Е. Л. ВОРОБЕЙЧИК
О. Ф. САДЫКОВ
М. Г. ФАРАФОНТОВ

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCE
URALS DEPARTMENT
INSTITUTE OF PLANT AND ANIMAL ECOLOGY
«PROMECOLOGY» CONCERN

E. L. VOROBEYCHIK, O. F. SADYKOV,
M. G. FARAFONTOV

ECOLOGICAL STANDARDIZATION OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS TECHNOGENIC POLLUTION (local scale)

EKATERINBURG
«NAUKA»
1994

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ
КОНЦЕРН «ПРОМЭКОЛОГИЯ»

Е. Л. ВОРОБЕЙЧИК, О. Ф. САДЫКОВ,
М. Г. ФАРАФОНТОВ

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

(локальный уровень)

ЕКАТЕРИНБУРГ
УИФ «НАУКА»
1994

УДК 574.4 : 504.054 : 504.006

Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонтов М. Г. **Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень).** Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. ISBN 5-02-007356-3.

Рассмотрен отечественный и зарубежный опыт регламентации воздействий на природные комплексы. Обсуждаются вопросы нормы и патологии экосистем, критериев нормальности. Изложены методические подходы к свертыванию информации о параметрах биоты и загрязнения, установлению критических значений нагрузок. Предложена обобщающая существующие подходы авторская концепция экологического нормирования. Приведен эмпирический материал по трансформации лесных экосистем под действием выбросов медеплавильного комбината на Среднем Урале. Проанализированы реакции основных компонентов (древесный и травяно-кустарничковый ярусы, почвенный покров, лесная подстилка, почвенная мезофауна, почвенный микробоценоз и ферменты, население птиц и мелких млекопитающих, эпифитная лихенофлора). Приведены зависимости типа доза — эффект для важнейших параметров функционирования экосистем. На основе авторской концепции реализована процедура экологического нормирования и получены ориентировочные оценки для величин предельно допустимых нагрузок.

Ил. 42. Табл. 26. Библиогр. 439. Прилож. 2.

Ecological standardization of terrestrial ecosystems technogenic pollution (local scale) // E. L. Vorobeychik, O. F. Sadykov, M. G. Farafontov. Ekaterinburg: Nauka, 1993.

Experience of regulation of influence to natural complexes is considered. Ecological standardization suggested ideas detailed review is given. Problems of ecosystems norms and pathologies, of normality criteria are discussed. Methodical approaches to biota and pollution variables information reduction, to critical loading values estimation are examined. Generalizing the existing approaches, author conception of ecological standardization is suggested. Empirical data on forest ecosystems transformation under copper smelter emission in the Middle Urals are given. The main ecosystem components response are considered (tree stands herb-and-shrub layers, soil surface, forest litter, soil mesofauna, soil microbiocenosis and enzymes, birds, small mammals, grass invertebrates and ants community, epiphytic lichens). Curves of dose — response relationship are given for the main ecosystems parameters. Ecological standardization procedure is carried on and approximate values for maximum permissible loads are get on the author conception basic.

Figs. 42. Tables 26. Ref. 439. Append. 2.

© Е. Л. Воробейчик, О. Ф. Садыков, М. Г. Фарафонтов

© Уральская издательская фирма «Наука», 1994

ISBN 5-02-007356-3

CONTENTS

From the authors 9

Introduction 12

PART I. ECOLOGICAL STANDARDIZATION THEORY . . 19

Chapter 1. Ecological standartization methodological basis 19
1.1. The problem of ecosystems standards and pathologies 19
1.2. Criteria of ecosystems standards . . . 29
1.3. Ecosystems parameters that are to be registrated under ecological standardization . . 33

Chapter 2. Nature-utilizing reglamentation practice . . . 37
2.1. Foreign experience 37
2.2. Native experience 42

Chapter 3. Ecological standardization basis conceptions . . 50
3.1. Precursors 52
3.2. Theorists 52
3.3. Conceptualists 57
3.4. Practicals 63
3.5. Soil technogenic loads standardization concepts 70
3.6. Standardization concepts comparison analyses 73

Chapter 4. Ecological standardization methodic problems . 79
4.1. Biota information reducing methods . . 79
4.2. Pollution information reducing methods . . 97
4.3. Limiting loads definition methods . . . 104

Chapter 5. Ecological standardization and abjacent disciplines 121
5.1. Ecological standardization place in applied ecology 121
5.2. Correlation between sanitary-hygienic and ecological standardization 122

Chapter 6. Ecological standardization general conception 127

PART II. ECOLOGICAL STANDARDIZATION EXPERIENCE REALIZATION 143

Chapter 7. The response of ecosystems to pollution. Phenomenology of changes 145

7.1. Research ground 146
7.2. Higher plants 149
7.3. Topsoil 160
7.4. Forest litter 164
7.5. Soil microbiota 168
7.6. Soil enzymes 174
7.7. Soil mesofauna 179
7.8. Herb layer invertebrates community . . . 185
7.9. Ants community 190
7.10. Birds community 193

7.11. Little mammals community 205
7.12. Epyphytic lichens community 210
7.13. Ecosystem in the whole 216

Chapter 8. Technogenic load value measurement . . . 223

Chapter 9. The response of ecosystems to pollution. Dose-effect relationship 230

Chapter 10. Ecological standards 244

Bibliography 248

APPENDIX 1. LIST OF ECOSYSTEM PARAMETERS CARRYING INFORMATION FOR ECOLOGICAL STANDARDIZATION 268

APPENDIX 2. LIMITING LOAD VALUES ESTIMATION . . 274

SUMMARY 279

ОГЛАВЛЕНИЕ

От авторов 9

Введение 12

ЧАСТЬ 1. ТЕОРИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ 17

Глава 1. Методологические основания экологического нормирования 19

1.1. Проблема нормы и патологии экосистем . . 19
1.2. Критерии нормы экосистем 29
1.3. Параметры экосистем, подлежащие регистрации при экологическом нормировании 33

Глава 2. Практика регламентации природопользования . . 37

2.1. Зарубежный опыт 37
2.2. Отечественный опыт 42

Глава 3. Основные концепции экологического нормирования 50

3.1. Предтечи 50
3.2. Теоретики 52
3.3. Концептуалисты 57
3.4. Практики 63
3.5. Концепции нормирования техногенных нагрузок на почву 70
3.6. Сравнительный анализ концепций нормирования 73

Глава 4. Методические проблемы экологического нормирования 79

4.1. Методы свертывания информации о биоте . . 79
4.2. Методы свертывания информации о загрязнении 97
4.3. Методы определения предельных значений нагрузки 104

Глава 5. Экологическое нормирование и смежные дисциплины 121

5.1. Место экологического нормирования в прикладной экологии 121
5.2. Соотношение между санитарно-гигиеническим и экологическим нормированием 122

Глава 6. Общая концепция экологического нормирования 127

ЧАСТЬ II. ОПЫТ РЕАЛИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ 143

Глава 7. Реакция экосистем на загрязнение. Феноменология изменений 145

7.1. Полигон исследований 146
7.2. Высшая растительность 149
7.3. Почвенный покров 160
7.4. Лесная подстилка 164
7.5. Почвенный микробоценоз 168

7.6. Почвенные ферменты 174
7.7. Почвенная мезофауна 179
7.8. Население беспозвоночных травостоя . . . 185
7.9. Сообщества муравьев 190
7.10. Население птиц 193
7.11. Население мелких млекопитающих . . . 205
7.12. Сообщества эпифитных лишайников . . . 210
7.13. Экосистема в целом 216

Глава 8. Измерение величины техногенной нагрузки . . . 223

Глава 9. Реакция экосистем на загрязнение. Зависимости доза — эффект 230

Глава 10. Экологические нормативы 244

Список литературы 248

ПРИЛОЖЕНИЕ 1. СПИСКИ ПАРАМЕТРОВ ЭКОСИСТЕМ, ИНФОРМАТИВНЫХ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ 268

ПРИЛОЖЕНИЕ 2. РАСЧЕТ ПРЕДЕЛЬНЫХ ЗНАЧЕНИЙ НАГРУЗКИ 274

SUMMARY 279

ОТ АВТОРОВ

Эта книга задумана как результат наших многолетних теоретических и экспериментальных работ в области экологического нормирования. В ней мы постарались подробно обсудить современное состояние и разнообразные аспекты проблемы нахождения предельных экологических нагрузок. Центральной частью работы является изложение авторской концепции нормирования, в ряде глав проиллюстрирована возможность ее реализации.

Создание экологического нормирования — ключевая проблема в формировании системы экологической безопасности, включающей экодиагностику, экологическую экспертизу, мониторинг и прогнозирование. Эффективное функционирование этой системы при отсутствии нормативов допустимых экологических нагрузок практически невозможно, так как переводит обсуждение конкретных проблем управления природопользованием в область чисто эмоциональных споров «технократов» и «зеленых», оперирующих неформализованными критериями.

Разработка научно обоснованных экологических нормативов невозможна без единой признанной методологии и соответствующего теоретического базиса. Обсуждая теоретические и методические основы экологического нормирования, мы исходили из постулата, что вся деятельность по экологическому нормированию должна быть направлена на достижение конкретной первоочередной цели — получение формальных научно обоснованных нормативов нагрузок на экосистемы. Основываясь на этом, мы умышленно упростили ситуацию, рассматривая нормирование только на локальном уровне и не затрагивая проблему региональных и глобальных норм. Определенные упрощения были сделаны и при разработке общей концепции. Мы не хуже возможных будущих оппонентов осознаем ее ограниченность. Но на все аргументы «против» может быть выдвинут единственный контраргумент: в обозримом будущем реально ничего другого предпринять практически невозможно. Альтернативные подходы либо дадут слишком упрощенные рецепты, либо позволят получить результаты не раньше, чем они перестанут быть актуальными.

В настоящее время экологическое нормирование — область с размытыми границами. Это заставило нас рассмотреть кроме

вопросов, непосредственно касающихся разработки нормативов нагрузок на экосистемы, широкий круг проблем, относящихся к компетенции других областей прикладной экологии (выбор информативных параметров описания, способы свертывания информации и др.). Хотя это увеличило объем монографии и сделало изложение, возможно, более «рыхлым», мы посчитали такой вариант вполне оправданным, поскольку подробное изложение этих вопросов в необходимом ракурсе в литературе отсутствует.

В экологическом нормировании, как и в большинстве других направлений прикладной экологии, существует две «ветви» — официальная и научная. Они достаточно независимы, каждая имеет своих авторов и свою историю. Первая находит отражение в различного рода руководствах, инструкциях и других официальных документах, вторая — в научных текстах. При написании монографии мы ориентировались прежде всего на научную ветвь, затрагивая официальные материалы лишь в некоторых случаях. Это связано как со сферой нашей профессиональной деятельности (хотя один из авторов — О. Ф. Садыков — был ученым секретарем двух комиссий Академии наук по проблемам экологического нормирования), так и с «вторичностью» официальной ветви, которая на настоящий момент существенно отстает от научной.

Наши работы в области экологического нормирования были начаты в Институте экологии растений и животных УрО РАН. Здесь же выполнена значительная часть натурных исследований. В дальнейшем двое из авторов — О. Ф. Садыков и М. Г. Фарафонтов — продолжили работу по этому направлению в концерне «Промэкология».

Общая концепция и окончательный текст монографии — результат творческих усилий трех авторов. Введение, главы 1, 3 (кроме 3.3), 4, 5, 6, 9, 10, разделы 7.1, 7.4, 7.5, 7.7, 7.8, 7.13, приложения 1 и 2 написаны Е. Л. Воробейчиком, глава 2, раздел 3.3 — О. Ф. Садыковым, глава 8, раздел 7.6 — М. Г. Фарафонтовым.

