04	41,6	1,2	
	4	7,1	12,92	1,48	5,78	4,38	15,81	0,008	0,69	22,19	5,78	45,2	20,8	
IV	1	7,0	13,08	1,27	4,53	1,23	11,41	0,00	1,68	27,83	4,68	38,8	7,2	
	2	7,0	14,82	1,36	6,98	1,05	14,77	0,52	1,71	45,69	0,00	43,2	4,8	
	3	7,0	13,10	1,43	4,19	1,46	14,98	0,34	0,94	25,61	1,02	43,2	9,8	
	4	7,0	12,62	1,36	4,53	1,25	26,68	4,60	1,83	43,01	0,00	40,4	5,6	
V	1	6,9	24,00	1,76	5,76	1,38	31,23	0,24	1,92	38,02	23,48	44,0	11,6	
	2	6,5	11,52	0,95	6,91	3,22	11,95	0,00	1,67	44,03	5,67	44,4	4,0	
	3	6,8	22,08	1,58	6,90	0,46	21,60	0,11	0,86	24,11	10,16	44,0	12,4	
VI	1	8,0	31,95	8,71	17,38	3,37	8,03	0,32	0,94	4,66	0,53	58,0	28,8	
	3	8,0	60,07	10,17	17,40	3,99	5,28	0,00	1,03	2,37	0,51	57,0	21,6	
	4	8,1	48,56	7,63	14,31	12,27	8,89	4,31	0,48	4,67	1,22	54,8	22,4	

* Показ: 1 - исследован, 2 - отбор с устья, 3 - отбор со вскрытых перекладов, 4 - отбор с вала

сорбционными свойствами угольной пыли, которая задерживает большую часть подвижных элементов из транзитных потоков веществ, проходящих через почву фации V. При экранирующем действии угольной пыли ППК лугово-черноземной почвы содержит значительно меньше обменного магния по сравнению с контролем, а способность этого элемента переходить в почвенные растворы увеличивается. В фациях I и III, имеющих постоянный естественный растительный покров, резко снизился вынос кальция из дернового горизонта с одновременным увеличением количества водорастворимого и обменного магния в верхнем слое этих почв.

Внесение на поверхность почв сильнокислотной золы не оказало заметного влияния на кислотно-основные свойства почв и общее количество водорастворимых форм органики, бикарбонатной щелочности и кальция. Не произошло также существенного изменения содержания обменного кальция в почвах элювиальных и трансэлювиальных фаций. Во всех почвах исследованных геосистем отмечен ослабленный вынос оснований, а в темно-серой лесной почве и в черноземе обыкновенном, находящемся в условиях спонтанного развития, отмечаются резкое возрастание доли магния в ППК и увеличение содержания его водорастворимых форм, хотя на поверхность с золой было внесено лишь 336 мг/м² способного переходить в раствор элемента. В лугово-болотной почве трансаккумулятивной фации VI при относительно неизменном составе ППК количество органического вещества и магния в почвенных растворах значительно возросло.

Изменения, происходящие в верхних гумусовых горизонтах почв при однократном воздействии пыли угольного разреза ("нерегулярный" техногенный поток), не выходят за пределы сезонных и годовых колебаний следовальных параметров. Угнетения растительного покрова на экспериментальных площадках также не отмечается.

При длительном "стационарном" воздействии следует ожидать большего негативного эффекта от снижения фотосинтетической активности из-за постоянного запыленности листовых пластинок растений, чем от поступления пыли угольных разрезов на поверхность почв и включения высвобождающихся элементов в биогеохимические циклы. К тому же исследуемая техногенная пыль не содержит в больших количествах мобильных и токсичных для растений элементов.

К более серьезным последствиям могут привести изменения в почвенном поглощающем комплексе при взаимодействии почв с золой уноса ГРЭС, содержащей до 1,5-2,0% легкорастворимого кальция и имеющей сильнокислотную реакцию (до pH-12,2). Повышение доли обменного и свободного магния с одновременным увеличением концентрации бикарбонат-иона неблагоприятно сказывается на состоянии лесной растительности и на процессах корневого поглощения питательных элементов полевыми культурами (Кулагин, 1974; Сатклифф, 1964).

Лабораторный эксперимент. Для выявления характера и степени воздействия выбросов ГРЭС, поступающих на поверхность почв геосистем с осадками, был проведен эксперимент с обработкой монолитов почв фаций I и II снеговыми водами, отобранными в районе влияния Назаровской ГРЭС, являющейся ближайшим аналогом будущей тепловой станции КАТЭКа.

Влажность почвы в монолитах доводилась до полевой, в дальнейшем монолиты обрабатывались порциями снеговых вод по 100 мл в течение полумесяца. Общее количество внесеной воды в каждом монолите составило 1500 мл, что соответствует запасам влаги в 40-ти сантиметровом слое снега. По окончании обработки монолиты демонтировались, отбирали послойные образцы (0-5, 5-10, 10-20, 30-40, 40-50 см), высушивались и анализировались обычными методами.

Данный эксперимент моделирует начальную стадию воздействия продуктов техногенеза на вещество почв лесостепных геосистем. Он позволяет проследить трансформацию органикоминеральной массы почв под влиянием групп веществ, реально присутствующих в осадках, получить более достоверную картину происходящих изменений, чем в случае внесения в почву веществ индивидуальной природы (кислот, щелочей, солей и т.д.). К сожалению методически нерешенным остался вопрос

Таблица 77

Запасы воднорастворимых форм элементов в слое 0-20 см темно-серой лесной почвы, г/м²

Фаши	Объект исследования	Глубина, см	Объемные		Водно-растворимые	
			Ca	Mg	Ca	Mg
I	Исходная почва	0-5	170,5	26,1	2,56	0,79
		5-10	449,7	76,5	4,93	0,77
	Почва после обработки	0-5	195,6	15,1	2,85	0,50
		5-10	420,8	74,0	6,04	0,43
		0-5	160,3	32,8	1,95	0,64
II	Исходная почва	5-10	392,2	96,4	3,56	1,09
		0-5	174,3	20,4	2,01	0,82
	Почва после обработки	5-10	405,8	98,7	4,20	1,42

Таблица 78

Запасы элементов в темно-серой лесной почве, г/м²

Объект исследования	Ca	Mg	C _{орг}	C _{мин}	N _т
Исходная почва	28,8	4,2	146,8	13,3	9,6
Почва после обработки	25,4	4,1	75,6	7,5	7,7
Снеговые воды, впитанные в почву	7,7	0,5	0,9	2,5	0,2

обеспечения температурного режима снеготаяния, поэтому опыт можно рассматривать скорее как модель поступления жидких весенне-летних осадков.

Количество внесенных в почву веществ невелико по сравнению с их общими запасами и составляет 2-25% от фоновых содержания этих форм в почве, и оно в 5-10 раз выше, чем запасы тех же элементов в снеговом покрове вне зоны влияния промышленных объектов КАТЭКа. Вместе с тем обнаружены высокие значения pH "техногенного" снега и высокое содержание в нем кальция и минерального углерода бикарбонат- и карбонат-ионов. Сопоставление с фоновыми значениями показало, что содержание воднорастворимых форм кальция, магния, органического и минерального углерода в монолите уменьшилось, но общие тенденции распределения элементов по профилю почвы сохранились. Повышение pH в почве не выходит за пределы сезонных колебаний показателя.

В почвах геосистем дублей отмечается различный характер изменения содержания элементов: в верхних слоях пахотной почвы фаши II более выражено накопление обменного и водно-растворимого магния, но менее - кальция (табл. 77).

Если воздействие техногенных растворов на почву одновременно (трехминутное) избалтывание при соотношении почвы к растворителю, равном 1:5), то происходит некоторое увеличение в вытяжке содержания кальция, магния и калия и уменьшение количества этих элементов в ППК, содержание органического углерода существенно не меняется (табл. 78).

На основании проведенных экспериментальных наблюдений за изменениями происходящими в почвах при различных типах и уровнях техногенного воздействия общий ход процесса взаимодействия техногенного вещества и органоминеральной массы темно-серой лесной почвы можно представить в следующем виде.

На начальной стадии кратковременного первичного воздействия растворенных в "техногенном" снеге соединений на верхние горизонты темно-серых лесных почв нарушается динамическое равновесие в системе "ППК - почвенный раствор" в сторону некоторого увеличения мобильных в водной среде соединений и уменьшения в почвенном поглощающем комплексе оснований. При систематической обработке

почвенного монолита растворами, содержащими техногенные вещества, без удаления продуктов взаимодействия (при непроницаемом типе водного режима) почвенный поглощающий комплекс насыщается катионами кальция, а часть магния переходит в необменное состояние (Горбунов, 1978). Способность органического вещества переходить в растворы заметно снижается.

Периодическое воздействие вещества техногенного происхождения на почвы исследуемых геосистем вызывает изменения (см. табл. 76-78), не выходящие за рамки сезонных колебаний изучаемых параметров. Темно-серая лесная почва обладает довольно высокой буферной способностью по отношению к техногенному потоку вещества. Однако эта буферность не беспредельна, и при длительном систематическом привносе техногенных веществ в верхней части профиля почва будет накапливаться карбонаты и бикарбонаты щелочноземельных металлов.

Полное насыщение ППК почв кальцием при достаточном количестве магния (даже в обменной форме), как показала исследования К.К. Гедройца (1933), существенно влияет на корневое питание и урожайность сельскохозяйственных культур не оказывает. Однако резкое изменение реакции среды в щелочную сторону, повышающее подвижность ряда химических элементов, в дополнительный привнос некоторых техногенных веществ могут вызвать ряд негативных последствий.

Эффект техногенного вмешательства не ограничивается, конечно, изменением физико-химических свойств загрязняемых почв, так как поведение поступающих элементов в конечном итоге определяет многие особенности общей ландшафтно-геохимической обстановки территории, но в то же время и само обусловлено этими особенностями.

Базовый стационарный эксперимент. Для выяснения механизмов взаимодействия техногенных и природных потоков при внесении различных доз загрязнителя (золы ГРЭС) на поверхность почв в 1985-91 гг. были проведены детальные исследования изменения ландшафтно-геохимических показателей геосистем модельных площадок. В качестве объекта экспериментального моделирования были взяты биогеоценозы относящиеся к остепленно-луговой разнотравно-злаковой фации с черномосом обыкновенным тучным малоомочным тяжелосуглинистым и на покровных карбонатных суглинках. Почва заметно изменена антропогенным воздействием: уплотнен верхний горизонт, не выражена дернина.

Гравулометрический состав ее по профилю мало изменяется, остается тяжело-суглинистым: кверху несколько возрастает количество мелкого песка и шла, но уменьшается содержание пыли. Также слабо выражена профильная дифференциация плотности и водопроницаемости, маркировка глубины промачивания поваренной солью обнаружила ее проявление на глубину 80 см. Физико-химические свойства почвы показывают ее несомненную принадлежность к черноземному типу. Актуальная реакция среды по всему профилю слабощелочная, pH возрастает кверху. Содержание гумуса очень высокое в горизонте А, но резко снижается вниз по профилю, при этом уменьшается отношение углерода к азоту. Количество обменных катионов довольно высоко, причем в их составе резко преобладает доля кальция. Карбонаты появляются в горизонте В₂. Подвижными формами фосфора в калвя почва обогащена вполне достаточно. Количество подвижного железа по Тамбу резко снижается кверху. По фракционному составу гумуса верхний горизонт заметно отличается от ненарушенных черноземов (отношение ГЖ/ФЖ составляет здесь всего 0,89), но относительные содержания фракций характерны для почв черноземного типа (Семенов, 1991).

Весь участок экспериментальных исследований был разбит на ряд площадок размером 1 м², на которые вносились различные количества золы ГРЭС: 400, 800, 1600 и 3200 г/м². Кроме того, были оставлены незагрязненные контрольные и буферные площадки. Количество внесенного загрязнителя определялась предположительным нагружением со стороны Березовской ГРЭС-1 на геосистемы различных зон загрязнения (Амхеев, Комм. Скаляев, 1982; Волкова, Давыдова, 1987; Снытко

Таблица 79

Запасы элементов в слое 0-5 см черно-серой лесной почвы, г/м²

Объект исследования	Воздух-растворимые							Объемные	
	pH	C _{ср}	C _{обм}	Ca	Mg	K	N _{ср}	Ca	Mg
Исходная почва	6,9	1,67	2,30	3,35	0,34	1,43	0,34	400,66	46,00
Почва после обработки	7,0	1,67	2,97	5,36	1,01	5,05	0,34	340,96	30,95

Таблица 80

Изменение количества вещества в почках экспериментальных площадках через год после внесения загрязнителя

Внесено золь, г/м ²	pH _{обм} в слое 0-50 см (ср.)	Запасы в слое 0-50 см, т/га		Содержание обменных оснований в слое 0-10 см, мг-экв/100 г почвы		
		углерод	азот	кальций	магний	сумма
0	7,55	361	15	44,0	8,8	52,8
400	7,70	318	19	47,2	7,2	54,4
800	7,80	266	20	48,0	7,2	55,2
1600	7,80	249	22	50,4	6,4	56,8
3200	7,80	223	22	52,8	4,8	57,6

Семенов, Давыдова и др., 1986; Сытков, Семенов, Мартынов, 1986). На площадках проводились режимные наблюдения за изменением ряда ландшафтно-геохимических параметров, основное внимание уделялось подвижным соединениям. Количество вещества, мигрирующего в радиальном направлении, определялось методом колонок Кауричева-Ноздруновой.

Внесение на поверхность почв экспериментальных площадок золь ГЭС привело к тому, что в них произошла некоторые изменения физико-химических свойств, вызванные воздействием загрязнителя. Так, актуальная реакция среды в слое 0-50 см через год после загрязнения несколько изменилась в сторону подщелачивания (табл. 79). Это привело к обеднению почвенного профиля углеродом и обогащению азотом, увеличению содержания обменного кальция и уменьшению количества магния вытесняемого кальцием. Средние запасы влаги за вегетационный период 1987 г также обнаруживали тенденцию к снижению соответственно количеству внесенной золь (табл. 80). В проведении растворимых форм элементов никаких закономерностей не обнаружено.

Анализ адсорбента колонок Кауричева-Ноздруновой, поставленных на год на 1-м и 2-м горизонтах почв, показал, что вынос органического углерода пропорционален уменьшению его валового содержания (табл. 81). Наоборот, с увеличением дозы загрязнителя количество углерода снижается, что объясняется, по-видимому, испарением гидролизованного щелочными растворами органического вещества в биохимических процессах.

Анализ фракционного состава органического вещества загрязненного чернозема в слое 0-10 см показал (табл. 82), что через год после внесения золь возросло содержание фракций 1 и 2 гуминовых кислот (свободных и связанных с кальцием) при мере увеличения дозы загрязнителя. При этом произошло некоторое снижение доли фракции 3, связанной с полуторными окислами, что подтверждается данными определения подвижной окиси железа по Тамму. Средя фульвокислот при увеличении

Таблица 81

Годовой вынос элементов из почвы гербицидом черной обложкой при различной степени загрязненности золой ГРЭС, г/м²

Внесенная зола, г/м ²	Гербицид	Глубина, см	Углерод	Азот	Кальций	Магний	Железо
0	Ад	7	24,87	0,99	8,48	0,36	1,67
	А1	25	20,89	1,78	6,05	0,36	0,70
400	Ад	7	22,88	1,78	7,24	0,72	1,11
	А1	25	19,90	0,99	6,37	1,27	0,70
800	Ад	7	23,88	0,78	8,16	0,72	1,95
	А1	25	18,91	1,55	2,71	1,10	1,25
1600	Ад	7	15,92	0,44	6,65	1,46	1,39
	А1	25	13,93	0,99	4,22	0,19	0,83
3200	Ад	7	10,82	1,35	4,86	1,10	0,70
	А1	25	5,41	1,55	1,83	0,36	-

количества загрязнителя растет доля фракции 1 и особенно агрессивной фракции 1а, но уменьшается относительное содержание фракции 2, связанной с кальцием. Это происходит вследствие частичной деполимеризации гумусовых кислот под воздействием подщелачивания, вызванного растворением золы осадками. Несмотря на снижение общего количества гумуса и изменение соотношения отдельных фракций под влиянием внесенной высокощелочной золы, отношение ГК/ФК практически не изменилось по сравнению с незагрязненной почвой. Анализ гумуса образцов, взятых после двухлетнего взаимодействия органоминеральной массы геосистем с загрязнителем, не выявил каких-либо отличий их фракционного состава от такового из образцов, взятых на год раньше. Хотя влияние внесенных доз золы ГРЭС на органическое вещество чернозема обыкновенного не очень значительно, но восстановление первоначальных свойств гумуса, по-видимому еще не произошло.

Изучение фенологических показателей травостоя и биопродуктивности растительных сообществ экспериментальных площадок показало, что ввиду с некоторым стимулирующим воздействием золы на продуктивность, главным образом на подземную биомассу (табл. 83), наблюдается торможение темпов роста растений, приводящее к удлинению периода вегетации основных видов фитоценозов и сдвигу фенофаз на 10–15 дней.

Таким образом, на основании первых результатов базового стационарного эксперимента можно предположить, что загрязнение геосистем золой ГРЭС в количестве до 32 г/м² (32 т/га) не приведет к значительному изменению общей ландшафтно-геохимической обстановки. В целом влияние золы на геосистемы неоднозначно: вместе с рядом негативных последствий (иссушение профиля почв в условиях дефицита влаги, снижение количества гумуса, подщелачивание среды, затягивание сроков вегетации), наблюдается и определенный положительный эффект внесения загрязнителя (увеличение содержания азота и поглощенных оснований, запасов подземной фитомассы).

Активный полевой эксперимент. Для изучения действия золы ГРЭС на свойства пахотной почвы, в частности на ее плодородие, и выяснения механизмов трансформации загрязнителя в геосистеме был проведен модельный эксперимент. В полевых условиях на пяти насыпных лизиметрах были смоделированы три уровня загрязнения чернозема обыкновенного: допустимый, критический, недопустимый. Слои гомогенизированной почвы, взятой на пашне, тщательно перемешивали с закономерно возрастающим количеством золы, взятой с фильтров Назаровской ГРЭС. В пересчете на сухую почву содержание золы в первом лизиметре составляло 0% (контроль) и далее по порядку 2,5, 5, 10, 20%. Слои гомогенизированной почвы засыпали ишеянцем

Таблица 82

Формулярный состав грунта сев 6-18 на черномов обыкновенного при различной степени зрелости семян ГРС

Дата посева-высева	Высево-жель г/га ²	Формулярный состав											ГК/ФК		
		гумусовых кислот						фульвокислот							
		1	2	3	сумма	1а	1	2	3	сумма					
1 10.86	0	0,28	1,10	0,90	2,28	0,22	0,64	0,92	0,78	2,56	0,89	0,92	0,84	2,57	0,92
	400	0,30	1,20	0,86	2,36	0,23	0,69	0,81	0,84	2,57	0,89	0,92	0,84	2,57	0,92
	800	0,27	1,17	1,12	2,56	0,23	0,60	1,14	0,92	2,89	0,89	0,92	0,84	2,89	0,92
	1600	0,27	1,29	0,94	2,50	0,23	0,52	0,86	0,78	2,39	0,89	0,92	0,84	2,39	0,92
	3200	0,29	1,18	0,97	2,44	0,26	0,47	0,94	0,95	2,62	0,89	0,92	0,84	2,62	0,92
3.07.87	0	0,32	1,29	0,94	2,75	0,31	1,02	0,44	1,04	2,81	0,89	0,92	0,84	2,81	0,92
	400	0,41	1,32	0,88	2,61	0,26	0,90	0,47	0,87	2,50	0,89	0,92	0,84	2,50	0,92
	800	0,32	1,31	0,90	2,53	0,28	0,60	0,61	0,94	2,43	0,89	0,92	0,84	2,43	0,92
	1600	0,42	1,27	0,82	2,51	0,26	0,67	0,64	0,93	2,50	0,89	0,92	0,84	2,50	0,92
	3200	0,34	1,46	0,60	2,40	0,27	0,66	0,60	0,80	2,33	0,89	0,92	0,84	2,33	0,92
15.07.88	0	0,33	1,14	0,78	2,45	0,30	0,78	0,76	0,98	2,82	0,89	0,92	0,84	2,82	0,92
	400	0,43	1,31	0,69	2,43	0,26	0,71	0,70	0,94	2,61	0,89	0,92	0,84	2,61	0,92
	800	0,42	1,24	0,96	2,62	0,28	0,59	0,74	0,88	2,49	0,89	0,92	0,84	2,49	0,92
	1600	0,42	1,32	0,68	2,42	0,23	0,78	0,60	0,73	2,34	0,89	0,92	0,84	2,34	0,92
	3200	0,48	1,35	0,60	2,43	0,26	0,68	0,81	0,86	2,61	0,89	0,92	0,84	2,61	0,92

Таблица 83

Показатели состояния фитогринов в условиях загрязнения золой ГРЭС

Показатель		Дата определения	Внесено золы, г/м ²					
			0	400	800	1600	3200	
Количество видов на 1 м ²		2.07.86 г.	12	9	10	14	12	
		20.07.87 г.	11	11	13	17	12	
Средняя высота травостоев, см	I ярус	20.06.87 г.	40	49	45	49	44	
		25.07.87 г.	142	118	104	102	102	
		1.10.87 г.	70	93	90	74	74	
	II ярус	20.06.87 г.	18	21	21	20	22	
		25.07.87 г.	35	45	37	35	35	
		1.10.87 г.	14	20	20	16	20	
Проклевки всходов, %		20.06.87 г.	70	75	65	65	70	
		25.07.87 г.	70	70	70	75	70	
		1.10.87 г.	80	80	85	85	85	
Запасы фитогринов, г/м ²	Надземная		1986 г.	215	223	189	201	181
			1987 г.	302	312	204	275	302
	Корни до глубины 20 см	Живые	1986 г.	225	240	250	250	286
			1987 г.	350	280	370	410	430
		Отмершие	1986 г.	1450	1281	1650	1300	1350
			1987 г.	1200	1360	1300	1350	1360

Таблица 84

Изменение запасов влаги в слое 0-20 см пахотного горизонта чернозема обыкновенного в искусственных агроценозах при различной степени загрязнения золой ГРЭС, мм

Внесено золы, % к весу почвы	Сроки, лето 1987 г.									Среднее за 3 сезона
	30.06	7.07	10.07	14.07	20.07	30.07	21.08	26.08	29.08	
0	68	54	46	92	44	118	70	92	70	92
2,5	65	52	42	90	44	118	62	88	64	88
5	60	48	34	88	40	114	54	82	60	83
10	54	44	30	88	38	112	58	76	58	79
20	48	40	30	82	20	110	52	74	54	72

горохом. Количество загрязнителя в почве разных лигнметров было выбрано не случайно. Предварительно методом двухслойного почвенного агара (ДПА) было установлено, что именно в диапазоне концентраций золы от 2 до 30% происходит изменение структуры инципированных микробных ассоциаций (ИМА) почвы (Мамитко, 1986).

Внесение золы ГРЭС в почву во многом изменяет ее физические свойства. Так, гранулометрический состав пахотного горизонта чернозема обыкновенного из тяжелосуглинистого пылевато-иловатого в незагрязненной почве трансформируется в тяжелосуглинистый пылевато-крупнопылеватый при дозах золы 2,5-5,0%, среднесуглинистый пылевато-крупнопылеватый при 10% и супесчаный крупнопылевато-песчаный при 20%. Уже одно это приводит к тому, что в почвах с различным количеством загрязнителя некоторые показатели начинают сильно различаться.

В табл. 84 показана динамика запасов влаги в слое 0-20 см за лето 1987 г., т.е. через год после внесения золы, и средние запасы за сезоны 1986-88 гг. Хотя общая

Таблица 85

Изменение потока CO_2 почвенного воздуха при различной степени загрязнения почвы золой ГРЭС, об. %

Высота зольн. % в взв. почвы	Средние значения CO_2 за сезон			
	1986 г.	1987 г.	1989 г.	
			7 ⁰⁰ час	12 ⁰⁰ час
0	0,15	0,12	0,08	0,08
2,5	0,12	0,10	0,09	0,12
5	0,08	0,09	0,08	0,09
10	0,04	0,06	0,07	0,09
20	0,02	0,04	0,07	0,09

Примечание: Содержание CO_2 в приземном слое атмосферы оставалось стабильным (0,03 об. %) в течение всего периода наблюдений

Таблица 86

Динамика потока CO_2 почвенного воздуха в условиях разного загрязнения почвы золой ГРЭС, об. %

Высота зольн. % в взв. почвы	Сутки от начала эксперимента							
	0	5	10	15	20	25	30	35
0	0,13	0,14	0,15	0,15	0,15	0,15	0,13	0,15
2,5	0,10	0,10	0,12	0,14	0,15	0,15	0,11	0,15
5	0,02	0,02	0,03	0,06	0,08	0,10	0,09	0,15
10	0,01	0,02	0,02	0,02	0,04	0,05	0,04	0,15
20	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,03	0,01

Примечание: Содержание CO_2 в приземном слое атмосферы оставалось стабильным (0,03 об. %) в течение всего периода наблюдений

тенденция изменению влажности почвы во времени для всех вариантов опыта сохраняется, за исключением главным образом от количества и времени выпадения осадков, тем не менее с увеличением степени загрязнения запасы влаги ниже во все сроки наблюдений, что объясняется облегчением гранулометрического состава почвы при "разбулочки" их золой и усилением фильтрации влаги

Внесение зольн. ГРЭС приводит к резкому снижению содержания CO_2 в почвенном воздухе агроценозов (табл. 85), так как углекислота связывается свободной окисью кальция. Наблюдения за динамикой потока CO_2 из почвы позволили установить, что этот процесс при содержании зольн. восстанавливается через 15–20 суток (табл. 86). Синхронно изменяется и pH водной вытяжки (табл. 87). Повышение концентрации зольн. в почве требует больших сроков восстановления нормального газового режима, а при концентрации зольн. 20% наблюдается стойкое снижение потока CO_2 , причем уровень содержания углекислоты почвенного воздуха весь сезон 1986 г. держался ниже его содержания в приземном слое атмосферы. Лишь через 3 года после начала эксперимента концентрация CO_2 в почвенном воздухе различных вариантов эксперимента стабилизировалась. Стабилизация потока CO_2 и флуктуации значений pH уже в первый сезон после внесения зольн. объясняются активным поглощением углекислоты окислами щелочноземельных металлов – основного компонента загрязнителя. Образование

Таблица 87

Изменение pH водной вытяжки из пахотного горизонта чернозема обыкновенного при различной степени загрязнения золой ГЭС

Внесено золы, % к весу почвы	Сутки от начала эксперимента							
	0	5	10	15	20	25	30	35
0	7,60	7,55	7,50	7,60	7,60	7,60	7,60	7,60
2,5	7,95	7,90	7,90	7,85	7,60	7,60	7,80	7,70
5	8,80	8,70	8,60	8,50	8,30	8,20	8,10	8,10
10	9,45	9,20	9,00	8,80	8,60	8,50	8,40	8,60
20	11,00	10,40	9,80	9,70	9,60	9,55	9,50	9,55

корочки CaCO_3 способствует нейтрализации активности золы. Разрушение карбонатов на поверхности частиц после механической обработки почвы или вследствие промывания осадков ускоряет процесс трансформации загрязнителя.

Изменение физико-химических свойств почвы также отчасти напрямую связано с "разбавлением" золой. Результаты анализов пахотного горизонта искусственных агроценозов, проведенных в образцах, взятых через год после начала эксперимента обнаружили снижение количества углерода гумуса, подвижных форм фосфора и калия (табл. 88). Но, если для последних эти изменения в целом "укладываются" в схему "разбавления", то уменьшение содержания органического углерода во много раз превышает величины, которые могли быть вызваны только "разбавлением" почвы золой. Прямым воздействием загрязнителя объясняются увеличение pH водной суспензии и содержания обменных оснований. Возрастание количества карбонатов обусловлено взаимодействием золы, внесенной в почву, с углекислотой почвенного воздуха в почвенных растворах. Подщелачиванием среды объясняется увеличение подвижности железа, извлекаемого вытяжкой Тамма. Увеличение с дозой золы количества общего азота связано, по-видимому, с усилением азотфиксации за счет улучшения аэрации и повышения величин pH.

Усиление фильтративных свойств почвы и подщелачивание почвенных растворов при внесении золы определяют увеличение годового выноса элементов с нисходящими радиальными потоками, что обнаружено в результате анализа сорбента из лизиметрических колонок после их годовой эксклюзии (табл. 89).

Интересно, что лизиметрические воды из-под пахотного горизонта имеют повышенное содержание ионов по сравнению с контролем только для концентрации загрязни-

Таблица 88

Изменение физико-химических свойств пахотного горизонта чернозема обыкновенного при различной степени загрязнения золой ГЭС

Внесено золы, % к весу почвы	pH водной	Углерод, %	Азот, %	C/N
0	7,60	5,99	0,31	19,3
2,5	7,85	5,41	0,35	15,5
5	8,10	5,15	0,36	14,3
10	8,60	4,19	0,43	9,7
20	9,45	3,76	0,45	8,4

Таблица 89

Горючий остаток элементов с повышенной извлекаемостью растворов из пылевых горючих частиц обыкновенного при различной степени загрязнения золой ГРЭС в отсутствие агрохимии, мг/г

Количество муссовой золы, % к массе почвы	Углерод	Азот	Кальций	Магний	Железо
0	15,92	1,89	5,73	0,19	0,56
2,5	9,95	1,33	1,33	10,82	-
5	9,95	0,44	20,26	1,27	0,56
10	17,91	1,33	35,10	2,51	3,34
20	15,92	1,89	30,57	2,37	3,06

Таблица 90

Состояние кислотности почвы под влиянием пылевых горючих частиц обыкновенного при различной степени загрязнения золой ГРЭС, мг/г

Внесено золы, % к массе почвы	pH	Сухой остаток	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	HCO ₃	SO ₄	Cl
0	7,85	880	129	32,6	161	0,04	23,0
2,5	7,30	2040	393	109,2	405	0,52	70,8
5	7,45	3660	740	189,0	444	1,52	88,5
10	7,05	1760	355	76,7	176	0,74	44,2

теля 5%, ибо при более высоких количествах золы резко увеличивается фильтрация влаги, благодаря чему минерализация почвенных растворов снижается (табл. 90).

Заметные изменения после внесения загрязнителя произошли и в макроэлементном составе почв модельных агроценозов, ведь уже сама зола ГРЭС содержит ряд рассеянных элементов в количествах, превышающих таковые в почвах. Так, марганца, бария, стронция, никеля и кобальта в золе больше, чем в незагрязненном черноземе обыкновенном примерно в 2-3 раза (табл. 91). Количество же меди и свинца, хотя и превышает почвенные кларки (Виноградов, 1957), но по сравнению с их содержанием в объекте исследований не очень велики. Остальные изученные микроэлементы содержатся в золе ГРЭС в меньших количествах, чем в почве. Поэтому наибольшее изменение в содержании под влиянием внесения загрязнителя произошло у стронция далее (в порядке убывания) - у бария, марганца, никеля, кобальта.

В литературе отсутствует однозначное мнение об опасности накопления большинства микроэлементов в почве для растений и человека. Так, по данным различных

Объемные катионы, мг-экв на 100 г почвы			CO ₂ карбонатов, %	Подвижные формы, мг/100 г почвы		Fe по Гавричу, %
Ca	Mg	Сумма		P ₁ A ₁	K ₁ A ₁	
44,8	1,6	46,4	1,5	9,3	11,0	0,29
51,2	1,2	54,4	2,5	9,1	11,0	0,29
56,8	2,4	59,2	1,2	9,1	11,0	0,38
65,6	1,6	67,2	1,2	9,0	28,0	0,51
89,6	4,0	93,6	6,7	8,6	22,0	0,61

Таблица 91

Микроэлементы содержания микроэлементов в шпигетном горизонте чернозема обыкновенного при внесении золы ГРЭС, мг/кг

Объект	Микроэлементы					
	Титан	Марганец	Барий	Стронций	Ванадий	Цинк
Почва	4643	813	575	193	98	280
Почва + 2,5% золы	4478	842	589	232	98	282
Почва + 5% золы	5200	998	661	282	102	312
Почва + 10% золы	4845	1120	710	373	98	299
Почва + 20% золы	4860	1175	821	556	100	282
Золь	4080	2090	1550	1520	63	267
Кларк для почв (по А. П. Виноградову, 1957)	4600	850	500	300	100	300

Объект	Микроэлементы					
	Хром	Никель	Медь	Свинец	Кобальт	Селен
Почва	96	53	42	16	14	40
Почва + 2,5% золы	98	51	42	16	16	40
Почва + 5% золы	109	56	43	16	16	40
Почва + 10% золы	98	56	41	16	16	39
Почва + 20% золы	94	66	47	18	20	36
Золь	53	98	54	24	38	30
Кларк для почв (по А. П. Виноградову, 1957)	200	40	20	10	10	-

авторов, предельными значениями содержания микроэлементов, не приводящими к аккумуляции их в пище человека выше легкопереносимых уровней при употреблении, установленных ФАО и ВОЗ, являются следующие: для марганца – 1500–3000, ванадия – 50–100, хрома – 75–100, никеля – 100, меди – 60–125, свинца 100–400, кобальта – 25–50 мг/кг почвы (Кабата–Пендяс, Пендяс, 1989). Предельно допустимые концентрации (ПДК) элементов в почве составляют для марганца – 1500, суммы марганца и ванадия – 1000–100, никеля – 35, меди – 23 (растворимые формы), свинца 20 (без учета фона), хрома (шестивалентного) 0,05 мг/кг (Гончарук, Сидоренко, 1986). Н.И. Несвижская, Ю.Е. Саст (1985), основываясь на общих гигиенических ограничителях, относят к предельно допустимым содержания микроэлементов в 23 мг/кг почвы для меди, 35 – для свинца и никеля. Наибольший разброс пределов фитотоксичности в различных публикациях характерен для свинца: наряду с указанными выше 20 (Гончарук, Сидоренко, 1986) и 23 (Несвижская, Саст, 1985) мг/кг почвы, в одной и той же книге А.В. Гринь, С.К. Ли, Н.Г. Зыря и др. (1980) на основании опытов по накоплению тяжелых металлов в растениях считают опасной концентрацией элемента в дерново-подзолистых почвах, черноземах типичных и южных 300 мг/кг, а Т.И. Григорьева (1980) – 50 мг/кг почвы. Г.А. Евдокимова, Н.П. Мозгова, Т.А. Агеева (1989) предлагают для оценки степени фитотоксичности почв использовать отношение суммы обменных оснований (в мг-экв) к содержанию тяжелых металлов, приводя такие пороговые значения: для меди – 10, для никеля – 5.

Попытки использовать всю эту гамму лимитов для оценки результатов проводимого эксперимента не дают оснований заявлять об отнесении той или иной дозы золы к категории допустимых или недопустимых нагрузок на агроценозы. Так, уже фоновое содержание хрома и ванадия превышает пределы их фитотоксичности, приводимые

А. Каботой-Пендяс (1989), в для бария, стронция и циркония опубликованные данные и отношении их воздействия на растения практически отсутствуют.