Мы благодарим специалистов, участвовавших в написании разделов: Г. Н. Ахметшину и Е. В. Хантемирову (7.2), Т. В. Спасову (7.3), А. В. Гилева (7.9), Е. А. Бельского, А. Г. Ляхова, Э. А. Поленца (7.10), А. Г. Герасимова и С. В. Мухачеву (7.11), И. Н. Михайлову (7.12). Благодарим также Р. Р. Кабирова, выполнившего альготестирование наших проб снега, и Г. С. Куликову, определившую интенсивность азотфиксации почвы. Мы чрезвычайно признательны всем, кто принимал участие в сборе и обработке материала, помогал в оформлении рукописи — Л. А. Воробейчик, И. Н. Михайловой, Р. М. Хантемирову, А. В. Горопашной, О. Ю. Павловой, И. Н. Петровой, Н. В. Хабировой. Мы признательны коллегам, принимавшим участие в обсуждении затронутых в монографии вопросов,—

А. М. Степанову, Р. Р. Кабирову, О. А. Лукьянову, И. Н. Михайловой, Э. А. Поленцу.

Финансирование издания взял на себя концерн «Промэкология».

Вопросы экологического нормирования обсуждались на нескольких научных конференциях. Начало было положено географами в рамках проблемы управления ландшафтами (совещание в Москве в 1988 г., рабочая группа в Иркутске и школа в Паланге в 1989 г.). Материалы опубликованы в сборниках «Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты» (М., 1988), «Нормирование антропогенных нагрузок» (М., 1989), «Ландшафты. Нагрузки. Нормы» (М., 1990). В дальнейшем было проведено два специализированных совещания с привлечением широкого круга специалистов: «Методология экологического нормирования» (Харьков, 1990 г.) и «Экологическое нормирование: проблемы и методы» (Пущино, 1992 г.).

Экологическое нормирование еще не стало «полупроизводственным» направлением. Идет обсуждение концептуальных основ и методической базы. Поэтому самая широкая дискуссия на эту тему представляется оправданной и целесообразной. Авторы с вниманием и интересом отнесутся ко всем замечаниям по существу затронутых в книге вопросов, которые можно направлять по адресу: 620144 г. Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202. Институт экологии растений и животных.

ВВЕДЕНИЕ

Техногенное загрязнение окружающей среды, принимающее с каждым днем все более угрожающие масштабы, привело к осознанию необходимости регламентации нагрузок на экосистемы.

Существующая система регламентации базируется на санитарно-гигиенических нормативах. В целях защиты экосистем она неэффективна. Есть многочисленные примеры, когда безопасные для человека уровни загрязнения губительны для биоты. Многокомпонентность выбросов производств делает неэффективным контроль за соблюдением регламентов по каждому отдельному ингредиенту. Формы нахождения токсикантов в природе отличаются от форм, для которых были установлены нормативы. Не учитываются эффекты аккумуляции и транслокации в экосистемах, отсутствует дифференциация по природно-климатическим зонам и т. д. В результате происходит наращивание экологически опасных производств и прогрессирует техногенная деградация природных комплексов. Все это определяет необходимость разработки иных подходов к регламентации техногенных нагрузок на экосистемы.

Совокупность проблем, связанных с определением нормы экосистем, изучением их антропогенных трансформаций и нахождением предельных величин нагрузок, стала обозначаться уже общепринятым термином «экологическое нормирование». В настоящее время оно находится на начальном этапе своего развития, представляя собой одно из основных направлений прикладной экологии.

Возникновение экологического нормирования на фоне развитого санитарно-гигиенического — это во многом отражение смены масштабов восприятия мира, вызванной привлечением внимания к глобальным экологическим проблемам. В санитарно-гигиеническом нормировании основной объект — организм человека, основная цель — поддержание каждого индивида в состоянии обычной работоспособности. Но это слишком узкий взгляд, что признают и сами гигиенисты. Изолированное рассмотрение организма человека — необходимый этап познания, но лишь первое приближение к реальности. Здоровое общество может существовать только в здоровой среде, состоящей из

здоровых экосистем. И они такой же необходимый объект для регламентации воздействий, как и люди.

Происшедшие изменения в общественном сознании приводят к постепенной «экологизации» всей системы взаимоотношений общества и природы. Осознаны как губительность бесконтрольного развития общества, так и бесперспективность лозунга «назад к природе». Из неизбежности существенных антропогенных изменений биосферы следует необходимость регламентации деятельности человека.

Стал общим местом тезис, что природопользование должно ориентироваться на экологический (биологический), а не технократический императив. Но что это конкретно означает, пока не ясно. Однако несомненно: если экологический императив не будет сформулирован предметно — как система конкретных нормативов нагрузок на экосистемы, он останется лишь общей декларацией, малопригодной для практики. Как нельзя управлять автомобилем, зная только законы механики и не подозревая о существовании правил дорожного движения, так нельзя управлять природопользованием, руководствуясь только общей формулировкой экологического императива и не имея конкретных регламентов. Экологическое нормирование — именно та процедура, которая позволяет наполнить экологический императив конкретным содержанием.

Несколько слов о роли экологического нормирования и его месте в системе обеспечения экологической безопасности. В одной из работ, посвященных математическому моделированию изменений в окружающей среде (Хаус, 1979), приведен такой анекдот. «Толпа зевак окружила сбитого автомобилем человека. Он был тяжело ранен и лежал на земле. Какая-то старушка подошла к нему, вынула из сумки термос с куриным бульоном и попыталась напоить пострадавшего. Изумленные свидетели спросили: „Зачем? Это ли ему надо? Ведь молодому человеку сейчас совсем плохо!“ Старушка ответила: „Уж бульон-то не навредит“». (с. 194). Автор статьи считает, что описанный «способ врачевания с помощью куриного бульона очень точно передает характер подхода у государственных ведомств к проблемам окружающей среды» (см. 194). Справедливое замечание.

Наша позиция состоит в том, что установление нормативов предельных нагрузок на экосистемы — лишь самый начальный этап регулирования отношений в системе «общество — природа». Сами по себе нормативы не защищают природу, но без них защита теряет обоснование. Экологическое нормирование — не «куриный бульон» для охраны природы, но и далеко не кардинальное средство лечения. Безусловно, более важны работы по изменению технологий производства и совершенствованию очистных сооружений. Но указать величину предельных нагрузок — это то немногое, что могут и должны сделать профес-

сионалы-экологи (в первоначальном значении этого слова) для охраны природы.

Важный момент заключается в следующем: насколько реалистичны, т. е. технологически и экономически достижимы будут экологические нормативы, если они окажутся значительно жестче санитарно-гигиенических. Здесь уместно вспомнить опыт гигиенического нормирования. Многие из установленных в 30-е годы нормативов были для того времени технически недостижимы. Однако в дальнейшем технологии модифицировались таким образом, чтобы соблюдение нормативов было максимально полным. Поэтому мы считаем, что экологические нормативы также должны быть стимулом для изменения технологий.

Получение научно обоснованных нормативов нагрузок — крайне сложная задача. Это осознается тогда, когда необходимо найти конкретный норматив для конкретной ситуации. При поверхностном взгляде решение проблемы нормирования не представляет особых трудностей: предельная нагрузка — это та, которая «не превышает допустимых пределов», «не выводит систему за критическое состояние», «не меняет или меняет в допустимых пределах качество окружающей среды» и т. д. Если очевидную тавтологичность этих высказываний дополнить использованием различных формул (особенно с греческими или готическими буквами), вполне создается видимость решения проблемы. Стоит ли говорить, что подобные подходы, примеров которым довольно много, в лучшем случае не приближают к конечному результату.

В настоящее время нормирование испытывает недостаток не общих теоретических высказываний, а конкретных эмпирических данных. Все, что должны были сказать теоретики, уже сказано. Дальнейшее развитие теории возможно только после осмысления результатов практики.

Проблемы нормирования нагрузок на экосистемы обсуждаются у нас в стране уже более двух десятилетий. Несмотря на значительное разнообразие подходов и первые успешные опыты определения экологических нормативов загрязнений, ни одна из концепций не позволяет ответить на все основные вопросы, возникающие в практике. Приходится констатировать отсутствие достаточно разработанной методологической базы, дающей возможность корректно получать экологические нормативы. Это делает актуальными обобщение имеющегося зарубежного и отечественного опыта регламентации природопользования, сопоставление и сравнительный анализ существующих концепций, рассмотрение конкретных методов и опыта реализации процедуры нормирования. На этой основе возможно создание обобщающей концепции. В настоящей работе мы предприняли попытку осуществить это.

Предлагаемая концепция экологического нормирования по-

зволяет ответить на следующие необходимые для практики вопросы:

— каковы критерии допустимой нагрузки на экосистемы;

— какие параметры экосистем должны быть измерены для получения нормативов;

— как измерять интегральную токсическую нагрузку;

— каким образом получать значения предельных нагрузок;

— как переходить от первичных экологических нормативов к вторичным (технологическим).

Эта концепция, таким образом, дает все необходимое, чтобы развернуть практические работы по созданию экологических нормативов. Подчеркнем, что она не универсальна: разработана для ситуаций, когда нагрузкой является аэротехногенное загрязнение на локальном уровне, а реципиентами выступают наземные экосистемы. Все построения ориентированы на необходимость решения конкретной прикладной задачи — нахождение нормативов. Это обусловливает определенные допущения и упрощения, без которых достижение прикладной цели в обозримом будущем невозможно. Несмотря на принятые упрощения, мы считаем, что решение задачи является корректным (при условии сохранения оговариваемой области применения нормативов).

В качестве примера реализации концепции рассмотрены результаты наших работ на Среднем Урале. Здесь в течение нескольких лет на постоянном полигоне изучались трансформации лесных экосистем под действием выбросов медеплавильного завода. Нагрузка от источника данного типа — одна из наиболее сильных и имеющих драматические последствия для экосистем. Вследствие этого закономерности трансформаций биоты проявляются особенно ярко и контрастно. Если же верна гипотеза неспецифичности реакций экосистем, характер изменений возле других источников будет аналогичным (различия могут касаться лишь абсолютных величин). Мы исследовали в основном хвойные леса на кислых почвах, т. е. наименее устойчивые экосистемы. Очевидно, что нормативы для них будут жестче, чем для более толерантных сообществ. Следовательно, полученные результаты представляют собой далеко не частный пример.

Актуальность работ в области экологического нормирования несомненна: она возрастает с пуском каждого нового предприятия, с каждым новым днем работы уже действующих. Но для того, чтобы нормативы были эффективным рычагом управления природопользованием, они должны быть максимально объективными и научно обоснованными, допускающими наименьшую степень произвола. Принципиально важно, чтобы нормирование не останавливалось только на первичных нормативах (предельных значениях параметров экосистем и соответствующих им величинах загрязнения), а было доведено до

логического завершения — получения вторичных нормативов (предельных значений технологических показателей). Только в этом случае экологические нормативы будут не фикцией, дающей лишь иллюзию строгой регламентации загрязнений, а реальным звеном обратной связи в системе «предприятие — окружающая среда».

В последнее время наметилась опасная тенденция упрощенческого подхода к нормированию. Выдвигаются нормативы, мало подкрепленные экспериментальными данными, либо устанавливаемые произвольно, либо являющиеся экстраполяциями частных случаев на глобальный уровень (или переносом без должной проверки результатов лабораторных экспериментов на реальные экосистемы). Другой вариант этого — очевидная нереалистичность некоторых предлагаемых нормативов, когда предельные величины загрязнений близки к фоновым концентрациям или даже ниже их. Пусть авторы подобных «скороспелых» нормативов исходят из благих намерений — быстрейшего получения результатов, остро необходимых для охраны природы, но их действия невольно дают слишком серьезный козырь в руки сторонников технократического императива. Следует согласиться с высказывавшимся мнением, что экологи несут такую же моральную ответственность за создаваемые ими нормативы, как физики-атомщики. Именно поэтому работы в области экологического нормирования должны базироваться на адекватных методологических принципах и обширных экспериментальных исследованиях. Это, хотя и значительно более долгий и трудный, но единственно возможный путь.

ЧАСТЬ I

ТЕОРИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Глава 1

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

1.1. ПРОБЛЕМА НОРМЫ И ПАТОЛОГИИ ЭКОСИСТЕМ

Дискуссия о норме экосистем стала традиционной в отечественной экологии. Она ведется на страницах журналов, часто возникает на различного рода конференциях и совещаниях, даже не относящихся к этой тематике. Стоит какому-либо оратору лишь упомянуть термин «норма», и пыл спора не могут остудить ни апелляции к чувству меры, ни заверения в том, что вопрос давно решен. Такое положение можно объяснить схоластическими традициями российской науки. Западная экология уделяет этому вопросу значительно меньше внимания.

Мы также не в силах избежать искушения поупражняться в схоластике. Поэтому обсудим, пусть не очень подробно, вопрос о норме и патологии экосистем.

Проблема нормы имеет длительную историю развития в естествознании, обществоведении, философии, юриспруденции, этике и эстетике. Зародившись в античности, это понятие широко используется сейчас в большинстве научных дисциплин. Особое место оно занимает в биологии и медицине, где вопрос о соотношении нормы и патологии (болезни) — один из основных. Важное значение проблема нормы приобретает при изучении живых систем надорганизменного уровня, становясь одной из центральных в экологии.

Рассмотрение ее находим в работах многих экологов. Так, В. Д. Федоров и А. П. Левич (1978) отмечают, что «вопросы о конструкции нормы и обоснования норм... должны занимать центральное место в экологических исследованиях» (с. 3). Л. П. Брагинский (1981) подчеркивает, что экология «...нуждается в теоретических концепциях, определяющих наши представления о норме и патологии» (с. 30). В. А. Ковда (1989) писал: «Возникает острая необходимость в научной разработке учения о патологии почв» (с. 5).

Понятие «норма» широко применяется во многих естественных, общественных и технических науках. Например, в минералогии говорят о «нормальных кристаллах», в эстетике — об

«эстетических нормах», в этике — о «моральных нормах», в юриспруденции — о «нормах права», в лингвистике — о «языковых и грамматических нормах», в технике — о «нормальной работе механизмов» и т. д. Чаще всего термин «нормальный» выступает синонимом слов «обычный», «типичный», «средний», «правильный», «стандартный», «оптимальный», «естественный», «идеальный».

Несколько значений понятия «норма» зафиксировано в толковых словарях и энциклопедиях. Основные из них следующие: 1) установленный предписанием размер чего-либо; 2) общепризнанное в определенной социальной среде правило; 3) правило поведения людей в обществе, закрепленное законом; 4) средняя величина какого-либо явления; 5) обычное состояние чего-либо. В то же время общепринятые определения нормы отсутствуют в большинстве конкретных областей знания; нет и общепринятого общенаучного толкования. Как отмечают А. А. Корольков и В. П. Петленко (1977), «отсутствие обобщающих работ по проблеме нормы вынуждает представителей самых различных наук при решении частных проблем опираться либо на случайные, малообоснованные определения понятия нормы, либо разрабатывать собственные определения» (с. 63). В значительной степени это справедливо и для современной экологии.

Организменный уровень

Проблема нормы в таких науках, как медицина, морфология, анатомия, физиология, эмбриология, традиционна. Ей посвящена довольно обширная литература, обобщенная в нескольких обзорах (Баевский, 1979; Корольков, Петленко, 1977; Петленко, 1982; Трахтенберг и др., 1991), следуя которым, мы попытаемся ее изложить.

Разграничение нормальных организмов и уродств осуществлялось еще в Древней Греции. «Уродством считался всякий признак, не обнаруживающийся у большинства особей определенного ареала обитания» (Корольков, Петленко, 1977, с. 28). Следовательно, исторически первоначальной была трактовка нормы как обычного, массового проявления признака. Именно это понимание нормы, основанное в конечном итоге на здравом смысле, присутствует во многих построениях современной медицины. Например, существуют статистические таблицы морфологических и физиологических параметров человека и некоторых лабораторных животных (Трахтенберг и др., 1991). В то же время ряд ученых высказывали явную неудовлетворенность таким пониманием. Так, Р. М. Баевский (1979) приводит следующие выкладки: веротность обнаружения 100 равнозначных физиологических показателей в пределах «среднее±два среднеквадратических отклонения» при 5 %-м уровне значимости

равна 0,0059, что исчезающе мало. «Таким образом, «абсолютно» нормальный индивид является не правилом, а исключением» (Баевский, 1979, с. 45) *. Отмечено большое варьирование ряда физиологических параметров, например, концентрация некоторых ферментов крови может изменяться от индивида к индивиду на 5000 %. Очевидно, что нормальная концентрация этих ферментов, понимаемая как средняя, просто бессмысленна. Известны большие индивидуальные, половые, возрастные, сезонные и суточные различия физиологических, морфологических и даже анатомических параметров индивидов, не трактуемые как аномальные (Саноцкий, Уланова, 1975). Следовательно, «среднестатистические данные не являются достаточным критерием определения нормы и патологии» (Корольков, Петленко, 1977, с. 79).

Среднестатистическое понимание нормы — один из источников релятивистских воззрений, ведущих в конечном итоге к отрицанию нормы. Взгляд на норму как на относительное понятие, как на «гносеологическую фикцию» довольно распространен в медицине и даже зафиксирован в «Большой медицинской энциклопедии». Крайним выражением подобных воззрений выступает субъективизм при определении нормы. Как отмечают А. А. Корольков и В. П. Петленко (1977), «субъективистская трактовка нормы привела многих исследователей к такому методологическому тупику, когда о норме практически ничего нельзя сказать, кроме некоторых тавтологических высказываний» (с. 26).

Нередко происходит смешение понятий «норма» и «норматив», также ведущее к субъективизму. Очевидно, что необходимо производить их разделение: нормы отражают реальное состояние объекта, а норматив — степень его познанности, т. е. норматив есть отражение объективной нормы, которое может быть и неполным.

В противовес пониманию нормы организма как среднего существует понимание нормы как зоны оптимального функционирования живой системы. По А. А. Королькову и В. П. Петленко (1977), «наиболее рациональным определением нормы живых систем является характеристика ее как функционального оптимума» (с. 104). Такого же мнения придерживаются и другие авторы (Слепян, 1977; Сорвачев, 1983; и др.). В соответствии с этим под нормой понимается «...интервал, в пределах... которого количественные изменения колебаний в физиологических процессах способны удерживать основные жизненные константы на уровне физиологического оптимума» (Корольков, Петленко, 1977, с. 147).

---

* Заметим, что данное рассуждение не совсем корректно, поскольку не учитывает наличия корреляций между признаками, а учет этого делает рассматриваемую вероятность не столь малой.

Таким образом, определение нормы переводится в решение вопроса об оптимальном состоянии, который отнюдь не является более простым. В качестве критериев оптимального состояния организма используются его приспособленность (адекватность реагирования) к условиям среды, жизнеспособность, плодовитость и т. д. Они применяются в практике токсикологических экспериментов и гигиенического нормирования.

Отметим, что в медицине норма антропо- и организмоцентрична. Внешние критерии болезни имеют аксиологическую основу — наличие страданий, боли, ухудшение самочувствия, снижение работоспособности, нарушение социальных связей (Петленко, 1982).

Надорганизменный уровень

При переходе к рассмотрению систем надорганизменного уровня возникают значительные трудности. На организменном уровне существует абсолютный показатель крайней патологии, регистрируемый в большинстве случаев достаточно объективно,— гибель организма. Но уже на уровне популяции гибель отдельной особи не является таким показателем: «Если для отдельного индивидуума смерть означает страшнейшее и последнее поражение в борьбе за существование, то для популяции массовая смертность — всего лишь отсев менее приспособленных... и некоторая реорганизация» (Брагинский, 1981, с. 33). В то же время критерием патологии для популяции может служить ее неспособность воспроизводить себя в данных условиях (Садыков, 1988б; Заугольнова и др., 1992; и др.).

Сложнее обстоит дело с экосистемами. Элиминация отдельных видов в них не может быть абсолютным критерием патологии: «Смена доминант — не патологический процесс, а определенная форма стабилизации биоценоза в новых условиях» (Брагинский, 1981, с. 37). Экосистема не может страдать, испытывать боль и умереть, подобно организму. Как отмечает А. Д. Арманд, «...понятие «смерть» в обычном значении редко можно применять к геосистемам, разве только в эмоциональном плане. Практически всегда критический переход ведет не к полному разрушению системы, а к перестройке, и возможность восстановления прежнего состояния не исключается» (Экосистемы..., 1989, с. 39). Таким образом, на уровне экосистемы требуется поиск других критериев патологического состояния. Возможно, именно отсутствие очевидных критериев патологии на этом уровне столь обострило проблему нормы в экологии, заставило исследователей рассматривать элементарные основания данного понятия.

Само понятие «норма» отнюдь не ново для экологии. Было бы заблуждением считать, что оно стало использоваться недавно — начиная с 70—80-х годов — в связи с обсуждением

прикладных аспектов. В это время норма лишь приобретает специфический («антропогенный») оттенок. Складывается и специфическая «медицинско-экологическая» терминология. Обычные для экологии понятия бонитета леса и почвы, типа растительной ассоциации, типа леса и т. д.— т. е. любые описания идеальных объектов — это описания соответствующих норм.

В тех областях, где интересы человека и его деятельность являются предметом исследования, традиционно пользуются понятием патологии, «болезни» экосистемы. Так, в теории и практике лесозащиты эпифитотии и вспышки массового размножения вредителей рассматриваются как болезнь леса (Воронцов, 1978; Рафес, 1989). Причем само понятие «болезни» связывается исключительно с практикой лесопользования (Стадницкий, 1988). В. А. Ковда (1989) ввел понятие «патологии» почв, также связанное в первую очередь с различными видами антропогенных трансформаций почвенного покрова.

Вопрос о норме экосистем был подробно рассмотрен В. Д. Федоровым и А. П. Левичем (Федоров, Левич, 1978; Федоров и др., 1982). По способу формирования ими выделены следующие варианты норм.

1. Статистическая. «Смысл статистической нормы состоит в том, что исследователи условились применять некоторый, вполне конкретный, период существования системы за эталон ее нормального функционирования. И обоснованность статистической нормы полностью упирается в обоснованность выбора этого периода» (Федоров и др., 1982, с. 5). Понятия «хорошо» — «плохо» при таком понимании нормы трансформируются в понятия «часто» — «редко», и норма фактически уподобляется среднему.

2. Теоретическая. В качестве нормы рассматривается состояние, выделяемое исходя из теоретических соображений. При введении целевой функции системы нормой будет такое состояние, при котором значение этой функции экстремально (подробнее этот вопрос рассмотрен в разделе 1.2).

3. Экспертная. Состояние, определяемое группой компетентных лиц-экспертов. Отмечается, что «...авторитарно устанавливаемая экспертная норма сводит к минимуму камуфляж наукообразия в вопросах нормирования. Вопрос об обосновании нормы переводится в плоскость обоснования авторитета экспертов» (Федоров и др., 1982, с. 6).

4. Эмпирическая. В качестве таковой выступает так называемый контроль при проведении опытов с популяциями и сообществами. Такое понимание нормы широко распространено в практике токсикологических экспериментов (контроль — группа организмов, не подвергающихся исследуемому воздействию). Очевидно, что здесь норма выступает в качестве вспомогательного рабочего понятия. Как отмечает Н. С. Строганов, «...такое определение нормы не имеет научных оснований, хотя

контроль по своей задаче должен быть близким к норме» (Строганов, 1983, с. 11). В практике прикладных экологических исследований на локальном уровне распространено понимание контроля как естественного состояния экосистем. При этом «естественными» участками считаются такие, где антропогенное воздействие в наибольшей степени можно принять незначимым. Однако эти «естественные» участки отнюдь не девственны из-за наличия глобальных изменений всей биосферы. Не исключается вариант (безусловно, наиболее удачный), когда нормы, сформированные различными путями, совпадают.

По форме представления авторы выделяют норму-число и норму-функцию. В первом случае норма выражается в виде функционала состояния системы, который «...посредством какой-либо оценочной шкалы интерпретируется в терминах качества» (Федоров и др., 1982, с. 7). Во-втором — норма имеет вид определенной зависимости (например, линейная связь между рангом вида и логарифмом его численности, нормальное распределение вероятностей и т. д.).