Поэтому при установлении допустимых норм нагрузок и ландшафтно-геохимическом прогнозировании, следует, по-видимому, исходить из особенностей химических элементов и ландшафтно-геохимической обстановки. Согласно классификации элементов по характеру водной миграции (Касимов, 1983, 1988; Крайнов, 1973; Крайнов, Швец, 1980, 1987; Перельман, 1975, 1979; Щербина, 1972; Якушевская, 1973), барий и стронций относятся к группе катионогенных элементов, подвижных в кислой среде и инертных в щелочной, ванадий и хром – к группе анионогенных элементов, имеющим максимумы растворимости как в кислой, так и в щелочной среде. Остальные изученные микроэлементы относятся к группе комплексообразователей, из которых марганец и свинец в условиях степей юга Сибири ведут себя как катионогенные элементы, в титан, цирконий, никель, медь, кобальт и скандий – как анионогенные (Семёнова, 1987).

С повышением дозы загрязнителя в почве резко повышается значение pH, поэтому одновременно с ростом количества бария, стронция, марганца и свинца снижается их подвижность, что препятствует выносу элементов с радиальными и латеральными потоками вещества. Отсюда следует возможность чрезмерной аккумуляции данных элементов в пахотном горизонте чернозема обыкновенного, что может вызвать нежелательные отклонения в балансе элементов у продуктов, полученные с пашни, загрязненной золой ГРЭС. Что касается повышения содержания никеля и кобальта, то в условиях сильнокислой среды на фоне повышения фильтрационной способности пахотного горизонта за счет "разбавления" золой эти элементы будут выноситься за его пределы.

Результаты анализа фракционного состава гумуса (табл. 92) показывают, что с ростом степени загрязнения почвы уже через 3 месяца после внесения золы снижается доля гуминовых кислот, растворимых в щелочной среде, и некоторых фракций фульвокислот. При концентрации золы 20% от веса почвы в составе гумуса полностью отсутствуют фракция 1 и 2 гуминовых кислот и фракция 2 фульвокислот, а преобладание фульвокислот над гуминовыми резко возрастает (ГК/ФК здесь составляет 0,17 против 0,95 в незагрязненной почве). Это свидетельствует о деструкции гуминовых кислот при воздействии больших доз золы, подтверждением чему служат и результаты анализа экстракта липидов, входящих в состав гуминовых кислот. При увеличении количества загрязнителя снижается прочность связи этих соединений с ядерной частью гумуса, о чем свидетельствует снижение их доля в экстрактах и одновременное исчезновение на хроматограммах пиков легкокипящих низкомолекулярных углеводородов.

Увеличение содержания при возрастании концентрации загрязнителя до 10% отмечается только у фракции III фульвокислот, что можно объяснить ее происхождением в результате распада гуминовых кислот (Гришина, 1986).

В дальнейшем наблюдается постепенное восстановление состава гумуса и приближение содержания отдельных фракций к таковому в контрольной почве. Однако, если на второй-четвертый годы после начала опыта во всех вариантах наблюдается рост отношения ГК/ФК, то в 1990 г. оно несколько снизилось, что вообще характерно для используемых в земледелии черноземов. Само это увеличение отношения ГК/ФК во многом объясняется радиальным выносом фульвокислот (точнее, соединений, которые при анализе состава гумуса попадают в эти фракции). Изменение содержания гуминовых и фульвокислот в результате взаимодействия почвы с золой хорошо согласуется с данными о масштабах радиальной миграции органического вещества.

Изменяя свойства почвы, загрязнитель оказывает заметное влияние и на растения. Так, всхожесть семян гороха и пшеницы, посеянных в первый год после внесения золы, повысилась при концентрации золы 2,5% и снизилась при более высоких дозах загрязнителя: при 10% золы у пшеницы до 52% и у гороха до 58%, при 20% золы – до 10 и 15% соответственно (Мамитко и др., 1988).

Таблица 92

Фракционный состав гумуса пахотного горизонта чернозема обыкновенного при различной степени зрелости жидкой фазы ГЭС

№ образца	Внесены жидкая фаза и вода (%) почвы	Фракции, % углерода										ГЭС
		Гуминовые кислоты					Фульвокислоты					
		1	2	3	Сумма	1a	1	2	3	Сумма		
186 r	0	0,15	1,24	0,51	1,90	0,17	0,52	0,91	0,41	2,01	1,0	
	2,5	0,11	1,24	0,53	1,88	0,19	0,35	0,88	0,63	2,05	0,9	
	5	0,06	1,14	0,50	1,70	0,13	0,31	0,89	0,52	1,85	0,9	
	10	-	0,84	0,58	1,42	0,14	0,23	0,43	0,80	1,60	0,9	
	20	-	-	0,10	0,10	0,05	0,12	-	-	0,58	0,2	
187 r	0	0,21	1,62	0,41	2,24	0,16	0,30	0,57	0,41	1,44	1,6	
	2,5	0,15	1,68	0,41	2,24	0,14	0,27	0,42	0,37	1,20	1,9	
	5	0,15	1,47	0,44	2,06	0,13	0,23	0,49	0,35	1,20	1,7	
	10	0,11	0,18	0,47	0,76	0,09	0,15	0,20	0,34	0,78	1,0	
	20	0,09	-	0,18	0,18	0,08	0,08	0,11	0,50	0,77	0,4	
188 r	0	0,19	1,49	0,40	2,08	0,13	0,29	0,37	0,38	1,17	1,8	
	2,5	0,19	1,64	0,38	2,21	0,13	0,28	0,29	0,49	1,19	1,9	
	5	0,15	1,53	0,36	2,04	0,14	0,22	0,38	0,39	1,13	1,8	
	10	0,13	0,74	0,50	1,37	0,11	0,15	0,21	0,48	0,95	1,4	
	20	0,12	-	0,35	0,47	0,09	0,13	0,10	0,46	0,78	0,6	
189 r	0	0,09	1,68	0,35	2,12	0,16	0,20	0,35	0,44	1,35	1,7	
	2,5	0,09	1,42	0,37	1,93	0,13	0,20	0,19	0,45	0,97	2,2	
	5	0,14	1,42	0,37	1,93	0,14	0,21	0,51	0,43	1,29	1,5	
	10	0,10	1,01	0,47	1,58	0,12	0,14	0,37	0,43	1,06	1,5	
	20	0,13	0,17	0,68	0,98	0,11	0,40	-	0,45	0,96	1,0	
190 r	0	0,27	1,65	0,50	2,42	0,19	0,37	0,93	0,52	2,01	1,2	
	2,5	0,36	1,74	0,64	2,74	0,21	0,36	1,14	0,46	2,17	1,3	
	5	0,20	1,59	0,50	2,29	0,19	0,32	0,87	0,46	1,84	1,2	
	10	0,20	1,56	0,56	2,32	0,18	0,26	1,08	0,56	2,08	1,1	
	20	0,20	1,52	0,47	1,99	0,40	0,25	0,72	0,49	1,86	1,1	

Таблица 93

Изменение биологической продуктивности яровой пшеницы в агроценозе при различной степени загрязнения золой ГРЭС

Количество внесенной золы, % к массе почвы	Высота стебля, см	Диаметр стебля, мм	Длина колоса, мм	Количество зерен в колосе, штук	Масса 100 зерен, г	Урожайность относительно контроля
0,0	65	25	55	20	4,54	1,00
2,5	90	35	78	28	4,83	1,62
5,0	80	30	72	25	4,55	1,06
10,0	65	25	50	19	4,20	0,57
20,0	50	20	39	15	3,84	0,08

Таблица 94

Содержание микроэлементов в зерне пшеницы при различной степени загрязнения почв золой ГРЭС, мг/кг сухой массы

Внесено золы, %	Титан	Марганец	Стронций	Хром	Ванний	Никель	Медь	Кобальт	Селен
0	9,3	38	3,7	-	0,19	0,34	4,8	0,05	0,10
2,5	7,8	48	3,1	-	-	0,28	3,9	0,06	0,23
5	11,8	50	3,4	-	0,28	0,27	3,9	0,06	0,10
10	11,1	50	4,0	0,8	0,23	1,40	3,1	0,05	0,18
20	6,7	42	3,8	-	0,30	0,53	2,6	0,05	0,10
Среднее содержание в зерне (по В.Б. Ильину, 1991)	-	46	6	-	-	-	5,6	0,09	0,58

Следует отметить, что, начиная с концентрации 5%, действие золы на рост растений становится негативным, хотя их биомасса и остается выше, чем в контроле. Показатели биологичности яровой пшеницы, выращенной через 3 года после внесения золы, также свидетельствует об этом (табл. 93). Все параметры растений максимальны при дозе золы 2,5%. При 5% золы высота и толщина стебля, длина колоса и число зерен в нем также выше, чем на контрольной почве, но урожай зерна практически не отличается от такового с незагрязняемого лизиметра. Содержание микроэлементов в зерне пшеницы (табл. 94) находится в пределах нормальных значений, установленных В.Б. Ильиным (1991).

Анализ результатов изучения взаимодействия техногенных и природных потоков вещества в модельном опыте с внесенным максимальных доз золы ГРЭС в почву показал, что различные компоненты геосистем ведут себя при этом по-разному. Если большинство показателей коренным образом меняется в диапазоне 5-10% внесенной золы от массы почвы, то урожайность пшеницы снижается, начиная с 5%, а структура микробных сообществ "ломается" уже при 2,5-3% содержания золы. Наиболее четко выражена трансформация органического вещества почвы: состав гумуса резко изменяется в диапазоне концентраций загрязнителя от 2,5 до 5%. По-видимому, допустимым уровнем нагрузки на данные антропогенные модификации геосистем следует считать кумулятивную дозу или не более 3-4% от массы почвы, что составляет 48-64 т/га. Критической нагрузкой является доза от 48-64 т/га до 180-200, в недопустимой - свыше 180-200 т/га. При этом совершенно ясно, что расчет ПДК для отдельных химических элементов или их соединений никак не может адекватно отражать нормы техногенных нагрузок, так как интегрирует

ное воздействие загрязнителя резко отличается от простой суммы воздействий их компонентов.

Основные итоги экспериментального обоснования экологического нормирования. Определение норм антропогенных нагрузок на геосистемы должно базироваться на использовании специальных методов исследования – экспериментального моделирования взаимодействия природных и техногенных потоков вещества.

Применение полевого стационарного эксперимента позволило установить характер воздействия пыли вскрышных пород и угля разреза "Березовский" и золы ГРЭС на запасы водно-растворимых форм элементов, содержание обменных оснований и масштаба выноса подвижных соединений в почвах зоны влияния выбросов объектов КАТЭКа. На основании лабораторного эксперимента выявлен общий ход процесса взаимодействия техногенного вещества с органико-минеральной массой и поглощающим комплексом почв. Загрязнение в ходе базового стационарного эксперимента геосистем золой ГРЭС в количествах до 3200 г/м² не привело к значительному изменению общей ландшафтно-геохимической обстановки и обнаружило неоднозначность влияния загрязнителя: вместе с рядом негативных последствий (иссушение профиля почв при дефиците влаги, снижение количества гумуса, подщелачивание среды, затягивание сроков вегетации) наблюдается определенный положительный эффект (увеличение содержания азота и поглощенных оснований, запасов подземной фитомассы). В результате активного полевого эксперимента выявлены механизмы трансформации летучей золы ГРЭС в модельных агроценозах, установлены допустимый, критический и недопустимый уровни техногенной нагрузки, определены количественные показатели изменения вещества компонентов геосистем при длительном воздействии загрязнителя. Допустимым уровнем загрязнения антропогенными модификацией степных геосистем с черноземом обыкновенным пахотным следует считатькумулятивную дозу пыли не более 3–4% от веса почвы (в расчете на пахотный горизонт), критическим – 3–4 до 9–10%, недопустимым – более 9–10%.

4.5. ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ РАЗВЕРТКА РЕЗУЛЬТАТОВ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Ландшафтные подходы и экстраполяция локальных данных. Все реальные и экспериментальные исследования по разработке норм нагрузок на экосистемы проводятся, как правило, на ограниченных участках. Однако создать систему природопользования отдельных локалах природной среды без учета взаимодействия смежных геосистем невозможно, в связи с чем данные детальных работ по экологическому нормированию укладываются в коррективный пространственной развертке. Аналогичным образом эти данные краткосрочные результаты требуют временной экстраполяции, так как фактор времени, опосредованный другими факторами, является одним из основных в описании вещества геосистем.

Учение о геосистемах, представляющее собой современный этап развития ландшафтоведения (Сочава, 1978), располагает арсеналом методов, позволяющим распространять с достаточной степенью достоверности локальные данные во времени и пространстве. В Институте географии СО РАН разработаны подходы пространственно-временной развертки материалов стационарных работ и экспериментов, основанные на познании закономерностей организации геосистем и ее лимитирующей способности с дифференциацией вещества. Для этих целей разработаны методы ландшафтно-геохимического анализа, синтеза, диагноза, прогноза и оценки (Семнов и др., 1991), результаты частичного использования которых были рассмотрены выше.

Под организацией геосистем понимается их внутренняя упорядоченность (строение) взаимосвязанное функционирование отдельных морфологических частей и компонентов. Это понятие широко используется как в теоретических системных исследованиях, так и в системном анализе природных объектов. По отношению к природ

ным образованиям оно основывается на признании причинности дифференциации ландшафтной оболочки и предполагает наличие факторов, обуславливающих ее.

Как известно, вся иерархия геосистем формировалась в процессе развития полигенетического гетерохронного образования, и говорить о конкретных ее участках как о самостоятельно сформировавшихся ландшафтных индивидуальных невозможно. Важнейшую роль в ее формировании сыграла вековая миграция вещества, а сама история развития ландшафтов представляет собой непрерывную дифференциацию вещества (Ковда, 1973). Этот термин – "дифференциация вещества" – объединяет процесс и результат миграции и понимается как распределение и перераспределение вещества.

Дифференциация вещества на путях его миграции приводит к определенной последовательности изменения почвенной массы, что, естественно, отражается на изменении и других компонентов геосистем, приводя к новым пространственным сочетаниям показателей вещества геосистем. Поэтому дифференциация ландшафтной оболочки Земли, интеграция ее отдельных частей и их совместное функционирование так или иначе отражаются в дифференциации их вещественной составляющей.

Использование показателей вещества для объективизации иерархических классификационных построений, познавая механизмы интеграции геосфер и отображение тенденций развития в природных образованиях к настоящему времени не получило еще достаточного распространения, хотя и признается многими исследователями как имеющее несомненные перспективы.

Ландшафтоведение в геологических ландшафтах пока не могут объяснить с достаточной степенью достоверности, каковы связи между организацией геосистем и их вещественными показателями. Это требует, в первую очередь, познания закономерностей дифференциации вещества, отражающих различные стороны ландшафтной организации.

Геосистемный подход к изучению дифференциации вещества предполагает взаимосвязь и взаимообусловленность миграции вещества в сопряженных топогеосистемах. Однако в природе обычно существует определенная разобщенность элементов геосфер в ландшафтно-геохимическом плане, когда участки одной и той же топогеосистемы (даже низших рангов) оказываются по разные стороны водоразделов, непроходимых для водных, большинства воздушных и механических мигрантов. Поэтому для обобщения результатов исследования дифференциации вещества выделяются элементарные стоковые ландшафтно-геохимические бассейны (Семенов, 1984).

Изучение поведения вещества в геосистемах, направленное на познание механизмов их дифференциации и интеграции, проводится поэтапно для различных уровней ландшафтной организации. Одновременно рассматривается дифференциация вещества и в области ландшафтно-геохимического анализа (геомерях), и в области ландшафтно-геохимического синтеза (геохорах).

Установлено определенное соответствие геомеров и геосфер топологического регионального порядка по запасам вещества. Оно во многом объясняется взаимным отношением геосистем обоих классификационных рядов. Например, элементарная геосфера часто представляет собой мозаику элементарных геомеров, относящихся к одной фации, а микрогеосфера – элементарных геомеров, относящихся к одному типу фаций, и т.д. По значению показателей дифференциации вещества фация примери соответствует элементарной геосфере, тип (подтип) фаций – микрогеосфере, группа фаций – мезогеосфере, класс фаций – топогеосфере, геом – макрогеосфере (Семенов, 1989).

Взаимосвязь двух классификационных рядов геосистем, конечно, не абсолютна, однако количественные показатели дифференциации вещества удобнее рассматривать именно в сопряженных уровнях геосистем: элементарный геомер – элементарный геосфера, фация – микрогеосфера, тип (подтип) фаций – мезогеосфера, группа фаций – топогеосфера, геом – провинция.

Многолетние исследования показали, что дифференциация и интеграция геосистем связаны с различными процессами распределения и движения вещества. Все разнообразие ландшафтной структуры сформировалось, как указывалось выше, в результате сложнейшей истории дифференциации вещества. При этом современное распределение геосистем определяется рациональной дифференциацией вещества. Поэтому иерархическая классификация геомеров должна строиться на основе ландшафтно-геохимического анализа геосистем через учет абсолютных количеств вещества в их компонентах. В результате проведенных исследований установлено, что каждому иерархическому уровню геомеров соответствуют определенные амплитуды колебаний запасов вещества в почвах и фитомассе, возрастающие при переходе от низших таксонов к высшим.

Показатели запасов вещества для фаций и элементарных геомеров, являющихся их индивидуумами, одинаковы. Затем они возрастают в разной степени для того или иного вещества. Верхним пределом иерархии геомеров, выделение которого возможно по показателям абсолютного содержания вещества, является группа фаций. Внутри таксонов геомеры различаются по абсолютным количествам тех или иных элементов и их радиальной дифференциации, что общезвестно и в чем строятся многие почвенные и ландшафтно-геохимические классификации.

Сочетания геомеров в пространстве образуют в совокупности единицы другого ряда — геохоры. В природе имеет место пространственная интеграция элементарных геохор в микрогеохоры, мезогеохоры, топогеохоры и т.д., в совокупности образующие геосферу (Сочава, 1978). Эта интеграция обуславливается латеральной дифференциацией вещества. Каждый ранг геохор топологической размерности имеет определенные пределы колебаний абсолютных количеств вещества в компонентах геомеров, ареалы распространения которых ограничиваются рамками данных геохор. Всем рангам геохор топологического порядка соответствуют конкретные ранги геомеров с определенными запасами вещества.

Геохоры в отличие от геомеров строго не ранжируются по абсолютным количествам вещества, хотя и здесь с возрастанием иерархического уровня запасы вещества увеличиваются до ранга топогеохоры. По-видимому, топогеохоры являются наиболее крупными таксонами хронологического ряда, влияние которых может основываться на интеграции геохор низшего порядка. Поэтому поэтапная интеграция геохор на основе ландшафтно-геохимического синтеза с учетом абсолютного количества вещества возможна только на топологическом уровне. Выделение геохор регионального уровня должно проводиться членением единиц более высокого порядка, но также с учетом дифференциации вещества (Сыльто, Семенов, 1980).

В последние годы внимание географов обращено на развитие геосистем, что объясняется важностью познания его закономерностей для построения прогнозов. Развитие, как известно, включает в себя эволюцию, т.е. смену инварианта геосистемы, и динамику, которая выражается в смене состояний в рамках одного инварианта (Сочава, 1978; Исаченко, 1979). Каждое состояние геосистемы может выявиться только в определенном временном интервале, так как в него входят изменчивые по годам циклы колебаний характеристик вещества. Поэтому, говоря об состоянии геосистем, следует иметь в виду не всякие изменения параметров их компонентов, а только те совокупности свойств, которые сохраняются в течение продолжительного времени, и присоединить к мнению Н.Л. Беручашвили (1982), определявшему состояние как соотношение параметров строения и функционирования в определенный промежуток времени.

При этом предполагается, что каждому изменению состояний геосистем отвечает определенное изменение их геохимических параметров. Основными моментами в изучении временной организации геосистем через исследование дифференциации вещества являются установление цикличности изменения ландшафтно-геохимических показателей или отсутствие таковой и определение тенденций развития природных образований на базе диагностики их состояний. Все изменения характеристик

вещества, приводящие к изменению структуры геосистем без изменения их инварианта (в основном это миграция подвижных соединений), рассматриваются как показатели динамики геосистем, а изменения самих инвариантов (трансформация профильного строения почв или их валового состава) – как показатели эволюции геосистем. Важнейшей задачей при этом является диагностика самих состояний геосистем.

Изучение радиальной миграции вещества геосистем с помощью наблюдений за режимами содержащий водно-растворимых соединений, прямого учета мигрирующего вещества методом лизиметрических хроматографических колонок и микроморфологических исследований процессов почвообразования позволяет разграничить элементарные геомеры по их динамическому состоянию. Диагностика динамического состояния по вышеуказанным показателям дает возможность четко дифференцировать коренные, мшмакоренные и серые геосистемы (Смытко и др., 1983).

Ландшафтно-геохимический подход к реконструкции эволюции геосистем базируется на соответствии тех или иных ландшафтно-геохимических обстановок определенным условиям их существования (Перельман, 1975). Он не позволяет приводить абсолютную датировку обстановок, но их последовательность диагностирует довольно четко. Большую роль в изучении эволюции геосистем играет анализ геохимических циклов миграции вещества.

Стационарное изучение миграции вещества дает возможность сопоставить современные циклы миграции с более длительными, которые рассматриваются как фоновые. Использование метода балансов помогает понять направленность эволюции геосистем через показатели миграции вещества.

Определение балансов вполне возможно через использование результатов режимных наблюдений за ходом природных процессов. Наряду с полными балансами при этом имеют право на существование и частные балансы. Например, можно предположить, что разность показателей двух сроков наблюдений уже представляет собой сальдо баланса. Такие сальдо рассчитываются для разных промежутков времени (Смытко, Семенов, 1987).

Изучение роли дифференциации вещества в организации геосистем позволило выявить ее механизмы, обуславливающие различные стороны ландшафтной организации. Строение геосистем проявляется в латеральной и радиальной дифференциации вещества, а функционирование – в его латеральных и радиальных потоках.

Установлено, что дифференциация геосистем определяется радиальным распределением вещества, при этом каждому иерархическому уровню геомеров соответствуют амплитуды абсолютных количеств вещества в почвах и фитомассе, расширяющиеся с повышением ранга таксона, а внутри таксонов геомеры различаются по запасам и радиальной дифференциации отдельных химических элементов и их соединений. Поэтому иерархическая классификация геомеров может строиться на основе ландшафтно-геохимического анализа геосистем через учет абсолютных количеств вещества в их компонентах.

Интеграция геосистем обуславливается латеральной дифференциацией и латеральным потоком вещества. Каждый ранг геохор топологической размерности имеет определенные пределы колебаний абсолютных количеств вещества в компонентах подчиненных геомеров, ареалы распространения которых организованы рамками данных геохор. Всем рангам геохор соответствуют конкретные ранги геомеров с определенными запасами вещества. Для низших уровней геохор характерны однонаправленные потоки и единый баланс дифференциации вещества. Поэтому поэтапную интеграцию геохор можно осуществлять на основе ландшафтно-геохимического синтеза с учетом абсолютных количеств вещества.

Развитие геосистем определяется радиальными потоками вещества и сопровождается изменением его количества и состава. При этом динамика геосистем отражается в миграции и режимах содержания подвижных соединений. Изучение изменений поведения вещества во времени с помощью режимного, лизиметрического и

микроморфологического методов дает возможность диагностировать динамическое состояние геомеров.

При эволюция геосистем происходит коренная трансформации химического состава почв, которая наиболее отчетливо проявляется в их микроморфологии. Расчет балансов содержания и радиальной дифференциации вещества дает возможность определить тенденции развития геосистем и выйти на ландшафтный прогноз, который является продолжением диагноза и заключается во временном пролонгировании тенденций с учетом антропогенного воздействия. Оценка состояния окружающей среды для определения норм природопользования с позиций физической географии предполагает активное использование картографических методов.

Таким образом, процедура пространственно-временной развертки данных экологического нормирования включает этапы анализа, синтеза, диагноза, прогноза и оценки, сосредоточиваясь на изменении показателей состояния вещества геосистем под влиянием техногенных факторов.

Картографическое обеспечение экологического нормирования. Инструментом оценки степени устойчивости геосистем к норм нагрузок, а также документом, отражающим ее основные результаты, служит картографическая серия, включающая следующие карты и картосхемы:

а) картосхемы запасов вещества в элементарных ландшафтно-геохимических бассейнах;

б) серия картосхем распространения геомеров и геохор одного уровня (элементарных геомеров и геохор; фаций и микрогеохор; групп фаций и топогеохор и т.д.);

в) карта геосистем (ландшафтная) с одновременным показом их дифференциации, интеграции в динамику;

г) ландшафтно-геохимическая карта с показом параметров вещества, а также дополняющие ее по отдельным показателям картосхемы, в том числе схема потоков вещества;

д) схемы физико-географического и ландшафтно-геохимического районирования (последние сопровождаются матричными легендами с ландшафтно-геохимическими показателями для преобладающих геосистем);

е) ландшафтно-оценочные карты (для целей сельскохозяйственного производства, промышленного строительства, рекреации и интегральной оценки геосистем);

ж) схема нагрузок на геосистемы;

з) схемы ландшафтно-мелворазитивного, природоохранного и природно-хозяйственного районирования (Семев, 1991).

Вся серия создается на основе материалов изучения дифференциации вещества, базовой картой служит ландшафтная.

В настоящее время наблюдается расширение работ по ландшафтному картографированию в целях разработки мероприятий по рациональному использованию природных ресурсов и охране окружающей среды в районах интенсивного хозяйственного освоения. Большое значение приобретает именно ландшафтные карты, которые являются особым классом тематических карт, характеризующих географическую среду. Объектами картографирования служат иерархически организованные целостные природные образования, которые В.В. Сочава (1963) предложил называть геосистемами. Ландшафтная карта – это натуральная модель геосистемы, на которой зафиксированы результаты полевых исследований (Сочава, 1978).

Картографирование геосистем по своей сущности противоположно картографированию отдельных компонентов природной среды, где основной задачей является отражение локальных особенностей, возникающих в результате пространственной дифференциации крупных компонентных образований. При картографировании же геосистем необходимо в первую очередь учитывать другую сторону общего физико-географического процесса – интеграцию отдельных компонентов в локальные геосистемы (Сочава, 1973).

Геосистемы – явление глобальное: в каждой зоне земной поверхности природа

образует закономерное взаимодействующее и взаимообусловленное единство компонентов. Однако границы аралов компонентных образований примерно одинаковой таксономического ранга далеко не всегда совпадают или являются хотя бы близкими между собой, так как в природе отсутствует однозначное соответствие в жесткая детерминированность ее компонентов, что особенно заметно при исследованиях на геологическом уровне. Вследствие этого картографирование геосистем неизбежно сталкивается с проблемой границ, реальность существования которых обусловлена реальностью геосистемы, но проведение их на крупномасштабной ландшафтной карте весьма субъективно, к тому же выраженность природных границ имеет обычно различный характер. Поэтому физикоэкономические черты геосистемы, особенно низших таксономических уровней, принимаемые за критерии их выделения на местности и последующего отображения на карте, различными исследователями воспринимаются неодинаково, в силу индивидуальности подхода каждого ландшафтоведа, различия школ, традиций и т.д.

Системный подход в ландшафтоведении должен, по мнению В.Б. Сочавы (1970, 1974, 1978), свести субъективизм к минимуму, так как он предполагает изучение геосистем со структурно-динамических позиций на основе применения количественных физических, химических, физико-химических, биохимических и других методов. Количественные показатели легче поддаются формализации, дают возможность объективно оценивать различные стороны природных образований и могут быть использованы непосредственно в классификации геосистем и построении легенды ландшафтной карты. Однако по вполне понятным причинам картографирование геосистем с использованием их количественных характеристик не может пока быть распространено на значительные площади, так как трудоемкость и длительность получения этих показателей вследствие недостаточного внедрения методов смежных отраслей знания, слабой приборной и инструментальной обеспеченности ландшафтных исследований вынуждают ограничиваться рамками стационарных участков (политонов-трансекторов) и их ближайшего окружения. Предпринимаются также попытки объективизировать информативную основу при создании ландшафтных карт путем количественной оценки и формализации качественных показателей, экстраполяции количественных характеристик через посредство схем районирования или легенд топологических карт, где предположительно близкие по свойствам геосистемы объединяются. Но в целом вопрос о критериях интеграции и типизации геосистем в значительной мере остается до сих пор открытым (Сочава, 1978). Важная роль в его разрешении принадлежит установлению закономерностей пространственно-функциональных взаимоотношений между геомерами и геохорами низшего порядка, а также между их компонентами, через изучение дифференциации вещества.

Как показано выше, критерием выявления иерархии геосистем, их типизации и интеграции может служить дифференциация вещества в геосистемах – одна из главнейших характеристик их массы. Одновременно с картографированием геосистем составлялись картосхемы запасов вещества в тех же масштабах. Для каждого таксона геомеров установлены предельные интервалы запасов вещества в метровом слое почвы топогеосистем, для геохор разработаны принципы интеграции с использованием показателей дифференциации вещества. При картографировании геосистем использовался метод одновременного отображения на одной карте геомеров и геохор (Семенов, 1985; Снытко, Семенов, 1981). Трудность одновременного отображения на ландшафтных картах геохор и геомеров в основном связана с отсутствием материалов крупномасштабной ландшафтной съемки на значительной территории и с неадекватностью карт фактическим интервалам.

Картографирование так же, как и любое другое моделирование, немаловажно без абстрагирования и обобщения. Степень абстрагирования показывает масштаб картографического обобщения, которое изменяется в зависимости от содержания и назначения карт. Сама картографическая генерализация, т.е. сокращение количественных и качественных характеристик объектов при использовании более

масштабов, сопровождается сознательным упрощением картографической модели (Фадеева, 1979).

А. Г. Исаченко (1961) различает типологический и территориальный аспекты генерализации. Если вопросам типологической генерализации посвящено значительное количество работ (Видина, 1962; Исаченко, 1961; Сочава, Малеев, Ряшин, 1965; Фадеева, 1979 и др.), то проблемы территориальной генерализации пока разработаны слабее. Н. В. Фадеева (1979) отмечает, что в ландшафтоведении существует тенденция свести генерализацию формы к простому отбору объектов изображения по геометрическому принципу.

Задача генерализации геозор вполне разрешима не в сфере собственно картографии, а в сфере ландшафтоведения. На основе принципов классификации геосистем В. Б. Сочавы (1970, 1978) она решается посредством поэтапной генерализации геозор от низших рангов к высшим, поскольку в природе геозоры пространственно интегрированы и соподчинены иерархически: каждая геозора включает несколько геозор низшего ранга.

Выше рассматривались возможности генерализации геомеров и интеграция геозор через познание закономерностей дифференциации вещества. Поэтапное составление схем геозор и геомеров одинакового ранга в соответствующих масштабах проводилось одновременно с генерализацией их легенд. На этих схемах мозаика геозор включает выделы геомеров. Если геозоры показаны в естественных границах (с учетом, естественно, возможностей масштаба карты), то геомеры отображены в зависимости от масштаба и уровня их генерализации, т. е. ранга. Введение в таксономическую систему геомеров В. Б. Сочавы (1978) двух дополнительных таксонов топологического порядка (Семенов, 1977; Святко, Семенов, 1978) позволило добиться более полного соответствия между таксонами типологического и хронологического рангов.

Ландшафтная структура территории КАТЭКа весьма своеобразна, что объясняется расположением региона на стыке трех физико-географических областей: Западно-Сибирской (Обь-Иртышской), Среднесибирской и Южно-Сибирской, причем в последней размещается ее основная часть (Семенов, 1985; Семенов, Пурляк, 1983; Сочава, 1980; Сочава, Ряшин, Белов, 1963; Сочава, Тимофеев, 1968). Отличительной особенностью ряда провинций Южно-Сибирской физико-географической области является сочетание в пределах одной макрогеозоры гумидных и полуаридных геосистем, связанное с проникновением центрально-азиатских антициклонов в доминирующую среду сибирской горной тайги. Кроме того, подгорные местности имеют некоторые общие черты с зональной лесостепью Западной Сибири, им присущи коренные урочища степного типа (Сочава, 1980).

Легенда карты геосистем представляет собой несколько трансформированную (генерализованную) классификацию геосистем. Принципы ее построения в целом аналогичны принципам, использованным авторами карты "Ландшафты юга Восточной Сибири" (1977), созданной под руководством В. Б. Сочавы.

Для составления карты геосистем западного участка КАТЭКа необходимо было выбрать классификационный уровень геомеров, позволяющий в требуемом масштабе наиболее полно отобразить разнообразие геосистем изучаемой территории и в то же время обеспечить каждый геомер количественными ландшафтно-геохимическими характеристиками. Таким таксоном оказалась группа фаций, представляющая совокупность фаций, близких по структуре и экологическим особенностям в пределах генетически единых поверхностей. Группы фаций выделялись по преобладающему природному процессу с учетом характера дифференциации вещества на основе генерализации типов и подтипов фаций. Группы фаций объединялись затем в классы фаций, геомеры, группы и классы геомов согласно иерархической классификации геосистем В. Б. Сочавы (1978). На карте отображены только ареалы распространения групп фаций, вся же остальная информация о типологических ландшафтных единицах приводится в легенде.

Наряду со статистикой геоморфов здесь частично отображена и их динамика: последние названия групп фаций в скобках показано их динамическое состояние. Классификация геосистем включает природные геосистемы (коренные, миникоренные и серийные, в легенде обозначенные соответственно буквами "а", "м", "с"), их антропогенные производные модификация ("п") и геотехнические системы (контролируемые системы). Квалификация динамического состояния групп фаций основывалась на ландшафтно-геохимической диагностике состояний биогенезов, относящихся к наиболее распространенным фациям данной группы фаций. На карте и в легенде показаны также хорологические ландшафтные единицы: провинция, макрогеохоры и топогеохоры. На территории западного участка КАТЭКа выделяется 19 топогеохор, которые интегрируются в 7 макрогеохор и 3 физико-географические провинция (Семенов, 1985). Данная карта послужила основой для создания серии карт, имеющих целью оценку природно-ресурсного потенциала территории формирования КАТЭКа, в том числе и для ландшафтно-геохимической.

Основной ландшафтно-геохимической карты западного участка КАТЭКа послужила рассмотренная выше карта геосистем, но сложность получения ландшафтно-геохимической информации для обеспечения выделенных контуров обусловило необходимость ее генерализации и уменьшения масштаба. Главные единицы ландшафтно-геохимической картографирования – ландшафтно-геохимические территориальные системы (ЛГТС) – геохоры. Обычно их ранг соответствует рангу мезогеохор в понимании В.Б. Сочавы (1978), однако состояние изученности региона вынуждает иногда отступать от этого принципа, в связи с чем некоторые смежные ЛГТС были объединены, ряд ареалов генерализован, а сами ЛГТС типизированы в типы и классы.