Два понимания нормы

Анализируя использование понятия «норма» в различных науках, можно выделить два основных аспекта понимания: норма как среднее и норма как оптимальное. Решение вопроса о норме и патологии определяется выбором между этими двумя вариантами. При этом согласимся с Гёте: «Говорят, будто между двумя противоположными мнениями лежит истина. Ни в коем случае! Между ними лежит проблема.»

Норма как среднее фиксирует как бы внешнее проявление: очевидно, что нормальных систем должно быть больше, чем ненормальных. Отсюда следует, что самые нормальные системы — те, которых больше всего. Больше всего систем находится в модальном классе распределения, который характеризует мода — один из видов средних. Оценкой моды могут служить другие средние, например средняя арифметическая. Таков, вероятно, ряд умозаключений, приводящих к утверждению «норма — это среднее». Причем, если такое заключение формируется при рассмотрении ограниченного набора параметров системы, то затем оно переносится на все параметры.

Среднее — это одно число. Такое жесткое ограничение не может удовлетворить исследователей по ряду причин. Во-первых, существуют погрешности измерений, задающие интервал, в котором лежит истинная величина. Во-вторых, существует варьирование параметров систем, обусловленное случайными причинами. Кроме того, неудовлетворенность жестким определением нормы как среднего вытекает из наличия у исследователей (пусть даже в неосознанном виде) другого представле-

ния о норме — как об оптимальном состоянии, фиксирующего внутренние свойства системы *.

Эта неудовлетворенность находит отражение в следующем «внешнем» проявлении: под нормой понимается некоторый интервал варьирования. Формально это выражается так: норма — это «среднее±мера варьирования». В качестве меры варьирования используют одно, два, три среднеквадратических отклонения. Но этот путь приводит к методологическому тупику. Уже интервал в два среднеквадратических отклонения охватывает почти всю выборку (при нормальном распределении — более 95 %). Но и оставшиеся объекты не обязательно будут патологическими. Следовательно, необходимо еще более расширить интервал варьирования. Завершением этого будет интервал, охватывающий всю выборку полностью. Это, безусловно, есть вообще отрицание нормы: получается, что все существующее нормально в силу своего существования. В такой ситуации понятие нормы излишне. Это отмечает Н. С. Строганов (1983): «Слишком широкое определение нормы есть по существу отрицание нормы» (с. 16).

Выходом из тупика может быть признание условности границы нормы. Но подобное субъективистское понимание нормы, базирующееся на конвенционализме, низводит ее до вспомогательного понятия, которое может быть и излишним и уж во всяком случае не служит инструментом анализа.

Перейдем к рассмотрению второго понимания нормы. Здесь основной вопрос — критерии оптимальности. Можно отметить определенную связь между нормой-средним и нормой-оптимальным. Чаще всего критерии оптимальности явно не формулируются. Они формируются на основе представлений о «хорошем» или «идеальном» объекте, т. е. о таком, каким он должен быть. Представления складываются в большинстве случаев под влиянием опыта исследователей, в котором фиксируются наиболее массовые состояния систем. Именно поэтому критерии оптимальности кажутся «естественными и правильными» лишь тогда, когда они удовлетворяют неким средним представлениям об объекте. Таким образом, мы в завуалированном виде возвращаемся к норме-среднему.

Круг разрывается, когда критерии оптимальности формулируются явным образом. Только тогда возможен научный анализ понятия нормы. Осознание этого прослеживается в высказываниях экологов (применительно к проблеме нормы в водной токсикологии): «Понятия нормы и патологии приобретают смысловую нагрузку и содержание лишь в том случае, когда

* Существование понимания нормы как оптимального состояния, строго говоря, определяет первую посылку, с которой мы начали рассуждение о норме-среднем: нормальных систем должно быть больше, чем ненормальных. Их больше, потому что они более жизнеспособны, т. е. в определенном смысле лучше.

мы называем конкретные условия, даем определенную систему отсчета... определяем исходные условия, параметры и прилагательные нормы и патологии, точку зрения и позиции, с которых рассматриваются процессы, протекающие в системе. В отсутствии этих заранее оговоренных положений термины нормы и патологии скорее принадлежат не к области водной токсикологии, а к области лингвистики» (Стом, 1983, с. 158).

Таким образом, рассмотрение нормы как оптимального является аксиологическим, оно требует описания «хорошего» объекта (или «хороших» состояний системы). Другими словами, необходима оценка состояния или объекта в терминах «хорошо» — «плохо». В то же время оценка всегда должна иметь своего субъекта (это может быть группа лиц) — «...оценка всегда является чьей-то оценкой» (Ивин, 1970, с. 21). Это не означает субъективизма в определении нормы, поскольку оценка состояния должна исходить из объективных закономерностей функционирования системы и потребностей субъекта (так называемая утилитарная оценка) (Ивин, 1970).

Отметим, что не обязательно норма может задаваться как описание оптимального. Возможна дефиниция через описание патологии. Именно так — перечислением различного рода «патотропных ситуаций» — задает норму Э. И. Слепян (1984). Аналогично поступает В. А. Ковда (1989), описывая разные виды патологии почв. Однако в общем случае отсутствие патологии не обязательно есть норма, как и «...не являющееся плохим обязательно есть хорошее» (Ивин, 1970, с. 65).Еще Авиценна выделял шесть стадий между нормой и болезнью. Н. С. Строганов (1983), кроме нормы и патологии, предложил выделять аномальное состояние.

Понимание нормы как оптимального близко к философской категории меры (по Гегелю, мера — качественно определенное количество). Но между ними имеется и существенное различие: «Мера охватывает всякое единство количественных и качественных показателей объекта... норма характеризует лишь определенное их единство» (Корольков, Петленко, 1977, с. 9), т. е. система в состоянии патологии имеет свою меру, но не является нормальной. Следовательно, понятие нормы — частный случай категории меры.

Категорию меры в экологии конкретизирует концепция критических уровней развития экосистем (Экосистемы..., 1989). Мера экосистемы — это область состояний, ограничиваемая критическими точками. Под критическим состоянием (критической точкой) понимается такое состояние системы, в котором происходит ее качественная перестройка. Важным представляется следующее положение: «Определение перехода через критическое состояние становится однозначным лишь в том случае, когда в нем в явном виде зафиксирована установка исследователя» (Экосистемы..., 1989, с. 33). При этом «под качествен-

ным преобразованием системы понимается процесс изменения в составе элементов, названных при определении системы, или в связях между ними. Остальные изменения могут считаться количественными или признаваться несущественными» (Экосистемы..., 1989, с. 33). Из этого следует, что изменение на уровне подсистем может рассматриваться как критическое состояние, тогда как система более высокого ранга будет претерпевать лишь количественные изменения. Данный подход позволяет практически реализовать понятие о норме как мере системы и определить границы критического перехода.

Возможные решения

Понимание нормы как оптимального позволяет сформулировать следующее наиболее общее определение: норма есть мера «хорошей» системы. Следовательно, решение проблемы нормы связано с решением вопроса, какая система является «хорошей». Ответ на него может быть только конкретным (различные критерии «хорошей» экосистемы будут рассмотрены в разделе 1.2).

Принципиально важно следующее. С «точки зрения» самой экологической системы любое ее состояние нормально. Вернее, «с точки зрения» экосистемы говорить о нормальности или ненормальности ее состояний бессмысленно. Субъектом оценки может быть только человек. Наиболее последовательно этот антропоцентрический подход осуществлялся Н. С. Строгановым (1981, 1983). Развитием его был «антропоэкологический принцип» Т. Д. Александровой (1988, 1990б), близкий к этому взгляд сформулирован Д. А. Криволуцким с соавторами (1986а), сходные воззрения высказывались многими другими исследователями.

В этом вопросе встречается и противоположная точка зрения — концепция биоцентризма и геоцентризма. Однако она, скорее всего, связана с терминологическим «обрамлением» проблемы. Приверженцы биоцентризма считают, что именно антропоцентристский подход привел к нынешней кризисной ситуации в области природопользования. Соответственно сам термин «антропоцентризм» становится почти бранным словом, а уличенных в антропоцентризме приравнивают к нераскаявшимся грешникам. Следствием этого является мысль о необходимости замены антропоцентризма другим подходом, ставящим в центр «интересы природы». Но это положение базируется на неверной посылке: не антропоцентристский подход привел к кризису, а его толкование в аспекте технократического императива.

По сути любое действие в системе субъект-объектных отношений (в данном случае в системе «общество — природа») основанием будет иметь антропоцентризм (хотя он может быть

завуалирован биоцентристской терминологией). Причина в том, что адекватным субъектом оценки может выступать только внешний наблюдатель — хотя бы в силу теоремы Геделя о неполноте (чтобы сформулировать непротиворечивое утверждение о системе, необходимо быть вне этой системы). Внутри экосистемы находится бесконечное число субъектов оценки. При этом их суждения о качестве системы могут кардинальным образом различаться. Интересы какого субъекта считать «интересами природы»? Порочность этого пути очевидна.

Говоря о вреде антропоцентризма, сторонники противоположной точки зрения совершают одну из логических ошибок — подмену понятий, неявно заменяя технократический императив антропоцентризмом. Очевидно, что эти понятия имеют разный объем и разную сферу применения. Антропоцентризм так же совместим с биологическим (экологическим) императивом, как до недавнего времени — с технократическим. Экологический императив означает более высокий уровень понимания и учета в практической деятельности причинно-следственных связей в системе «общество — природа»: «хорошая» природная среда, состоящая из «хороших» экосистем, становится такой же потребностью общества, как потребность в пище, энергии и т. д.

Мы подробно остановились на этом вопросе, поскольку только явное принятие антропоцентризма позволяет предметно решить вопрос о норме экосистем. Ценностная категория нормы только тогда становится важным инструментом, когда мы признаем возможным «...вторжение... субъекта и невозможность его элиминации» (Киященко, Пятницын, 1981, с. 230).

Рассматриваемое понимание нормы не отличается от инженерного подхода к искусственным системам. По Н. С. Строганову (1981), «следует сперва сформулировать, каким должен быть водоем, а затем — как этого достигнуть» (с. 17).

Такое понимание вызывает определенные возражения. В частности, Л. М. Мамонтова (1985) выражает несогласие с концепцией Н. С. Строганова следующим образом «...если руководствоваться только этим принципом, можно привести к «норме» все водоемы, и они будут иметь один тип, заданный человеком. Рациональное же природопользование предполагает разумное, осторожное вмешательство, без нарушения естественных процессов» (с. 87).

Данный контраргумент вскрывает определенное противоречие, связанное с разными пространственными масштабами. Норма вышестоящего уровня организации определяет норму для низших уровней. Поэтому необходим учет влияния изменений биогеоценозов человеком в своих целях на состояние всей биосферы.

Общепризнанно, что существующее состояние биосферы возможно лишь в довольно узких пределах глобальных параметров. Необходимость удержания физических параметров био-

сферы в жестких границах накладывает ограничения на ее биологические параметры: для биосферы существуют мера лесистости, мера насыщенности живым веществом и т. д. (Федоренко, Реймерс, 1983). Но это никак не означает, что инженерное понимание нормы должно быть отброшено. Как отмечает Б. С. Флейшман (1981), «оптимальность управления биоценозом должна пониматься не только с позиций человечества, но и с позиций всей биосферы, включающей человечество» (с. 272). Инженерное понимание нормы определяет и принцип «вариантности»: для разных ситуаций природопользования и разных целей нормы будут различны.

Таким образом, общее решение проблемы нормы и патологии экосистем видится следующим образом: человек исходя из своих потребностей формирует класс систем, которые он считает «хорошими», т. е. полностью удовлетворяющими эти потребности. Для разных целей хорошими будут разные системы. Затем определяется мера этого класса, т. е. границы количественных изменений параметров, при которых система остается в этом классе (ее качество не изменяется). Эта мера и есть норма системы.

Процесс формирования нормы — итерационный: понимание ее все более конкретизируется с каждым новым шагом приближения. Изначально норма может быть определена лишь в наиболее общем виде и больше о ней ничего не может быть известно. На первой ступени итерации класс нормальных состояний формируется экспертами-экологами, ассимилирующими как научные воззрения, так и экономические и эстетические взгляды и потребности населения данного региона. На последующих этапах итерации происходят инструментальные измерения, приводящие к сужению класса нормальных состояний и строгому описанию структуры и функционирования «хороших» экосистем. Следующая стадия связана с определением границ нормального состояния (т. е. меры системы), что может осуществляться при регистрации изменений экосистемы в градиенте нагрузки. Вслед за А. Д. Армандом (Экосистемы..., 1989) можно принять, что качественные изменения начинаются тогда, когда происходит изменение числа элементов системы, заданных при ее описании, или связей между элементами.

Чтобы избежать неясностей, важно подчеркнуть следующее. В принципе понятие нормы для экосистемы не имеет смысла. Оно оправданно для другого объекта — экосистемы, оцениваемой человеком, т. е. прямо или косвенно вовлеченной в субъект-объектные отношения. Поэтому везде, где говорится о норме экосистемы, имеется в виду экосистема в данном аспекте.

1.2. КРИТЕРИИ НОРМЫ ЭКОСИСТЕМ

Чтобы перевести общее определение нормы на язык конкретных экологических исследований, надо указать признаки,

при которых экосистема нормальна, или (принимая данное выше определение нормы) признаки «хорошей» экосистемы.

Вопрос о критериях нормальности состояния и функционирования экосистем очень важен для экологического нормирования, поскольку он теснейшим образом связан с выбором параметров описания биоты. Чаще всего основания для ввода критериев весьма произвольны — авторы предлагают их как формализацию интуитивного понимания вопроса. При всей субъективности мнений разных авторов, они могут быть использованы как своеобразная выборка экспертных оценок (причем очень высококвалифицированных экспертов!). При этом чем больше число экспертов, тем ближе конечный результат к истинному.

Рассмотрим выдвигавшиеся критерии нормальности. А. П. Левич (1988) привел перечень предлагавшихся характеристик экосистем (целевых функций), на экстремизацию которых направлено функционирование системы. В нормальной (т. е. «хорошей») экосистеме эти параметры достигают экстремума (максимума или минимума). Это следующие характеристики (ссылки на авторов содержатся в работе А. П. Левича (1988)): 1) биомасса, производимая сообществом на единицу поглощенной энергии; 2) общая биомасса сообщества; 3) общая численность сообщества — показатель экспансии размножения популяций; 4) суммарный поток энергии через экосистему; 5) скорость протекания энергии через экосистему; 6) величина используемого сообществом субстратного ресурса; 7) продуктивность; 8) удельная скорость роста продукции; 9) энергия, идущая на репродукцию; 10) репродуктивный потенциал сообщества; 11) биомасса потомства особи; 12) приспособленность особей как функция их коэффициентов размножения; 13) дарвиновская приспособленность видов; 14) аналог физического действия для биологических систем; 15) плотность упаковки экологических ниш в сообществе; 16) аналог произведения термодинамической энтропии на температуру; 17) энтропия видовой структуры сообщества (видовое богатство). Не все предложенные характеристики могут быть использованы в конкретных работах, так как для некоторых отсутствуют конструктивные пути измерения (например приспособленности, энтропии и др.).

В рамках обсуждения проблемы нормы экосистем С. С. Шварц (1976) выдвигал пять признаков «хорошего» биогеоценоза.

1. Биомасса всех основных звеньев трофических цепей большая и без резкого преобладания фитомассы над зоомассой, что должно обеспечить синтез максимального количества кислорода, максимальное связывание углекислого газа, максимальное запасание энергии солнечного излучения в биокосных средах и синтез большого количества продуктов растительного и

животного происхождения для удовлетворения потребностей населения.

2. Большой биомассе соответствует большая продуктивность. Это создает предпосылки для быстрой компенсации возможных потерь биомассы на отдельных трофических уровнях в результате случайных или закономерных внешних воздействий.

3. Структура системы в целом и разнородность отдельных трофических уровней обеспечивают высокую стабильность биогеоценоза в широком диапазоне внешних условий. Поддержание биогеоценоза в состоянии динамического равновесия обеспечивает состояние гомеостаза неживых составляющих биогеоценоза, в том числе гидрологического режима территории и газового состава атмосферы.

4. Обмен вещества и энергии протекает с большой скоростью. Процессы редукции обеспечивают вовлечение в биогеоценотический круговорот всей продуцируемой биогеоценозом биомассы в течение немногих годовых циклов, что обусловливает и максимальную скорость самоочищения.

5. Способность к быстрой адаптивной перестройке при векторизованном изменении внешней среды.

Данные идеи получили дальнейшее развитие и конкретизацию. Так, В. В. Бугровским с соавторами (1984, 1986) было предложено использовать показатель «биосферного потенциала», представляющего собой произведение продукции на продуктивность (см. раздел 4.1). О. А. Лукьянов (1990) дополнил рассмотренные пять признаков следующими: 1) достаточно большая степень выравненности видовой структуры сообщества (например, соответствие распределения видовых обилий логнормальному распределению Престона, а не геометрическому распределению Мотомуры); 2) доминирование *K*-стратегов над *R*-стратегами; 3) малые значения подстилочно-опадочного коэффициента, что обеспечивается большой скоростью деструкции (конкретизация четвертого признака С. С. Шварца); 4) большая толщина биогенных почвенных горизонтов, большая скорость почвообразования и высокая биологическая активность почвы (уточнение первого признака С. С. Шварца, так как эти свойства в значительной степени определяют продуктивность экосистемы).

По М. М. Камшилову (1983), признаком нормальности экосистемы является хорошее развитие первичной (пастбищной) сети выедания и ее доминирование над сетью разложения; критерием патологичности круговорота выступает наличие только сети разложения.

Потребность в формулировке критериев нормальности возникает при конструировании искусственных экосистем, поскольку в данном случае критерии выступают непосредственно частью управляющих решений. По В. В. Плотникову (1986), основные цели человека при создании искусственных биогео-

ценозов — максимальная чистая продукция и максимальная устойчивость. Особый акцент делается на последнем: «Человек все чаще вынужден прибегать к созданию именно устойчивых биогеоценозов, иной раз пренебрегая их прочими полезными свойствами» (с. 50). На недостаточность единственного критерия максимальной продукции при улучшении естественных лугов указывает А. В. Абрамчук (1988): необходимо достижение не максимальной, а потенциальной продуктивности, при которой за счет вертикальной дифференциации травостоя полнее используются ресурсы местообитания и биоценоз становится устойчивым. Учет устойчивости необходим при создании оптимальных агрофитоценозов (Гродзинский и др., 1989).

Неоднократно в качестве критерия нормальности предлагались соответствие распределения признака нормальному или лог-нормальному закону (Гродзинский, 1988; Пузаченко, 1990; Федоров, 1976, 1977; и др.) и вытекающие из этого показатели асимметрии, эксцесса, отношения среднего арифметического к среднему геометрическому и т. д. Однако это слишком широкая экстраполяция частных случаев в общую закономерность (подробнее см. раздел 4.3).

Анализ предложенных подходов позволяет выделить три основные признака, которые чаще всего фигурируют в качестве критериев хорошего качества экосистемы: 1) большая продуктивность и продукция; 2) разнообразная продукция необходимого качества; 3) высокая устойчивость экосистемы к существующим и потенциальным возмущениям.

Эти общие («первичные») признаки при конкретизации могут порождать частные («вторичные»). В наибольшей степени это касается устойчивости экосистемы. Прямое ее измерение чаще всего нереализуемо на практике, хотя такие попытки и предпринимаются (Израэль, 1984; Моисеенкова, 1989; Пузаченко, 1990; Федоров и др., 1982; и др.). Поэтому оно заменяется «индикаторами» — признаками, при которых система обычно устойчива. Это, например, большая мощность почвенных горизонтов, хорошая дифференциация трофической и таксономической структуры, большая скорость деструкционных процессов и т. д. Фактически любой важный признак, характеризующий нетронутую экосистему, может рассматриваться как индикатор устойчивости.

Таким образом, нормальная (понимаемая как «хорошая») экосистема — это экосистема с максимальной и разнообразной продукцией (удовлетворяющей экономические и эстетические потребности человека), существующая неограниченно долго в изменяющейся среде. Данные критерии порождают набор конкретных признаков, подлежащих регистрации в натурных наблюдениях. Он рассмотрен в следующем разделе.

1.3. ПАРАМЕТРЫ ЭКОСИСТЕМ, ПОДЛЕЖАЩИЕ РЕГИСТРАЦИИ ПРИ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ НОРМИРОВАНИИ

Вопрос о критериях выбора параметров описания экосистем специально обсуждается не часто и обычно не затрагивается в различных программах экологического мониторинга, изучения биогеоценозов и т. д. Например, как отмечает В. Д. Лопатин (1988), существующая программа биогеоценологических исследований «...в сущности состоит из 20 отдельных программ, не связанных в единое целое. Невозможно представить, как можно уместить все эти исследования на территории одного биогеоценоза» (с. 27). В результате в конкретных исследованиях параметры описания обычно выбираются произвольно (исходя из традиций, технических возможностей и т. д.). Очевидно, что данный подход — не самый оптимальный.

Рассмотрим выдвигавшиеся критерии выбора параметров. В работе К. А. Куркина (1980) подробно обсуждена проблема параметрического описания биогеоценоза. Схема выбора параметров состоит из двух этапов. На первом — стратегическом — исходя из цели исследования строится модель процесса и определяются параметрические характеристики, необходимые для построения этой модели. На втором — тактическом — определяются наиболее рациональные способы получения требуемых параметрических характеристик, для чего проводится отбор оптимальных параметров. Автор предлагает несколько принципов выбора.

1. Принцип целостности: для интегральных характеристик необходимо искать способы их целостной оценки, а не получать последние путем суммирования.

2. Предпочтение необходимо отдавать таким параметрам, измерение которых не требует разрушения объектов.

3. Характерное время изменения параметров должно совпадать с характерным временем процессов.

4. Параметр должен быть жестко функционально связан с характеризуемым процессом.

5. Принцип функциональной изометричности: «масштаб» параметра должен соответствовать «масштабу» процесса (например, для оценки действия фитофагов, повреждающих точки роста растений, параметром должна служить их численность, а не биомасса).

В. Н. Трофимов (1990) выдвигает следующие требования к переменным. Параметр должен: 1) относиться к процессам с гомеостатическим механизмом регулирования; 2) давать неспецифический отклик на разные факторы; 3) давать отклик, существенно превышающий природный фон; 4) обладать минимальным временем формирования отклика; 5) продолжительно фиксировать отклик и не требовать длительного времени для его измерения; 6) несложно и недорого измеряться.

По В. Д. Федорову (1976, 1977), параметры должны: 1) относиться к процессам с гомеостатическим механизмом регуляции; 2) давать неспецифический отклик; 3) быть интегральными характеристиками.

Как видно, критерии, предлагаемые разными авторами, существенно пересекаются. В то же время они в основном касаются выбора параметров для целей «обычной» экологии, т. е. для максимально полного описания процессов в экосистеме. Экологическое нормирование прежде всего требует аксиологического акцента. Исходя из этого критерием выбора показателей может быть роль компонента: 1) в круговороте вещества — энергии и в поддержании устойчивости экосистемы; 2) в осуществлении вклада в функционирование экосистем более высокого ранга; 3) в выполнении экосистемой социально-экономических и эстетических функций; 4) а также высокая чувствительность, надежность и малое характерное время реагирования на действие техногенных факторов.