Всего на карте выделено 24 типа ЛГТС, различающихся по ведущему типу водной миграции, составу избыточных и дефицитных элементов, контрастности между автономными и подчиненными геосистемами, преобладающим геохимическим барьерам, направлению водной миграции и ее интенсивности, устойчивости геосистем к техногенному загрязнению. Типы ЛГТС объединены в классы по характеру биологического круговорота. Геохимические формулы составлены по А.И. Перельману (1964). Если содержание большинства ландшафтно-геохимических показателей в легенде карты соответствует общепринятому (Глазюкская, 1964; Перельман, 1975), то последняя характеристика, относящаяся к типам ЛГТС – устойчивость к техногенному загрязнению – требует некоторого пояснения.

Широкое разнообразие природных условий, предопределившее сложную дифференциацию и контрастность геосистем, сказывается на их устойчивости к техногенному загрязнению, под которой понимаются способность природных образований сохранять свою структуру и режимы до определенных пределов земогенных нагрузок, а также способность и релаксации после снятия последних. Устойчивость геосистем определяется главным образом их способностью к самоочищению, которая зависит от наличия или отсутствия мощных гумусового адсорбционного и биогенного ландшафтно-геохимических барьеров, скорости водообмена, характера дренирования, скорости и емкости биологического круговорота, состава почвенного поглощающего комплекса и от возможностей управления процессом самоочищения (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987).

Настоящую карту нельзя отнести к разряду инвентаризационных, так как она содержит элементы прогнозного характера и может быть использована в практике проектирования объектов топливно-энергетического комплекса вместе с дополняющими ее картографическими материалами. К числу дополняющих эту карту материалов относятся картограммы распределения в почвах геосистем Назаровской котловины ряда микроэлементов (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987) и схемы миграционных потоков веществ (Мартынов, 1985; Снытко, Семенов, Мартынов, 1986).

Основой для всех ландшафтно-оценовых карт послужила ландшафтная карта, для оценки применялись также ландшафтно-геохимическая карта. Конкретные участки территории оценивались с позиций возможностей использования геосистем, которые по

степени благоприятности к тому или иному виду использования подразделяются на пять категорий: наиболее благоприятные, благоприятные, выборочно благоприятные, малоблагоприятные и неблагоприятные. По сути дела, это балльная оценка природных образований, результат бонитировки. Завершает серию карта интегральной оценки условий освоения геосистем, на которой сведены вместе отдельные оценки, а геосистемы сгруппированы в 13 направлений перспективного освоения (Семенов 1991). Хотя здесь и обобщены все оценки – строились ее выделы в соответствии с контурами всех предыдущих карт, – но получилась карта рекомендательного характера. Интегральная оценка условий освоения геосистем сама по себе уже предлагает выбор геосистем с градацией условий для того или иного вида освоения.

Вполне понятно, что перечень перспективных направлений ландшафтной оценки этими картами не исчерпывается; возможны, скажем, лесорастительная, мелворотивная оценки и др. (Исаченко, 1980). Главным в таких работах является то, что объектом оценки всегда служат геосистемы. Конечной целью составления всех оценочных карт, в том числе и представленных здесь, являются рекомендации по использованию геосистем в целом как единого источника ресурсов для различных видов использования, но использования совместно – как части рационального природопользования.

Для распространения данных детальных ландшафтных исследований с топографического уровня на региональный, экстраполяция результатов экспериментального моделирования в оценки геосистем производится районирование территории. Природное, или физико-географическое районирование в свете учения о геосистемах представляет собой операциональное разделение ландшафтной среды на иерархически соподчиненные территориальные системы (геохоры), имеющие региональную размерность. Системная организация комплексных природных образований проявляется через взаимосвязь и взаимообусловленность их компонентов, поэтому территориальное выражение последних на земной поверхности в идеале должно быть одинаковым и, естественно, ареалы компонентных образований на картах распределения различных компонентов должны в этом случае совпадать.

Однако на практике мы обычно сталкиваемся со значительно различающимися между собой пространственными рисунками ареалов компонентов геосистем (в их отражении на картах), что обусловлено: 1) неадекватным ответом одного компонента на изменение (эволюционное или под влиянием техногенного фактора) другого, так как характерные времена их изменений различны; 2) отсутствием однозначного соответствия компонентов выделов в силу различных подходов к их классификации в отраслевых географических науках; 3) традициями проведения границ в том или ином частном картографировании и районировании, особенно это касается районирования "сверху", когда оно проводится путем членения высших таксонов на низшие. Поэтому схемы частного районирования одной в той же территории зачастую сильно различаются между собой, что затрудняет разработку на их основе схемы общего природного районирования в тем более создание различных схем прикладного назначения. Отсюда же вытекает и большая (по сравнению с отраслевым) дробность схем физико-географического районирования, если их составители стремятся сохранить все частные природные рубежи.

На наш взгляд, природное районирование может и должно быть единым на основе поэтапной интеграции геохор – от низших рангов к высшим. Решение вопроса о множественности районирования, корректное сведение ее к единому природному, возможно только через посредство интеграции геохор на единой основе, которой служит функциональный анализ геосистемы (Сочава, 1978), предполагающий установление их связей с различными звеньями физико-географического процесса (Григорьев, 1937).

Геохимия ландшафтов, изучающая взаимодействие геосистем и их компонентов через потоки вещества, является в этом плане наиболее подходящим направлением физической географии, способным выявить границы природных образований через дифференциацию вещества в процессе его миграции и аккумуляции.

Как было показано выше, учет результатов ландшафтно-геохимического анализа геосистем позволяет проводить интеграцию геохор с использованным количественным показателем, отражающим интеграцию потоков вещества в территориальные ландшафтно-геохимические системы различных уровней, отвечающих соответствующим рангам геохор. Во всех случаях совокупность ландшафтно-геохимических процессов геосистем принадлежит единому физико-географическому процессу, а территориальные различия в общность характера и степень его выраженности должны быть основным критерием разделения ландшафтной оболочки, т.е. районирования. Имя же определяется в иерархии геохор, их целостность и организация.

Синтез результатов ландшафтно-геохимического анализа позволяют количественно оценить целостность геохор, системообразующую роль отдельных геосистем и их взаимоотношения со смежными комплексными природными образованиями, являющимися средой по отношению к первым (объектам) через потоки вещества, т.е. подойти к однозначности выделения геохор и их интеграции на основе выявления закономерностей дифференциации вещества и сопряженности его миграции. Данный принцип – районирование путем интеграции геосистем через потоки вещества – использован при составлении карты геосистем западного участка КАТЭКа.

Однако такой "целостный" путь районирования выдерживается только до ранга макрогеохоры (физико-географического округа). Более высокие таксоны районирования, к сожалению, на современном этапе познания процессов миграции дифференциации вещества все еще приходится выделять "сверху" – членением геохор, в которые они предположительно интегрируются. Для того, чтобы выявить границы провинций в областях через интеграцию округов, нужны материалы ландшафтной съемки (хотя бы среднемасштабной) на очень обширные территории и результаты стационарного изучения режимов геосистем (хотя бы по одному стационару на провинции), а их пока нет. Поэтому при составлении схемы физико-географического районирования территории КАТЭКа была сделана попытка объективизировать членение физико-географических областей на провинции, а провинций на округа путем отражения в легенде основных ландшафтно-геохимических характеристик последних (Смытко, Семенов, Мартынов, 1987).

Природоохранные задачи как сугубо географические не противопоставляются, а наоборот, сливаются с задачами научного обоснования программ рационального природопользования, имеющего социально-экономическую обусловленность. Изучение региональных природоохранных проблем представляет собой ответственную работу по интеграции природно- и экономико-географических ситуаций, причем не застывших, а постоянно меняющихся в пространстве и во времени в качественном и количественном отношении (Воробьев, Нечева, Семенов, 1987).

Региональные прогнозно-географические проработки, возникающие при этом ряды природоохранных проблем, специфичные для разных ТПК и повторяющиеся во многих из них, ставят исследователей перед необходимостью классификации и последующего картографирования этих проблем. В классификации четко выделяются природоохранные проблемы, обусловленные, во-первых, естественными; во-вторых, природно-антропогенными; в-третьих, техногенными процессами.

Одновременно встает вопрос о комплексных природно-хозяйственных оценках, применимых в картографировании. Ориентируясь на ландшафтную основу, акцент в этих природно-хозяйственных оценках делается на регионально-ландшафтную специфику. Так, схема природоохранного районирования западного участка КАТЭКа составлялась путем интеграции ряда тематических карт (общеекономической геоботанической, типов рельефа, почвенной, ландшафтной, ландшафтно-геохимической, сельскохозяйственного использования земель, ландшафтно-оценочных и др.) с учетом вариантов хозяйственного строительства (Природа в хозяйстве . . . 1983) с учетом вариантов хозяйственного строительства (Природа в хозяйстве . . . 1983) с учетом вариантов хозяйственного строительства (Природа в хозяйстве . . . 1983). Основой данной схемы послужила ландшафтная карта. Внутри показанных на ней топогеохор выделены природоохранные подрайоны различающиеся по ландшафтной структуре, основным направлениям современного

Таблица 95

Содержание микроэлементов в слое 0-20 см основных типов
и подтипов почв Шарьинского района (мг/кг)

Тип, подтип почв	Титан	Марганец	Никель	Стронций	Хром
Дерново-карбонатные	3600	620	660	220	71
	5000	740	790	280	75
Темно-серые лесные	3400	590	390	88	60
	8200	1300	750	510	190
Черноземы выщелоченные	3000	500	340	170	64
	7200	910	620	260	120
Черноземы облысевенные	3200	560	390	180	71
	7300	1100	680	260	130
Лугово-черноземные	3600	650	420	130	72
	7200	950	760	600	120
Лугово-болотные и аллювиальные луговые	2100	470	380	180	65
	5700	810	740	350	100
Кларк для почв (по А. П. Виноградову, 1957)	4600	850	500	300	200

Тип, подтип почв	Ванадий	Никель	Медь	Кобальт	Свинец
Дерново-карбонатные	83	36	20	9	14
	90	38	27	12	15
Темно-серые лесные	73	21	14	8	12
	130	86	31	26	19
Черноземы выщелоченные	68	31	30	13	13
	140	58	46	19	19
Черноземы облысевенные	80	35	29	12	12
	130	64	44	18	18
Лугово-черноземные	70	36	24	11	11
	140	60	43	19	19
Лугово-болотные и аллювиальные луговые	77	22	13	7	10
	120	47	35	18	15
Кларк для почв (по А. П. Виноградову, 1957)	100	40	20	10	10

хозяйственного использования, степень существующего антропогенного воздействия, устойчивости геосистем к техногенному загрязнению. В зависимости от прогнозируемых изменений ландшафтно-геохимической обстановки в результате воздействия техногенного фактора разработаны мероприятия по минимизации негативного влияния производства КАТЭКа и сельскохозяйственных предприятий на геосистемы. В соответствии с предполагаемой направленностью хозяйственного освоения территории предложены конкретные мероприятия по оптимизации природопользования (Природа и хозяйство..., 1983).

Учет фона и современных нагрузок на геосистемы. Наряду со стационарными и экспериментальными исследованиями экологическое нормирование требует познания фоновых уровней содержания химических элементов в компонентах геосистем и учета современных техногенных нагрузок. Особенно важно знать поведение вещества почв.

Таблица 96

Содержание микроэлементов в сухой массе растений в зоне КАТЭК (-----), мг/кг

Объект	Титан	Марганец	Барий	Стронций	Хром
Земель	63	50	37	48	1,0
	400	76	60	140	3,8
Ветви	63	66	79	53	2,6
	540	110	130	100	12
Повышка	400	84	106	49	11
	786	283	186	283	16
Корни живые	190	69	33	53	7,1
	420	160	93	350	12
Корни мертвые	640	148	136	152	13
	1120	300	198	480	64
Среднее содержание в растительности континентов (по В.В. Добровольскому, 1983)	32,5	240,0	22,5	40,0	1,8

Объект	Ванадий	Никель	Медь	Кобальт	Самий
Земель	1,4	0,4	4,6	0,4	1,3
	3,6	2,6	8,7	0,8	1,6
Ветви	2,6	1,2	4,3	0,6	7,5
	13	6,0	9,5	5,0	9,5
Повышка	12	6,6	8,3	1,9	5,4
	21	8,9	12	2,6	7,0
Корни живые	5,5	3,9	13	1,1	2,2
	14	7,1	26	2,4	2,4
Корни мертвые	22	14	20	3,6	7,8
	32	18	38	5,6	4,6
Среднее содержание в растительности континентов (по В.В. Добровольскому, 1983)	1,5	0,8	3,2	1,0	1,0

так как они, находясь на пересечении практически всех потоков вещества в геосистемах, служат естественным фильтром и вместе с тем депонирующей средой для соединений-загрязителей.

Почвенный покров исследуемой территории относится к Березовскому равнинному району выщелоченных и обыкновенных черноземов, серых и темно-серых лесных почв с участками лугово-черноземных и болотных почв Назаровского горно-котловинного округа Верхне-Чулымской подпровинции Западно-Присаянской провинции островных лесостепей с преобладанием высокогумусированных маломощных сезонно-мерзлотно-глееватых черноземов и серых лесных почв.

Изученные почвы характеризуются пестротой микроэлементного состава, и хотя средние содержания большинства элементов близки к кларковым (табл. 95), можно выделить некоторые особенности почв основных типов и подтипов по данным показателям. Так, дерново-карбонатные почвы в гумусо-аккумулятивном (или пахотном) горизонте содержат марганца, стронция, ванадия, никеля меньше почвенного кларка (по А.П. Виноградову, 1957). Особенно в них выражен дефицит хрома, характерный вообще для всех изученных почв. Черноземы выщелоченные и обыкновенные обеднены стронцием, но обогащены медью и кобальтом. Близки к ним по содержанию микроэлементов лугово-черноземные почвы, в которых, однако, не отмечается недостатка стронция. Для всех типов почв как отмечалось выше, характерно пони-

Таблица 97

Микроэлементный состав основных источников формирования атмосферной пыли
в зоне КАТЭК ($\frac{\text{мг/кг}}{\text{мг/кг}}$), мг/кг

Объект	Титан	Марганец	Барий	Стронций	Хром
Верхние горизонты	2100	470	340	88	60
почв	8200	1300	790	600	190
Пыль вскрытых	4400	590	360	220	98
поряд	6300	1100	740	410	140
Угольная пыль	260	18	95	105	5,1
	300	100	110	140	26
Летучая зола ГРЭС	4000	750	1200	1520	15
	4200	2090	1500	2000	53

Объект	Ванний	Никель	Медь	Кобальт	Свинец
Верхние горизонты	68	21	13	7	10
почв	140	86	45	26	19
Пыль вскрытых	89	45	28	16	14
поряд	120	54	59	22	32
Угольная пыль	1,0	1,9	1,4	0,6	1,4
	19	11	4,1	10	2,3
Летучая зола ГРЭС	5	45	50	5	7
	63	98	70	38	24

женное содержание хрома, повышенное – свинца (за исключением лугово-болотных и аллювиально-луговых) и отчасти меди (кроме дерново-карбонатных, темно-серых лесных и почв аллювиального ряда).

В растителья рассматриваемой территории в настоящее время также не обнаруживается каких-либо заметных отклонений микроэлементного состава от средних значений, определенных В.В. Добровольским (1983) для растительности суши. За левая часть растений (табл. 96) имеет близкие к кларковым содержания большинства элементов, марганец и кобальт имеют пределы концентраций ниже кларка, а барий и стронций накапливаются здесь, что связано, в первую очередь, с карбонатностью пород и почв. Естественно, что при отмирании растений и их разложении относительно концентрации элементов в ветоши, подстилке и мертвых корнях увеличиваются, однако их запасы невелики и не оказывают заметного влияния на почвы.

Создание первой очереди КАТЭКа привело к усилению воздействия на состояние природной среды, в том числе и на поведение микроэлементов, техногенного фактора что выразилось, в первую очередь, в увеличении аэрального загрязнения почв. Большое значение для возможной трансформации химического состава почв могут иметь пылевые выпадения, основными источниками которых служат пыль с пашини грунтовых автодорог, угольного разреза и конвейера, выбросы ГРЭС. Изучение содержания микроэлементов показало, что все эти компоненты атмосферной пыли разной степени способствуют изменению сложившихся соотношений в составе почв. Как уже указывалось выше, в верхних горизонтах почв содержания микроэлементов близки к кларковым. Состав вскрышных пород разреза "Березовский-1" (табл. 97) также не имеет аномалий в содержании микроэлементов, лишь у меди и свинца заметно небольшое увеличение концентраций по сравнению с почвами. Угольная пыль содержит все изученные элементы в небольших количествах и не может обогащать ими почвы, окружающие разрез и конвейер. Высокие концентрации марганца, стронция, бария, меди и свинца в летучей золе ГРЭС могут, как это было показано разделе 3.2.5, заметно трансформировать микроэлементный состав почв. Пока ж

Таблица 98

Содержание микроэлементов в пыли из проб снега, восток восток 1991 г., в зоне КАТЭС, мкг/г

№ точки отбора и местоположение	Титан	Марганец	Ванний	Стронций	Хром
16. Дольна р. Береза, около пос. Дубинино	6250	1555	1980	1230	95
26. Дольна р. Кадат, около БГРЭС-1	5010	945	632	427	92
27. Поле, западный борт разреза	5145	1410	1146	945	96
28. Дольна р. Урноп, около села Никольское	5000	1615	790	1320	87
30. Поле, около села Никольское	5950	876	603	320	93
36. Лес, около р. Росляка	6000	902	1270	459	94
37. Дольна ручья Березовый, около села Родники	6030	1100	620	214	82
38. Урочище Сухой лог	4965	874	731	745	80
Пыль фоновых районов (по Н.Ф. Глазовскому, В.П. Учайтову, 1981; Геохимия... 1990)	7000-12000	520-1200	-	-	52-130

№ точки отбора и местоположение	Ванний	Никель	Медь	Кобальт	Свинец
16. Дольна р. Береза, около пос. Дубинино	133	75	95	33	52
26. Дольна р. Кадат, около БГРЭС-1	109	63	69	17	-
27. Поле, западный борт разреза	89	59	82	17	54
28. Дольна р. Урноп, около села Никольское	84	46	93	16	46
30. Поле, около села Никольское	100	55	49	18	44
36. Лес, около р. Росляка	120	57	52	17	41
37. Дольна ручья Березовый, около села Родники	103	60	50	16	25
38. Урочище Сухой лог	64	56	125	13	42
Пыль фоновых районов (по Н.Ф. Глазовскому, В.П. Учайтову, 1981; Геохимия... 1990)	48-142	57-170	100-220	12-25	90-190

Березовская ГРЭС-2 не вышла на полную мощность и масштабы влияния ее на формирование атмосферной пыли крайне незначительны, в связи с чем атмосферные пылевые выпадения близки по составу к пылевой фракции верхних горизонтов почв (табл. 98). Практически все элементы в пыли из проб снега, взятых перед началом строительства, присутствуют в количествах, не выходящих за пределы значения для пыли фоновых районов (Глазовский, Учайтов, 1981; Геохимия... 1990), хотя разброс показателей по территории выражен достаточно отчетливо. Максимумы выпадения пыли в целом и большинства содержащихся в ней микроэлементов приурочены к столбному разрезу, строительной площадке ГРЭС в г. Шарыпово.

Наиболее заметны эти отклонения от фона на территории, прилегающей к разрезу Березовский 1^а, которая по количеству выпадающей пыли подразделяется на 5 зон с градацией пылевой нагрузки от менее 0,5 до более 5 т/га в год (табл. 99).

Атмосферная пыль различных зон практически однородна по своему составу, и условия выпадения микроэлементов определяются в основном лишь количеством пыли. При нынешних масштабах технической нагрузки, учитывая близкий состав пылевых

Таблица 90

Годовое поступление техногенной пыли (т/га) и микроэлементов ($\frac{\text{микрогм}}{\text{миллионгм}}$, мг/га²) на возвышенность ледяного разреза "Барановский-1"

Зона	Пыль	Титан	Марганец	Барий	Стронций	Хром
1	>5	3000	700	350	100	100
		11500	2000	1100	500	250
2	2-5	1000	150	150	60	25
		2000	450	300	150	50
3	1-2	550	20	100	25	5
		900	150	120	50	15
4	0,5-1	150	20	15	10	3
		560	90	60	45	10
5	<0,5	65	10	10	5	2
		400	65	60	30	10

Зона	Пыль	Ванний	Никель	Медь	Кобальт	Сумма
1	>5	70	50	40	20	100
		200	100	100	30	425
2	2-5	20	10	10	5	60
		30	30	90	20	250
3	1-2	5	5	15	5	65
		20	20	30	20	130
4	0,5-1	2	2	1	0,5	1
		10	15	10	4	5
5	<0,5	2	1	0,5	0,5	0,5
		7	5	8	2	3

выпадениям к составу почв, трудно выявить заметные тенденции отклонения параметров вещества геосистем за пределы природных флуктуаций.

Расчеты приравноса элементов с осадками, сделанные также на основе снегосъемки, показывают, что изменения количества кальция, магния, натрия, железа, углерода, хлора и серы в почвах под техногенным воздействием вряд ли могут быть значительными, так как этот приравно не превышает фоновых значений. К тому же нейтральная реакция этих осадков не позволяет говорить об изменении условий среды. Тем не менее, результаты анализа снеговых вод показывают, что за последние 8-10 лет ежегодное поступление химических элементов с осадками несколько увеличилось. Так, если в 1981-83 гг. в лесу возле дер. Скворцово выпадало около 2 г/м² кальция в год (Снытко и др., 1987), то в 1991 г. этот показатель увеличился вдвое, что говорит об определенных изменениях в динамике вещества, однако по сравнению с окрестностями г. Назарово количество выпавшего кальция пока невелико.

Экологическое нормирование и прогноз техногенных нагрузок. Тенденции изменения показателей вещества геосистем, обнаруженные при анализе результатов площадного стационарного изучения его поведения и в эксперименте позволяют предположить, что при выходе объектов КАТЭКа на проектную мощность произойдут значительные подвижки в ходе природных процессов. По-видимому, в обозримом будущем главным источником загрязнения территории станет Березовская ГРЭС-1, вбо разрез и конвейер, как показано выше, несмотря на заметные количества производимой ими атмосферной пыли, не будут оказывать резкого воздействия на механизмы устойчивости природных образований ввиду совместности естественных и техногенных потоков вещества.

При существующих методах очистки газопылевых выбросов, которые вряд ли резко изменятся в ближайшие годы, на прилегающей к ГРЭС территории будут накапливаться оксиды и карбонаты щелочноземельных элементов, а также нерастворимые в воде вещества техногенного происхождения. Значительное количество техногенных соединений, сорбируемых снегом, будет переноситься в речную сеть. При попадании в почву этих соединений может произойти некоторое подщелачивание (на 0,5-1,0 единиц рН) верхних горизонтов (глубиной до 20 см), причем почвенный поглощающий комплекс полностью насытится кальцием, а магний будет накапливаться в основном в необменной форме. Высокая интенсивность процессов преобразования органической и минеральной массы в исследуемых геосистемах предполагает постепенное высвобождение ряда химических элементов из нерастворимого техногенного вещества и переход их в подвижные формы.

Легколетучие компоненты выбросов тепловых станций (такие, например, как германий, часть сернистых соединений) способны рассредоточиться через атмосферу на значительные площади без образования геохимических аномалий. При этом на общем фоне снижения геохимической контрастности геосистем и увеличения доли "техногенного" кальция в водно-выщелочных потоках ландшафтно-геохимические различия между геосистемами естественного развития и их антропогенными производными модификациями будут увеличиваться вследствие неравнозначности реакции геосистем "дублей" на однотипное техногенное возмущение (Снытко, Семенов, Мартынов, 1987).

Запыление поверхности почв геосистем, находящихся в зоне наибольшего влияния разреза в угольного транспортера, в реальном размере времени не приведет к их существенным изменениям при поступлении угольной пыли в пылевой фракции вскрышных пород до 4 т/га. В почвах будет отмечаться лишь небольшое уменьшение масштабов вертикальной миграции химических элементов, вытесняемое экранирующим действием угля, способного выступать в качестве сорбента.

В пределах исследуемой территории основным техногенным фактором развития геосистем будет химическое влияние веществ, содержащихся в пылевой фракции щелочной фракции дымовых выбросов ГРЭС, которые способны до некоторой степени нейтрализовать действие окислов серы и азота на выходе из труб станции. При этом следует учесть, что угли Березовского разреза малосернистые, в связи с чем большая часть легколетучих компонентов выбросов будет находиться в газовой фазе и через атмосферу способна воздействовать на человека и биоту.

Основное влияние на поведение вещества будут оказывать выпадения летучей золы, которые при достижении определенной кумулятивной дозы могут привести к заметному изменению состава почв и растительности (Семенов, Чернигова, Дубынина и др., 1991).

Использование стационарного изучения природных режимов миграции вещества геосистем, экспериментального моделирования и картографические методов позволило спрогнозировать годовое поступление золы ГРЭС в геосистемы района первоочередного формирования КАТЭКа, а также вероятные сроки непрерывного загрязнения последних, могущие привести к достижению критического и недопустимого уровней техногенных нагрузок.

К числу основных инструментов данной прогностической разработки относится составленная ранее схема микрорайонирования территории по способности почв к самоочищению и направлению потоков вещества (Мартынов, 1985; Человек и окружающая среда.... 1988). Для расчета техногенных нагрузок наряду с экспериментальными данными использовались опубликованные материалы по объектам-аналогам (Андреев, Копп, Скалкин, 1982; Волкова, Давыдова, 1987; Человек и окружающая... 1988). Анализ прогнозных данных по количеству техногенных веществ, выбрасываемых в атмосферу восемью энергоблоками одной ГРЭС, и их общая застра-

попытки с учетом фоновых наблюдений и эксперимента позволяют сделать следующие заключения.

Основная доля золы выбросов Березовской ГРЭС-1 будет оседать на территории радиусом 14–20 км от станции, в ареал распределения техногенных веществ будет иметь форму, близкую к эллипсу, вытянутому к северо-востоку от ГРЭС. В пределах этой территории площадью до 62 тыс. га возможно образование трех диффузных зон: 1) зона интенсивного поступления техногенной золы (до 1,7 т/га в год) с удаленностью от станции на 4–6 км; 2) зона умеренного поступления (до 1,2 т/га в год) с удаленностью на 10–12 км; 3) зона слабого поступления (до 0,5 т/га в год) с удаленностью на 14–20 км (Сытыко и др., 1986).

Расчеты показали, что вполне приемлемым следует считать варианты сжигания углей с зольностью от 7 до 12% с КПД золоочистки не ниже 96%. Перераспределение выпадающей при этом техногенной золы будет происходить в геосистемах в соответствии со сложившейся к настоящему времени ландшафтно-геохимической ситуацией.

Как уже отмечалось выше, большая часть снеговых талых вод, несущих как растворенные элементы, так и взвешенные частицы, перемещается в подчиненные формы рельефа. Часть их задерживается здесь на глеевых восстановительных сорбционных и седиментационных барьерах и способна переходить в инертные формы в часть поступает с временными и постоянными водотоками в гидрологическую сеть. Геосистемы хорошо дренированных поверхностей легкого гранулометрического состава и, следовательно, высокой водопроницаемости в меньшей степени будут аккумулировать продукты техногенеза. К ним относятся, в основном, различные природные образования речных долин. Однако, вследствие сложности и неоднородности строения пойм рек изучаемой территории, здесь также возможны значительные аккумуляции продуктов техногенеза в старичных депрессиях и кольцевых приболотных микрогеоценозах (Сытыко и др., 1986).

Ландшафтно-геохимические системы, занимающие пологие склоны, являются разнотипными по отношению к поверхностным и внутрипочвенным стокам и объединены в сочетания, характеризующиеся средней самоочищающей способностью. Растворенные и взвешенные вещества в этих условиях способны частично оседать и обриваться в гумусово-аккумулятивных горизонтах почв и на их поверхности. В отечественных ЛГС с высокой самоочищающей способностью наряду с активным сносом техногенного вещества в латеральном направлении, сложившимся местным уклоном отмечается радиальная миграция с перемещением водных растворов вглубь профиля почвы.

Преобладание на исследуемой территории дождевых осадков малой интенсивности практически полное их выветывание в верхних горизонтах почв предполагает относительно одинаковое поступление в геосистемы техногенных веществ, выпадающих с осадками. Количество вновь поступающих веществ зависит от удаленности тех или иных геосистем от источника техногенных потоков и преобладающего их направления, которое определяется целым рядом метеорологических параметров (Природа и ландшафт..., 1983).

При этом предел допустимых техногенных нагрузок на геосистемы будет достигнут в зависимости от зольности сжигаемых углей и степени самоочищения почвы различных групп фаций через различные сроки непрерывного воздействия (табл. 100).

Даже при низком содержании серы в сжигаемых углях (0,19–0,3%), свыше 40% сероусловного содержания будет выбрасываться в атмосферу и участвовать в дальнейшем переносе. Сернистые осадки, поступающие с атмосферными осадками на территорию в ГРЭС территории, будут нейтрализовываться на поверхности почвы при взаимодействии с сильнокислотной золой выбросов.

Это обстоятельство необходимо учитывать при установке золоочистительных устройств с КПД 96% и выше, так как в этом случае возрастает опасность (табл. 100).

Таблица 100

Годовое поступление дичьей золь ГРЭС в геосистемы I, II (га) и в различные сроки достижения критического (II, лет) и вodonустичного (III, лет) уровней техногенной нагрузки

(Удельная скорость самоочищения ЛГС (по А.В. Мартынову, 1985))	Доля зольных соединений углей %					
	7			12		
	I	II	III	I	II	III
Высокая	0,47	102-136	383-425	0,79	61-81	228-253
Средняя	0,99	48-65	182-202	1,66	29-36	108-120
Низкая с умеренной аккумуляцией	1,48	32-43	121-135	2,33	21-27	77-86
Низкая с активной аккумуляцией и консолидацией	1,55	31-41	116-129	2,47	19-26	73-81

загрязнения окружающей территории окислами серы и возникает необходимость более полного улавливания дымовых газов.

Сильное негативное воздействие ГРЭС на продуктивность геосистем скажется уже в ближайшие десятилетия, в основном, в зоне интенсивного поступления, где необходим специальный подбор древесных пород и видов травянистой растительности, устойчивых к загрязнению. Продуктивность фитомассы будет здесь ниже фоновой на 50-60% уже через 20-30 лет работы ГРЭС.

В остальных зонах на первоначальном этапе работы ГРЭС следует ожидать повышения продуктивности как геосистем спонтанного развития, так и их антропогенных модификаций на 40-50%, особенно в алачские годы. В дальнейшем при накоплении техногенного вещества в почвах преимущественно пониженных форм рельефа до критического уровня, продуктивность низинных являково-осиново-березовых заболоченных и болотных торфяно-осоковых фаций постепенно уменьшится до прежнего фоновой уровня, а в засушливые годы будет существенно снижаться. В равнинных и пологосклоновых луговых и степных комплексах продуктивность биомассы возрастает на 20-30% и будет оставаться на протяжении всего периода прогноза достаточно высокой, если не возрастут другие хозяйственные нагрузки (бесконтрольный выпас, сеношение, рекреация).

В связи с изменением величины годового стока рек и их температурного режима следует ожидать изменения видового состава травостоев, структуры фитомассы и сроков наступления фенофаз в долиновых группах фаций. Особенно это касается пойменных лугов, наиболее продуктивных и ценных в хозяйственном отношении. Предполагается увеличение продолжительности вегетационного периода на 15-20 дней, в видовом составе произойдет замещение его ксерофитизация, уменьшится доля наземной мортмассы. При оптимальном сенокосном использовании пойменных лугов их годичная продуктивность может возрасти по сравнению с действующей на 7-10 т/га, причем в надземной части прирост превысит 6 т/га в год абсолютно сухой массы или 1 т/га сена.

Таким образом, рассмотренный выше подход к экологическому нормированию в совокупности с картографической экстраполяцией его результатов даст возможность прогнозировать пространственно-временные изменения окислительной геосистем для обоснования норм природопользования.

политика разрабатывается соответствующее региональное природоохранительных законодательство – система нормативных подзаконных актов, издаваемых органами местного самоуправления и местной администрации для регулирования отношений в сфере охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов в пределах конкретной административно-территориальной единицы – края, области, района, города, а также нормативных подзаконных актов, издаваемых как федеральными, так и местными органами власти и управления специально для регулирования тех или иных конкретных вопросов в конкретном регионе. Действительность, связанная с правовым регулированием, должна учитывать реально существующую социально-экономическую ситуацию в регионе. Здесь также должна быть определена ответственность за нарушение регионального природоохранительного законодательства.

В рамках "Социального регулирования" объединяются мероприятия в средствах способствующие развитию принципов экологической этики, внедрению их в массовое сознание и изменению в конечном итоге образа жизни во всех его проявлениях (включая и производственную деятельность). В задачи социального регулирования входит экологическое образование и воспитание, развитие регионального институционального потенциала в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов, формирование общественного мнения, информационное обеспечение в области регулирования качества окружающей среды. Проведение общественных экологических экспертиз, развитие общественного экологического контроля также являются эффективными социальными регуляторами. Специализированные организации и центры, осуществляющие информационное обслуживание в области оценки воздействия на окружающую среду должны формировать общедоступные банки данных об имеющихся в области производствах, включая и экологические паспорта, характеристики источников воздействия на окружающую среду и отходов, потенциальные опасности в экстремальных ситуациях; о токсических экологических характеристиках химических веществ и материалов; о допустимых нормах содержания загрязняющих веществ, в том числе в продуктах питания; о состоянии здоровья населения, воздушного бассейна, природных водоемов, почв, растительного и животного мира региона; об экологических авариях, профессиональных рисках и несчастных случаях и др.

Под "контролем за источниками" загрязнения атмосферы и гидросферы, а также промышленными, сельскохозяйственными и коммунальными отходами понимается совокупность технических, технологических средств и организационных мероприятий, при водящих к уменьшению воздействия на окружающую среду. В первую очередь, здесь рассматриваются системы мероприятий по предотвращению образования, уменьшению объемов и степени опасности вновь образующихся отходов (например, замкнутые производственные циклы, комплексное использование сырьевых и энергетических ресурсов, использование вторичных материальных и энергетических ресурсов и т.п.) Далее выделяются системы очистки отходящих газов и сточных вод, переработка и использование отходов (в том числе образующихся при очистке отходящих газов и сточных вод), обезвреживание и экологически безопасное задержание неиспользуемых отходов, мероприятия по консервации и ликвидации существующих свалок и мест неорганизованного хранения отходов. Для обеспечения контроля за источниками загрязнения окружающей среды и отходов также необходим ряд специальных организационных мероприятий, включая краткосрочное и перспективное планирование, установление эффективных величин временно согласованных выбросов и сбросов, создание системы ограничений или полного исключения использования особо опасных веществ (таких как Hg, Cd, Asбест, Ni, Cu, пестициды, ПХБ, хлорорганика и т.д.) проведение комплекса специальных мероприятий в период неблагоприятных метеорологических и гидрологических условий и т.п.