В рассматриваемом аксиологическом аспекте представляется целесообразным разделить все множество показателей на две неравнозначные группы. В первую включаются показатели, удовлетворяющие, по крайней мере, одному из первых трех критериев (назовем их основные), во вторую — удовлетворяющие только четвертому критерию (обозначим их как коррелятивные). Различия между этими двумя группами касаются интерпретации наблюдающихся изменений. Изменения первых могут быть непосредственно интерпретированы в ценностных шкалах, вторых — нет. Другими словами, если изменяется основной показатель, можно непосредственно сказать, плохо это или хорошо. В отношении же коррелятивных переменных такого заключения сделать нельзя. Но коррелятивные переменные могут быть опережающими индикаторами, т. е. свидетельствовать об изменении основных параметров в будущем *.

Идея о неравнозначности переменных, хотя и вызывающая, вероятно, некоторое внутреннее сопротивление у классических экологов, в виде намеков неоднократно высказывалась многими авторами. Так, С. А. Патин (1979) предлагал различать две группы критериев токсичности — биологические (снижение плодовитости, увеличение гибели и т. д.), т. е. ответственные за «сохранность и благополучие видовых популяций» (с. 91), и физиолого-биохимические. По Б. А. Старостину (1974, цит. по: Куркин, 1980), необходимо различать «системные» и «несистемные» характеристики, т. е. наиболее существенные параметры,

* Для иллюстрации различий между основными и коррелятивными переменными можно воспользоваться следующей аналогией. Известно (см., например, у А. К. Толстого), что вурдалаки не отбрасывают тень и причмокивают. Основной параметр в данном случае — то, что они пьют кровь, а коррелятивные — то, что они не отбрасывают тень и производят характерные звуки.

которые стабилизируются за счет изменения менее существенных. Аналогичный смысл придает В. И. Василевич (1977, цит. по: Куркин, 1980) «инвариантным» и «изменчивым» параметрам. Сходные взгляды высказывались Д. А. Криволуцким с соавторами (1986а).

Интересно отметить, что прикладная экология в рассматриваемом аспекте повторяет историю промышленной токсикологии. В начале развития последней существовала тенденция принимать в качестве признака вредности любое достоверное изменение любых параметров. Но уже в 30-е годы Н. С. Правдин (1934) развивал представление о «гигиенической значимости» показателей действия ядов. При этом не всякое отклонение от нормы и не всякого показателя может считаться вредным. Следовательно, не все показатели могут быть использованы для обоснования профилактических мероприятий, а только те, которые обладают «значимостью». Альтернативная же точка зрения в своем логическом завершении приводит к абсурдным выводам о том, что любая реакция на внешнее воздействие есть признак повреждения (в том числе, например, и гипергликемия после употребления стакана чая с сахаром).

Порогов действия яда может быть много — столько же, сколько систем в организме реагирует на введение токсиканта. Поэтому Н. С. Правдин (1934) и предложил особо выделить интегральные показатели воздействия — реакции на уровне целостного организма, обладающие «гигиенической значимостью». Приведем примеры обоснования показателей: снижение производительности труда — явление общественно вредное; снижение внимания — в условиях производства явление опасное; снижение мышечной работоспособности ведет к снижению производительности труда. Как видим, аксиологический подход дает разделение параметров на две группы: основные, изменение которых недопустимо, и вспомогательные, которые могут не приниматься во внимание при регламентации. В дальнейшем основные параметры стали столь традиционными, что даже забылись принципы их выделения (Саноцкий, Уланова, 1975). Сходство с прикладной экологией несомненно, с той лишь разницей, что деление переменных на две группы в ней еще не стало общепринятым.

Формирование перечней переменных может быть осуществлено на основе следующих источников: 1) концептуально-балансовые модели экосистем (Базилевич и др., 1986); 2) обобщения, касающиеся реакции биосистем разных рангов на техногенные воздействия (Алексеев, 1990; Арманд и др., 1991; Биоиндикация загрязнений..., 1988; Вторжение..., 1983; Заугольнова и др., 1992; Мартин, 1984; Михайлова, 1990; Садыков и др., 1985; Смит, 1985; Спирин и др., 1988; Степанов, 1988; Экологический мониторинг..., 1988; Черненькова, 1986, 1991; Bormann, 1982); 3) списки переменных, информативных для

геосистемного мониторинга (Исаков и др., 1986; Предварительная инструкция..., 1985).

В недавно вышедшей работе авторского коллектива из Института охраны природы и заповедного дела (Оценка состояния..., 1992) даны аннотированные списки переменных, информативных для экологического нормирования. Тем самым существенно облегчена наша задача. В то же время приведенные списки нельзя признать исчерпывающими. Кроме того, на их формирование наложил отпечаток опыт работы авторов, в основном не связанных с изучением техногенных загрязнений экосистем.

Процедура разделения переменных на две указанные выше группы может быть осуществлена путем экспертных оценок. Вспомогательную роль могут играть численные эксперименты с концептуально-балансовыми моделями.

В настоящее время для основных типов экосистем построены такие модели, фиксирующие современные представления о структуре и функционировании сообществ. Это блоки-компоненты (или «депо» энергии) и связи между ними (со скоростями переходов). При численных экспериментах (небольшие изменения скоростей) можно выяснить следующее: во-первых, какие из компонентов сильнее всего влияют на выходные параметры (например продукцию); во-вторых, изменение функционирования каких из компонентов сильнее всего трансформирует «внутренний мир» экосистемы (кардинальную и функциональную структуры). Таким образом выделяются наиболее значимые компоненты. Подобная процедура для экосистемы водохранилища была реализована И. Ю. Феневой и Н. П. Незлиным (1982).

В приложении 1 мы приводим ориентировочные списки переменных для лесных, травяных и тундровых экосистем. Подчеркнем, что они действительно лишь ориентировочные и должны уточняться в конкретных условиях. Каждый из компонентов может быть описан несколькими равнозначными показателями (такие взаимозаменяемые и сильно коррелируемые показатели приведены в квадратных скобках). Показатели разнесены по ярусам и функциональным блокам. Очевидно, что списки избыточны по числу параметров, но это может служить гарантией надежности результатов. В конкретных исследованиях желательно, чтобы регистрировались, если не все, то, по крайней мере, большинство показателей в каждом ярусе (по списку основных переменных). В списки не включены переменные, касающиеся крупных промысловых, «краснокнижных» и редких видов. Это определяется тем, что мы рассматриваем проблему нормирования на уровне локальных экосистем. Конкретные методики измерения приведенных в списках параметров не описаны, поскольку большинство из них легко найти в соответствующих руководствах.

Глава 2

ПРАКТИКА РЕГЛАМЕНТАЦИИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ

Рассмотрим конспективно существующую у нас в стране и за рубежом систему нормативов, регламентирующих основные виды природопользования.

2.1. ЗАРУБЕЖНЫЙ ОПЫТ

Исторически сложилось так, что первые очаги цивилизации возникли в зонах относительного дефицита водных ресурсов. Вода была первым лимитирующим экологическим фактором развития общества. В этой связи уже в древних государствах Ближнего Востока сформировалась развитая система водоохранных норм и правил ведения хозяйственной деятельности.

Одна из первых попыток учета и регламентации влияния загрязнения воздуха (дыма при сжигании угля) на компоненты живой природы была предпринята в 1661 г. во времена царствования короля Чарлза II, когда был опубликован памфлет Джона Эвелина, содержащий описание пораженной растительности. В это же время были разработаны правила использования угля и контроля его потребления. Интересно отметить, что основным рычагом в регулировании этих вопросов было налогообложение (Трешоу, 1988), хотя применялись и другие санкции, вплоть до смертной казни (Вторжение..., 1983).

В новое время начало целенаправленной широкомасштабной деятельности по стандартизации и нормированию в области охраны окружающей среды может быть датировано первой половиной 70-х годов, когда началось формирование структур управления природопользованием в развитых государствах мира. К началу 80-х годов уже более 100 государств имели специализированные природоохранные органы. К этому же времени международными усилиями была подготовлена Всемирная стратегия охраны природы, содержащая конкретную информацию о состоянии экологического равновесия во многих регионах мира и рекомендации по регулированию социоприродных связей.

Наряду с охраной вод первоочередными объектами охраны стали леса и их компоненты — фоновые и исчезающие виды

растений и животных. Фитотоксикологами установлены предельно допустимые концентрации для наиболее распространенных загрязняющих веществ в воздухе, многие из которых оказались ниже гигиенических регламентов в 20—50 раз (Бялобок, 1988; Гудериан, 1979; Смит, 1985; ECE..., 1988; The air quality..., 1986).

Из развитых стран Запада только США и Канада к началу 70-х годов располагали значительными территориями «дикой» природы. Для дальнейшего ее сохранения в этих странах была сформирована консервативная стратегия, предполагающая необходимость полного исключения каких-либо антропогенных трансформаций на части национальной территории. Во многих других странах девственная природа давно отсутствует. Поэтому требование о полном недопущении антропогенного воздействия здесь неуместно. В результате упор сделан не на мерах консервации, а на мерах улучшения состояния лесов всех категорий. В развивающихся странах в настоящее время широко проводятся лесовосстановительные работы.

В целом международный опыт регламентации воздействий на леса охватывает весь спектр возможных вариантов взаимодействия экономического развития и лесных экосистем. Природоохранные меры к разным по степени нарушенности территориям применяются различные: от строгой консервации островков первозданной природы до формирования искусственных парков и садов на отвалах.

К началу 70-х годов в основном сформировалась современная система охраняемых территорий. Вместе с тем стала очевидной несостоятельность отождествления охраны природы с установлением на части территории заповедного режима. Была осознана и необходимость охраны общих природных ресурсов — атмосферного воздуха, Мирового океана, экосистем Арктики и Антарктиды. Одновременно развиваются региональные природоохранные программы. В их рамках оформилось направление по охране устьев рек и побережий морей от загрязнения. Оно предполагает экологизацию природопользования в пределах водосборов крупнейших рек, протекающих через несколько сопредельных стран.

Региональные программы привели к введению научно обоснованных квот на воздействие с целью не допустить превышение безопасного уровня суммарной антропогенной нагрузки. Примером могут служить квоты на промысел китов и ластоногих в сочетании с запретом промысла видов, находящихся под угрозой уничтожения (Яблоков, Отроумов, 1983).

На национальном уровне деятельность по охране природы в демократических странах воплощена в процедуре эколого-экономического регулирования Environmental Impact Assessment (EIA), основанной на системе нормативов ПДК, квотах на выбросы для близкорасположенных источников загрязнения и

на стандартах качества окружающей среды. Такие стандарты качества существуют в США (The air quality..., 1986; ECE..., 1988) и в других странах. Стандарты качества окружающего воздуха приняты Международным союзом организаций по исследованию лесов (Бялобок, 1988). В этих документах установлены предельные концентрации отдельных токсикантов для растительности (по наиболее чувствительным видам и параметрам).

Основной упор в EIA сделан на возможно полный охват количественными экономическими оценками убытков, наносимых обществу природопользователями. Задача этих оценок — заставить каждое предприятие осознать масштабы задуманных позитивных результатов и сопутствующих потерь. Это экономически стимулирует природоохранные инициативы. Именно на пути экономического регулирования и достигнуты наиболее значительные успехи в деле охраны окружающей среды. В итоге меры экономического регулирования оказались десятикратно более эффективными по сравнению с мерами административного принуждения и прямого контроля (Быстрова, 1980).

Широкое распространение на Западе мер экономического регулирования сочеталось с переходом от экстенсивных форм охраны окружающей среды (увеличение забора чистой воды для разбавления промстоков, строительство высоких труб, увеличение размеров очистных сооружений и хранилищ отходов) к интенсификации природопользования. Получил распространение курс на уменьшение удельного водо- и ресурсопотребления, на «рециклинг» в техногенных потоках веществ и снижение удельной энергоемкости производимой продукции (Лисицын, 1987).

Основной итог экономического регулирования охраны окружающей среды на Западе — формирование такого пути экономического развития, когда рост выпуска продукции сочетается со снижением ее ресурсо- и энергоемкости. В итоге снижаются общая нагрузка на окружающую среду и размеры ущерба на единицу продукции.

В сложившихся к концу 80-х годов экономических условиях ведения хозяйственной деятельности в развитых странах важнейшее значение приобрели показатели ущерба от нерационального природопользования и показатели экономической эффективности обязательных затрат на охрану природы. Разработаны универсальные процедуры системного анализа типа «затраты — выгода». Собственно природоохранные нормативы выполняют в этой системе экономических мер защиты природы лишь вспомогательные функции.

Итак, первая функция принятой за рубежом системы экологического нормирования — исключение заведомо неприемлемого экологического ущерба. Его, как правило, пересчитывают в экономический эквивалент. Невыполнение ограничивающих нор-

мативов грозит нарушителям немедленными разорительными экономическими санкциями.

Вторая функция — среднесрочное регулирование антропогенной нагрузки и затрат на охрану природы таким образом, чтобы сохранялись условия для самовоспроизводства экосистем, но меры по их защите не препятствовали бы экономическому росту. Это достигается постепенным снижением (в пределах допустимых нагрузок) предельных квот на воздействие для отдельных природопользователей.

Третья функция — долгосрочное стимулирование постоянного снижения удельной антропогенной нагрузки на окружающую среду и поэтапного перехода к экологически безопасной экономике.

В таких странах, как Канада, США, Германия, Великобритания, Япония, Швеция, Австрия, благодаря процедурам экологического нормирования и регулирования в большинстве случаев в настоящее время обеспечивается соответствие совокупной нагрузки на окружающую среду установленным стандартам качества.

Принятая система экономического стимулирования природоохранной деятельности (прогрессирующее налогообложение за сверхнормативное загрязнение, санкции, штрафы) на Западе делает эксплуатацию предприятий в экологически опасном режиме нерентабельной. Это позволяет поддерживать требуемое качество среды и непревышать пределы нагрузки, установленные для каждого конкретного района.

Ответственность за выполнение и сохранение стандартов качества в этих странах возложена на специализированные органы государственного управления. Основной критерий выполнения стандарта — фактическое отсутствие регистрируемых признаков вредного воздействия реально существующих техногенных факторов среды на здоровье людей и состояние экосистем. В случае доказанного воздействия стандарты качества пересматриваются в сторону их ужесточения.

В районах с высокой экологической нагрузкой власти имеют долгосрочные планы по улучшению состояния окружающей среды и достижению стандартов качества. Данные о состоянии среды каждого района общедоступны.

Поскольку главный критерий природоохранной деятельности — реализующееся в данной местности качество среды, а не объем выбросов из местных источников, в развитых странах создан механизм «обмена выбросами». Фирмам во многих случаях выгодно вкладывать средства в снижение уровня выбросов на действующем или строящемся предприятии, расположенном в соседнем импактном районе. Действующее законодательство разрешает производить подобное перераспределение средств, в результате чего в США, Германии, Японии практически устранены наиболее мощные источники выбросов. В от-

дельных случаях Агентство по охране среды закрывает предприятия, не удовлетворяющие стандартам и не проводящие необходимых мер по снижению воздействия.

Для стран Восточной Европы до начала демократических преобразований конца 80-х годов был характерен отраслевой подход к регламентированию воздействий на природу. Практически отсутствовала охрана целых природных комплексов, но действовали правовые нормы по охране отдельных компонентов окружающей среды. Природоохранное нормирование регламентировало использование лесных ресурсов, охоту, рыбную ловлю, водопотребление, загрязнение воздуха с акцентом на санитарно-гигиеническое нормирование (Лисицин, 1987).

В приложениях к законам давались перечни нормативов ПДК и были предусмотрены размеры штрафов за сверхнормативное загрязнение. Многие нормы устанавливались дифференцированно для разных зон. В Польше, например, помимо ПДК загрязняющих веществ в воздухе, были установлены и предельные нормативы выбросов пыли и сажи на единицу площади (250 т/км^2 в год, но не более 40 т/км^2 в месяц). Однако повсеместной практикой оставалось полное игнорирование этих требований.

В целом охрана окружающей среды и рациональное природопользование пока не нашли адекватного отражения в управленческих и экономических структурах государств Восточной Европы. Главный недостаток сложившейся системы регулирования природопользования в этих странах — слабая разработанность комплексной концепции охраны природы в условиях доминирования внеэкономического управления экономикой, а также ориентация на охрану изолированных природных компонентов и по отраслевому принципу.

Западными экологами обоснован выбор биомов в качестве главного объекта охраны природы, и применительно к условиям конкретных биомов решаются задачи охраны атмосферы, литосферы, гидросферы, биосферы. Особого внимания заслуживает переход к гибким системам контроля, девиз которых — «ожидать неожидаемое». Это особенно важно для выявления факторов ранее не установленного и поэтому не учтенного в нормативах риска. Повсеместно нормами охвачена незначительная часть всех промышленных эксгалатов. Поэтому соблюдение норм нередко создает лишь видимость благополучия, при том что фактически происходит неприемлемое загрязнение объектов окружающей среды.

Стандарты качества окружающей среды в США и других демократических странах разрабатываются агентствами или министерствами охраны окружающей среды и имеют силу закона. Этот опыт убеждает, что централизация процедур разработки, утверждения и контроля за выполнением экологических стандартов — объективная необходимость.

2.2. ОТЕЧЕСТВЕННЫЙ ОПЫТ *

Современное состояние системы регламентации природопользования у нас в стране отражено в ряде обзоров (Лебедева, 1990; Лебедева и др., 1988; Мухина, 1982; Ружицкая, 1982; Садыков, 1991), следуя которым мы ведем обсуждение в данном разделе.

Существующие виды нормативов могут быть объединены в следующие группы: 1) строительные нормы и правила; 2) государственные стандарты в области охраны природы; 3) санитарно-гигиенические нормативы, регламентирующие содержание токсикантов в воздухе, воде, почве и продуктах питания; 4) нормы воздействия отдельных отраслей хозяйства на природные комплексы, разрабатываемые в отраслевом планировании; 5) нормы пространственных сочетаний различных видов природопользования, применяемые в территориальном планировании. Рассмотрим подробнее каждую группу.

Строительные нормы и правила (СНиПы)

Основная задача СНиПов — установление единых требований к проектированию и строительству, предусматривающих в том числе и охрану окружающей среды. Природоохранное нормирование затрагивается преимущественно в общих нормативных документах, предписывающих необходимость учета требований по рациональному использованию природных ресурсов и предотвращению загрязнения окружающей среды. Учет взаимодействия сооружаемых объектов и природы имеет техническую направленность. Природные условия и факторы учитываются и оцениваются с позиций их влияния на проектируемые сооружения, их «несущей способности», вероятных стихийных природных процессов (землетрясений, селей). Лишь в редких случаях указывается на необходимость учета возможных нежелательных нарушений природы.

Государственные стандарты (ГОСТы)

Стандарты — один из основных видов нормативных документов. Они содержат технические, экономические, организационные, санитарно-гигиенические правила создания и функциони-

* Раздел был уже написан, когда произошло событие, сделавшее его неактуальным,— распад СССР. И сейчас он в значительной степени представляет лишь исторический интерес. Перед нами было несколько альтернатив относительно судьбы этого раздела. Первая — пытаться его актуализировать. Но в наше бурное время это неблагодарная задача: не известно, как изменится ситуация уже на следующий день после внесения изменений, а тем более — к моменту выхода монографии в свет. Другой вариант — исключить этот раздел. Но, вероятнее всего, система регламентации природопользования, существовавшая в СССР, в своей основе будет использована его восприемниками. Поэтому мы выбрали компромиссный путь — оставили основные положения, убрав подробности, связанные с нынешней политической ситуацией.

рования различных хозяйственных объектов. Юридическую силу они получают через законы, требующие от различных организаций и граждан соблюдения стандартов и устанавливающие ответственность за их невыполнение.

Среди общетехнических определенное место занимают стандарты в области охраны природы. Основные принципы разработки и организации этих стандартов закреплены в ГОСТ 17.0.0.01—76 «Система стандартов в области охраны природы и улучшения использования природных ресурсов. Основные положения».

Сейчас действует более 70 ГОСТов в области охраны природы. Их можно подразделить на девять комплексов: комплекс организационно-методических стандартов в области охраны природы и улучшения использования природных ресурсов; комплекс стандартов в области охраны и рационального использования атмосферы; вод; почв; земель; флоры; фауны; недр; комплекс стандартов в области охраны и рационального использования ландшафтов. Наиболее разработаны комплексы стандартов по охране гидросферы, атмосферы и земель. На охрану биоты направлены всего два стандарта (терминологический по охране лесов; общие требования к охране лесов, зеленых зон городов). Действует лишь один стандарт по охране ландшафтов — терминологический (ГОСТ 17.8.1.01—86).

Кроме государственных, введено в практику более 30 отраслевых стандартов по охране природы: в химической промышленности, в теплоэнергетике, цветной металлургии, морской нефтегазодобыче, производстве пестицидов, содовой промышленности, эксплуатации очистных сооружений, производстве продуктов органического синтеза, транспорте. Ряд отраслей, оказывающих существенное воздействие на природу, еще не имеет своих стандартов (например черная металлургия, сельское хозяйство).

По характеру стандартизируемых объектов существующие ГОСТы можно разделить на следующие группы: санитарно-гигиенические, регламентирующие качество ряда природных компонентов; производственно-хозяйственные, определяющие допустимые параметры воздействия различных источников хозяйственной деятельности на ландшафты; санитарно-защитные, определяющие требования к устройствам, сооружениям и санитарно-защитным зонам; стандарты на средства и методы измерения показателей. Отдельно выделяется группа стандартов, унифицирующих терминологию в области охраны природы.

Санитарно-гигиенические нормативы

Данная область регламентации природопользования наиболее развита. В настоящее время установлены предельно допустимые концентрации (ПДК) для более чем 1000 химических

веществ в воде, более 250 в атмосферном воздухе, более 30 в почве. Регламентируется также загрязнение продуктов питания человека. Кроме того, установлены нормативы для физических факторов (шум, вибрация, электромагнитные поля и т. д.) и биологического загрязнения патогенной микрофлорой.

Под ПДК понимается «максимальное количество вредного вещества в единице объема (воздуха, воды или других жидкостей) или массы (например, пищевых продуктов), которое при ежедневном воздействии в течение неограниченно продолжительного времени не вызывает в организме каких-либо патологических отклонений, а также неблагоприятных наследственных изменений у потомства» (БСЭ. Т. 20, с. 1504). Для различных сред определение ПДК конкретизируется. Так, ПДК для воздуха рабочей зоны определяется следующим образом: «Концентрация при ежедневной (кроме выходных дней) работе в пределах 8 часов или другой продолжительности, но не более 41 часа в неделю, в течение всего рабочего стажа не должна вызывать заболевания или отклонения в состоянии здоровья, обнаруживаемого современными методами исследования в процессе работы или в отдаленные сроки жизни настоящего и последующих поколений» (Беспамятнов, Кротов, 1985, с. 8).

ПДК разрабатываются для защиты организма человека и, строго говоря, не имеют целью защиту природных комплексов. Однако повсеместно распространена практика их использования для обоснования природоохранных мероприятий (подробнее об этом в разделе 5.2).

Установление ПДК осуществляется в результате специально организованных исследований на лабораторных животных. Теоретические основы концепции ПДК были заложены в 30-е годы (Лазарев, 1938; Правдин, 1934; Саноцкий, Уланова, 1975). Тогда же были сформулированы основные принципы гигиенического нормирования.

1. Допустима такая концентрация, которая не оказывает прямого или косвенного вредного воздействия.

2. Привыкание к вредным веществам необходимо рассматривать как неблагоприятный момент и доказательство недопустимости концентрации.

3. ПДК устанавливается по самым чувствительным организмам и наиболее чувствительным процессам.

4. Реакция организма должна определяться объективным, точным и чувствительным методом.

5. Определяются максимально-разовые (за 20—30 мин) и среднесуточные концентрации (за 3—4 ч).

6. ПДК определяется по максимально недействующей концентрации, окончательная величина устанавливается в несколько раз ниже найденной для обеспечения надежности.