Блок "Мониторинг источников воздействия на окружающую среду и отходов" включает в себя систему оценки воздействия на окружающую среду - ОВОС

Ключевым вопросом организации и развития регулирования качества окружающей среды на региональном уровне является организация системы наблюдений, оценки и прогнозирования источников воздействия и отходов, способной предоставлять достоверную и достоверную информацию для этих целей. Мониторинг источников воздействия и отходов не следует рассматривать как принципиально новую информационную систему — эта система должна развиваться как часть экологического мониторинга состояния окружающей среды и опираться на опыт и данные уже существующих служб, наряду с введением некоторых дополнительных элементов. Мониторинг источников и отходов осуществляется наблюдением за источниками и факторами воздействия, включая места хранения (захоронения) отходов как потенциальных источников загрязнения окружающей среды, производит оценку воздействия отдельных источников (факторов) и отходов на окружающую среду. Это осуществляется, например, путем установления критериев качества окружающей среды в зоне влияния источников и связанных с ними нормативов предельно допустимых или временно согласованных выбросов и сбросов (ПДВ, ПДС, ВСВ, ВСС) и др. для каждого источника и для каждой примеси в этом источнике, определения приоритетности факторов и источников воздействия, оценки ущерба, характера и степени опасности источников (факторов) воздействия и отходов. Также в задачи этого вида мониторинга входят прогнозирование воздействия источников и отходов на окружающую среду по различным сценариям с учетом экономических, социальных и экологических последствий возможного воздействия или его предотвращения, изменения состояния окружающей среды в регионе, изменения источников и отходов, изменения критериев качества окружающей среды и т.д.

Создание и развитие многоцелевой информационно-аналитической (экспертной) системы мониторинга источников воздействия и отходов является связующим звеном для всех блоков системы регулирования качества окружающей среды. Взаимосвязь мониторинга источников и отходов с контролем отходов, источников загрязнения атмосферы и гидросферы, использованием природных ресурсов основывается на решении оптимизационных задач и определении приоритетов при планировании региональной деятельности в области управления отходами и источниками воздействия, а также на разработке вариантов прогноза воздействия с учетом планируемой деятельности.

Роль экологического и эколого-экономического нормирования и его место в рассматриваемой системе регулирования антропогенного воздействия на окружающую среду во многом являются определяющими. Регулирование качества окружающей среды должно опираться на определение экологически допустимого воздействия, выработка норм воздействия в каждом регионе и в каждой точке среды, например, норм предельно-допустимых концентраций и предельно-допустимых нагрузок. Затем должны разрабатываться критерии, направленные на ограничение отдельных источников и факторов воздействия, например, величины ПДВ и ПДС загрязняющих веществ для каждого из приоритетных источников. Разработанные подобным образом нормативы ПДВ и ПДС, как правило, не могут служить основой для управления воздействием для большинства регионов в сложившихся условиях, так как их достижение требует слишком больших экономических затрат и времени. Реальное управление должно основываться на системе региональных критериев, выработанных с учетом конкретной социально-экономической ситуации и имеющихся возможностей их достижения в планируемые сроки (вторжение в природную среду, 1983). Таким образом, для целей непосредственного регулирования воздействия на окружающую среду определенных источников или отходов (при их хранении, транспортировке, обезвреживании или использовании) необходима разработка специализированной региональной системы эколого-экономических критериев качества окружающей среды (региональное эколого-экономическое нормирование).

Для обеспечения эффективности разрабатываемых критериев качества окружающей среды каждый норматив перед включением в региональное законодательство

должен пройти экспертизу и проверку с использованием системы мониторинга источников и отходов, например, путем разработки сценариев прогноза воздействия во следующей схеме:

1. Предлагаемый норматив включается в сценарий прогноза изменения воздействия на окружающую среду при переходе к этому нормативу; сценарий прогноза при этом разрабатывается с учетом необходимых мероприятий, материальных затрат, времени реализации, требующихся для достижения норматива, применительно к конкретным источникам и отходам.

2. В случае, если норматив удовлетворяет условиям и требованиям использования в регионе, его предлагают для включения в региональное законодательство.

3. Включенный в законодательство норматив внедряется в системы экономического и социального регулирования, а затем используется в конкретных технических, технологических и организационных средствах контроля.

4. Результаты использования норматива в виде информации об измененных источниках и отходах поступают в систему мониторинга, где оценивается эффективность введения норматива; окончательная оценка эффективности экологических и эколого-экономических критериев качества окружающей среды, а также всей системы управления воздействием на окружающую среду производится на основе данных экологического мониторинга.

При разработке эколого-экономических нормативов качества окружающей среды необходимо соблюдение определенной последовательности, в том числе отражающей приоритетность в их установлении и достижении. Так, все нормируемые в регионе загрязняющие окружающую среду вещества и другие факторы воздействия условно можно разделить на четыре группы:

1. Особо опасные вещества (факторы), по отношению к которым необходимо в первую очередь проводить адекватные мероприятия по стабилизации и снижению воздействия на окружающую среду (например, Hg, As, Cd, Pb, Be, Cr(VI), радионуклиды, ПХБ, биоциды, асбест и т.д.). В этом случае критерий качества окружающей среды (К) вынужденно устанавливается намного меньше реальной концентрации вещества, наблюдаемой в окружающей среде (С); чрезвычайная (критическая) экологическая ситуация: $K << C$.

2. Вещества (факторы), по отношению к которым необходимо в обязательном порядке планировать мероприятия по ограничению и снижению воздействия; неблагоприятная ситуация: $K < C$.

3. Вещества (факторы), по отношению к которым мероприятия по ограничению и снижению воздействия проводятся по мере необходимости при наличии соответствующих возможностей после групп 1 и 2; ограниченно благоприятная ситуация: $K = C$.

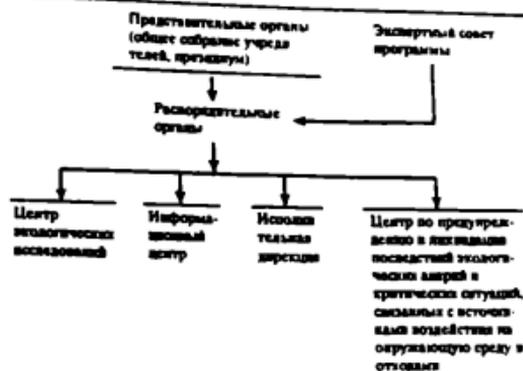
4. Вещества (факторы), по отношению к которым мероприятия по ограничению и снижению воздействия не планируются; благоприятная ситуация: $K > C$.

Приоритетность факторов и источников (с учетом экономических ограничений) главным образом и обуславливает срочность проведения мероприятий по предотвращению воздействия на окружающую среду. Такие мероприятия, как оптимальное распределение возможных источников воздействия в пространстве и во времени, технические и технологические меры по ограничению воздействий и др. могут быть разработаны и эффективно использованы только при совместных действиях эколого-экономического нормирования и всех элементов системы управления качеством окружающей среды, в первую очередь, мониторинга источников и отходов, а также правового, экономического и социального механизмов регулирования.

При разработке нормативов необходимо заранее учитывать ограниченность времени и имеющихся средств для решения подобных задач. В связи с этим желательно максимально использовать уже действующие как в нашей стране, так и в зарубежной практике нормативы. Особое внимание следует обратить на время осреднения при разработке и использовании нормативов. Так, в нашей стране оценка ПДВ, ПДС

Таблица 102

Схема организации региональной экологической программы



(ВСВ, ВСС) проводится на основании максимальных разовых величин предельно допустимых концентраций и других параметров (мощности источников, объемные скорости, расходы). Оценка же экономического ущерба, платежей основывается на среднегодовых величинах концентраций и других параметров. Таким образом, различное время усреднения определяет два принципиально разных типа критериев и нормативов. Наряду с критериями качества окружающей среды и нормативами, разработанными для индивидуальных веществ (факторов), необходима разработка комплексных величин, учитывающих комбинированное и сочетанное действие загрязняющих веществ и других факторов. В ряде случаев может быть оправданным и введение специальных (местных) критериев в районе действия группы источников или даже отдельного источника. Для каждого источника (группы источников) нормативы здесь устанавливаются индивидуально в зависимости от расположения источников по отношению к жилым районам, сочетания выбросов загрязняющих веществ от рассматриваемых источников загрязнения с выбросами от других источников, влияния условий рассеяния загрязняющих веществ в конкретном географическом районе, температуры окружающего воздуха, рельефа местности и др. (Международная монография, 1985).

Одним из основных условий, обеспечивающих эффективность систем регулирования качества окружающей среды является создание региональной инфраструктуры, координирующей и стимулирующей разнообразную деятельность в этом направлении. Ее формой, например, могут быть региональные экологические программы или фонды, выступающие в качестве общественных экологических объединений. Как один из вариантов предлагается следующая схема организации региональной экологической программы (табл. 102).

Главная цель подобных общественных экологических объединений (региональных экологических программ) должна заключаться в стабилизации и последующем уменьшении негативного антропогенного воздействия на окружающую среду одновременно с социально-экономическим развитием региона. В качестве важнейших задач можно выделить такие, как:

- подготовка предложений по созданию и развитию экономического, юридического и социального механизмов, обеспечивающих деятельность по регулированию антропогенного воздействия в регионе;

- разработка основ и создание специальной региональной системы, обеспечивающей предупреждение образования, уменьшение объемов и степени опасности загрязняющих веществ и отходов;
- определение приоритетов и направлений работ в регулировании отдельных отходов, факторов и источников;
- координация работ (в том числе на федеральном и международном уровнях) объединение усилий и средств и их концентрация на наиболее приоритетных направлениях;
- развитие целенаправленного сотрудничества и получение обоснованной информационной, методической, технической и экономической помощи от зарубежных правительственных и правительственных организаций, а также отдельных фирм.

"Центр экологических исследований" осуществляет развитие научно-исследовательского и инженерного потенциала в области регулирования антропогенного воздействия на окружающую среду; организацию и развитие систем экологического мониторинга и мониторинга источников воздействия на окружающую среду и отходов (включая места хранения и захоронения отходов); разработку предложений по региональным экологическим и эколого-экономическим нормативам качества окружающей среды; организацию и участие в работе технических и экологических экспертиз; сертификацию отходов и мест их хранения, токсикологические исследования продукции, полученной с использованием или на основе отходов и т.п.

Деятельность "Информационного центра" сосредотачивается на развитии работ по социальному регулированию антропогенного воздействия на окружающую среду, включая подготовку и распространение информации о деятельности в рамках экологической программы; развитие экологического образования и воспитания; формирование общественного мнения; издательскую деятельность; организацию и развитие общественной экологической экспертизы и общественного экологического контроля в регионе и т.п.

"Исполнительная дирекция" программы занимается разработкой и реализацией конкретных предложений по управлению источниками воздействия на окружающую среду и отходами; созданию и эксплуатации в рамках экологической программы специализированных предприятий по контролю источников и отходов; организацией и финансированием научно-исследовательских и проектных работ; коммерциализацией и маркетингом, разрабатываемых в рамках экологической программы методик, проектов, технологий, материалов, оборудования; организацией семинаров, выставок, рекламы, консультационной деятельности, повышения квалификации и переподготовки специалистов.

Подводя итоги рассмотрению проблемы экологического и эколого-экономического нормирования в региональной структуре, регулирование антропогенного воздействия на окружающую среду, следует еще раз подчеркнуть, что эффективное управление воздействием возможно лишь при условии координации действий, с учетом региональных особенностей (включая геофизические, экологические, экономические, социальные и др.). Роль нормирования при этом как одного из основных направлений работ в системе экологического мониторинга (экологическое нормирование) и мониторинга источников воздействия и отходов (эколого-экономическое нормирование) во многом является ключевой. Система мониторинга позволяет не только разрабатывать предложения по региональным нормативам, но также проводить их экспертизу анализируя различные варианты прогнозов использования того или иного норматива с учетом сроков, возможностей и средств, имеющихся для его достижения.

Ведущее значение нормирования определяется также необходимостью разработки и выбора критериев для определения приоритетности отходов, факторов воздействия или отдельных их источников, включенных в мониторинг источников и отходов. Учитывая то, что изначально количество факторов и источников воздействия на окружающую среду огромно, выбор из них приоритетных с использованием обобщенных

анного набора критериев, в том числе обобщенных, является одной из наиболее актуальных проблем регулирования воздействия.

Необходимо подчеркнуть, что обособленная от экологического и экономического нормирования система регулирования состояния окружающей среды не является достаточно гибкой и не в состоянии быстро реагировать на происходящие изменения социально-экономической ситуации в регионах и учитывать их разнообразные нормы качества окружающей среды будет способствовать развитию экономических, юридических и социальных механизмов управления воздействием и созданию условий для устойчивого развития на региональном, в последствии и федеральном уровне.

4.7. ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ЛАНДШАФТЫ

Восстановление и сохранение природных свойств естественных и антропогенных ландшафтов в большинстве районов Центральной России невозможно без нормирования хозяйственной и, в частности, сельскохозяйственной нагрузки. Применение средств химизации в земледелии и интенсивных технологий в животноводстве изменяет большинство компонентов природной среды. При этом воздействие затрагивает как природную, так и социальную сферы. Хозяйственная деятельность изменяет не только природные ландшафты, загрязняя воду и другие их компоненты, но и через загрязнение воды, воздуха, продуктов питания влияет на здоровье и нормальную жизнедеятельность людей. Решения острых проблем охраны окружающей среды в нашей стране в большинстве случаев ориентируются на меры по сокращению имеющихся воздействий, уменьшение и рассеивание загрязнений, ввод новых очистных систем, рекультивацию и т.д. что объясняется, главным образом, нехваткой материальных ресурсов. Вместе с тем, это идет вразрез с глобальной экологической политикой и, как следствие, приводит к объективным трудностям и экономическим потерям. Радикальной мерой является презентивный подход, переход к стратегии экологически обоснованного устойчивого развития экономики и общества, учитывающего как общепланетные, так и национальные интересы. Оценка хозяйственной нагрузки является составной частью осуществления программы устойчивого развития, обеспечивающего выпуск "чистой" продукции, получение которой не влечет за собой разрушение и деградацию здоровья человека и природных систем. На стадии проектирования производства ее функции состоят в предотвращении будущих отрицательных воздействий, а на стадии сложившегося хозяйства эти функции дополняются минимизацией и ликвидацией его негативных последствий. При этом очередность природоохранных мер должна определяться сложившимся состоянием природных комплексов.

4.7.1 ОПРЕДЕЛЕНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ НАГРУЗКИ КЛАССИФИКАЦИЯ ФАКТОРОВ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Общепринятого определения хозяйственной или антропогенной нагрузки пока не существует. Ю.А. Израэль рассматривает ее как "комплекс антропогенных факторов, влияющих на состояние биосферы, на здоровье населения", подчеркивая, что он исключает чужеродное разнообразие (Израэль, 1984). Это и загрязнение природных сред различными веществами, и физическое (в том числе механическое) воздействие, нарушение естественного покрова, и изъятие возобновляемых и невозобновляемых ресурсов, и др.

В данной статье мы будем употреблять термины нагрузка и воздействие как синонимы, имея в виду, что между ними есть и тесная взаимосвязь, и различия. Например, концентрация какого-либо токсичного вещества в организме животного, с одной стороны, является фактором внутреннего воздействия на организм, с другой эту концентрацию можно принять и считать, характеризующую нагрузку на организм.

организм. Внешнее поле концентраций является лишь фактором воздействия, а не нагрузкой, последняя будет зависеть от времени пребывания организма в загрязненной среде, путей поступления загрязнителей и т.п. Для используемых нами временны́х, среднегодовых характеристик и регионального масштаба последования можно считать понятия "нагрузки" и "воздействие" тождественными.

Следствием антропогенного воздействия является загрязнение, "ухудшение" качества ландшафтов. По определению А.М. Рябчикова и Ю.Г. Ермакова (1978) загрязнение – это "совокупность процессов в геосистемах при изменении в них нормального фона концентрация веществ в соединениях, т.е. такое их поступление, при котором превышаются пороговые концентрации, а, следовательно, и емкость геосистемы".

Основным вопросом в оценке состояния ландшафтов, управления качеством его природных компонентов является определение допустимых нагрузок. В самом широком смысле под допустимым антропогенным воздействием на природную среду следует понимать "...воздействие, складывающееся из отдельных однородных и разнородных воздействий, которое не влияет на ее качество или изменяет его в допустимых пределах, т.е. не разрушает существующую экосистему и не вызывает неблагоприятных последствий у важнейших популяций и, конечно, в первую очередь, у человека" (Израэль, 1984).

Понятие "допустимых воздействий и нагрузок" является сложным и неоднозначным. Оно зависит от того, какие пределы можно считать допустимыми, какими целями задается человек при сознательном или непреднамеренном воздействии на ландшафт.

Для перехода к количественному определению допустимого воздействия необходимо знать начальное или нормальное состояние природных компонентов ландшафта, что достаточно трудно сделать в староосвоенных районах.

В нашем понимании хозяйственное или антропогенное воздействие представляет собой совокупность факторов хозяйственной деятельности, вызывающих негативные изменения в природных компонентах ландшафта. Оно включает в себя:

1) использование природных компонентов ландшафта (изъятие, трансформация и нарушение земель в процессе хозяйственной деятельности, добычу полезных ископаемых, использование вод и т.д.);

2) поступление отходов хозяйственной деятельности в ландшафты (выбросы вредных веществ в воздух промышленными, коммунально-бытовыми, сельскохозяйственными предприятиями и транспортом; сбросы сточных вод в водоемы, твердые отходы от различных источников и т.д.).

Оценка интенсивности воздействия должна опираться на классификацию антропогенных факторов, которые имеют свою специфику, не менее сложную, чем природные комплексы. Здесь та же разномасштабность, разнообразность, многокомпонентность объекта наблюдений и оценки, то же отсутствие объективных критериев и интегральных показателей состояния и изменения. Не все классификации антропогенных факторов отвечают задачам экологического нормирования и оценки хозяйственной нагрузки. Так, А.Ю. Ретюм (Природа, техника... 1978) все воздействия на среду делит на механические, физико-химические, термические, шумовые и световые. Это очень упрощенное подразделение, поскольку оно не учитывает, например, в группе химических воздействий, классы химических соединений. В одной и тех же физико-географических условиях влияние, допустим, нитратов и хлорорганических пестицидов на биотический компонент ландшафтов достаточно различно, так как различна трансформация и миграция этих соединений.

Более детальной является классификация производств по их отношению к природной среде Н.Л. Чепурко (1978). Она построена на учете характера и степени использования различных компонентов природной среды, но не достаточно учитывает другую сторону производственной деятельности – выведение отходов в природную среду.

При классификации составляющих антропогенных нагрузок необходимо учитывать вероятность их деструкционной активности. Опирались на методику М.А. Глазковский

(1972), Н.П. Солнцева (1982) предлагает выделять воздействия: а) геохимически активные и геохимически инертные, б) периодические и постоянные, в) обладающие и не обладающие кумулятивным эффектом, г) имеющие порог трансформации выше и ниже местного. В качестве показателей возможной интенсивности нагрузки она называет: 1) кларки элементов, отражающие их природную распространенность и косвенно возможную адаптированность к ним организмов; 2) кларки концентраций элементов, гисинных потоках относительно его природной распространенности. К особой группе относятся вещества, незначительные в природной обстановке, – результат промышленного синтеза, попадающие в природные ландшафты по своему прямому назначению или в виде отходов.

В целом, в основу классификации антропогенных факторов для оценивания уровня нагрузки следует положить технологические процессы. Выбор факторов и показателей воздействия должен базироваться не на выделении традиционных отраслей или типов хозяйствования, а на типологии производств по общности использования природных ресурсов, трансформации вещества природы и вывода отходов, в том числе их качественного состава.

Индикатором хозяйственного воздействия на ландшафт являются положительные или отрицательные последствия, вызванные этим воздействием. Именно последствия для природной среды и для здоровья человека и его хозяйственной деятельности являются окончательным результатом процесса оценки.

Оценка непосредственно антропогенных факторов представляет собой первый этап определения хозяйственной нагрузки. При этом она должна строиться таким образом, чтобы на заключительной стадии характеризовать суммарное или интегральное воздействие, поскольку реальные последствия обусловлены именно общим воздействием, суммарным как по содержанию, так и по времени действия. В настоящее время более детально разработаны дифференцированные оценки для различных отраслей, вместе с тем, рядом авторов предлагаются и принципы построения интегральных оценок. Так, по мнению П.Я. Бакланова и Н.Г. Степанько (1981) имеются три подхода к построению интегральных оценок воздействия на природную среду:

1. Классификационно-картографический – классификация видов производств по типам их воздействия на среду в ответных реакциях самой среды, формам ее нарушения, районирование с учетом естественных ландшафтных особенностей территории и картографирование, как заключительная стадия.

2. Социально-экономический – оценка и выделение типов природной среды с точки зрения нормальных условий жизнедеятельности человека.

3. Экономический – сведение всех разнообразных воздействий на природную среду к единой экономической форме.

Мы в своей работе по оценке сельскохозяйственного воздействия использовали первый подход. Концепция комплексной оценки воздействия на природную среду может стать одним из основных факторов повышения экономической эффективности производства. Она предполагает переход от последовательного ограничения отрицательного воздействия хозяйственной деятельности к оценке воздействия на стадии его планирования и проектирования. Этот метод известен как Environmental Impact Assessment (EIA) (Вторжение в природную... 1983. Perspectives... 1987) Целью оценки является сбалансированности требований экономического роста и обеспечении сохранности среды. Общепринятого метода оценки воздействия на среду нет. Все применяемые в настоящее время методы можно разделить на 7 категорий:

1. Контрольные списки – перечни природных процессов и индикаторов воздействия на них для предсказания возможных последствий. Такие перечни различного вида присутствуют почти во всех методах оценки воздействия на природную среду.

2. Матрицы – сочетание перечня действий человека и индикаторов последствий. Они представляют собой качественную информацию. Примером является матрица Леопольда.

3. Сетевые графики – использование графиков, показывающих соотношение между показателями, характеризующими ландшафт. Они широко используются в методе Бателле для количественного анализа загрязнения различных сред.

4. Совмещенный анализ карт. Используется серия прозрачных карт, которые уже при совмещении дают совмещенную оценку воздействия на среду. Карты делаются для каждого фактора, причем, количество карт приблизительно равно 10. Этот метод был впервые предложен доктором Яном Мак Харгом из Пенсильванского университета.

5. Диаграммы потоков. Используются для определения взаимосвязей по типу процесс–последствие. Они лучше всего подходят для оценок отдельных проектов, но для регионального масштаба исследований себя не оправдывают.

6. Методы численного моделирования – количественные модели воздействия на ландшафт. Основной их недостаток – невозможность выявления эффектов второго и более высоких порядков.

7. Имитационное моделирование – применение динамических моделей в прогнозировании влияния и изменений в природных системах. При внедрении моделей в процессе планирования, аспекты, связанные с охраной природных систем, могут учитываться на всех стадиях планирования; концентрация внимания на наиболее значительных проблемах упрощает сбор необходимой информации и сокращает срок выполнения расчетов, устраняет вероятность появления сомнительных или противоречивых экологических прогнозов. Однако эти модели часто охватывают лишь узкий круг вопросов, например, исследуется всего один экологический фактор.

Предложенная нами методика оценки хозяйственных воздействий базируется на сочетании большинства из перечисленных методов, за исключением имитационного моделирования, а также включает типологию воздействий и районирование по заданным критериям (Ратанова, Сороковникова, 1988; Сороковникова, 1992).

Важным этапом экологического нормирования хозяйственной нагрузки является выбор оценочных показателей. Задача состоит в выявлении среди множества параметров, характеризующих воздействие населения и хозяйства, принципиально значимых с точки зрения влияния на ландшафтный комплекс и управления его качественным и количественным состоянием. При этом обязательным является территориальный анализ значений выбранных показателей в различных природных условиях, в зависимости от устойчивости природных систем.

Наиболее детально разработаны системы параметров влияния отдельных видов хозяйственной деятельности на ландшафты (Дербинова, Сороковникова, 1983; Оценка влияния хозяйства..., 1985; Нефедова, 1990 и др.). Имеются оценки обратного влияния измененной природной среды на хозяйство и население, т.е. последствий антропогенной нагрузки. Примером таких оценок служат показатели различных видов экономического ущерба и затрат, которые учитываются пока ограниченное число негативных последствий. Недостатком имеющихся работ можно назвать отсутствие при анализе всего комплекса параметров и в том числе интегральных или суммарных оценок, которые наиболее точно отражают всю многогранность воздействий и последствий. Как показано на большом экспериментальном материале, эффективным инструментом для получения интегральных оценок является факторный анализ (Ратанова, Сороковникова, 1988). В общем виде для оценки хозяйственной нагрузки можно предложить следующие группы показателей, характеризующих:

- 1) изменение территории ландшафтов в процессе хозяйственной деятельности;
- 2) поступление всех видов отходов в природные комплексы;
- 3) наличие или внедрение безотходных и малотходных технологий;
- 4) реализацию самоочищающей способности природных систем, интенсивность биологического поглощения;
- 5) адаптивные физиологические возможности человека;
- 6) наличие всех видов экономического и социального ущерба от нарушения экологического и территориального комплексов ландшафта;

7) необходимые затраты на природоохранные мероприятия.

Полная оценка должна включать не только экологические, хозяйственные и социальные воздействия, но и долговременные вторичные эффекты как результат их взаимодействия. Она обязательно предполагает комплексный подход с учетом эффектов суммации, аккумуляции, последующих цепных реакций, поскольку определение нагрузок отдельно на природные, экономические и социальные системы не позволяет обнаруживать полный размах эффектов взаимодействия.

4.7.2. СУММАРНАЯ ОЦЕНКА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ В МОСКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Исходя из общих методических принципов, разработанных для определения антропогенной нагрузки в региональном масштабе (Ратанова, Сороковникова, 1988; Сороковникова, 1992), мы проанализировали сельскохозяйственное воздействие на природные и агроландшафты Московской области. Оно исследовалось в двух аспектах: по степени сельскохозяйственного изменения территории и по поступлению в ландшафты продуктов сельского хозяйства и продуктов жизнедеятельности сельского населения.

Первое оценивалось через показатели: 1) доли сельскохозяйственных угодий, 2) распаханности территории, 3) обезлесенности (показатель, обратный лесистости), 4) доли орошаемых и 5) осушенных земель.

Второе направление характеризовалось параметрами: 6) плотности сельского населения, 7) внесения минеральных и 8) органических удобрений, 9) плотности животноводческих отходов (учитывались отходы всех имеющихся видов скота).

В качестве наименьшей единицы районирования выбран административный район области. Районы в процессе работы соотносились с соответствующими природными ландшафтами, которые в одних случаях были соизмеримы по площади с административными районами, а в других – административный район включал в себя несколько ландшафтов, за редким исключением, границы их при этом не совпадали.

Показатели оценивались в баллах по 5-ти балльной шкале. Первоначально была выполнена оценка уровня воздействия по каждому из названных направлений, для первого – как среднестатистическая, для второго – как средневзвешенная, с соответствующими коэффициентами. По результатам составлены картограммы. Затем, в виде средневзвешенной была подсчитана суммарная сельскохозяйственная нагрузка. Весовые коэффициенты выбирались на основе экспертных оценок, литературных и справочных данных о сравнительно различном вкладе отдельных показателей в общее воздействие.

Наибольшую для Московской области негативную интегральную нагрузку испытывают природные и агроландшафты в центральной, южной и юго-восточной частях области (рис. 33). Это – большинство ландшафтов Москворецко-Окской, Приокской и Среднерусской физико-географических провинций; отдельные ландшафты Смоленско-Московской и Мещерской провинций (вблизи Москвы). Относительно слабое воздействие в некоторых северных и западных районах.

Территории с максимальной суммарной сельскохозяйственной нагрузкой находятся в особо неблагоприятной экологической ситуации, поскольку здесь, как правило, сосредоточена и основная часть промышленной нагрузки. Проведенными биогeoхимическими исследованиями для этих районов установлена высокая вероятность загрязнения поверхностных и подземных вод в сельской местности нитратами и ортофосфатами (Башкин и др., 1991). Показано, что около 30% источников водоснабжения содержат NO_3^- в количестве 45 мг/л, превышающем ПДК (Башкин, 1990). Здесь необходима стабилизация развития животноводства, внедрение и улучшение очистки животноводческих стоков и сокращение доз внесения минеральных удобрений.

Выполненная оценка суммарной сельскохозяйственной нагрузки имеет как практическую, так и теоретическую значимость. Ее использование для целей экологи-

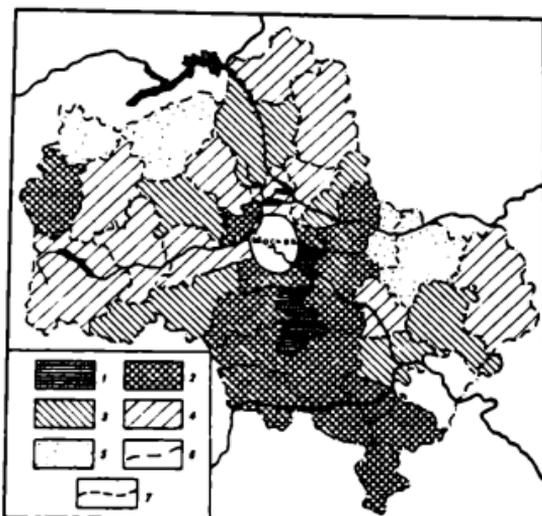


Рис. 33 Сухоумное сельскохозяйственное воздействие на природные и агроландшафты Московской области в баллах

1 – 5,00–6,30 (максимальное); 2 – 4,25–5,00 (повышенное); 3 – 3,50–4,25 (среднее); 4 – 2,75–3,50 (пониженное); 5 – 2,00–2,75 (минимальное); 6 – границы областей; 7 – границы административных районов

ческого нормирования предполагается в нескольких направлениях. Во-первых, она является базой для проведения дальнейших, более детальных биогеохимических, почвенных, ландшафтных и других исследований, способствует их более рациональной организации. Во-вторых, анализ интегрального воздействия в комплексе с результатами этих исследований позволяет давать прогнозные оценки состояния природных компонентов ландшафта, разрабатывать критерии оптимизации и регулирования сельскохозяйственной нагрузки.

4.8. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЛАНДШАФТОВ

Биогеохимические критерии оценки экологического состояния экосистем приобретают исключительную значимость как при экспертизе отдельных локальных участков биосферы, так и при выяснении направленности глобальных биогеохимических циклов. В первом случае особую роль играют техногенные нагрузки, дифференциация природных и техногенных потоков химических элементов, состояние живого вещества, развитие и функционирование организмов, их реакции и гомеостаз. Во втором случае чрезвычайно актуально отслеживание глобальных изменений биосферы Земли, оценка техногенного развития биосферы с позиций согласованности биогеохимических циклов химических элементов с производственной и социальной-политической деятельностью человеческого общества.

Исходя из ключевых механизмов функционирования экосистем, зоны экологического напряжения характеризуются различной степенью разлаженности основных звеньев экосистем в результате морфологических и энергетических нарушений среды-жизнедеятельности организмов, из питания и биопродуктивности.

При биогеохимической оценке экологического состояния ландшафта необходимо руководствоваться следующим критерием.

Эколого-биогеохимический критерий предусматривает соотношение зон экологической напряженности с эколого-биогеохимическими и ландшафтно-геохимическими районированиями Российской Федерации, предложенными В. В. Ковальским (1971, 1981), А. А. Глазковой (1976, 1988), А. И. Перельманом (1975, 1989). Идея биогеохимической гетерогенности и зональности континентов послужила основой выделения наиболее крупных экосистем страны – регионов биосферы, вмещаемых таксонами 1 порядка. В пределах бывшего СССР выделено 3 равнинных региона: тундрно-лесной, черноземный; лесостепной и степной черноземный; суходольный, полупустынный и пустынный, отличающиеся по среднему уровню содержания некоторых микроэлементов (кобальт, медь, цинк, марганец, железо) в почвах и растениях в 2–5 раз. Все три территории были объединены в 4-ю группу. В их пределах обособлены таксоны, как таксоны 2 порядка и биогеохимические провинции (таксоны 3 порядка); по недостатку или избытку в среде обитания макро- и микроэлементов и проявлению эндемических заболеваний животных, человека и растений. Информационно представлена в виде картосхемы (см. раздел 1.1). В настоящее время она может быть скорректирована относительно биогеохимических провинций с недостатком селена и сопоставлена с административным делением Российской Федерации (табл. 103).

С биогеохимических позиций зоны экологической напряженности можно рассматривать как биогеохимические провинции – локальные участки биосферы с резким изменением химического элементного состава среды, нарушением локальных биогеохимических циклов жизненно важных химических элементов, их соединений и ассоциаций и проявлением патологических реакций организмов, вплоть до нарушения воспроизводительных функций. В соответствии с генезисом они подразделяются на первичные и вторичные; природные, природно-техногенные и техногенные, а территориально могут быть зональными и а зональными в пределах региона и субрегиона. Биогеохимическая провинция совпадает с конкретным ландшафтом для которого характерны сопряженные ландшафты, геохимическая характеристика макроэлементов которых сделана А. И. Перельманом (1989, 1992).

При выявлении и оценке зон экологической напряженности, связанных с загрязнением и, в особенности, с нарушением циклов биологически активных химических элементов, необходимо учитывать не только биогеохимическую характеристику района, но при дифференцированном анализе патологии обращать внимание на течение биогеохимических эндемий (эндемический зоб, обменные, костно-суставные заболевания, анемия, акробальтозы, анемия, эндемические энтериты, атаксия, флюороз, эндемическая желтуха), обусловленных недостатком или избытком химических элементов с учетом существующего биогеохимического районирования и с применением селективных тестов для их выявления (измерение концентрации элементов, гормонов, активности ферментов).

Методология выявления и изучения природно-техногенных биогеохимических провинций основана на комплексном количественном исследовании миграции химических элементов во всех звеньях биогеохимической пищевой цепи, учитывая биомассу, пространство обитания, массу обмена, энергию и биологические реакции (концентрация элементов, нарушение метаболизма, адаптивные и патологические изменения), связанные с особенностями локальных циклов отдельных химических элементов и их ассоциаций.

Адаптационно-гомеостатический критерий отражает взаимосвязь условий проживания людей, включая особенности питания и антропогенные нагрузки с состоянием здоровья.

Адаптация (приспособление) на биологическом уровне – процесс сохранения и развития биологических свойств вида, популяции, биогеоценоза, обеспечивающий прогрессивную эволюцию биологических систем в неадекватных условиях среды, на

Таблица 103

Степень экологической загрязненности территории биологическими вредителями бывшего СССР

Административные единицы	Характеристика биологическими вредителями	Степень экологической загрязненности*, баллы
Амурская обл.	Урожайные с повышенными содержаниями стронция, дефицитом кобальта в олеоне	1-3
Архангельская обл.	Техногенные	1-3
Владимирская обл.	Региональные с недостатком селена, кобальта, меди (БГХПН)	1-3
Вологодская обл.	БГХПН	1-2
Нижегородская обл.	Техногенные (г. Дзержинск)	1-4
Ивановская обл.	БГХПН	1-3
Калужинская обл.	Агрохимические	1-2
Тверская обл.	БГХПН	1-2
Карелия	Возможны недостаток олеона	1-2
Кировская обл.	БГХПН, техногенные	1-3
Республика Коми	Возможны недостаток олеона, меди и кобальта	1-2
Костромская обл.	БГХПН	1-3
Ленинградская обл.	Техногенные, ВГХПН	1-3
Марийская республика	БГХПН	1-3
Московская обл.	БГХПН, техногенные, агрохимическая интритная	1-3
Муромская обл.	Природно-техногенные и техногенные, обогащенные фтором, фосфором, медью, кобальтом, цинком	1-4
Ненецкий автономный округ	Техногенные	1-3
Новгородская обл.	Техногенные	1-3
Пермская обл.	Техногенные, аграрные с избытком меди	1-3
Псковская обл.	БГХПН	1-3
Томская обл.	Техногенные	1-3
Тюменская обл.	Техногенные	1-3
Удмуртия	БГХПН, техногенные	1-3
Хабаровский край	Техногенные	1-3
Чувашия	Обогащенная вредителями	1-3
Ярославская обл.	БГХПН, техногенные	1-3
Алтайский край	Природно-техногенные, аномальные, обогащенные металлами	1-3
Башкортостан	Природно-техногенные, обогащенные медью, кадмием и цинком	1-4
Белгородская обл.	Техногенные	1-3
Брянская обл.	Техногенные	1-3
Воронежская обл.	Техногенные	1-3
Калужская обл.	БГХПН, техногенные	1-3
Кемеровская обл.	Техногенные	1-3
Краснодарский край	Агрохимическая интритная	1-3
Кувьдлавецкая обл.	Техногенные	1-2
Курганская обл.	Техногенные	1-3
Липецкая обл.	Техногенные	1-3
Магнитогорск	Возможны недостаток олеона	1-2
Новосибирская обл.	Техногенные	1-3
Омская обл.	Техногенные	1-2
Орловская обл.	Природно-техногенные, обогащенная барием, агрохимическая интритная	1-3
Оренбургская обл.	БГХПН	1-2
Пензенская обл.	Техногенные	1-3
Ростовская обл.	Техногенные	1-2
Рязанская обл.	БГХПН	1-3
Саратовская обл.	Техногенные	1-3
Самарская обл.	БГХПН	1-2
Свердловский край	Агрохимические	1-2
Тамбовская обл.	Техногенные	1-3
Татарстан	Биологическими вредителями с различными уровнями ванадия, кобальта, фтора	1-3

Таблица 103 (окончание)

Административные единицы	Характеристика биогеохимических провинций	Степень экологической напряженности*, баллы
Тульская обл.	Телюгоземья (г. Новомосковск)	
Самарская обл.	Телюгоземья, агрогеохимическое	1-4
Челябинская обл.	Природно-телюгоземья, обогащенные медью, кобальтом, никелем, бором	1-4
Астраханская обл.	Обогащенные бором	
Волгоградская обл.	Телюгоземья (Волжск)	1-3
Дагестан	Природные с недостатком меди	1-4
Кабардино-Балкария	Природно-телюгоземья, обогащенная молибденом	1-3
Калмыкия	Телюгоземья	1-4
Тува	Аллювиальные природные с избытком меди, кобальта, никеля, селена в урале	1-3
Бурятия	Аллювиальные, обогащенные редкими элементами, с недостатком фтора	1-3
Калмыкия обл.	Природные, обогащенные фтором, селеном, мышьяком, ртутью	1-3
Красноярский край	Природные с недостатком фтора, кобальта, избытком мышьяка	1-3
Магаданская обл.	Природные с дефицитом меди и кобальта, кадмия	1-3
Приморский край	Природные с недостатком селена, меди и кобальта	1-3
Сахалинская обл.	То же в обогащенных цинком	1-2
Свердловская обл.	Телюгоземья и природно-телюгоземья с избытком металлов	1-4
Читинская обл.	Природные и природно-телюгоземья с недостатком селена в водах, уральская, обогащенные медью и полиметаллами	1-4
Якутия	Обогащенные ртутью, фтором, мышьяком, с дефицитом селена	1-4
Иркутская обл.	Природные, обогащенные стронцием, бедные кадмием и ванадием, телюгоземья, обогащенные фтором и алюминием	1-3

Примечания. * Степень экологической напряженности здесь и в дальнейшем оценивается по 5-ти балльной шкале: 1 - зона относительного благополучия; 2 - зона экологического риска; 3 - зона экологического кризиса; 4 - зона экологического бедствия; 5 - зона экологической катастрофы. БГХПН - региональная биогеохимическая провинция Нечерноземья с недостатком фтора, меди, кобальта, селена, часто с недостатком кадмия и никеля относительно кадмия и стронция.

организмическом уровне - процесс поддержания функционального состояния гомеостатических систем и организма в целом, обеспечивающего его сохранение, развитие, работоспособность, максимальную продолжительность жизни в неадекватных условиях среды (Казначеев, 1980).

Нормальное функционирование организма в отклонения целесообразно оценивать по его адаптационным возможностям. Этот параметр является информативным для донозологической диагностики при использовании метода корреляционной адаптометрии. Сущность метода состоит в фиксации повышения величины корреляции различных клинических показателей (липидный состав крови, свободно-радикальное окисление липидов, состояние сердечно-сосудистой системы и терморегуляции) человека или животного, находящегося в неблагоприятных условиях внешней среды.

Метод целесообразно применять для сравнения выборок населения из экологически неблагоприятных районов с фоновыми или среднестатистическими данными по выбранным критериям клинического обследования. При использовании уровня значимости меньше 10% достоверность изменений будет существовать.

Нарушение биогеохимических барьеров оценивают по величине потоков средообразующих элементов и состоянию окислительно-восстановительной обстановки (измеряемые Eh и pH стандартными потенциометрическими методами в почвах, водах, стоках и осадках).

Так как процессы деградации ландшафта затрагивают основное его звено - почву, умовно выделение из биологической активности (учет численности микроорганизмов,

Таблица 104

Выделение зон экологического напряжения по изменению соотношения C:N в различных звеньях биогеохимической пищевой цепи

Изменение значений соотношения C:N	Звенья биогеохимической цепи				
	Почвы	Поверхностные воды	Растения	Рыбные	Цепи в целом
<4	3*	4	5	4	5
4-8	3	4	4	1	4
8-12	1	1	1	1-2	1
12-16	1	2-3	2	3-4	2
16-20	1	4	2	4-5	4

* Балльная индексация состояний дана в табл. 103.

Таблица 105

Выделение зон экологического напряжения по степени уменьшения активности ферментов в почве (данные А.Е. Андреева, ВНИИВсерьева)

Степень уменьшения ферментативной активности почвы	Площадь проявления показателя, %			
	<5	5-20	20-50	>50
Менее, чем в 1,2 раза	1*	1	1	1
В 1,2-1,5 раза	1	2	2	3
В 1,5-2,0 раза	2	3	4	4
В 2,0-5,0 раза	3	4	4	5
Более, чем в 5 раз	3	4	5	5

* Балльная индексация состояний дана в табл. 103.

Таблица 106

Оценки нарушения цикла кальция, фосфора и стронция по их соотношению в растениях и почвах

Соотношение элементов в растениях		Площадь аномальности ландшафта, %			
Ca:P	Ca:Sr	<5	5-20	20-50	>50
1:2	>100	1*	1	1	1
<1-0,8, >2-3,0	100-50	1	1	2	2
<0,8-0,4, >3-5,0	<50-10	2	3	3	3
<0,4-0,1, >5,2-1,0	<10-1	3	3	4	4
<0,1, >10	<1	3	4	5	5

* Балльная индексация состояний дана в табл. 103.

микробного комплекса, дыхания, активности ферментов) согласно рекомендациям И.В. Асеевой с соавторами (1991), Ф.Х. Хазиева (1990).

Критерий нарушения биогеохимических циклов связан с изменением потоков средобразующих элементов и их соотношений, а также микрорезультатов в различных звеньях биогеохимической пищевой цепи. Одним из важнейших параметров, характеризующих нарушение биогеохимических циклов, является изменение соотношения углерода и азота в различных компонентах: почвах, растениях, водах, рационах животных и человека. Уменьшение этого показателя ниже оптимальной величины ведет к разрушению почвенного органического вещества, усилению накоплению органического азота в почвах и водах, а также в сельскохозяйственной продукции. Увеличение соотношения C:N в пищевых продуктах в то же время сопровождается нарушением сбалансированности углеводного и белкового питания. На

Таблица 107

Параметры биоэкологической оценки степени экологической напряженности ландшафта по уровню содержания биологических элементов в урвнх растений и растительных кормов

Группа биологических элементов	Параметр	Численные значения параметра				
Раст. видный, свинец, мышьяк, сурьма, никель, хром	Превышение МДУ Экологический индекс*	1,1-1,5 1	>1,5-2 2	>2-5 3	>5-10 4	>10 5
Галлий, бериллий, сурь	Превышение фонов Экологический индекс*	<1,5 1	>1,5-2 2	2-5 3	>5-10 4	>10 5
Алюминий, олово, вольфрам, марганец, галлий, германий, кобальт, строний	Превышение фонов Экологический индекс*	1,5-2 1	>2-5 2	>5-10 3	>10-50 4	>50 5

* Базисная индексация состояний дана в табл. 103.

Таблица 108

Параметры биоэкологической оценки степени экологической напряженности по уровню содержания биологических элементов в урвнх растений и растительных кормов (по % водорастворимого вещества)

Микроэлемент	Численные значения параметра						
Медь	<2 ^a 4	>2-5 3	>5-10 2	>10-20 1	>20-80 2,3	>80-100 4	>100 4,5
Цинк	-	<10 3	>10-30 2	>30-60 1	>60-100 2,3	>100-500 4	>500 4,5
Железо	-	<20 3	>20-50 2	>50-100 1	>100-200 2	>200-500 3	>500 4,5
Фтор	<2 4	>2-5 3	>5-10 2	>10-20 1	>20-50 2	>50-200 3,4	>200 4,5
Селен	<0,02 4	>0,02-0,05 3	>0,05-0,1 2	>0,1-0,5 1	>0,5-5 2	>5-50 3,4	>50 4,5
Иод	<0,05 3,4	>0,05-0,1 3	>0,1-0,2 2	>0,2-2 1	>2-5 2	>5-20 2,3	>20 3,4
Молибден	<0,2 3,4	>0,2-1 3	>1-2 2	>2-3 1	>3-10 2	>10-50 3	>50 4,5
Кобальт	-	<0,1 3,4	>0,1-0,3 2	>0,3-1 1	>1-5 2	>5-50 3	>50 4
Бар	-	<0,1 2,3	>0,1-1 2,3	>1-30 1	>30-100 2	>100-500 3	>500 3,4

^a Числителем - содержание микроэлемента, в знаменателе - индекс экологической напряженности

Изменение этого показателя реагирует также почвенная микрофлора. Поэтому изменение зон экологического напряжения возможно осуществлять по изменению соотношения C:N (табл. 104).

Преобразования углерода в одном из важнейших радиальных биогеохимических барьеров - почве, во многом контролируются ферментами инвертазой. В свою очередь ферментативная активность почвы очень чувствительна к различным антропогенным воздействиям (эрозия, загрязнение и т.п.) и тесно связана с процессами гумификации, отражая продукционный процесс. Именно поэтому нарушение цикла углерода по снижению активности инвертазы в почве может служить одним из возможных критериев для выделения зон экологического бедствия (табл. 105).

С целью дифференциации природных и техногенных потоков химических элементов и характеристики процесса загрязнения целесообразно определять изотопные отношения для азота, углерода, кислорода и в особенности для серы ($\delta^{34}\text{S}$).

Нарушение циклов кальция и фосфора отражается на соотношения их концентраций в звеньях биогеохимической пищевой цепи. Наиболее показательным отношением Ca:P в растениях (укосах) и растительных кормах. Как при недостатке, так и при избытке фосфора и кальция в рационах позвоночных животных возникают признаки остео-малации, остеопороза и остеолита. В основу градации соотношения Ca:P положены фактические данные о проявлении патологий при определенном значении Ca:P, а также экспериментальные данные об изменении рентгенофотостеометрической плотности 5-го хвостового позвонка крупного рогатого скота при различном содержании фосфора в кормах. С учетом нарушения соотношений Ca:P, Ca:Sr в укосах растений и кормах, а также размеров площади аномальности ландшафта сделана оценка степени экологической напряженности территории (табл. 106).

В качестве концентрационных параметров нарушения циклов микроэлементов могут служить превышения МДУ химических элементов в укосах растений и растительных кормах или превышения относительного фона при аномальности ландшафта более 50% (табл. 107, 108).

Для биогеохимической характеристики ландшафта целесообразно установление его типоморфности, биогеохимической аномальности и расчет концентрационных коэффициентов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Комплексный анализ подходов к экологическому нормированию показал, что в основу нормирования допустимого антропогенного воздействия на биосферу и ее составные (техносферу в агроферу) должна быть положена природная биогеохимическая организованность различных экосистем.

В концептуальном плане экологическое нормирование представляет собой переход от широко распространенной парадигмы "контроль воздействия на окружающую среду" к парадигме "предупреждение воздействия на окружающую среду". Цель экологического нормирования — минимизация негативного воздействия на среду обитания человека и его популяционное здоровье путем вписывания величин антропогенного стресса в рамки естественных колебаний различных звеньев биогеохимических циклов элементов с тем, чтобы избежать их необратимой трансформации и/или разрушения. Сформулированная таким образом цель экологического нормирования тесно сопрягается с целями и задачами устойчивого развития, направленными на совмещение параметров глобального или регионального экономического развития с сохранением качества окружающей среды.

Концептуальная модель экологического нормирования, связанная с предупреждением загрязнения и деградации окружающей среды — техносфера, агрофера, селитебные территории должны создаваться на основе оценки ландшафта и его отдельных составляющих (почвы, растительности, воды, биоты, человека) как элементарной неделимой единицы пространственной организации биосферы.

В условиях возрастающего антропогенного воздействия увеличиваются техногенные и агрогенные потоки различных загрязняющих веществ, усиливается их давление на все составные ландшафтов. Изменяется их биогеохимическая структура, происходит трансформация трофических цепей и, соответственно, трансформация и разрушение биогеохимических циклов многих элементов. В этих условиях осуществление экологического нормирования возможно лишь путем комплексного изучения и мониторинга именно всего ландшафта в целом, рассматривая элементарный биогеохимический ландшафт в качестве основной структурной единицы. Необходимо подчеркнуть, что в естественных ландшафтах биогеохимические циклы большинства элементов практически замкнуты, а процесс рассеивания выражен лишь в геологическом масштабе времени. Возрастание антропогенной нагрузки на ландшафты резко усиливает скорость миграции вещества, что сопровождается рядом противоположно направленных процессов, приводящих как к аккумулярованию на вновь формируемых технобиогеохимических барьерах различных поллютантов, так и к их рассеиванию в почвенно-геохимических катенах и каскадно-водосборных системах. Для оценки этого воздействия на ландшафты и организации соответствующего экологического нормирования поллютантов необходима параметризация, представляющая собой набор количественных, полуквантитативных и качественных показателей, характеризующих актуальное и потенциальное изменение биогеохимической структуры биосферы и ее составляющих (техносферы и агроферры). Биогеохимический мониторинг как основная составляющая часть экологического нормирования должен отражать при этом существующую иерархию природных и природно-территориальных комплексов и соответствующую направленность и дифференциацию материальных и энергетических потоков. Последовательная оптимизация сети мониторинга должна включать в себя организацию стационарных и маршрутных наблюдений в иерархически соподчиненной структуре элементарный биогеохимический ландшафт — почвенно-геохимическая катена — биогеохимический район — биогеохимическая провинция — биогеохимический субрегион и регион. На район — биогеохимическая провинция — биогеохимический субрегион необходим мониторинг не только антропогенно-модифицированных ландшафтов, но и их естественных аналогов, что позволит определить пределы допустимых колебаний отдельных звеньев биогеохимического

кругооборота различных элементов и вписывать в них величины допустимых нагрузок.

Следовательно, выполнение наблюдений за изменением состояния отдельных слагаемых ландшафтов (почва, растительность, природные воды, биота) под воздействием антропогенеза должно быть состыковано на уровне всего ландшафта к элементарной пространственной единице организации биосферы. Проведение мониторинга при этом должно предшествовать созданию концептуально-информационной базы (базы данных и базы знаний), включающей в себя описание различных процессов и воздействий на них на уровне почвенного блока, блока биоты и природных условий блока физиологического состояния отдельного индивида и всей региональной человеческой популяции для целей экологического нормирования и управления.

В концептуальном плане рассмотрение различных аспектов экологического нормирования для управления потоками загрязнителей также должно иметь цель, разработку подходов и методических рекомендаций для выполнения экологической экспертизы на различных стадиях проектных, строительных и эксплуатационных работ. Предлагаемые новации должны изменять подходы к понятию "экологический риск" на основе изменения парадигмы "контроль" на парадигму "предупреждение". Парадигма "контроль" в приложении к экологической экспертизе обозначает прежде всего использование различных ПДК, ПДУ и т.д. для ограничения поступления загрязнителей в окружающую среду, тогда как парадигма "предупреждение" минимизирует саму вероятность возникновения таких загрязнителей в процессе промышленного сельскохозяйственного производства, т.е. включает именно принципы экологического нормирования. Фундаментальной основой такого подхода к экологической экспертизе является сохранение здоровья населения как качества окружающей среды.

Рассмотренные выше концептуальные и методологические положения о биохимических и физиологических проблемах адаптации человека к различным уровням антропогенного нормирования, оцененные как в кратко-, так и в долгосрочных аспектах, должны быть использованы для экологического нормирования в различных видах экспертизы.

В качестве первого шага такая экспертиза должна включать в себя анализ биохимической организованности территории, где расположен или может быть расположен рассматриваемый объект.

Во-вторых, должен быть осуществлен анализ клинической картины заболеваемости населения в рассматриваемом регионе.

В-третьих, необходима оценка актуальных и потенциальных возможностей адаптации отдельных индивидов и всей локальной человеческой популяции к определенному уровню суммарной нагрузки.

В-четвертых, экологическая экспертиза должна рассматривать весь жизненный цикл продуктов производства, от начальных до конечных стадий их существования для оценки всех возможных отрицательных воздействий на среду обитания человеческого популяционного здоровья.

В-пятых, при среднесрочной и долгосрочной экологической экспертизе должна быть осуществлена смена парадигмы "контроль" на парадигму "предупреждение", что позволит избежать не только патологических, но и предпатологических изменений организма человека.

Экологическое нормирование, осуществляемое на биохимических принципах, несомненно предусматривает наличие информационного обеспечения. Информационно-основой экологического нормирования должны быть геоинформационные системы (ГИС), совмещающие базы данных об антропогенных нагрузках с соответствующими базами данных о природной организации территорий, их биохимической структуре, направленности миграционных потоков загрязнителей. Использование таких ГИС для экологического нормирования невозможно без сопряженных с ними экспертно-моделирующих систем (ЭМ ГИС). Эти системы могут иметь как локальную, так и региональную специфичность, что не исключает возможности создания унифицированных систем для управления экологической и природоохранной ситуацией в целом по странам.

ЛИТЕРАТУРА

- Авдеевич Н.А., Аллатов А.М. Биоритмология: Частность или основа науки о жизни // Наука в СССР 1984. № 4. С. 100-109.
- Авдеевич Н.А., Белецкий Р.М. Экология человека и проблемы здоровья // Вестн. АМН СССР. 1989. № 9. С. 68-73.
- Авдеевич Н.А., Перельман Н.М. Экология человека и некоторые митохондриальные проблемы этики медицины // Философские и социальные проблемы микро-биологической науки. М., Медицина, 1989.
- Авдеевич Н.А., Шабатура Н.Н., Рузнецова Н.В. Хронобиологические аспекты регуляции кардиореспираторной системы // Хронобиология сердечно-сосудистой системы. М.: Изд-во Ун-та дружбы народов, 1988. С. 6-16.
- Агробиозы степной зоны. Новосибирск: Наука, 1984. 246 с.
- Адилов А.С., Курманбаев А.С. Уровень и структура риска смерти населения, проживающего в регионах фосфорной промышленности // Социально-гигиенические аспекты здоровья населения Казахстана. Лампа-Аты: Наука, 1990. С. 103-108.
- Алексеев В.В., Артемюков В.Н., Белецкий Р.М. и др. Ритм сердца у спортсменов. М.: Физкультура и спорт, 1986. 143 с.
- Александров Ю.В., Егорова Т.Н. Использование комплекса специфических показателей для оценки влияния загрязненной производственной среды на здоровье человека // Проблемы мониторинга за здоровьем населения промышленных городов. Тез. докл. Всесоюз. науч. конф. Иркутск, 1989. Ч. 1. С. 4.
- Александрова Л.Г., Хохолова Г.А., Пролева В.С. Поступление в воздух веществ и некоторых продуктов их преобразования в почве при проведении сельскохозяйственных работ // Гигиена и санитария 1986. № 7. С. 15-18.
- Александрова Т.Д. Понятия и термины в ландшафтознании. М.: Ин-т географии АН СССР, 1986.
- Александрова Т.Д. Нормирование антропогенно-телогенными нагрузок на ландшафты малых населенных пунктов // Научные подходы и определение норм нагрузок на ландшафты. М.: Ин-т географии АН СССР 1988. С. 4-15.
- Александрова Т.Д. Нормирование антропогенно-телогенными нагрузок на ландшафт. Состояние проблемы: Возможности и ограничения // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1990. № 1.
- Алексеева М.И. Адаптивные процессы в визуальном человеке. М.: Изд-во МГУ, 1986. 216 с.
- Алексеева С.А. Геохимическая экология микроорганизмов, обитающих в почвах с разным уровнем содержания меди и цинка. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1986б. 24 с.
- Алексеева-Петрова Н.В. Внутривидовая дифференциация дикорастущих видов под влиянием избытка тяжелых металлов в среде // Тр. Биогенез. лаб. 1990. Т. 21. С. 62-71.
- Алексеев В.А. Геохимические методы поиска месторождений полезных ископаемых. М. Выс. шк., 1989. 304 с.
- Алисов Б.П., Полтарчук Б.В. Клиникология. М.: Изд-во МГУ, 1974. 298 с.
- Алламов В.А., Афанасьев Б.В., Зарский А.Ю. и др. Физиология лейдоцитов человека. Л.: Наука, 1979.
- Алтухов Ю.П. Концепция адаптивной нормы популяций и проблемы нутрициологии // Вестн. АМН СССР 1984. № 7. С. 16-21.
- Алферов В.П. О побочных эффектах адаптации. Красной Розы, 1984. 9 с.
- Алферов А. Избирательная токсичность. М., Медицина, 1982. Т. 1. 400 с., Т. 2. 428 с.
- Андреева Н.Д., Дедкина Т.С., Баловидский С.А. и др. Методы учета численности и биомассы микроорганизмов // Экспериментальная экология. М.: Наука, 1991. С. 48-57.
- Аншеев В.А., Коля Н.Э., Скалкин Ф.В. Геоэкологические аспекты охраны окружающей среды. 3. Гидрометеорология. 1982. 235 с.
- Аншинушкина Л.Б., Кутрашутадзе Б.К., Ибрагимов А.М., Асманкулов Р.С. Потенциальная опасность комплексного воздействия пестицидов и минеральных удобрений на здоровье сельского населения Ашгабадского района // Проблемы мониторинга за здоровьем населения промышленных городов. Тез. докл. Новосибирск, науч. конф. Иркутск, 1989. Ч. 1. С. 6.
- Аншинушкина Г.И., Жуковская В.К., Малый И.И. и др. Ландшафты Московской области // Вестн. МГУ. Сер. 5, География, 1987. № 2. С. 37-46.
- Аншинушкина Г.И., Малый И.И., Жуковская В.А. и др. Морфологические и климатические географические ландшафты // Ландшафтоведение. М.: Изд-во АН СССР, 1983. С. 5-28.
- Антонин Н.В., Давыдов В.В. (сост.) Ю.М. Основы количественной биологии и численности. М.: Наука, 1975. 1. 2. Кн. 2. С. 243-267.

- Антипов А.В., Жеребцов Н.А. Изучение и картографирование современного использования территории в целях прогнозирования природоохранных проблем. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988.
- Артемьев В.С., Египетский П.В. Геохимия ландшафтов в экологии. М.: Наука, 1990. 196 с.
- Аршад А.Д. Самоорганизация и самоуправление географических систем. М.: Наука, 1988. 264 с.
- Аршад Д.Л. Наука о ландшафтах. М.: Мысль, 1975. 287 с.
- Асламян Н.Л., Чибриков С.М., Халбаб Г. Методические рекомендации к изучению курса "Патологическая физиология". Темы "Патфизиология биоритмов". М.: Изд-во Ун-та дружбы народов, 1989. 46 с.
- Асташуров Р.С. Потенциальная опасность комплексного воздействия пестицидов и минеральных удобрений на здоровье сельского населения Ашхабадского района // Проблемы мониторинга за здоровьем населения промышленных городов: Тез. докл. Всесоюз. науч. конф. Иркутск, 1989. Ч. 1. С. 6.
- Афанасьев М.И., Вульф Н.К., Захарова А.Н. Фоновое содержание микроргановых пестицидов в сельскохозяйственных биотопках в природной среде (по мширным дождям). Сообщ. 5 // Мониторинг фоновых загрязнений природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. Вып. 5. С. 31-39.
- Афанасьев Р.А. Экологические и экономические аспекты удобрения синопсов на пастбищах // Экологические проблемы земледелия и интенсификация земледелия. М., 1990. С. 93-98.
- Афины А., Эванс С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. М.: Мир, 1982.
- Афины Г.В., Бордонко В.Г., Халомов И.Н. Составные самоорганизационные процессы в ландшафтах кровяных лимфатических сосудов при аварии на ЧАЭС // Итоги науки и техники. Сер. Биология. М.: Наука, 1991.
- Беленский Р.М. Прогнозирование состояния на грани нормы в экологии. М.: Медицина, 1979. 298 с.
- Беленский Р.М. Математический анализ изменений среднего ритма при стрессе. М.: Наука, 1984.
- Балин Е.Ф., Корнеев Т.В. Социально-психологические аспекты ранней диагностики психических заболеваний // Развитие диагностики психических заболеваний. Киев: Здоровье, 1989. С. 17-27.
- Балашов Н.И., Голыш Л.Е. Географические закономерности продуктивности в круговороте качества элементов в основных типах растительности Земли // Общие теоретические проблемы биологической продуктивности. Л.: Наука, 1969. С. 24-32.
- Байковский В.В., Паралово В.Е., Губерт Э.А. и др. Экологические аспекты заболеваемости злокачественными опухолями населения Тюменской области // Проблемы экологии человека в Сибири. Новосибирск, 1990. С. 26-27.
- Бенданин П.Я., Степанов Н.Г. Подходы к интегральной оценке воздействия промышленности на природную среду // Рациональное природопользование в условиях Дальнего Востока. Владивосток, 1981. С. 50-57.
- Беларый О.Ф., Мельникова Л.Г., Яковлев А.Ф. Экология как качество окружающей природной среды. М.: Гидрометеоиздат, 1984.
- Беллузин С.Б., Бейсбаев А.А. Экологический кризис в заболеваемости злокачественными опухолями // Изв. АН КазССР. Сер. биол. 1990. № 2. С. 3-12.
- Бердус Г., Принин Ф. Статистическая теория выживаемости в испытаниях на безотказность. М.: Наука, 1984. 328 с.
- Бегг С.В. Определение структуры речного стока по наблюдениям на стовых площадках в малых водосборах // Вести ЛГУ. 1967. Вып. 1. № 6. С. 149-150.
- Бурбаков Р., Гудыбин С. Опыт определения чувствительности кожных агросистем в антропогенном воздействии // Материалы школы в Паллаге в рабочем очечивании по заданию 111.2.4. в Иркутске: октябрь 1989. Ланшафт. Нагурук. Морис, М., 1990.
- Безымова Л.М., Пашин Ю.В. Модификация мутационной и канцерогенной активности химических загрязнителей // Успехи соврем. естествозн. 1982. № 10. С. 131-142.
- Бешкин В.Н. О роли биохимического анализа в экологии разных почв: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1974. 24 с.
- Бешкин В.Н. Эколого-агрохимические проблемы применения азотных удобрений // Вести. с.-х. науки. 1987. № 2. С. 37-46.
- Бешкин В.Н. Агроекология юга. Пушкино: ОНТИ ИВЦМ АН СССР, 1987. 270 с.
- Бешкин В.Н. Биологические юга в агроландшафтах // Почвоведение. 1988. № 7. С. 145-153.
- Бешкин В.Н. Влияние агрохимикатов на судьбу соединений-предшественников оксикарбонилатов в агроландшафтах и пищевых продуктах // Вести. с.-х. науки. 1990. № 6. С. 15-20.
- Бешкин В.Н. Эколого-агрохимические районирования аккумуляции и миграции нитратов // Химия и экология. 1990. № 3. С. 12-15.
- Бешкин В.Н. Устойчивое развитие агрозооценоза на основе ее экологически оптимальной биопродуктивности // Вести. с.-х. науки. 1991. № 8. С. 59-64.
- Бешкин В.Н., Колдан М.Я., Египетский П.В. Экспертно-моделирующие системы для эколого-агрохимического районирования сельскохозяйственных территорий // Биологическая роль микроорганизмов и их роль в обмене веществ в микробах. Самаранд, 1990. С. 10-12.
- Бешкин В.Н., Сироткин И.В., Прилуцкий И.В. Эколого-агрохимические районирования Мещеринской области // Химия и экология. 1991. № 9. С. 6-10.
- Бешкин В.Н., Учайкин В.Н., Кудряков А.В. и др. Эколого-агрохимические районирования Московский области. Пушкино: ОНТИ ИВЦМ РАН, 1992. 170 с.
- Бешкин В.Н., Учайкин В.П., Луцкиев О.А. и др. Экологически оптимальная биопродуктивность агроландшафтов // Экспериментальная экология. М.: Наука, 1991. С. 214-246.
- Безымова Л.С. Демографические факторы здоровья. М.: Физматлит в отделе, 1984. 246 с.

сообщества зоопланктона в проточных мезокосмах // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Санк-Петербурга, 1992. № 91. 34 с.

Вернадский В.И. Несколько слов о ноосфере // Успехи соврем. биологии. 1944. Т. 18. № 2. С. 113-120.

Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 1965. 374 с.

Вернадский В.И. Рационализация натуралиста: Научная мысль как планетарное явление. М.: Наука, 1971.

Вернадский В.И. Проблемы биогенетики // Тр. Биологич. лаб. АН СССР. Т. 16. 1980. 226 с.

Вернадский В.И. Очерки геохимии. М.: Наука, 1983. 422 с.

Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. М.: Наука, 1989. 261 с.

Вернадский В.И. Научная мысль как планетное явление. М.: Наука, 1991. 272 с.

Видыня А.А. Методические указания по крупномасштабным ландшафтным исследованиям. М.: Изд-во МГУ, 1962. 120 с.

Викторов С.В., Чекишев А.Г. Ландшафтная индикация антропогенных изменений природы. Комплекс // Прикладные ландшафтные исследования. М.: МГПИ, 1983. С. 25-31.

Винарская Е.Н. От идеи иерархия и элементизма к разработке иерархической модели регуляции функционального состояния человека // Научные труды ВНИИГ. М., 1987. С. 48-58.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960.

Виноградов А.П. Биогенетические провинции в земной коре // ДАН СССР. 1938. Т. 18. № 4/5. С. 820.

Виноградов А.П. Биогенетические провинции в земной коре // Там же. С. 283-286.

Виноградов А.П. О иерархическом происхождении уральной биоты // Тр. Биологич. лаб. АН СССР. 1947. Т. 9. С. 5-29.

Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР. 1957. 238 с.

Виноградов А.П. О геологической биогенетической провинции // Тр. Биологич. лаб. АН СССР. 1960. Т. 1.

Виноградов А.П. Введение в геохимию океана. М.: Наука, 1967. 215 с.

Виноградов А.П. Телуритовый прогресс и защита биосферы // Вестн. АН СССР. 1973. № 9. С. 7-15.

Витальев З. Функция сосудистой системы // Физиология человека. М.: Мир, 1986. Т. 3. С. 101-188.

Вишняков О.А. Гигиеническое нормирование диофитонных растений в овощах, выращенных на загрязненном грунте с применением азотных удобрений // Социально-гигиенические аспекты охраны окружающей среды и здоровья населения в условиях сельскохозяйственного и промышленно-производственного. Рязань, 1989. С. 64-69. (Тр. Рязан. мед. ин-та. Т. 101).

Влияние массового туризма на биоценозы леса. М.: Изд-во МГУ, 1978. 66 с.

Волгарев В.Г., Волгарев М.В., Головинов М.В. Возможность рефлексодиагностики и рефлексотерапии Т-клеточного иммунодефицита // Проблемы нейрогормональной метаболической регуляции иммунных систем в клинике. Горький, 1988. С. 77-83.

Воздействие на природную среду. М., 1988.

Вологов В.Г., Давыдова Н.Д. Телуритовые и трансформации ландшафтов. Новосибирск. Наука, 1987.

Волкова Н.В. Натурные колонизаторы воды и возможные отдаленные последствия их влияния на организмы // Вопросы эволюционной и гигиенической в Литовской ССР. Вильнюс, 1976. С. 52-54.

Воробьев В.В., Нечкина Е.Г., Селезнева Ю.М. Природоохранные проблемы Сибири в пути их решения. Изд. АН СССР. Сер. геогр. 1987. № 5. С. 71-79.

Воронин А.Д. Основы физики почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 246 с.

Временные методические рекомендации для научно-исследовательских и медицинских институтов. Ка-1985. 84 с.

Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв. М.: Гидрометеоиздат, 1983.

Вторжение в природную среду: Оценка воздействия (Основные положения и методы). М.: Прогресс. 1983. 127 с.

Галмыш Э.М., Ковина Л.А. Исследования органического вещества и газов в осадочной толще на Мирового океана. М.: Наука, 1982. 228 с.

Галуалин Р.В., Пичевский Я.А., Суходарова В.П. и др. Самоочищение сельскохозяйственных территорий от остаточных количеств стойких пестицидов в зависимости от свойств почв // Агробиология. 1978. № 1. С. 97-107.

Галуалин Р.В., Учинский В.П., Галуалина Р.А., Шукров Т.Х. Оценка влияния тяжелых металлов на самоочищение почв агроландшафтов от остаточных количеств стойких пестицидов // Там же. 1992. № 3.

Галюкин Э.И. Остаточное содержание пестицидов в объектах внешней среды и их биологическое значение // Загрязнение атмосферы и почвы. М.: Гидрометеоиздат. 1977. Вып. 7(76). С. 65-88.

Галюкин Э.И., Бобочникова Ц.И. Содержание полихлорбензола (ПХБ) в объектах природной среды и их биологическое значение // Загрязнение почв в сельской среде. М.: Гидрометеоиздат. 1988. № 16(133). С. 36-40.

Гаркина Л.Х., Кавкина Е.В., Уколова М.А. Адаптационные реакции и жизнеспособность организма. Ростов н/Д. Изд-во Ростовского ун-та. 1990. 120 с.

Гавриловский Н.А. Основные проблемы физической географии. М.: Высш. инж., 1979. 222 с.

Гейдройц К.К. Учение о поглотительной способности почв. М.: Сельхозгиз, 1933. 207 с.

Генсирин С.А., Насиных М.С., Вонина Р.Р. Реабилитационное использование лесов. Киев: Урожай, 1987.

Географические условия создания Канско-Ачинского топливно-энергетического комплекса. Иркутск. Ин-т географии Сибири и ДВ СО АН СССР. 1979. 156 с.

Географический энциклопедический словарь. М.: Сов. энциклопедия. 1988. 432 с.

- География городов. М. Знание, 1984. 128 с
- Географическое приращивание в отрыве природы. М. Изд-во МГУ. 1990. 192 с
- Геохимия окружающей среды. М. Недра, 1990. 315 с.
- Герасимов И. П. Социальная конструктивная география. М. Наука, 1976. 208 с
- Герасимов И. П. Экологические проблемы в прошлом, настоящем и будущем географии мира. М. Наука, 1985. 247 с.
- Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Вып. 58. Селем Железа. Изд-во ВЦЗ. 1989
- М.: Изд-во МГУ. 1984. 220 с.
- Гладковская М. А. Геохимические основы типологии и прогноза выходящих природных ландшафтов // *Гладковская М. А. Технобиогеомы - исходные фациально-географические объекты ландшафтно-геохимического прогноза // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. 1972. № 6. С. 21-34*
- Гладковская М. А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу // *Биогеохимические циклы в биосфере. М. Наука, 1976. С. 99-118*
- Гладковская М. А. Теория геохимии ландшафтов в приложении к изучению техногенных потоков рассеивания в анализу способности природных систем к самоочищению // *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состоянии экосистем. М.: Наука, 1981. С. 7-41*
- Гладковская М. А. Принципы классификации природных геосистем по устойчивости к техногенезу и прогнозу ландшафтно-геохимического районирования // *Устойчивость геосистем. М. Наука, 1983. С. 61-78*
- Гладковская М. А. Современный этап в задаче биогеохимического районирования и картографирования // *Биогеохимический круговорот веществ в биосфере. М. Наука, 1987. С. 130-137*
- Гладковская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М. Высш. шк., 1988. 338 с.
- Гладковская М. А., Солоньев И. П. Природные предпосылки возникновения экологических и природоохранных проблем // *Региональный географический прогноз - управление природопользованием. М. Наука, 1989. С. 34-45*
- Гладковский И. Ф. Геохимические потоки в биосфере и их пространственный анализ // *Биогеохимические циклы в биосфере: Материалы VII пленума СКОПЕ. М.: Наука, 1976. С. 142-153*
- Гладковский И. Ф. Географическое распределение техногенного вклада на ландшафты // *Тр. VIII Съезда ВОП. Ташкент. Мезнат. 1985. Ч. 2. С. 266-275*
- Гладковский И. Ф. Биогеохимический круговорот в различных природных зонах СССР // *Биогеохимический круговорот веществ в биосфере. М. Наука, 1987. С. 56-64*
- Гладковский И. Ф., Учалов В. П. Химический состав атмосферной пыли некоторых районов ЕТС. Пушино: ОНТИ НЦБИ, 1981. 33 с.
- Гладырина П. В., Буришвилира Т. Д., Караманский И. Н. Механизмы регуляции вегетативных функций организмов. М.: Высш. шк., 1983. 142 с.
- Годыч Э. Э., Гуляев Ю. В. Физические поля человека и животных // *В мире науки. 1990. № 5. С. 75-83*
- Гольдбергер Э. Л., Гинин Д. Р., Укст Б. Дж. Хаос и фракталы в физиологии человека // *Там же. 1990. № 4*
- Голышев С. Н., Самойлов И. В., Ташков Л. А. Общедисциплинарный токсический дефицит. Л. Медицина, 1986.
- Головлева Л. А., Головлева Е. Л. Микробиологическая деградация пестицидов // *Успехи микробиологии. М.: Наука, 1980. Т. 15. С. 137-179*
- Голубев И. М. О геохимической экологии человека // *Микроэлементы в биологии и их применение в сельском хозяйстве и медицине. Самарканд, 1990. С. 20-22*
- Гольдбергер В. М. Гидрологические основы отрыва подземных вод от загрязнений. М. Недра, 1984. 268 с.
- Гончарук Е. И., Сидоренко Г. И. Геохимическое нормирование химических веществ в почве. М. Медицина, 1986. 320 с.
- Гончарук Е. И., Сидоренко Г. И. Геохимическое нормирование химических веществ в почве. М. Медицина, 1988. 252 с.
- Горбунов Н. И. Минералогия в физическая химия почв. М. Наука, 1978. 294 с.
- Горюнов П. Д., Белоусова О. И., Фединичев М. И. Стресс и система крови. М. Медицина, 1983. 285 с.
- ГОСТ 17.8.1.01.86 Отрыв природы Ландшафты. Термины и определения. М., 1986. 9 с.
- Григорьев А. А. О некоторых основных фациально-географических закономерностях // *Изв. АН СССР. Сер. геогр. и геофиз. 1937. № 4. С. 501-517*
- Григорьев Т. И. Период связи из почвы в растения как один из критериев гигиенического нормирования // *Миграция загрязняющих веществ в почвах и окружающей среде. Л. Гидрометеоиздат. 1980. С. 203-207*
- Григорьев В. А., Грищенко Л. И. Гидрохимия изотопов серы. М. Наука, 1974. 274 с.
- Гринь А. В., Ли С. К., Зверин И. Г. и др. Поступление тяжелых металлов (цинк, кадмий, свинец) в раст. и животных // *Миграция загрязняющих веществ в почвах и окружающей среде в зависимости от их содержания в почвах // Миграция загрязняющих веществ в почвах и окружающей среде. Л. Гидрометеоиздат. 1980. С. 198-202*
- Гришинов Г. Е. Парагенетическая система природных явлений (на примере Крыма). - *Вопросы географии* 1977. Вып. 104. С. 128-139
- Гришина Л. А. Гумусообразование и гумусное состояние почв. М. Изд-во МГУ. 1980. 244 с.
- Гришинский М. Д. Устойчивость геосистем - теоретический подход к анализу и методы количественной оценки // *Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1987. № 6. С. 5-15*
- Гришинский М. Д. Правильное оценка устойчивости геосистем к антропогенным воздействиям

- вайт // Материалы школы в Паллаге в рабочего совещания по наданию III.2.4 в Иркутске, сентябрь 1989 г., Ландшафты: Науруз: Норин. М., 1990.
- Грушева Т.Н. Влияние выноса доз фосфорных удобрений на развитие, урожай и химический состав яровой пшеницы // Агробиология, 1984, № 4. С. 39-51.
- Гумальмазев Б.Л. Методы биологии как единого целого. Л., 1986.
- Давыдов И.В. Проблемы речности в медицине: (Эпителиология) М.: Медицина, 1965. С. 75.
- Давыдов В.С., Лыткин В.Г., Чепурной Н.Д. Организация геоинформационных систем для моделирования антропогенных нарушений природной среды крупных регионов // Сб. тр. ВНИИСИ, 1988, № 5.
- Давыдов Э.В. К проблеме устойчивости экосистем // Изв. ВГО, 1984, Т. 116, Вып. 3. С. 211-218.
- Давыд Д.И. Статистика в анализе геологических данных. М.: Мир, 1977. 572 с.
- Дербинина М.П., Сорочанкова Н.В. Экономико-географическая характеристика экологического региона // Региональный экологический мониторинг. М.: Наука, 1983. С. 15-23.
- Дилевит Н.Н., Поповарова Л.А., Ильина В.А. Азотоудержание преддвонных НС в окружающей среде в их поступление в организм человека // Образование канцерогенных N-нитрозоамидов и экосистем. Киев, 1990. С. 68-69.
- Дилетрова Ф.К. Влияние на стрессовое на фосфорите вступу добычи и химический состав на районы // Экологическая последствия от интенсификации на сельском хозяйстве. Львов: БАН, 1987. Т. 2. С. 36-43.
- Дикладенко А.П., Оглозлов Н.М., Добрынская Е.В. и др. N-нитрозоамиды и их предшественники. Таллин, 1980. 36 с.
- Дилетрова Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во МГУ, 1972. 288 с.
- Добровольский В.В. География микрорайонов: Глобальное расселение. М.: Мысль, 1983. 272 с.
- Добровольский В.В. Биогеографические циклы тяжелых металлов // Геохимия, 1988, № 2. С. 307-320.
- Добровольский Л.А. Совместное действие малых доз обучающихся в других факторов в районах, пострадавших от аварии на ЧАЭС, как генетические проблемы // Итоги науки и техники: последние научные достижения в Чернобыльской АЭС: Тез. докл. респ. науч.-практ. конф. Киев: М-но здравоохранения УССР, 1991. С. 65-66.
- Добкин К.И. Зеленое удобрение. М.: Агропромиздат, 1990. 208 с.
- Докучаев В.В. Учение о зонах природы. М.: Географизд, 1948. 365 с.
- Докучаев В.В. Избранные сочинения Т. 3. М.: Сельхозгиз, 1949. 215 с.
- Долухин И.Ю. Цепные реакции в ландшафтах // Изв. АН СССР. Сер. географ. 1985, № 1.
- Долухин А.В. Ландшафт в зоне воздействия промышленности. М.: Лесн. пром-сть, 1978. 95 с.
- Долухин А.В., Калашова Л.К., Калашов В.Н. Ландшафты и проблемы загрязнения природной среды. М. 1982. 256 с.
- Дробылева В.Г., Стрельникова Е.А. Интенсивность круговорота фосфора и углерода в озерной разного уровня трофии // Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озер. Л., 1989. 270 с.
- Дробылева В.И. Научные исследования коллектива кафедры нормальной анатомии Воронежского медицинского института в 1980-88 гг. // Морфология регуляторных систем при действиях факторов внешней среды. Сб. тр. Воронеж. мед. ин-та. Воронеж, 1988. С. 7-12.
- Дубович М.П., Ефремова Н.И., Маторова Н.И. Прогнозирование состояния здоровья детского населения в связи с загрязнением атмосферного воздуха // Экологическое воздействие биосферы: Шаполашвар, 9-14 июля, 1990. Тез. докл. 1991. С. 57-59.
- Дьяченко К.Н. Подходы к изучению устойчивости и изменчивости процессов в экосистемах // VII семинар по водно-ландшафтоведению. Тез. докл. Пермь, 1974. С. 14-16.
- Евдокимов Г.А., Молдова Н.П., Алексеев Т.А. Миграция и трансформация соединений меди в почвах и в растениях на фитогеохимическом свойства почв // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Тр. Восточн. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1984. С. 278-284.
- Екстафьева Е.В. Изменения поведения животного организма в системе крови у крыс при административном воздействии // Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1985. 24 с.
- Екстафьева Е.В., Бабкин В.Н. Физиологические и биохимические аспекты воздействия металлов удобрений на организм человека // Гигиена и санитария, 1993, № 4. С. 17.
- Елшарина В.А. Современное фотосинтетическое состояние в литоральных водоемах разного типа. Автореф. дис. канд. биол. наук. М., 1975.
- Елшарина В.А. К вопросу о содержании хлорофилла в пресноводном фитопланктоне // Биология внутренних вод. Ижевск: Изд-во Ижевского государственного университета, 1983. С. 1-48.
- Елшарина В.А. Скорость роста фитопланктонного сообщества в отдельных группах водорослей в условиях водохранилища // Флора и продуктивность бентосных организмов в литоральных водоемах: материалы Всесоюз. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. С. 117.
- Ермаченко В.В. Геохимико-географические методы определения пестицидов в биологических объектах. М.: Наука, 1972. 169 с.
- Ермаченко В.В. Развитие учения о прерывных и разрозненных биологических проявлениях как объективных биосферных исследований // Микробиология в СССР. Рига: Издатель, 1992. Вып. 13. С. 1.
- Ермаченко В.В., Алексеев С.А., Летунина С.В., Ермаченко Г.И. Роль почвенной микрофлоры в биосфере при миграции металлов // Агробиология, 1988, № 4. С. 89-91.
- Ермаченко В.В., Григорьев Т.А., Дутин В.И. Природно-технологические биохимические превращения объектов биосферы // Тез. докл. XI Всесоюз. конф. по пробл. микробиологии, 1990. Т. 1. С. 25.

- Ермолов В.В., Ковальский В.В.* Биологические механизмы слепоты. М.: Наука, 1974. 300 с.
- Ермолов В.В., Ковальский В.В., Лепунова С.В. и др.* Актуализация рутин организмов в структуре дальних условий // Проблемы защиты здоровья и продуктивности животных от загрязнений токсическими веществами. М.: ВАСХНИЛ, 1980. С. 24-26.
- Ермолов В.В., Ковальский В.В., Судзицкая Н.Г.* К биогенетическому районированию клязынской территории // Тез. докл. IX Всесоюз. конф. по проблемам микроэкологии в биологии. Киев: Изд-во АН УССР, 1981. С. 22-25.
- Ермолов В.В., Лепунова С.В., Алексеева С.А. и др.* Гигиеническая экология организмов в условиях Южно-Ферганского рутинного субрегиона биосферы // Тр. Восточ. лаб. АН СССР, 1991. Т. 22.
- Ершов Ю.А., Плетникова Г.В.* Металлы токсического действия неорганических соединений. М.: Медицина, 1989. 272 с.
- Жакинко Н.Ж.* Изучение здоровья населения промышленного города в экологическом аспекте // Социально-гигиенические аспекты здоровья населения Кизилташа. Алма-Ата, 1990. С. 72-78.
- Жибомов Л.В.* Активность ряда ферментов крови и тканей отдельных органов при длительном воздействии диоксида // Гигиена и санитария, 1982, № 10. С. 77-79.
- Жуковская Г.А.* К понятию микрофлоры растений в круговороте углерода // Журн. общ. биологии, 1970, т. 31, № 4. С. 286-303.
- Землянский И.Я., Байбур В.М., Крун И.В., Землянская Л.Г.* Поневротический диагноз. Киев: Вища шк., 1989. 311 с.
- Зейдман Ф.Р.* Мелкозерная заболоченная почва Печерского озера РСФСР. М.: Колос, 1981. 135 с.
- Зейдман Ф.Р.* Мелкозерная почва. М.: Изд-во МГУ, 1987. 304 с.
- Зейдман Ф.Р., Наронова Р.П.* Моделирование газообращения на разных горизонтах в условиях проточной и застойной рекляры // Проблемы почвоведения. М.: Наука, 1978. С. 79-86.
- Зейдман Ф.Р., Наронова Р.П.* Состояние системы кровообращения человека как один из критериев качества окружающей среды // Охрана окружающей среды в здоровье. Тез. докл. общ. науч.-практ. конф. Полтава, 1986. С. 61-63.
- Зерина Е.С.* Лесоводство как основной инструмент оптимизации ландшафтного баланса // Рациональное природопользование в охране среды на БАМе. Иркутск, 1978.
- Зерцарев А.Г.* Неврозы у детей и подростков. Л.: Медицина, 1968. 248 с.
- Землянский И.Я., Бердыш О.В.* Влияние антропогенных факторов окружающей среды на процесс формирования патологии у детей // Гигиена населенных мест, 1991, № 10. С. 13-16.
- Землянский И.Я., Петриченко А.Е., Бердыш О.В. и др.* Роль физических факторов в формировании патологии окружающей среды на примере населения // Гигиена и санитария, 1989, № 10.
- Землянский И.Я., Стеня Е.Ф., Зейдман Ф.Р. и др.* Изучение функционального состояния органов и тканей органов пищеварения населения в Черномозжовском районе в результате аварии на ЧАЭС // Итоги науки и техники: экология и природопользование. М.: Наука, 1991. Т. 10. С. 1-16.
- Землянская Л.Г., Высокот Г.И.* Влияние тяжелых металлов, тяжелых металлов среды и биогенных элементов на фитоценоз в проточном мезокосмосе // Биология внутренних вод. Информ. бюл. Санкт-Петербург, 1992, № 91. С. 1-16.
- Зырян И.Г., Черныш Н.А.* Трансформация соединений свинца в дерново-подзолистой почве / Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Тр. V Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1989.
- Иванович В.А.* Критериями значимости системы адресной системы при установлении степени среднего риска для населения // Актуальные проблемы гигиенической регламентации химических факторов в объектах окружающей среды. Тез. докл. Всесоюз. конф. Пермь, 1989. С. 72-73.
- Иванова К.В.* Географическое моделирование и физико-географические системы // География и статистика. Л.: Изд-во ЛГУ, 1982. 135 с.
- Иванова Ю.Г., Кочуров Б.И.* Природоохранное зонирование территории административной области / Ландшафтный анализ природопользования. М.: Ин-т географии АН СССР, 1987. С. 17-24.
- Иванов А.М.* Виноградовичи. М.: Учен. зап., 1986. 127 с.
- Иванова Ю.А.* Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеоиздат, 1984. 360 с.
- Иванова Ю.А., Антонов Ю.А., Андреев Г.А.* Антропогенный рост содержания твердых взвешиваемых частиц в атмосфере и глобальные почвенные климаты // Тез. докл. III Всесоюз. совещ. по проблемам загрязнения атмосферы и глобальные почвенные климаты. Тез. докл. III Всесоюз. совещ. по проблемам загрязнения атмосферы. М.: ГЕОХИ РАН, 1991. Т. 2. С. 220-221.
- Иванов В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва-растения. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
- Иванович А.П.* Связи между питанием и здоровьем населения // Питание и здоровье населения в условиях экологических изменений в СССР // Образование и здоровье населения. Новосибирск: Наука, 1990. С. 15-16.
- Иванова В.А.* Физиология функциональные состояния головного мозга человека в норме и при патологии // Механизмы деятельности мозга. Л.: Наука, 1988. X. 1. Нейрофизиология человека.
- Иванова В.А.* Нейрофизиология функциональных состояний головного мозга и деятельности мозга // Тез. докл. Всесоюз. совещ. по проблемам загрязнения атмосферы и глобальные почвенные климаты. Тез. докл. III Всесоюз. совещ. по проблемам загрязнения атмосферы. М.: ГЕОХИ РАН, 1991. Т. 2. С. 220-221.
- Иванов Р.В., Игнатьев Н.Р., Фомин А.П., Афанасьев Л.И.* Взаимосвязи почвенной среды и здоровья. Новосибирск: Наука, 1989. 167 с.
- Иванович А.П.* Микроэкологические процессы в металлах. Алма-Ата: Наука, 1984. 268 с.

- Иван Г. С.* Информационно-советующая система управления качеством окружающей среды / Казро-во // Тр. III Всесоюз. науч. сем. конф. "Проблемы разработки и эксплуатации систем и средств контроля загрязнения окружающей среды". Казань, 1989. С. 66-67.
- Иваненко А. Г.* Физико-географическое картирование. Л.: Изд-во ЛГУ, 1961. Ч. 3. 268 с.
- Иваненко А. Г.* География сегодня. М.: Просвещение, 1979. 192 с.
- Иваненко А. Г.* Оптимизация природной среды. М.: Мысль, 1980. 264 с.
- Кабанов П. И., Пендик А., Пендик Х.* Микроэлементы в почвах и растениях М.: Мир, 1989. 439 с.
- Казанов В. С.* Организация медицинской помощи населению в зонах Белорусии, затронутой радиоактивными осадками в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Тез. докл. VIII Респ. съезда геронтологов БССР. Минск, 1990. С. 3-5.
- Казанова В. И., Литвинина Н. Н., Гасимова Э. М., Лозинина Е. В.* Антропогенные факторы окружающей среды малой интенсивности и проблема старения организма // Тез. докл. конф. Медико-биологические и опираемые экономические аспекты охраны окружающей среды в индустриально развитых регионах. Пермь, 1990. С. 28-29.
- Казан Э. М., Литвинина Н. А., Шорин Ю. П.* Эколого-физиологические аспекты адаптации приморского нового коллектива // Проблемы социальной экологии в условиях научно-технической революции. Новосибирск, 1987. С. 92-101.
- Казан Э. М., Рифтин А. Д.* Использование автоматизированных систем для прогностической оценки здоровья в условиях интенсивных антропогенных воздействий // Тез. докл. VII Всесоюз. конф. по выделоческой физиологии. Ашхабад, 1989. С. 130-131.
- Каличенко В. П.* Биосфера и адаптация. Новосибирск: Наука, 1973. 216 с.
- Каличенко В. П.* Современные аспекты адаптации. Новосибирск: Наука, 1980. 190 с.
- Каличенко В. П.* Очерки теории и практики экологии человека. М.: Наука, 1983. 260 с.
- Каличенко В. П., Усманов В. И.* Вернадского о биосфере в ноосфере. Новосибирск: Наука, 1989. 246 с.
- Каличенко В. П., Басисий Р. М., Березина А. П.* Доврачебная диагностика в практике московского областного населения. Л.: Медицина, 1980. 208 с.
- Калишанина И. В., Гаркуша Ф. А.* Некоторые данные научных исследований влияния пестицидов на здоровье населения Краснодарского края // Актуальные вопросы экологии и охраны природы Азовского моря в Восточного Приазовья. Краснодар, 1990. С. 231-234.
- Калишанина М. М.* Эволюция биосферы. М.: Наука, 1979. 256 с.
- Карачен И. И., Гель В. И.* Гигиенические критерии радиационного загрязнения аварийных выбросов Чернобыльской АЭС // Тез. докл. науч.-практ. конф. "Итоги оценки медицинских последствий аварии на Чернобыльской АЭС". Киев. М-во здравоохранения УССР, 1991. С. 93-94.
- Карпачев Ю. В., Прущак Ф. М., Гречина М.: Росгидроиздат, 1986. 119 с.*
- Карпачев М. А., Сарбеев Е. К.* Роль среды обитания в частоте рака пищевода // Тез. докл. III съезда геогр. об-ва КазССР "Экологические проблемы Казахстана". Алма-Ата, 1990. Ч. 2. С. 46-47.
- Карпычевский Л. О.* Построга почвенного покрова в лесном биоценозе. М.: Изд-во МГУ, 1977.
- Карпузин А. И.* Использование растений железа из железорганических комплексов // Изв. ТСХА, 1980. Вып. 3. С. 89-95.
- Касимов Н. С.* Палеогеография ландшафтов степей в пустынь (на примере Казахстана): Автореф. дис... д-ра геогр. наук. М., 1983. 56 с.
- Касимов Н. С.* Геохимия степей в пустынных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1988. 234 с.
- Касимов Р. А.* Изучение последовательности прерывающего действия пестицидов в условиях умеренной и высокой температуры воздуха // Гигиена и санитария, 1987. № 8. С. 69-70.
- Катурица Н. С., Ноздрюнова К. М.* Учет миграции некоторых соединений в почве с помощью люминесцентных хроматографических колонок // Почвоведение, 1980. № 12. С. 116-122.
- Келлер А. А.* Геоэкологические проблемы в медицинской географии // Геоэкология: глобальные проблемы. Материалы к IX съезду Геогр. об-ва СССР. Казань, сент. 1990 г. Л., 1990. С. 30-36.
- Кирико Н. И.* Зависимость онкологической заболеваемости от онкологической обстановки // Проблемы рационального природопользования и экологическая экспертиза. Краснодар, 1990. С. 100-101.
- Кирпиченко Л. Н., Сурган Л. И., Баранникова Е. И.* Показатели протоэкологической системы платных критериев в комплексной оценке состояния здоровья населения // Тез. Респуб. конф. "Научно-практические аспекты сохранения здоровья людей, подвергшихся радиационному воздействию в результате аварии на Чернобыльской АЭС". Минск. М-во здравоохранения БССР, 1991. С. 63-64.
- Кисиченко Л. П., Гринин В. В., Шиленко Ю. В.* Социально-экономические аспекты охраны здоровья населения. М., 1989. Вып. 3. С. 129.
- Кисмет СССР.* Вып. 3. Л.: Гидрометеоиздат, 1963. 248 с.
- Кисмет А. П.* Ингибиторы платины крови, их функция в метаболизме // Биохимия липидов и их роль в обмене веществ. М.: Наука, 1981. С. 45-75.
- Кисмет А. П., Никольцева Н. Г.* Дислипидемия и ишемическая болезнь сердца. М.: Медицина, 1990. С. 71-75.
- Кисмет М. А., Демченко В. Ф., Кучак Ю. А.* К методологии биоиндикаторности пестицидов // Актуальные проблемы гигиенической радиометрирования химических факторов в объектах окружающей среды // Тез. докл. Всесоюз. конф. Пермь, 1989. С. 47-48.
- Клибик К. И., Клифаринова Н. В.* Распределение углерода в растениях и почвах основных биомов степей // Тез. докл. III Всесоюз. съезда по геохимии углерода. М.: ГЕОХИ РАН, 1991. Т. 2. С. 224-225.

- Ковальский А.Л. Особенности формирования рунных биогеоценозов в условиях Новосибирска. Наука, 1975. 115 с.
- Ковальский А.Л. Биогеоценозы лесных рунных месторождений. М. Наука, 1991. 294 с.
- Ковальский Л.Г. Оценка общей адаптационной реакции организмов в токсикометрии // Актуальные проблемы токсикологии. Тез. докл. пленарн. сессии молодых ученых в спец. пробн. конф. "Научные основы гигиены труда и профпатологии", сент. 1989 г. Пермь, 1989. С. 10-11.
- Ковальский В.В. Новые направления в изучении биологической жизни сельскохозяйственных животных в связи с изучением биогеоценовских процессов. М.: МСХ СССР, 1957. 47 с.
- Ковальский В.В. Геоэкологическая экология и ее экологическое направление // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1963. № 6. С. 94-99.
- Ковальский В.В. Геоэкологическая экология // Абстракт и начальные статьи экологии жизни. М. Наука, 1968. С. 188-197.
- Ковальский В.В. Регионы биосферы – основа биогеоценологического районирования // Биосфера и ее ресурсы. М.: Наука, 1971. С. 90-131.
- Ковальский В.В. Некоторые задачи геоэкологической экологии // Очерки современной геоэкологии и аналитической климатологии. М.: Наука, 1972. С. 514-520.
- Ковальский В.В. Успехи изучения макроэлементов в животноводстве СССР // Макроэлементы в биосфере и их применение в сельском хозяйстве и медицине Сибири и Дальнего Востока. Улан-Удэ, 1973.
- Ковальский В.В. Химическая экология. Очерки. М.: Наука, 1974а. 300 с.
- Ковальский В.В. Химическая среда, здоровье, болезни // Теория и методика географической экологии человека. М., 1974б. С. 95-111.
- Ковальский В.В. Геоэкологическая экология – основа системы биогеоценологического районирования // Тр. Биоготим. лаб. АН СССР. 1978. Т. 15. С. 3-21.
- Ковальский В.В. Пятьдесят лет биогеоценологической лаборатории // Там же. 1979а. Т. 17. С. 3-11.
- Ковальский В.В. Современные задачи в проблеме биосферы // Там же. 1979б. Т. 17. С. 12-29.
- Ковальский В.В. Системная организованность биогенного цикла химических элементов // Там же. 1981. Т. 19. С. 189-202.
- Ковальский В.В. Геоэкологическая среда в жизни. М.: Наука, 1982. 78 с.
- Ковальский В.В. 60 лет биоготимии в СССР // Тр. Биоготим. лаб. АН СССР. 1983а. Т. 20. С. 5-24.
- Ковальский В.В. Биогеоценологическое районирование в геоэкологической экологии // Там же. 1983б. Т. 20. С. 1-22.
- Ковальский В.В., Сукачев В.Л. Кременные субрегионы биосферы СССР // Там же. 1990. Т. 18. С. 1-10.
- Ковалева В.А. Основы учета о почвах. М.: Наука, 1973. Т. 1. 446 с., Т. 2. 467 с.
- Ковалева В.А. Биогеоценологические циклы в природе и их нарушение человеком // Биогеоценологические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 19-45.
- Ковалева В.А. Биосфера и почвенный покров // Тр. Биоготим. лаб. АН СССР. 1979. Т. 17. С. 46-54.
- Ковалева В.А. Биогеоценология почвенного покрова. М. Наука, 1985. 265 с.
- Ковалева Л.А. Геоэкология организмов в условиях образования черных сланцев в Ангольском бассейне Атлантического океана // Геоэкология. 1987. № 1. С. 102-120.
- Колганов О.М. Устойчивость экологических систем в проблеме нормирования антропогенного воздействия // Проблемы экологии Прибайкалья: Тезисы докл. III Всесоюз. науч. конф. Иркутск, 1988. Ч. 2. С. 22.
- Коллек А.С., Анисимов Л.А., Шройт И.Г. и др. Изменчивость статуса у детей в условиях химического загрязнения окружающей среды // Экологическая медицина. 1987. № 3. С. 6-9.
- Колб В.Г., Камышников В.С. Справочник по климатической химии. Минск: Беларусь, 1982. 166 с.
- Колесников С.И., Навин В.В., Селезнев А.В. и др. Беременность в токсикантах. Новосибирск: Наука, 1986. 160 с.
- Колычский Э.И. Эволюция биосферы. Историко-критические очерки исследований в СССР. Л. Наука, 1990. 236 с.
- Колычнев С.С., Кутузова С.Л., Карацманов Е.Л., Чепурнов С.Е. Сравнительная оценка физического рельефного индекса риска в зерносажающих районах Кубани в связи с применением пестицидов // Пестициды и здоровье. Краснодар, 1989. С. 47-53.
- Комаров Ф.И., Романов Ю.А., Моисеев И.И. Хрономедицина – новое направление в медико-биологической науке и практике // Хронобиология и хрономедицина. М. Медицина, 1989. С. 5-16.
- Котанен В.А., Ковальский Л.Г., Пичин И.Л. Оценка общей реактивности организмов как критерий вредного действия экотоксикантов // Актуальные проблемы гигиенического регулирования химической факторов в объектах окружающей среды. Тез. докл. Всесоюз. конф. Пермь, 1989. С. 86-89.
- Коричнев Ю.Е., Хридов Л.И. Экология человека. Прогнозные разработки '01-89 // Тез. докл. V Сиб. науч. практ. конф. по проблемам науч.-техн. экологии. Новосибирск, 1990. С. 204-205.
- Коршунова Е.П. Гигиеническая оценка микробиологического действия смеси микробов: формальдегидная ассоциация и в сочетании с повышенной температурой и влажностью воздуха // Гигиена и санитария. 1988. № 10. С. 13-15.
- Кослапов А.Б., Кошкарте А.В. Экологическое совершенствование в медико-географическом картографировании // Эколого-географические картографирования в районировании Сибири. Новосибирск: Наука, 1990. С. 57-64.
- Котляков И.А. Характеристика сезонных колебаний заболеваемости в временной структуре груд-

- способности работников сельского хозяйства // Социально-гигиенические аспекты охраны труда. ОС в здоровом населении в условиях сельскохозяйственного и промышленного производства. Рязань, 1989.
- Кочуров Б. И., Иванюк Ю. Г. Оценка эколого-кажественного состояния территории административного района // География в природ. ресурсах. 1987. № 4. С. 68-76.
- Кочуров Б. И., Иванюк Ю. Г. Оценка структуры ландшафтного комплекса Московской области по экологическим показателям // Взаимодействие физической и экономической географии. М., 1988.
- Кочуров Б. И., Иванюк Ю. Г. Ноосферный подход к организации территории (на примере Усть-Кокшанского района Горно-Алтайской области) // География в природ. ресурсах. 1991. № 3. С. 74-81.
- Крайнов С. Р. Геохимия редких элементов в космических водах. М.: Недра, 1973. 293 с.
- Крайнов С. Р., Швец В. М. Основы геохимии подземных вод. М.: Недра, 1980. 286 с.
- Крайнов С. Р., Швец В. М. Геохимия подземных вод токсично-активного плазмачемия. М.: Недра, 1987. 237 с.
- Кривушкин А. А. Проблемы экспериментального ландшафтознания. Новосибирск: Наука, 1979. 233 с.
- Криворуцкий Д. А., Сивинкин А. М., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Экологическое нормирование на примере радионуклидного и токсического загрязнения экосистем // Методы биологизации окружающей среды в районах АЭС. М.: Наука, 1988. С. 4-16.
- Кружалов Ю. В. Микрофлора почвы в пустыни. М.: Агробиологиздат, 1991. 128 с.
- Крыжичев Н. М. Трофические взаимоотношения зоо- и фитопланктона. М., 1969.
- Кудряков В. Н. Цели азота в почве и его трансформации под известными удобрениями. М.: Наука, 1991.
- Кудряков А. Ю. Влияние выноса азот фосфорных удобрений на урожай и качество зерна сельскохозяйственных культур // Агробиология. 1966. № 5. С. 43-52.
- Кудряков А. Ю. Степень снижения активности иона $H_2PO_4^-$ под растением и ее восстановление в почвах с различной фосфорной буферной способностью // Агробиология. 1971. № 12. С. 19-27.
- Кудряков А. Ю. Участие фосфорных удобрений в круговороте фосфора // Экологические проблемы применения удобрений. М.: Наука, 1984. С. 61-124.
- Кудряков А. Ю. Миграция фосфора с удобрениями и изменение запасов его в различных почвах СССР // Почвоведение. 1987. № 2. С. 67-74.
- Кудряков А. Ю. Возможные изменения в окружающей среде в связи с широким применением фосфорных удобрений // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Физ.-мат. науки. 1989. № 4. С. 598-604.
- Кудряков А. Ю. Ландшафтная активность техногенных фосфатов и снижение эффективности барьеров в циклах органических элементов // Экспериментальная экология. М.: Наука, 1991. С. 133-165.
- Кудряков А. Ю., Коварская М. Э. Влияние фосфатов удобрений на растворимость соединений Са, Mg, Mn, Zn, Al в Fe серой лесной почве // Почвоведение. 1989. № 8. С. 26-34.
- Кузнецов А. Г. К физиологии экстремальных воздействий на организм // Экологическая физиология человека: Адаптация человека к экстремальным условиям среды. М.: Наука, 1979. С. 5-18.
- Кузнецов М. С., Галтунов Г. П. Эрозия почв. М.: Изд-во МГУ, 1985. 91 с.
- Кузнецов С. И., Новик М. И., Лавинина Н. Н. Введение в геологическую микробиологию. М.: Изд-во АН СССР, 1962. 239 с.
- Кузьмин Ю. Э. Древесные растения в промышленности. М.: Наука, 1974. 126 с.
- Курданов В. К., Кимельманский А. В., Красиков В. В. О алмазах ГЭЦ на экологическую обстановку гаров Благовещенска // Пробл. экологии человека в Сибири 1990. Т. 2. С. 17-18. Лабораторные работы и исследования в алмазах. Сергачевский. Под ред. В. В. Меньшикова. М., Мещеряков, 1987. 366 с.
- Лавинина Ю. М. Распределение химических элементов в природной среде Природных и влиятельных телосистем на организм. Агробиологиздат. М.: Агробиологиздат, 1989. 48 с.
- Лавинина Ю. М., Петровский В. Хромото-час-спектрометрический анализ органических веществ, загрязняющих окружающую среду // Проблемы фоновой мониторинга состояния природной среды. Л.: Гидрометеоиздат. 1987. Вып. 5. С. 184-199.
- Лавинина Ю. М., Воронцова Ф. И., Долгушина И. Ю. и др. Современное состояние и особенности разработки природоохранительных норм // Научные подходы к определению норм санитарии на ландшафты. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988. С. 15-34.
- Ленин А. П. Повижение устойчивости в биологии. Математические аспекты // Человек в биосфере. М.: Изд-во МГУ, 1976. Вып. 1. С. 138-174.
- Лепункин С. В., Ковалевский В. В. Геохимическая экология микробиотических. М.: Наука, 1978. 147 с.
- Линник В. Г. Моделирование рационального геохимического цикла // Моделирование процессов земного логического развития. М.: ВИНТИСИ, 1989. № 7. С. 43-50.
- Литвишина Т. П. К оценке радионуклидного загрязнения окружающей среды в Якутии // Восточный региональный геохимический симпозиум и симпозиум. Якутия, 1990. Вып. 3. С. 37-38.
- Лукин Г. А., Костомарова Л. Г. Стратегия управления. М.: Мысль, 1989. 54 с.
- Лысенко Г. В., Волкострув Л. П. Влияние санитарии микробиологической окружающей среды на заболеваемость растений молочной челочкой // Микробиология в биологии и ее применение в медицине и сельском хозяйстве в медицине (Америка). 1990. С. 465-466.
- Лысенко Г. А. Фитопланктон от Неро // Современное состояние микробиологии от Неро. Рыбинск, 1991.
- Мазюков С. Х. Влияние изменений баланса углерода в углеродном цикле и выделении метаболитов на состояние биосферы // Тез. докл. III Всесоюз. совещ. по геохимии углерода. М.: ГИОХИ РАН, 1991.

- Мендичук Т.П. Анализ факторов, определяющих конкурентность соседней митлаоы // Методические в биологии и их применение в сельском хозяйстве и медицине. Самарка, 1990.
- Мельников Ю.М. Неора - автономна биоформа. М.: Неора, 1990. 159 с.
- Мельник С.В. Индивидуальные особенности системных с дисбалансом вегетативной моты. М., 1985. Док в ВНИИТИ 16.12.1985. № 8676-В.
- Мелоча Д.П. Биогеографический метод поиска рудных месторождений. М.: Изд-во АН СССР, 1963.
- Мельник И.Н., Никольский В.А., Пучков Э.М. Современное состояние ландшафтов Московской области // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. 1987. № 6. С. 45-53.
- Мельничко А.В. Моделирование антропогенного нарушения среды // Региональные ландшафтно-географические исследования. Иркутск: ИГ СО АН СССР, 1986. С. 144-150.
- Мельничко А.В., Селезнев Ю.М., Бураков Б.М. Геоаналитический метод изучения динамики углекислого газа в почве // География и природ. ресурсы. 1988. № 1. С. 153-156.
- Мещалев С.М., Козина Л.А. Геоэкология луга. М.: Наука, 1975. 230 с.
- Меричин А.М., Шенченко Л.Н., Гриняцкий В.Т. Ландшафтно-геофизические и геохимические подходы к определению антропогенно-геофизических и геохимических зонирований к определению антропогенно-технологических нагрузок на почвенные ландшафты (во дальних стационарных исследованиях) // Научные подходы к определению норм нагрузки на ландшафты. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988.
- Мартынов А.В. Экспериментальное моделирование техногенного воздействия // География и природ. ресурсы. 1984. № 4. С. 69-73.
- Меркулов А.В. Динамика вещества в экосистемах при усложняющемся техногенном воздействии. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Иркутск, 1985. 20 с.
- Мельников В.А. Исследования трансформации органических веществ промышленными предприятиями в чернозёмной почве. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1975. 25 с.
- Медведева В.Г., Сельская В.В., Лободы А.Ю. Некоторые подходы к защитно-приспособительных реакций детского организма в их связи с антропогенными факторами в сельском хозяйстве // Пестициды и здоровье населения. Киев: М-во здравоохранения УССР, 1990. 20 с.
- Мерестин Ф.З. Основные закономерности индивидуальной адаптации. Общед. механизмы адаптации в реакции стресс-реакции, основные стадии стресса // Физиология адаптационных процессов. М.: Наука, 1986.
- Мельников Н.И. О риска антропогенных поступлений // Защита растений. 1991. Т. 9. С. 13.
- Мельников Н.И. Экология в постиндустриальном обществе // Экология. 1989. № 10. С. 128-141.
- Мельников Н.Ю. Сохранение ландшафтов "а" в парижском в проточном мезоклимате и в эксперименте с рыбами // Биология внутренних вод. Изд-во: б.г. Санкт-Петербург, 1992. № 91. С. 94-107.
- Методические рекомендации: Изучение влияния загрязнителей почвы на здоровье населения. Киев: М-во здравоохранения УССР, 1990. 20 с.
- Методы почвенной микробиологии в биологии. М.: Изд-во МГУ, 1991. 303 с.
- Медведева А.Ж., Рунтуал Р.Х., Эмис И.В. Отдых на природе как природоохранный ресурс. Рига: Зинтис, 1982. 159 с.
- Миллер Г.П., Петлин В.Н., Галабиды И. О динамике и устойчивости природных территориальных комплексов // Вопр. географии. 1982. Вып. 121. С. 38-44.
- Минченко В.А., Мельничко Т.П. Экспертная система качественной оценки в прогнозировании влияния краткосрочного загрязнения атмосферного воздуха // Тех. докл. Всесоюз. науч.-техн. конф. Проблема загрязнения за здоровьем населения промышленных городов. Иркутск, 1989. С. 135.
- Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Зельбин Ю.А. Современное состояние и тенденции развития агроландшафтов. М.: ВНИИТИ, 1991. 183 с. (Итоги науки и техники. Растениеводство. Т. 11).
- Минченко В.Т. Качественная оценка действия агроэкологических удобрений в системе почва-растение-организм // Обращение к агроэкологии. М.: Изд-во АН СССР, 1980.
- Минченко С.Л. Качественная регламентация содержания нитратов в продуктах растениеводства и почвы в условиях ЭССР. Автореф. дис. ... канд. мед. наук. М., 1981. 24 с.
- Михайлов В.В., Селезнев Д.И. Влияние антропогенной урбанизации на токсические проявления региональных почв // Почва и санитария. 1987. № 7. С. 56-60.
- Михалева М.И., Горюхина В.И. О единстве природно-техногенно-геохимических и антропогенных процессов в почвенной микробиологии // Тех. докл. Всесоюз. конф. "Методология экологического мониторинга". Харьков, 16-20 апр. 1990 г. Харьков, 1990. Ч. 1. С. 30.
- Министин Е.И. Ассоциация почвенных микроорганизмов. М.: Наука, 1975. 198 с.
- Мовсис в методика оценки антропогенных изменений гидрохимии. Новосибирск: Наука, 1986. 34 с.
- Митченко Т.А. Эколого-экономическая оценка эффективности природоохранных условий. Саратов: ИГиМ Сарат. ун-та, 1989. 232 с.
- Молчанов А.А. Современное состояние почвенной гидрохимии в СССР в их развитии. Тех. и экон. М.: Наука, 1986. С. 11-38.
- Морозов И.И. Загрязнение мирового океана генетически мутациями (Новые вызовы на пути к экологической безопасности). ЖВХО. 1990. Т. 35. № 5. С. 640-644.
- Мотурова Г.В. Природа и методы почвенно-химического мониторинга. М.: Изд-во МГУ, 1989. 107 с.
- Муромовский С.Д. Роль географических факторов в формировании географических комплексов. Докл. географии. 1948. Вып. 9. С. 95-110.
- Муромов Э.А., Журавлев С.В., Рыжиков Н.И. Изучение микробиоты и миды на фитофторозе. Докл. Докл. ТУСХА. 1971. Вып. 169. С. 82-88.

- Муроз В И Химизация ольхового койзиста - фактор риска заболеваемости населения // Геохимия техногенета. Минск, 1991. С. 196-197
- Надрова Г В Гидрологическая роль почвы. Л.: Наука, 1981. 215 с.
- Научно-обновленная система земледелия в Самаркандской области Узбекской ССР. Ташкент: Маълум, 1988. 184 с.
- Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты // Докл. XXIV науч.-кооп. совещ. по тем. СЭВ. 111.2. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988. 282 с.
- Нефз Э Теоретические основы ландшафтознания. М.: Прогресс, 1974. 220 с.
- Нестанов И К, Сулей Ю П, Савиных Г Б О связи между элементами геохимии среды обитания и здоровьем человека (на примере сахарного диабета) // Геохимия техногенета: Тез. докл. II Всесоюз. совещ. Минск, 1991. С. 204-205.
- Нечемская Н И, Свет Ю Е Геохимические принципы выделения предельно допустимых концентраций химических элементов в почвах // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. С. 10-18.
- Нестерова Т Л, Бабкина Э И О возможности образования метаболитов ДДТ из ксенона // Загрязнение почв в сопредельных сред. М.: Гидрометеоиздат, 1990. Вып. 17(145). С. 73-76.
- Нефедов Т Г Проблемы природопользования: Методические подходы к изучению, картографированию, районированию // Изв. АН СССР. Сер. геогр., 1990. № 4. С. 71-85.
- Нефедов Т Г Методические подходы к оценке интенсивности ольхового койзиста // Там же. 1990. № 8.
- Нечелов Е Г Ландшафтно-геохимическое нормирование дымчатого состояния геохимии // Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988. С. 245-255.
- Никаноров А М, Тарасов Н Н, Трунов Н М и др. Проблемы нормирования качества поверхностных вод в натурном моделировании антропогенного воздействия на водные экосистемы. Л., 1988.
- Никитин В И и др. Выделение нитратов в водери азота в условиях интенсивного применения удобрений // Крутоворок и баланс азота в системе почва-удобрение-растение-вода. М.: Наука, 1979.
- Николаев А И, Кашинич Л А, Атабаев Ш Т. Пестициды и мутагенез. Алма-Ата: Медицина, 1988.
- Николаевский В В Роль генетической системы в металлизме действия природных факторов // Климатические и перформированные физиологические факторы в профилактике и реабилитации больных бронхо-легочными и сердечно-сосудистыми заболеваниями: Тез. докл. респ. науч. конф., посвящ. 75-летию Ялтинского НИИ им. М. Сеченова. М., 1989.
- Нылова Г А, Лопунов С В Накопление микроэлементов почвенной микрофлоры в условиях Суздальской санитарно-циклоиды биологической провинции // Экология, 1981. № 5. С. 89-94.
- Номоконова В И Закономерности порничной продукции фитоплактона Кубышевского водохранилища: Автореф. дис. - канд. биол. наук. Иркутск, 1991. 24 с.
- Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. Всесоюз. совещ. М.: Ин-т географии АН СССР, 1988. 188 с.
- Обзор фоновых состояний окружающей природной среды в СССР за 1989 г. М.: Гидрометеоиздат, 1990.
- Обухов А И Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами в мероприятиях по их устранению // Поведение подпочвенных в почвах и ландшафтах. Пушкено: ОНТИ НЦНИ. 1990.
- Обухов А И, Шалыгин М А Миграция и трансформация соединений свинца в дерново-подзолистой почве // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Тр. V Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 194-199.
- Одум Ю Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Одум Ю Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с. Т. 2. 376 с.
- Ожegov С И Словарь русского языка. 10-е изд. М.: Сов. энциклопедия, 1973. 846 с.
- Опополь Н И Гигиеническая оценка сульмарного поступления нитратов в организм человека с продуктами питания в вороб: Автореферат дис. ... д-ра мед. наук. М., 1990. 34 с.
- Опополь Н И Натриевое загрязнение растительных продуктов питания как гигиеническая проблема // Здоровьеграфика. 1991. № 1. С. 23-27.
- Опополь Н И, Добранская Е В Натриет: гигиенические аспекты проблемы. Кашинев: Гигиена, 1986.
- Осипин В А, Соколов Д К Методические подходы к прогнозированию здоровья населения в связи с воздействием факторов окружающей среды // Гигиена и санитария. 1989. № 12. С. 43-47.
- Остриуков С А Некоторые аспекты оценки биологической активности коммюбиотлов // Вести. МГУ. Сер. 16. Биол., 1990. № 2. С. 27-34.
- Оценка влияния койзиста на природу Воздействие - влияние - последствия. Брно, 1985. Т. 1.
- Павлов А В, Борисов Н Ф, Гуляев В С, Григорьев В А К проблеме влияния пестицидов на здоровье (Обзор) // Гигиена и санитария. 1991. № 4. С. 60-63.
- Павловская Н А Сравнительные аспекты радиационной и экспериментальной биотехнической исследования в гигиене // Сборник научных трудов МНИИГ им. Эрисмана. М.: МНИИГ, 1987. С. 103-107.
- Павловская Ф И Миграция радионуклидных продуктов глобальные выгоды в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 216 с.
- Панин Л Е Иммунологическая защита организма как гомеостатическая детерминантная система // Здоровье человека в условиях НТР. Методы аспекты Новосибирск: Наука, 1989. С. 100-107.
- Паукавичук Г, Грабушкин И Опасность антропогенные нагрузки и противодействия изменений геохимических ландшафтов Литовской ССР // Географической прогно. теории, методы, региональный аспект. М. Наука, 1986. С. 56-63.

- Паулювич Г., Грабаркина И. Устойчивость природных систем к антропогенным воздействиям. Вильнюс: Моклас, 1989. 112 с.
- Переушина Р.И., Малахов С.Г. Повышенность металлов, поступающая на почву в составе выбросов промышленных предприятий // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Тр. V Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 171-179.
- Перельман А.И. Геохимические ландшафты СССР // Физико-географический атлас Мира. М.: ГЭИК, 1964. Л. 238. С. 297-298.
- Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк., 1975. 331 с.
- Перельман А.И. Геохимия биосферы и ноосферы // Биогеохимические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 86-98.
- Перельман А.И. Геохимия. М.: Наука, 1979. 423 с.
- Перельман А.И. Геохимия (учебник для геологических специальностей вузов). Изд. 2-е, перераб. и доп. М.: Высш. шк., 1989. 528 с.
- Перельман А.И. Взаимосвязь учения о биогеохимических процессах в геохимии ландшафта // Тр. 1-го геохим. лаб. АН СССР, 1992. Т. 23.
- Петербургский А.В. Обширное покровное поле в условиях распадавших питательных веществ. М.: Высш. шк., 1959. 252 с.
- Петрович Ю.А., Подорожная Р.П. Селеновые и другие селеноорганиды, на биологические значения // Успехи соврем. биологии, 1981. Т. 91, № 1. С. 127-144.
- Петрунова Н.С. Геохимическая экология растений // Абиогенез в начальных стадиях эволюции жизни. М.: Наука, 1968. С. 202-206.
- Петузов Н.И., Новиков А.В. Исследование некоторых психофизиологических реакций при водно-контрастной митогенобразовании у детей // Гигиена и санитария, 1970. № 1. С. 26-28.
- Пинин М.А. Санитария охраны атмосферного воздуха городов. М.: Медицина, 1976. С. 15-47.
- Пинин М.А. Комплексные гигиенические критерии оценки загрязнения атмосферного воздуха. Составление и перспективы развития гигиены окружающей среды. М.: Медицина, 1985.
- Полонская М.М. Особенности типовых, вымышленных описаний и актуальных урбанизации // Актуальные вопросы токсикологии: Тез. докл. пленума совещ. молодых ученых в спец. пробл. комит. "Научные основы гигиены труда и профпатологии". Пермь, 1989. С. 16-17.
- Политкорпоративные биржевые. М.: Центр индустриал. проектов ГИИТ, 1983. Вып. 107. 62 с.
- Полонская М.Г., Смирнова Е.В., Савченко А.А. Некоторые методы оценки антропоэкологического индекса пришлого шлодения промышленной зоны Запорожья // Молекулярно-генетические механизмы внешней регуляции гомеостаза в проблеме митогенетического моделирования. Всесоюз. шк., Шушувское, 19-26 мая 1990 г. Красноярск, 1990. С. 103-110.
- Полыничко В.И., Химич Н.Н., Байда Л.К. Методические подходы к установлению причинно-следственных связей в системе "постыжиры - окружающая среда - здоровье населения" // Проблемы доназологической гигиены окружающей среды. Материалы конф. Л., 1989. С. 179-181.
- Полыничко В.И. Геохимические ландшафты: Вопр. минералогия, геохимия и петрография. М.: Изд. во АН СССР, 1946. 174 с.
- Полыничко В.И. Учение о ландшафте // Вопр. география. 1953. Вып. 33. С. 30-44.
- Полыничко В.И. Избранные труды. М.: Изд. во АН СССР, 1956. 752 с.
- Полыничко В.И., Малахов С.Г., Филаров А.А. Антропогенное влияние на основные леса Подкарпатия. М.: Наука, 1981. 143 с.
- Пономарев Л.В., Дименко И.И., Ильин В.В., Талдыбинский Н.С. Роль некоторых постыжир в антропогенезе, индустриальном антропогенезе // Гигиена и санитария, 1989. № 5. С. 7-9.
- Почвы СССР. Пояр. ред. Г.В. Добровольского. М.: Мысль, 1979. 380 с.
- Прасолов Л.М. Генетические типы почв в почвенные области Европейской части СССР. М.: Изд. во АН СССР, 1939. 164 с. (Почвы СССР. Т. 1).
- Преображенский В.С. Поиск в географии. М.: Просвещение, 1986. 54 с.
- Преображенский В.С., Александров Т.Д. Комплексный анализ 111.2.4 типы СЭВ.111.2 по разработке научных подходов к определению норм антропогенно-токсикогенного воздействия на ландшафт // Экологические основы планирования развития оптимальных структур ландшафта. Прага, 1986. С. 99-108.
- Преображенский В.С., Александров Т.Д., Курьянова Т.П. Основы ландшафтного анализа. М.: Наука, 1988. 192 с.
- Преображенский В.С., Рунов Т.Г. Территориальная организация взаимодействия природы и общества // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1989. № 4. С. 137-140.
- Принципы и методы определения норм нагрузки на ландшафт. М.: Ин-т географии АН СССР, 1987.
- Природа в ближайшем районе первоочередного формирования КАТЭЖа Новосибирск. Наука, 1983.
- Природа, техника, геотехнические системы. М.: Наука, 1978.
- Природные и антропогенные факторы формирования КАТЭЖа. Иркутск. Ин-т географии и биологии Дальнего Востока СО АН СССР, 1980. 161 с.
- Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. М.: Наука, 1985. 143 с.
- Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. Аналитический обзор. М.: ИИИИИ, 1990. 150 с.
- Протасов П.В., Манин А.И. Влияние повышенной концентрации факторов в почве на рост, развитие и урожай хлопчатника // Агробиол. 1964. № 6. С. 139-142.

- Прагоров Б.В. Система понятий в векторе дисциплинах, изучающих систему "среда обитания - население - здоровье" // Географические аспекты экологии человека. М.: Наука, 1975. С. 22-30.
- Примаченко Д.Н. К вопросу о рациональном соотношении корневой системы на материнский субстрат // Избр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1953. Т. 11. С. 229-237.
- Пырина И.Л., Елшарова В.А. Светорифтометрические определения хлорофилла в культурах некоторых водорослей // Биология и продуктивность прикладных организмов. Л.: Гидрометеоиздат, 1971.
- Пырина И.Л., Миченко Н.М. Содержание пигментов фитопланктона в водной толще Рыбинского водохранилища // Флора и продуктивность палатических и литоральных фитопланктона водоемов бассейна Волги. Л.: Гидрометеоиздат, 1990. С. 47-59.
- Пырина И.Л., Сидарова Л.Е. Содержание пигментов фитопланктона в Рыбинском водохранилище в различные по гидрометеорологическим условиям годы (1972-1976 гг.) // Биология и экология водных организмов. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. С. 102-111.
- Работнов Т.А. Луговое земледелие. М.: Изд-во МГУ, 1974. 384 с.
- Равин К.Г. Пространственная полуструктурированность томологических геологических объектов в связи с выделением в условиях Латвийской ССР Рига: Лата. ун-т, 1972. 48 с.
- Ратникова М.П., Сорочкович Н.В. Оценка воздействия хозяйственной деятельности на природную среду // Вестн. МГУ. Сер. 5. География, 1988. № 4. С. 54-59.
- Равленко В.В. Пополнение запасов арктических вод с помощью львов // Гидрологическая роль львов геосистем. Новосибирск: Наука, 1989. С. 131-140.
- Ревич Б.А. Рb, Hg и Cd в биосубстратах населения промышленных городов // Микроэлементы в биологии и их применение в ольском хозяйстве в медицине. Самарканд, 1990. С. 71-73.
- Рейберг Н.Ф. Колодные травы природы // Природа в человеке. 1983. № 6.
- Рекомендации по охране окружающей среды в районной планировке. М.: Стройиздат, 1986. 160 с.
- Резина А.Ю. Механизмы функционирования геосистем // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1988. № 6.
- Резун В.П. Изучение механизмов восстановления нитридных водоемов в ольсе азота в крови и митохондриях печени млекопитающих. Автореф. дис. — канд. биол. наук. Киев, 1988. 18 с.
- Резун Н.К., Столбунов В.Н. Зооэкология оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро Рыбинск. 1991. С. 118-124.
- Робу А.М. Стресс и гипоталамические гормоны. Киевские Штудии, 1989. 220 с.
- Роды А.А. Водный режим почвы и его регуляция. М.: Изд-во АН СССР, 1965. С. 61-72.
- Роды А.А. Система методов в почвоведении. Новосибирск: Наука, 1971. 92 с.
- Романов В.Г. Основы учения об окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1984. 371 с.
- Романов Е.А. Геохимия органического вещества в ольсе. М.: Наука, 1977.
- Роман А.Б. Основания оболочка Земли. М.: Наука, 1980. 80 с.
- Роман О.О. Изучение химических трансформаций в процессе сорбции хлороорганических пестицидов в коллоидированных биопленках при крахмале проб морской ольсы // Гигиена и санитария. 1984. № 10.
- Россомай Л.М. Основы типологии озер в лимнологического районирования: Накопленные данные в ольсе. М.: Наука, 1964. 200 с.
- Рубчинский Б.Л., Михайленко В.М., Осиповская И.Д. и др. О канцерогенной ольности нитритов // Обзорные материалы научно-исследовательских работ в экосистемах. Киев, 1990. С. 27-31.
- Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ. Гигиенические критерии состояния окружающей среды. Женева: Изд-во ВОЗ, 1989. 71 с.
- Рувинко Т.Г. Методы изучения воздействия промышленности на среду в ольсе ольсов // Географические аспекты взаимодействия в системе "человек-природа". М., 1978. С. 36.
- Рувинко Л.Т. Расчет пороговых и подпороговых уровней по натуральным данным о сочетании различных факторов окружающей среды // Актуальные проблемы гигиенического регулирования экологических факторов в ольсах окружающей среды: Тез. докл. Всесоюз. конф. 1989 г. Пермь, 1989. С. 166-167.
- Русский черномор. 100 лет после В.В. Докучаева. М.: Наука, 1983. 304 с.
- Русских Ю.Г. Генетический тип экологии человека // Проблемы экологии человека. М., 1991. Ч. 2.
- Рыбин В.В. Давление и условия южно-сибирских геосистем. Новосибирск: Наука, 1988. 117 с.
- Рыбинский А.М., Ермаков Ю.Г. Загрязнение окружающей среды и природопользование // Вопр. географии. 1978. Вып. 108. С. 47-59.
- Рыбинский С.В. Медико-географические исследования в изучении экологии человека. М., 1986. С. 78-83.
- Савич В.И., Давылов С.Б. Агрохимическая оценка органического вещества почвы // Изв. ТСХА, 1989. Вып. 3. С. 61-64.
- Савлов К.Р., Красильник А.В., Усков М.Н., Заеря Г.А. Геохимические аспекты эколого-медицинских прогнозов состояния здоровья населения Севера // Социально-экологическое развитие и здоровье малочисленных народов Севера. Тез. докл. раб. ольсина. Красноярск, 1990. С. 134-135.
- Савлов О.Ф. Экологические нормирование: проблемы и перспективы // Экология. 1989. № 3. С. 3-11.
- Свет Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Наука, 1990. 335 с.
- Свет Ю.Е., Сидарова Л.Е. Геохимические аспекты выделения экологических факторов промышленных выбросов в гидросфере ольсированных // Вопр. географии. 1983. Вып. 120. С. 45-55.
- Самонин И.И., Попова И.И., Марфина О.В. Детский организм в среде. Формирование физического типа в разных геоэкологических регионах БССР. Минск: Наука и техника, 1989. 269 с.
- Самойлов И.В. Концепция природности развития ольсы систем на выделенных ольсностях и ее последствия

- проблеме экологической защиты биосферы // Восточный анализ окружающей природной среды. Тр. I Сов.-выср. симпози. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. С. 112-120.
- Селитин Д.И., Дюбова Г.А.* Сочетание действия флуорина, высокой температуры и избыточного УФ-облучения в агрохимическом эксперименте // Гигиена и санитария. 1987. № 9. С. 17-19.
- Селин Н.А., Новиков В.С.* Максимально-минимальный адаптивный человек. Л.: Наука, 1984. 146 с.
- Семилетов В.И.* Поглощение минеральных солей растениями. М.: Мир, 1964. 222 с.
- Семилетов В.И.* Современные предположения к созданию алгоритма единого гигиенического нормирования при комбинированном действии факторов окружающей среды // Гигиена и санитария. 1984. № 11.
- Семилетов В.А.* О стабильности в урбанизированных экосистемах // Вестн. МГУ. Сер. 5, География, 1976. № 4.
- Семилетов В.А.* Устойчивость и стабильность природных экосистем // Итоги науки и техники. Теория и общ. вопр. географии. М.: ВИНТИ, 1990. Т. 8. С. 185-206.
- Сдобников О.В., Илларинова Э.С.* Условия эффективного использования фосфорных удобрений. М.: ВНИИТЭИзолютоль., 1979. 80 с.
- Седов К.Р., Горбань А.Н. и др.* Корреляционные аддитивности как метод дискриминации населения // Вестн. АМН СССР. 1988. № 10. С. 69-74.
- Семилетов К.* Возможные изменения климата, вызванные увеличением содержания CO₂ в атмосфере. Химия окружающей среды. М.: Химия, 1982. С. 238-259.
- Селен Г.* Очерки об адаптивном синдроме. М.: Медики, 1960. 254 с.
- Селенский Ф.Н., Селеменов С.М.* Математическое моделирование экологических процессов. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. 250 с.
- Семенов Е.П., Заречный В.Г.* Колкая колодезь температурная пробка как тест для оценки тонких отклонений вегетативной нервной системы у резервистов в процессе адаптации к условиям Южного берега Крыма. М., 1987. Дип. в ВИНТИ, 1987. № 50803.
- Семенов Ю.М.* Дифференциация веществ в степных тоносоэкосистемах (на примере Харановской степи). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Иркутск, 1977. 20 с.
- Семенов Ю.М.* Дифференциация твердой фазы вещества // Вещество в степных геосистемах (на примере Забайкалья). Новосибирск: Наука, 1984. С. 48-64.
- Семенов Ю.М.* Лабораторно-географические исследования для целей рационального природопользования // География в природе. ресурсы. 1985. № 2. С. 22-27.
- Семенов Ю.М.* Роль дифференциации веществ в организации геосистем // Там же. 1989. № 2. С. 30-37.
- Семенов Ю.М.* Лабораторно-географический синтез в организации геосистем. Новосибирск: Наука, 1991.
- Семенов Ю.М., Пурдик Л.Н.* Природные условия в фито-географическом районировании // Природа и хозяйство района первоочередного формирования КАТЭКа. Новосибирск: Наука, 1983. С. 31-42.
- Семенов Ю.М., Чернышев Л.Г., Дубынин С.С. и др.* Географический эксперимент как основа разработки меры природопользования // Оптимизация геосистем Иркутск. ИГ СО АН СССР, 1991.
- Семенов Л.Н.* Лабораторно-географическая неоднородность степных геосистем (по исследованию рыхлых элементов): Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Иркутск, 1987. 19 с.
- Сербодольский И.П.* Динамика окислительно-восстановительных условий в червокиевых почвах Кавказской степи. М.: Изд-во АН СССР, 1953. 438 с. (Вопр. тропической системы земледелия. Т. 2).
- Сизарева Л.Е.* Составление флоры фауны и интенсивность фотосинтеза фитопланктона Рыбинского водохранилища // Флора и растительность водоемов бассейна Верхней Волги. Рыбинск, 1979. С. 88-92.
- Сизарева Л.Е.* Сохранение и фотосинтетическая активность хлорофилла фитопланктона Верхней Волги. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1984. 24 с.
- Сизарева Л.Е.* Первичная продукция фитопланктона оз. Неро // Современное состояние экосистем оз. Неро. Рыбинск, 1991. С. 48-57.
- Сизарева Л.Е.* Способ определения качества воды. А. с. 1716400. СССР. Опубл. 1992. Бюл. № 8.
- Сизарева Л.Е., Лавинин О.А.* Пигментные характеристики фитопланктона оз. Неро // Современное состояние экосистем оз. Неро. Рыбинск, 1991. С. 37-44.
- Сизарева Л.Е., Минина Н.М.* Фотосинтетическая активность хлорофилла фитопланктона в различных экологических условиях // Крутооборот вещества и энергии в водоемах. Иркутск, 1985. С. 17-25.
- Сидоркин Г.И., Пилипин М.А.* Обоснование критериев установления максимально допустимых нагрузок населения на человека // Гигиена и санитария. 1981. № 11. С. 99-101.
- Сиверальгина-Уфимцева М.Д.* Системно-аграрный анализ минеральных составов фитоботы ландшафтов // Тр. Бюро экосист. доб. АН СССР. 1991. Т. 22. С. 120-134.
- Скураткин В.И., Пономарев И.Д. и др.* Способ определения спектра аналогового сигнала. А. с. 845600 СССР. Опубл. 1981. Бюл. № 25.
- Слонова А.Д.* Физиологические адаптации и поддержание вегетативного гомеостаза // Физиология человека. 1982. Т. 3, № 3. С. 355-361.
- Смелян В.В.* Биогенный круговорот химических элементов в водоемы и его значение // Биогенный круговорот веществ в биосфере. М.: Наука, 1987. С. 50-56.
- Смелян В.В.* Анализ состава водной фазы почвы. М.: Наука, 1989. 148 с.
- Смелян В.В., Мальченко В.Б., Булыгинский П.О. и др.* Оценка состояния и устойчивости экосистем. М.: ВНИИ Природов. 1992. 127 с.
- Смелян В.В., Придалина А.А., Еле М.Л., Кривичев П.П.* Методика биоинформационного определения интенсивности процессов в водной фазе в окислительно-восстановительном потенциале почв. Патент ОНТИ НЦВН АН СССР, 1991. 65 с.

- Смычков В.А. Геоэкологические исследования митоболитов в геосистемах. Новосибирск: Наука, 1978.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М. Использование карты топогеосистем для разработки мероприятий по природопользованию // Картографическое обеспечение планирования территориально-производственных систем Сибири в Дальнем Востоке. Иркутск: ИГ Сибири в Дальнем Востоке СО АН СССР, 1978. С. 20-23.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М. Структура степных топогеосистем и дифференциация земель в них // География в природ. ресурсы. 1980. № 2. С. 39-50.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М. Опыт сопоставления картографирования геоморф и геозор // Там же, 1981. № 4. С. 28-37.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М. Биогеоэкологическая ценность как показатель эволюции биогеоценозов в почве // Биогеоэкологический кругозор: вопросы биосферы. М.: Наука, 1987. С. 37-44.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М. Эколого-географические аспекты природного районирования // Эколого-географическое картографирование в районировании Сибири. Новосибирск: Наука, 1990. С. 47-61.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М., Давыдова Н.Д. и др. Ландшафтно-геоэкологические методы оценки состояний геосистем // Методы исследования антропогенных ландшафтов. Л.: ВГО, 1982. С. 14-15.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М., Давыдова Н.Д. и др. Ландшафтно-геоэкологическая оценка территории первоочередного формирования КАТЭКа // Региональные ландшафтно-геоэкологические исследования Иркутск: ИГ СО АН СССР, 1986. С. 3-53.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М., Мартынов А.В. Ландшафтно-геоэкологический подход к оптимизации взаимодействия природных и техногенных потоков вещества // География в природ. ресурсы, 1986. № 4.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М., Мартынов А.В. Ландшафтно-геоэкологический анализ геосистем КАТЭКа. Новосибирск: Наука, 1987. 110 с.
- Смычков В.А., Селенин Ю.М., Мартынов А.В. Моделирование воздействия техногенных веществ на лесостепные почвы // Миграция загрязняющих веществ в почвах и приземных средах: Тр. V Всесоюз. совещ. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 284-289.
- Соболев А.М. Образование и накопление фитина в семенах // Физиология растений, 1964. Т. 11, № 1.
- Соболев Л.Н. Статистико-математический многофакторный метод исследования личности. М.: МКЦ, 1990. 28 с.
- Соболев Л.Н. Метод цветковых выборов. Модифицированный цветовой тест Лангера. М.: МКЦ, 1990.
- Сokolov A.B. Методика физиологического определения фосфородинамики соединений в растительности // Химия жизни, 1940. № 10. С. 36-42.
- Сokolov B.E. Программы ЮНЕСКО "Человек и биосфера" на современном этапе // Программы "Человек и биосфера" в странах социализма. М.: Наука, 1979. С. 11-32.
- Сokolov M.C., Галамулин Р.В. Факторы биоразнообразия в почвах вельтухи пестяков // Экологические последствия применения агрохимикатов (вещества). Пушкин: ОНТИ НЦБИ АН СССР, 1982. С. 130-137.
- Сokolov M.C., Галамулин Р.В. Микробиологическое самоочищение почвы от пестяков. М.: ВНИИ и ТЭМАК, 1987. 52 с.
- Сokolov O.A. Ключевые уролки гречихи. Пушкин: ОНТИ НЦБИ АН СССР, 1983. 264 с.
- Солдатов Н.А. О взаимоотношениях "живой" и "мертвой" природы // Вестн. МГУ. Сер. 5. Географин. 1960. № 6. С. 10-17.
- Солдатов Н.А. О биотических и геоматрических факторах формирования природной среды // Там же, 1973. № 1. С. 41-50.
- Солдатов Н.П. Геоэкологическая устойчивость природных систем к техногенным нагрузкам // Добыча полезных ископаемых в геосистемах природных экосистем. М.: Наука, 1982. С. 181-216.
- Солдатов Н.П. Геоэкологическая совместимость природных и техногенных потоков // Вопр. геогр. 1983. Вып. 120. С. 28-40.
- Солдатов Н.П., Николаева Л.П. Возможность применения аэрометодов при анализе техногенных ландшафтов // Почвообразование в техногенных ландшафтах. Новосибирск: Наука, 1979. С. 258-277.
- Соловьев Н.Н., Голосенко Г.Н. Поражения нервной системы при отравлении ФОС // Острая и хроническая интоксикация чужеродными органическими соединениями: Петогелиоз, клещевка, тератиз и профи лактиза. Саратов, 1987. С. 104-107.
- Сорокина-Колосова Н.В. Вопросы методики определения абсолютной нагрузки на природу региона для целей экологического нормирования // Экологическое нормирование: Проблемы и методы. М.: ОНТИ НЦБИ АН СССР, 1992. С. 118.
- Сочнев В.Б. Определение инвариантных зонитов в терминах физической географии // Докл. ИГ Сибири в Дальнем Востоке, 1963. Вып. 3. С. 50-59.
- Сочнев В.Б. Экспериментальные географические исследования в отношении тайги // Информ. бюл. Науч. совета на комплекс. освоение тайг. территорий, 1969. Вып. 4. С. 5-14.
- Сочнев В.Б. Теоретические положения топонимии степных геосистем // Топонимия степных геосистем. Л.: Наука, 1970. С. 3-11.
- Сочнев В.Б. К теории классификации геосистем с излившейся жизнью // Докл. ИГ Сибири в Дальнем Востоке, 1972. Вып. 34. С. 3-14.
- Сочнев В.Б. Теоретические предпосылки картографирования среды обитания // Там же, 1971. Вып. 40.
- Сочнев В.Б. Гетерогенность как различие учения о геосистемах // Топонимические аспекты учения о геосистемах. Новосибирск: Наука, 1974. С. 3-86.
- Сочнев В.В. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука, 1978. 319 с.
- Сочнев В.В. Географические аспекты сибирской тайги. Новосибирск: Наука, 1980. 256 с.

- Сочина В. В., Милет В. С., Рашин В. А. Обзорное ландшафтно-картографирование на основе литежных геосистем // Докл. ИГ Сибери и Дальнего Востока, 1965. Вып. 10. С. 9-23
- Сочина В. В., Рашин В. А., Белов А. В. Климатические ресурсы в южной части Восточной Сибири // Там же, 1963. Вып. 4. С. 19-24
- Сочина В. В., Тисофьев Д. А. Физико-географические области Азии // Там же, 1968. Вып. 19. С. 3-19
- Сочиниковое и колониальное действие факторов внешней среды на организмы. Воронеж, 1989. 36 с. (Тр. Воронеж. гос. мед. ин-та)
- Софронч В. Е., Молдаван А. Т., Стоян В. Г. Агробиологические аспекты орошаемого земледелия в Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1990. 195 с.
- Самцын В. А. Фундаментальные и прикладные аспекты экологической генетики человека // Предмет экологии человека. М., 1991. Ч. 2. С. 76-120
- Степачев В. А. Перспективы использования фитонормоксидов перитов физиологически активных веществ при оценке воздействия на организм вредных производственных факторов // Гигиена труда, 1989. № 25
- Степанов А. М. Концепция ПДК. За и против // Биол. науки, 1989. № 9. С. 61-68
- Степанов А. М., Чернышова Т. В. Экологическое нормирование на основе расчетов интегральной оценки опасности природной среды. Самарканд, 1987. С. 158-160.
- Степан Е. Ф. Психобиологические воспоминания при изучении действия физических факторов на организм человека // Вопросы гигиены и охраны здоровья населения, 1989. № 28. С. 21-24
- Степан Е. Ф. Психобиологические аспекты оценки влияния физических факторов окружающей среды на здоровье населения // Гигиена и санитария, 1990. № 2. С. 12-14.
- Степан Е. Ф., Зайкоуская В. Ю., Серы Л. В. и др. Донозологические связи в здоровье населения как реакция организма на ухудшение качества окружающей среды // Гигиена населения, 1991. № 40
- Степановская Е. А. Внешняя биогенная нагрузка на озеро // Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озер. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. С. 154-171
- Сухачев В. И. Избранные труды. Л.: Наука, 1975. Т. 3. 89 с.
- Сутурин А. И. Геохимические черты антропогенных процессов // Геохимия техногенных процессов. М. Наука, 1990. С. 60-74
- Сысоев В. В. Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. М.: М. Наука, 1986. 301 с.
- Тадисис Д. Г. Проявления общего адаптационного синдрома при действии на организм токсических веществ // Вопросы охраны труда и состояния здоровья работающих в отдельных отраслях промышленности Азербайджана. Сумгайт, 1981. С. 13-22.
- Таланов Г. А., Ермаков В. В., Федотов В. И. Временный максимально допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных и в кормовых добавках. М.: Гл. упр. ветеринарии, 1987. 5 с.
- Телурьянц Н. А., Ефстафьев Е. В., Милейкин А. В. Особенности развития адаптационных реакций у животных под влиянием слабого отрицательного магнитного поля вибраторной частоты // Пробл. космобиологии, 1989. Т. 65. С. 119-128.
- Техногенные потоки веществ в ландшафт и системы экосистем. М.: Наука, 1981. 256 с.
- Тихомирова Э. С., Бирякова Н. Х. Повреждающее действие ультрафиолета на зрительный орган. М., 1948. 13 с. Деп. в ВИНИТИ 08.12.88. № 8649-В88.
- Толмачев А. К., Нелишко С. Н., Истемов Е. А., Войтко И. А. Некоторые итоги работы Республиканского межведомственного экспертного совета по установлению причинной связи заболеваемости и инвалидности с выполнением работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС // Научно-практические аспекты сохранения здоровья людей: подвиги радиационного воздействия в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Минск, 1991. С. 176-181.
- Топал Т. И., Ботарь В. П., Балаж И. А. и др. К вопросу об изменении органов пищеварения у лиц, длительно контактирующих с комплексом пестицидов // Актуальные вопросы клинической и теоретической медицины. Кишинев, 1991. С. 59-60.
- Торшин С. П. и др. Банк данных элементного состава природных объектов. административная программа // Изв. ТСХА, № 3, 1992.
- Трапезникова И. М. Совокупные аспекты экспериментального изучения воздействия химических соединений в малых концентрациях // Прогнозирование токсичности и опасности химических соединений. М., 1987. С. 58-68.
- Трапезникова И. М., Коршунов М. И. Руты и ее соединения // Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I-IV групп. Л.: Химия, 1988. С. 170-190
- Трифонино И. С. Экология и сушесть озерного фитопланктона. Л.: Гидрометеоиздат, 1980
- Трихачкин Ф. Б. Радиогенез почвы полостей Русской равнины. М.: Наука, 1974. 155 с.
- Тихомиров Э. И. Гидрохимия техногенеза. М.: Наука, 1987. 335 с.
- Усков И. Н. Сравнительный эколого-геохимический метод в познании и прогнозировании состояния здоровья коренного населения в Арктике // Социально-экономические проблемы и здоровье населения народов Севера. Тез. докл. респ. семинара. Красноярск, 1990. С. 162-164
- Устойчивость геосистем. М.: Наука, 1981. 87 с.
- Уточнов В. П. Геохимические условия функционирования биогенных систем в окрестностях Пудачи. Биохимия окрестностей Пудачи. Пудача: ИФН РАН, 1990. С. 16-34

- Фидеев Н В** Изучение природных комплексов на основе картографической модели. М.: Наука, 1979
- Факторы и механизмы устойчивости экосистем.** М.: Ин-т географии АН СССР, 1989. 333 с
- Фирсиан А Е** Геоэкологические проблемы Союза. Очерк 1. М.: Изд-во АН СССР, 1931. 430 с
- Финштейн Л М., Квашнина Л М., Полушина Г И и др** Тест-система оценки мутагенной активности загрязнителей среды на *SALMONELLA* (Методические указания). М.: ВИННИТИ, 1977. 52 с.
- Халив Ф Х** Ферментативная активность почв. М.: Наука, 1976. 180 с.
- Халив Р В** Непостоянство гелима. М.: Наука, 1985. 472 с.
- Халилов Г Ф** Энергетика и продуктивность растительного покрова суши. Л.: Гидрометеоиздат, 1976.
- Химическая борьба с сорняками риса в планшовой зоне.** Красноярск, 1977. 112 с.
- Хлебных Н А** Динамика показателей качества среды и процесс хозяйственного освоения территории // Природоохранные аспекты освоения ресурсов Мануйловской котловины. Иркутск: ИГ Сибири в Дальнем Востоке СО АН СССР, 1981. С. 5-17.
- Хлебных Н А** Географические исследования в эталонных природных комплексах // Стационарные исследования природных процессов и качества среды. Иркутск: ИГ Сибири в Дальнем Востоке СО АН СССР, 1983. С. 3-16.
- Хромова С П** Метеорология и климатология. Л.: Гидрометеоиздат, 1968. 491 с.
- Хромовидова И** Криминология (Руководство). М.: Медицина, 1989. 400 с.
- Хуцнев Ц С** Экологические обстановки и заболеваемость раком печени в Самарканде // Макроэлементы в биологии и их использование в сельском хозяйстве и медицине. Самарканд, 1990. С. 509-510.
- Человек в биосфере.** М.: Изд-во МГУ, 1982. Вып. 6. 213 с.
- Человек и окружающая среда на этапе первоочередного развития КАТЭКа.** Новосибирск: Наука, 1988.
- Четурко Н Л** Оды природной среде // Учен. зап. Тарт. ун-та. 1978. Вып. 475. С. 17-21.
- Чудаченко И Н., Корняк В С.** Эффективность фосфорных удобрений в зависимости от насыщенности почв фосфатами // Удобрение в 1972. № 2.
- Чуринов М В., Цыбин И М., Лазарев В П** Типизация горных пород по характеру структурных связей // Атакс гидрогеологические и инженерно-геологические карт СССР. М.: ГУГК, 1983. С. 321.
- Шабельня В Я** Биогеохимические ореолы фосфора алтайских месторождений Восточной Сибири // Геохимия, 1989. № 11. С. 1599-1608.
- Шандала М Г** Научные основы гигиенической оценки и регламентации физических факторов окружающей среды // Гигиена в санитарии, 1989. № 10. С. 4-8.
- Шандала М Г., Замыцкий Я И., Ольшанецкий Н И.** Здоровье населения в системе управления качеством окружающей среды // Охрана окружающей среды и здоровье: Тез. докл. обл. науч.-практ. конф. Полтава, 1986. С. 106-107.
- Шварц С С** Теоретические основы глобального экологического прогнозирования // Восточный влиятель окружающей природной среды: Тр. II Сов.-амер. симпоз. Л., 1976. С. 181-191.
- Штеглиц Ю С** Экспериментальное исследование влияния общей вибрации в условиях пониженного атмосферного давления на некоторые функции организма: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1966. 24 с.
- Шляев Е Н.** Лизиметрический метод, его значение и условия применения для решения современных процессов почвообразования // Применение лизиметрических методов в почвоведении, агрохимии и ландшафтоведении. Л.: ВГО, 1972. С. 1-21.
- Шутинов Ф Я** Организованность биосферы. М.: Наука, 1980. 292 с.
- Щацкова А П., Радченко Р А** Гигиена в токсикологии пестицидов. М.: Медицина, 1975. 192 с.
- Щимченко В М** Клинико-диетологические основы прогнозирования здоровья, роста и развития новорожденных в детей раннего возраста: Автореф. дис. ... д-ра мед. наук. М., 1988. 48 с.
- Шьян А А** Биосфера в состоянии дисбаланса в растениях. Минск, 1975.
- Шортанбаев А А., Франковская Н М., Кобаев А Н** Функциональные связи иммунологической недостаточности с геологическими признаками // Актуальные вопросы аллергологии и иммунологии в арктической зоне: Тез. докл. конф. аллергологов и иммунологов. Ашхабад, 1991. С. 136.
- Штрибе В В** Основы геохимии. М.: Недра, 1972. 296 с.
- Эволюция круговорота фосфора в литоральных природных вод.** Л.: Наука, 1988. 204 с.
- Экологическая физиология человека. Ч. 2. Адаптация человека к различным климато-географическим условиям.** Л.: Наука, 1980. 549 с.
- Экспериментальные основы географического прогнозирования воздействия КАТЭКа на окружающую среду.** Иркутск: ИГ СО АН СССР, 1984. 195 с.
- Экзем Н З** Биогеохимическое районирование пастбищных территорий Азербайджана // Тр. Биогеохим. лаб. 1980. Т. 18. С. 59-74.
- Юрченко В А., Намыркин А П** К вопросу о допустимом уровне содержания нитратов в воде водоемов // Образование канцерогенных N-нитрозоаминных в экосистемах. Киев, 1990. С. 61-62.
- Яковлев В А., Лутсов Х И., Салаев К И** Изменение биотоков головного мозга человека под воздействием нитратов // Актуальные вопросы гигиены и воды. Тарту: Изд-во Тарт. ун-та, 1976.
- Яблоков А В., Остроулов С А** Охрана живой природы: проблемы и перспективы. М.: Наука, 1983.
- Яблоков А В., Остроулов С А** Уровни охраны живой природы. М., 1983. С. 61-97.
- Яков В В., Шеня Н И., Фисенко М А** Значение морфофункциональной оценки реакции тлеющих базальтов для прогнозирования вредного действия химических веществ // Гигиена труда в проф. заболеваниях. 1991. № 3. С. 23-25.
- Якуб Г., Войтин В** Экологическая оценка загрязнения нитратами // Сал. кол-во Молдавии. 1990. № 4.

- Якунина И.В. Микроэлементы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1973. 100 с.
- Albers J., Saksorbis I., Foret M. et al. Interaction with functional membrane proteins - a common mechanism of toxicity for hydrophobic environmental chemicals? // *Comp. Biochem. and Physiol. C* 1991. Vol. 100. N 1/2. 837 p.
- Bashkin V.N. Influence of agrochemicals on the fate of procarcinogenic compounds in natural waters and food // *Med. Biol. Environ.* 1989. Vol. 17. N 3. P. 46-50.
- Bashkin V.N. Ecologically optimal bioproductivity of agroecosphere // *Sustainable Development. Science and Policy*. Bergen, 1990. P. 1-14.
- Berger R.S. The carcinogenicity of radon // *Environ. Sci. and Technol.* 1990. Vol. 24. N 1. P. 30-31.
- Bernad P.G. Review: EEG and pesticides // *Clin. Electroencephalogr. (US)*. 1989. Vol. 20. N 2. P. IX. X.
- Birbaumer N., Eherl T., Canavan A. et al. Slow potentials of the cerebral cortex and behavior // *Physiol. Res.* 1990. Vol. 70. N 1. P. 1-41.
- Bitel R. Composés N-nitrosés: Origine, effets cancérogènes, incidence de l'alimentation et du mode de vie // *Med. et Nutr.* 1988. Vol. 24. N 5. P. 295-300.
- Brown Ch.C. Learning about toxicity in humans from studies on animals // *Chemtech.* 1983. Vol. 13. N 6.
- Burkholder P.R., Burkholder L.M., Rivero J.A. Chlorophyll "a" in some corals and marine plants // *Nature* 1949. Vol. 183. P. 156-189.
- Calow P. Physiological costs of combating chemical toxicants. Ecological implications // *Comp. Biochem. and Physiol. C*. 1991. Vol. 100. N 1/2. P. 3-6.
- Calvo D.M., Molina T.R., Hernandez R.M., Cardenas A.O. Evaluación preliminar de algunos indicadores del estado de salud de plagicnidias // *Rev. cub. pediat.* 1989. Vol. 61. N 3. P. 371-381.
- Colin T. Whatever happens to nitrogen? *New Sci.* 1984. Vol. 101. N 1396. P. 13-15.
- Copplesone J.F. Some observations on biological monitoring // *Toxicol. Lett.* 1986. Vol. 33. N 1/2. P. 201-204.
- Corke C.T., Bunce N.J., Beaumont A.-L., Merrick R.L. Diazonium cations as intermediates in the microbial transformation of chloroanilines to chlorinated biphenyls, azo compounds, and triazines // *J. Agr. and Food Chem.* 1979. Vol. 27. N 3. P. 644-646.
- Costa L.G. The phosphoinositide/protein kinase C system as a potential target for neurotoxicity // *Pharmacol. Rev.* 1990. Vol. 22. N 4. P. 293-408.
- Cruzen P.J. Atmospheric interaction - homogeneous gas reactions of C, N and S containing compounds // *The major biogeochemical cycles and their interactions*. Chichester: Wiley, 1983. P. 67-112.
- Cully H.W., Shanholtz V.O. A geographic information system for targeting nonpoint-source agricultural pollution // *J. Soil. and Water Conserv.* 1988. Vol. 43. N 3. P. 264-266.
- Currie R.J. Pigments in zooplankton faeces // *Nature*. 1962. Vol. 195. N 10. P. 481-489.
- Cycles of essential elements: Denmark papers in Ecology. Stroudsburg (Pa.). Dowden, Hutchinson and Ross, N. Y.: Acad. press, 1974. 373 p.
- Daves J.E. A global need: Farm worker safety // *Amer. J. Ind. Med.* 1988. Vol. 13. N 6. P. 725-729.
- Degens E.T. Perspectives on biogeochemistry. B.: Springer, 1989. 425 p.
- De Kruye H.A.M. Extrapolation through hierarchical levels // *Comp. Biochem. and Physiol. C* 1991. Vol. 100. N 1/2. P. 291-299.
- Delwiche C.C., Likens G.E. Biological response to fossil fuel combustion products // *Global chemical cycles and their alterations by man*. B., 1977. P. 89-98.
- Donchin E., Mc Carthy G. Event related brain potentials in the study of consciousness // *Adv. Res. and Theor.* 1983. Vol. 3. P. 81-121.
- Eccles Ch.U. EEG correlates of neurotoxicity // *Neurotoxicol. and Teratol.* 1988. Vol. 10. N 5. P. 423-428.
- Eells J.T., Dubocovich M.Z. Pyrethroid insecticides evoke neurotransmitter release from rabbit striatal slices // *Pharmacol. and Ther.* 1988. Vol. 246. N 2. P. 514-521.
- Elderravi A.T., Mansour N.A., Eladrawi M. Insecticides affecting acetylcholine receptor interactions // *Pharmacol. and Ther.* 1982. Vol. 16. N 1. P. 45-65.
- Emery R.O., Orr W.L., Rittenberg S.C. Nutrient budgets in the ocean // *Essays in Honor of Captain Allan Hancock*. Los Angeles: Univ. South. Calif. Press, 1955. 20 p.
- Ermakov V.V. Geochemical ecology of organisms and theory of biogeochemical provinces - the vital by urgent tendencies of the current studies of biosphere // *First workshop on material cycling in geosphere. Abstracts. Nizhny Novgorod* 1990. P. 8.
- Ermakov V.V. Biogeochemical regioning problems and selected biogeochemical provinces in the USSR // *Ba Trace Element Res.* 1992. Vol. 33. N 3. P. 39-56.
- FAO Fertilizer Yearbook. 1986. Rome: FAO, 1987. N 20. P. 52-56.
- FAO Fertilizer Yearbook. 1987. Rome: FAO, 1987. N 20. P. 91-127.
- Faell W.K. Environmental models // *Models for regional and management*. West. IIASA, 1987. P. 91-127.
- Foy R.H. A comparison of chlorophyll "a" and carotenoid concentrations as indicators of algal volume // *Freshwater Biol.* 1987. Vol. 17. N 3. P. 75-89.
- Franco G. New perspectives in biomonitoring liver function by means of serum bile acids. Experimental and hypothetical biochemical basis // *Brit. J. Ind. Med.* 1991. Vol. 48. N 8. P. 557-561.
- Frank R. Scattered data interpolation. Tests of some methods // *Math. Comput.* 1982. Vol. 38. N 157.
- Freedman R., Olson L., Hoffer B.J. Toxic effects of lead on neuronal development and function // *Environ. Health Perspect.* 1990. Vol. 89. P. 27-33.

- Garrels R.M., Mackenzie F.T., Hunt C. Chemical cycles and the global environment. Los Altos (Calif.): Kaufmann, 1973. 24 p.
- Goyer R.A. Lead toxicity: From overt to subclinical to subtle health effects // Environ. Health Perspect. 1990. Vol. 86. P. 177-181.
- Graun C.F. Health aspects of groundwater pollution // Ground water pollution microbiology. N.Y.: Springer, Verlag. 1984. P. 135-179.
- Greenwood D.I. Nitrogen supply and crop yield. The global scene // Plant and Soil. 1982. Vol. 67. N 1/3.
- Harper J.L. Population biology of plants. L., N.Y.: Acad. press, 1977. 892 p.
- Hillemann B. Fluoride-cancer ecological link in rats endorsed // Chem. and Eng. News. 1990. Vol. 68. N 19. P. 4.
- Hoffman P. Methoden zur Testung von kardiovaskuläre Toxizität bei der Ratte // Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR. 1990. N 285. S. 123-126.
- Hussain T., Haque Khan I., Ali Khan M. Study of environmental pollutants in and around the city of Lahore. I. Determination of lead in blood of various population groups // Sci. Total Environ. 1990. Vol. 99. N 1/2. P. 137-143.
- Hutchinson G.E. Nitrogen and biogeochemistry of the atmosphere // Amer. Sci. 1943. Vol. 32. P. 178-193.
- Hutchinson G.E. On living in the biosphere // Sci. Month. 1944. Vol. 67. P. 393-398.
- Hutchinson G.E. Survey of contemporary knowledge of biogeochemistry. 3. The biogeochemistry of vertebrate extraction // Bull. Amer. Mus. Natur. Hist. 1950. Vol. 95. P. 554.
- Isaksson A., Wennberg A., Zetterberg L.N. Computer analysis of EEO signal with parametric models // IBBE Trans. 1981. Vol. 69. N 4. P. 451-461.
- Janzon B. Cancer rates - functions of carcinogens and anticarcinogens // Environment Health Quant. Methods. Philadelphia (Pa.), 1977. P. 45.
- Jensen J., Svendsen T. Effects of high pressure and metal salts on cell growth // AILA. 1991. Vol. 19. N 2.
- Jones K.J., Ayres P., Bullcock A.M. et al. A red tide of *Gyrodinium aureolum* in sea lochs of the Firth of Clyde and associated mortality of pond-reared salmon // J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 1982. N 62. P. 118-124.
- Jong Zilong, Luo Jinhao. Pedogeochemical environments and health in China // First workshop on maternal cycling in pedosphere: Abstracts. Nanjing, 1990. P. 18-22.
- Kamran M.A., Fuxer L.J. Workshop on human health impacts of halogenated biphenyls and related compounds // Environ. Health Perspect. 1991. Vol. 91. P. 157-164.
- Keshan disease research group. Epidemiological studies on the etiologic relationship of selenium and Keshan disease // Chin. Med. J. 1979. Vol. 92. P. 477-482.
- Lawton J.H. The meaning of stability // Diversity and stability in ecological system. N.Y., 1969. P. 13-24 (Brookhaven Symp. Biol., N 22).
- Li Jiguo, Ren Shandou. Distribution of selenium in macroenvironment related to incidence of Keshan-Beck disease // Acta sci. circumstantia. 1982. Vol. 5. N 2. P. 140-148.
- Lijn C., Xiaohu P., Shrawng L. et al. Interrelations between neutrophilic blood production and environmental pollution // Ibid. 1990. Vol. 10. N 1. P. 118-123.
- Lijnen P., Staessen J., Fagard R., Amery A. Effect of cadmium on transmembrane Na and K transport systems in human erythrocytes // Brit. J. Ind. Med. 1991. Vol. 48. N 6. P. 392-398.
- Loomis J.B., Walsh R.G. Assessing wildlife and environmental values in cost-benefit analysis: state of the art // Environ. Manag. 1986. Vol. 22. P. 125-131.
- Luster M.J., Blank J.A., Dean J.H. Molecular and cellular basis of chemically induced immunotoxicity // Ann Rev. Pharmacol. and Toxicol. 1987. Vol. 27. P. 23-49.
- Luster M.J., Rosenthal G.J. The immunosuppressive influence of industrial and environmental xenobiotics // Trends Pharmacol. Sci. 1986. Vol. 7. N 10. P. 408-412.
- Maksumovic Z., Djusic I., Rusanovic M., Jovic V. Selenium status of soil grain and human population in Serbia. Yugoslavia // Seventh Intern. symposium on trace elements in man and animals: Abstracts. Dubrovnik, 1990. P. 79.
- Margulis C.R., Usher M.B. Criteria used in assessing wildlife conservation potential // Biol. Calif. Conserv. 1981. Vol. 21. P. 79-109.
- Meybeck M. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers // Amer. J. Sci. 1982. Vol. 282.
- Milington S., Stipes C., Woodward L., Vogtmann H. Rotational design and the limits of organic system - the stockless organic farm? // Crop. prot. agr. and low input agr.: Proc. symp. Brit. crop. prot. coun., Cambridge, 4th 6th Sept., 1990. Farnham, 1990. P. 163-173.
- Misra A.N., Biswal U.C. Changes in chlorophyll and carotenoids during aging of attached and detached leaves and of isolated chloroplasts of wheat seedlings // Photosynthetica. 1981. Vol. 15. N 1. P. 35-39.
- Misra U.K., Nag D., Murn C.R. A study of cognitive function in DDT sprayers // Indusu. Neeth. 1984. Vol. 2. N. 3.
- Mohamed M.E., El-Yazigi A., Amer M.H., Hannan M.A. Water contamination and esophageal cancer in Gassim Region, Saudi Arabia // Gastroenterology. 1990. Vol. 98. N 5. P. 1141-1147.
- Moller W.A.A., Soharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Bifler region (Germany) as an indicator for eutrophication // Hydrobiologia. 1986. Vol. 143. P. 327-329.
- Murphy L.S., Ellis R., Adriano D.C. Phosphorus-micronutrient interaction effects on crop production // J. Plant Nutr. 1981. Vol. 3. N 1/4. P. 593-613.
- Needleman H.L. What can the study of lead teach us about other toxicants? // Environ. Health Perspect. 1990. Vol. 86. P. 183-189.
- Pankov D. Adaptive Reaktionen des Organismus in Folge Schadstoffeinwirkung // Wiss. Beitr. M. Luthar Univ. Halle Wittenberg. 1982. N 78. S. 48-54.

- Perspectives on environmental impact assessment. Dordrecht: Reidel, 1987. 54 p.
- Pierre F. Surveillance biologique: De la théorie à la pratique // Cah. Notes Loc. Inst. nat. rech. secar 1989 N 136. P. 469-475.
- Pustai A. Some problems in agrochemistry and environmental protection as a consequence of intensive land use in Hungary // Fight against hunger through improved plant nutrition. Göttingen: Goetze-Druck, 1985. Vol. 1. P. 55-59.
- Redmond C.K. Sensitivity population subsets in relation to effects of low doses // Environ. Health Perspect. 1981. Vol. 42. P. 137-140.
- Robinson V.B., Frank A.U. Expert systems for geographic information systems // PE and RS. 1981. Vol. 52. N 10. P. 1435-1441.
- Rosswall T. The nitrogen cycle // Major biogeochemical cycles and their interactions. Chichester: Wiley, 1981.
- Rosswall T., Paulsen K. Cycling of nitrogen in modern agricultural systems // Plant and Soil. 1984. Vol. 76. N 1/3. P. 3-21.
- Roussau A. A phosphorus transport model for small agricultural watersheds // Canad. Agr. Eng. 1988. N 30.
- Ryhanen R. Effect of the cold environment on organophosphate toxicity and inhibition of cholinesterase activity // XXXI Intern. Congr. physiol. sci., Helsinki, 9-14 July, 1989. Oulu, 1989. P. 317.
- Salem H. Factors influencing toxicity // Inhal. toxicol.: Res. meth. appl. and eval. N.Y. Basel, 1987. P. 35-17.
- Shymoczny G.A., Waltzen S.M., Tuszewski M., Pyda P. Chlorinated pesticides levels in human adipose tissue in the district of Poznan // J. Environ. Sci. and Health. 1986. Vol. 21, N 1. P. 5-14.
- Schrauten G.N. The discovery of the essential trace elements - An outline of the history of biological trace element research // Biogeochemistry of the essential ultratrace elements / Ed. E. Frieden. N. Y., L. Plenum press, 1984.
- Schroder H., Harremoes P., Sunouen I.P. Danish farmers blamed for nitrate pollution // World Water, 1984. Vol. 7, N 10. P. 227.
- Shang C., Bates T.E. Comparison of zinc soil tests adjusted for soil and fertilizer phosphorus // Fertil. Res. 1987. Vol. 11, N 3. P. 209-220.
- Segar D.A. Contamination of polluted estuaries and adjacent ocean - a global review. N.Y.: 1984. 30 p. (Bright Spec. Rep. Ser.).
- Silbergeld E.K. Toward the twenty-first century: Lessons from lead and lessons yet to learn // Environ. Health Perspect. 1990. Vol. 86. P. 191-196.
- Sty P.G. Lake Erie and its basin // J. Fish. Res. Board Canada. 1976. Vol. 33. P. 355-370.
- Smith R.E., Koff J. The effect of phosphorus limitation on algal growth rates: Evidence from alkaline phosphatase // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. 1981. Vol. 38, N 11.
- Suhr-Green Paul A. Demographic and seasonal influences on human serum pesticide residue levels // J. Toxicol. and Environ. Health. 1989. Vol. 27, N 4. P. 405-421.
- Stigsby B., Obrist W.D., Sulg I.A. Automatic data acquisition and period - amplitude analysis of the electroencephalogram // Computer programs in biomedicine. Amsterdam, 1973. Vol. 3. P. 93-104.
- Sungchul I. A general theoretical theory of chemical cytotoxicity based on a molecular model of the living cell, the Bhopalcase // Arch. Toxicol. 1987. Vol. 60, N 1. P. 95-102.
- Tanaka F.S., Hoffer B.L., Wien R.G. Detection of halogenated biphenyls from sunlight photolysis of chlorinated herbicides in aqueous solution // Pestic. Sci. 1985. Vol. 16, N 3. P. 265-270.
- Tenn P. The ecophysiology of exceptional blooms // Rapport. Proc. - verb. Reun. Cons. intern. explor. mer. 1987. Vol. 187. P. 116-124.
- The Atlas of endemic diseases and their environments in the People's Republic of China. Beijing: Sci. press, 1989.
- Toth L.G. Numbers, biomass and production of algae smaller than 10 µm in lake Balaton // Aquacult. Hung. 1982. Vol. 3. P. 245-271.
- Urbane K.A. Szekelliwoc zajecyzsaczon chemicznych dla czlowiekaz: Wybr. zag. Wroclaw etc.: Ombank, 190.
- Van Bennekom A.J., Salomons W. Pathways of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers // River inputs to ocean systems. Geneva: UNBSO, 1981. P. 33-51.
- Van der Ploeg S.W.F., Vlijm L. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods in Netherlands // Biol. Conserv. 1978. Vol. 14. P. 197-221.
- Vig P.J.S., Ravi K., Nath R. Interaction of metals with brain calmodulin purified from normal and cadmium exposed rats // Drug and Chem. Toxicol. 1991. Vol. 14, N 1/2. P. 207-218.
- Vries W.de, Kraai J.F., Brevewima A. Using soil maps to predict nitrate leaching with a regional transport model // Hydrol. Onderzoek TNO. 1987. N 38. P. 491-498.
- Walsh J.J. The role of ocean biota in accelerated ecological cycles: A temporal view // Bioscience. 1984. Vol. 34, N 6. P. 499-507.
- Walter W.G. The convergence and interaction of visual, auditory and tactile responses in human nonspecific cortex // Ann. N.Y. Acad. Sci. 1964. Vol. 112. P. 320-361.
- Watson R.A., Ophorne P.L. An algal pigment ratio as an indication of nitrogen supply to phytoplankton in three Norfolk broads // Freshwater Biol. 1979. Vol. 9, N 6. P. 117-124.
- World Commission on Environment and Development. Our common future. Oxford, N. Y. Oxford Univ. press, 1987. 416 p.
- World Resources Institute. World Resources, 1988-1989. N. Y.: Basic Books, 1989. 172 p.
- Yarmakov V.V., Korobova E.M. The concept of biogeochemical provinces in modern ecology - geochemical studies of the environment // Agriculture and environment in Eastern Europe and the Netherlands. Proceedings Wageningen: Wageningen Agr. Univ. press, 1992. P. 117-130.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение (В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	3
Глава 1 Биогeoхимическая структура экосистем в условиях интензивного антропогенного воздействия	5
1.1. Биогeoхимическое районирование конквентов (В.В. Ермаков, ГЕОХИ РАН)	5
1.2. Эколого-биогeoхимическое районирование Московской области (И.В. Прудутина, Д.Б. Орловский, В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	24
1.3. Биогeoхимические особенности адаптации сельскохозяйственных культур к высокому содержанию фосфора в почве (А.Ю. Кудрярова, ИПФС РАН)	36
1.4. Биогeoхимический подход к экологическому нормированию стойких хлорорганических соединений в агроландшафтах (Р.В. Галушка, ИПФС РАН)	49
1.5. Пигментные критерии оценки экологического состояния водоемов (Л.Е. Ситарева, ИВВВ РАН)	64
Глава 2 Биогeoхимические и физиологические основы экологического нормирования	70
2.1. Физиологические основы экологического нормирования (Е.В. Евстафьева, Крымский медицинский институт, Д.Б. Орловский, ИПФС РАН; В.В. Воробьева, ИБК РАН; В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	70
2.2. Биогeoхимические и физиологические особенности адаптации человека к загрязненной окружающей среде (В.Н. Башкин, ИПФС РАН; Е.В. Евстафьева, Крымский медицинский институт)	111
Глава 3 Экспертные и геоинформационные системы для оценки параметров экологического нормирования	126
3.1. Оценка состояния почв и ландшафтов для целей экологического нормирования (В.В. Осипов, П.П. Кречетов, В.Е. Мельченко, И.О. Алябина, Т.А. Кузнецкина, А.В. Степачев, ВНИИГирода)	126
3.2. Использование геоинформационных и экспертно-моделирующих систем при экологическом нормировании (М.Я. Козлов, В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	142
Глава 4 Экологическое нормирование в проблемы устойчивого развития	172
4.1. Биогeoхимическая структура агроэкосфера как основа ее устойчивого развития (В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	172
4.2. Оптимизация пространственной и трофической структуры агроэкосистем (Б.М. Мирлик, Ф.К. Халиев, Р.М. Халимаметов, ИБ УрО РАН)	182
4.3. Нормативные ландшафтно-экологические требования к структуре земледельческих (Б.И. Кочуров, Ю.Г. Иванов, А.В. Агитпова, ИГ РАН)	186
4.4. Оценка устойчивости экосистем (В.В. Смакин, В.Е. Мельченко, П.П. Кречетов, И.О. Алябина, ВНИИГирода)	196
4.5. Ландшафтно-геохимические подходы к оценке устойчивости природных образований (Ю.М. Семенов, А.В. Мартынов, Л.Г. Черногова, И.Б. Воробьева, С.С. Дубинина, Л.Н. Семенинов, А.В. Мамитко, О.И. Брандимова, ИГ СО РАН)	211
4.6. Экологическое нормирование в системе регулирования антропогенного воздействия на окружающую среду (С.В. Махров, Ю.К. Ронькина, МХТИ)	262
4.7. Экологическое нормирование хозяйственной нагрузки на ландшафты (И.В. Сорокозюкова, ИПФС РАН)	269
4.8. Биогeoхимические критерии оценки экологического состояния ландшафтов (В.В. Ермаков, ГЕОХИ РАН, В.Н. Башкин, ИПФС РАН, В.В. Смакин, ВНИИГирода)	274
Заключение (В.Н. Башкин, ИПФС РАН)	281
Литература	281