Современные принципы оценки токсичности соединений от-

ражены в специальном издании Всемирной организации здравоохранения (Принципы..., 1981).

Таким образом, основной подход в установлении предельных концентраций — построение зависимости доза — эффект и определение на основе ее анализа минимально действующих и максимально недействующих концентраций. ПДК принимается как подпороговая величина — максимально недействующая концентрация с соответствующим коэффициентом запаса *. В качестве показателей эффекта используются наиболее чувствительные физиологические показатели лабораторных животных. Несмотря на существенные трудности в реализации концепции ПДК (сложность учета отдаленных генетических эффектов, неопределенность при экстраполяции результатов лабораторных экспериментов с животными на человека, недостаточное отражение совместного действия смеси веществ, несоответствие форм токсиканта в природных условиях и в эксперименте и т. д.), необходимо констатировать, что санитарно-гигиеническое нормирование является единственной хорошо разработанной версией регламентации загрязнения природных сред.

В области охраны вод установлены ПДК загрязняющих веществ для хозяйственно-бытового, культурно-бытового и рыбохозяйственного водопользования. Всего разработано около 450 рыбохозяйственных ПДК, которые наиболее близки к экологическим нормативам.

Методика гигиенического нормирования химических веществ в воде учитывает три показателя вредного воздействия: 1) токсикологический — влияние химических веществ на организм; 2) органолептический — влияние на органолептические свойства воды; 3) общесанитарный — влияние на процессы естественного самоочищения водоемов от патогенной микрофлоры.

В основу нормирования положен принцип лимитирующего показателя вредности (т. е. осуществляется поиск наименьшей пороговой концентрации по трем показателям).

Наряду с ПДК существуют и другие варианты регламентации загрязнения вод. Так, применяется показатель ориентировочных безопасных уровней воздействия (ОБУВ) пестицидных препаратов, полученный на основе экспрессной оценки токсичности веществ (по величине полулетальных концентраций).

На основе ПДК веществ в атмосферном воздухе устанавливаются величины предельно допустимых выбросов (ПДВ), обеспечивающие на практике соблюдение гигиенических нормативов. ПДВ принимаются для каждого стационарного источника выбросов на уровне, при котором выбросы не приведут к превышению ПДК соответствующих веществ в атмосферном

* Определение величины коэффициента запаса осуществляется произвольным образом в зависимости от потенциальной опасности соединения. Коэффициент запаса изменяется от 1 до 5000, обычно его принимают равным 2—5 (Принципы..., 1981).

воздухе. Там, где соблюдение ПДВ требует существенных капиталовложений, обычно применяются нормативы временно согласованных выбросов (ВСВ). Расчет нормативов ПДВ и ВСВ для стационарных источников загрязнения атмосферного воздуха осуществляется на основе специально разработанных методик.

К настоящему времени приняты ПДК в воздухе 256 химических соединений при их изолированном воздействии, дана характеристика комбинированного действия 43 смесей. Нормативы включают ПДК двух периодов: максимально развитую ПДК (20—30-минутную) и среднесуточную (24-часовую). Кроме того, экспрессным и расчетным методами устанавливаются ОБУВ, которые не переводятся в ранг ПДК из-за отсутствия методов определения этих веществ в атмосфере.

В существующей практике гигиенического нормирования содержания токсикантов в почве предельные концентрации устанавливаются следующим образом (Гончарук, Сидоренко, 1986; Перцовская и др., 1982; Тонкопий и др., 1981). В лабораторном эксперименте на эталонной дерново-подзолистой почве анализируются изменения шести показателей вредности. После определения пороговых концентраций (для ряда показателей — подпороговых) по каждому показателю принимается ПДК как минимальная величина из шести концентраций. Для органолептического показателя пороговая величина — это минимально действующая концентрация в почве, вызывающая достоверные отрицательные изменения в пищевой ценности растительной продукции. Для общесанитарного — это максимальное количество токсиканта в почве, которое на седьмые сутки не вызывает отрицательных изменений численности микроорганизмов более чем на 50 % или отрицательных изменений более чем одного биохимического показателя биологической активности почвы более чем на 25 %. При этом под отрицательными изменениями понимаются следующие: торможение процесса самоочищения от патогенной микрофлоры, угнетение сапрофитных бактерий, снижение ферментативной активности, дыхания и азотфиксации почвы, рост численности почвенных грибов (так как они являются основными токсинообразователями). Для фитоаккумуляционного (транслокационного), миграционно-водного и миграционно-воздушного показателей вредности пороговая концентрация — это количество токсиканта в почве, при котором концентрация соответственно в сельскохозяйственных растениях, грунтовых водах и атмосферном воздухе не превышает ПДК для пищевых продуктов, воды водоемов и атмосферы. Для токсикологического показателя используется подпороговая величина (максимально недействующая доза) суммарного поступления токсиканта в организм человека как при непосредственном контакте, так и различными путями миграции.

К настоящему времени санитарно-гигиенические нормативы едины для всей страны и территориально не дифференцированы *.

Нормы нагрузок на ландшафты

В области сельскохозяйственного воздействия на ландшафты существует множество различного рода методических рекомендаций, инструкций, указаний, методик, посвященных разработке нормативов. Их обилие создает впечатление разработанности данного раздела нормирования. Но большинство этих инструкций имеют преимущественно производственную, а не экологическую ориентацию. В целом нормирование сельскохозяйственных воздействий на ландшафты фрагментарно, узковедомственно и преследует частные цели.

При нормировании воздействия лесного хозяйства принято деление государственного лесного фонда на три группы. Промышленные заготовки древесины в широких масштабах допускаются лишь в лесах третьей группы, приуроченных к многолесным и лесоизбыточным районам. Заготовка в строго ограниченных количествах разрешена в лесах второй группы, расположенных в среднелесных районах с высокой плотностью населения. Полностью запрещены рубки в лесах первой группы и по опушкам леса (в полосе шириной в 100 м на границе с безлесными пространствами). Также запрещены рубки небольших островных лесов, полос леса от 100 до 300 м вдоль водоемов, участков леса вблизи мест отдыха и т. п.

Один из путей нормирования — назначение определенного вида рубок. Основное количество древесины получают в больших массивах спелых лесов в ходе рубок главного пользования. В промежутках между ними обычно производят рубки ухода, в том числе и санитарные. Нормирование реализуется в установленных размерах расчетных лесосек. Согласно действующей «Методике расчета размера лесопользования в лесах СССР» (М., 1968), определяется оптимальный размер пользования лесом. В основу определения расчетной лесосеки положен принцип неистощимости лесных ресурсов и устойчивого выполнения лесом его социально-экономических функций.

Существует несколько сотен методик исчисления лесосек, в практике наиболее популярны около шестидесяти. В каждой из них акцент делается на учете либо покрытой лесом площади, либо запасов древесины, либо ее прироста. В зависимости от

* Только в гигиеническом нормировании токсикантов в почве применяется корректировка единых ПДК в региональные предельно допустимые уровни внесения (ПДУВ) и безопасные остаточные концентрации (БОК) с помощью поправочных коэффициентов. Последние находятся на основе анализа зависимости стойкости или подвижности соединения от климатических и почвенных характеристик региона. При этом единая ПДК приобретает смысл условной величины для реальных почв, единицы масштаба — для измерения опасности токсиканта (Гончарук, Сидоренко, 1986).

конкретных условий применяется соответствующий набор формул, таблиц и графиков, с помощью которых получают размер лесосеки (величину допустимой лесозаготовительной нагрузки на лес).

При регламентации рекреационных нагрузок используется несколько групп норм: нормы соотношения рекреационных территорий с другими функциональными зонами; нормы пригодности территорий для рекреационного использования и их емкости; нормы потребностей в рекреационных территориях; нормы допустимых рекреационных нагрузок на отдельные компоненты природы и ландшафты в целом. Например, для горных курортов установлены ориентировочные нормы соотношения рекреационных и прочих территорий в пределах 1 : 6 — 1 : 10. Существуют нормы отвода земель в зависимости от емкости рекреационных учреждений. Так, наиболее землеемки детские санатории (до 200 м^2 на одно место), наименее — туристические гостиницы и турбазы (75 м^2 на одно место).

Для рекреационно пригодных территорий устанавливаются нормативы их емкости, которая оценивается по трем показателям: биоэкологическому, технологическому, психологическому. С величиной рекреационной емкости тесно связаны нормы рекреационных нагрузок, представляющие собой допустимое число отдыхающих, при котором не происходит необратимых изменений ландшафтов. При этом различают единовременную рекреационную нагрузку (число людей, находящихся в единицу времени на единице площади в сезон наивысшей посещаемости) и общую допустимую нагрузку (число отдыхающих в сезон или за весь срок использования территории в рекреационных целях). Как правило, нормы допустимых нагрузок устанавливаются на основе экспериментальных наблюдений на пробных площадках, позволяющих выявлять зависимости типа доза — эффект между рекреационными нагрузками и стадиями природной дигрессии (Каваляускас, Игнатонис, 1988).

Нормы пространственных сочетаний

Нормативное сочетание различных видов деятельности осуществляется на региональном уровне. Обычно рассматриваются: промышленность, гражданское строительство, сельское хозяйство, лесное хозяйство, рыбное хозяйство, массовый отдых (рекреация), охрана природы.

Расчет нормативных сочетаний различных природопользователей производится в рамках работ по краеустройству и районной планировке территориальных комплексных схем охраны природы. В основе большинства работ лежит идея необходимости формирования «поляризованной биосферы». Суть ее — в размежевании наиболее контрастных типов природопользования: городских на одном полюсе и заповедных на другом. Все остальные виды территорий (сельскохозяйственные, рекреа-

ционные, лесохозяйственные) выполняют роль буферных зон, смягчающих контакты между городом и малоизмененным ландшафтом.

* * *

Таким образом, можно заключить, что существующая у нас в стране практика регламентации природопользования не объединена в единую систему. Несовершенство нормативной базы природопользования приводит к тому, что во многих аспектах экосистемы оказываются не защищенными от чрезмерных нагрузок. Деятельность многочисленных разработчиков норм не имеет согласованной методологической основы и не координируется. Набор норм и нормативов сложился в основном по «авральному» способу и потому охватывает только такие сферы воздействия, где возникают наиболее острые конфликты (как правило, локального масштаба).

Действующие в настоящее время природоохранные нормы и правила рассредоточены более чем в 800 различных документах, 80 % из них имеет лишь рекомендательный характер. В них нашел свое завершенное воплощение затратно-экстенсивный подход к развитию природопользования.

Отсутствует единый кадастр норм и свод методик экологического нормирования. Справочники, включающие те или иные нормы, не содержат указаний об использованных процедурах нормирования, и потому нет возможности оценить обоснованность и надежность норм. Широко распространено вненаучное ведомственное нормотворчество. Государственная экологическая экспертиза ведомственных норм, как правило, не проводится.

Самые «больные места» существующего природоохранного нормирования обусловлены отсутствием следующих положений:

— единой концепции экологической безопасности, определяющей роль и место природоохранного нормирования, задающей цели и критерии норм состояния и изменений качества окружающей среды;

— унифицированных принципов и методических подходов к разработке нормативов, требований к обоснованности нормативов, экспертизы их надежности, требований по периодической корректировке и пополнению;

— общего подхода к охране целостных ландшафтов, сообществ, экосистем и их компонентов, согласованности норм воздействия на отдельные компоненты ландшафтов с региональными и национальными квотами;

— пространственно-временной дифференциации норм и ограничений на их использование в различных природных зонах и в разных условиях хозяйствования;

— равномерности развития норм для всех отраслей народного хозяйства и их увязки с экономическим механизмом.

Глава 3

ОСНОВНЫЕ КОНЦЕПЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Обсудим основные концепции экологического нормирования, предлагавшиеся разными авторами. В обзор включены только достаточно продвинутые разработки. Подходы, подробность которых соответствует уровню тезисов докладов, не рассматривались. Общим местом почти во всех работах является критика санитарно-гигиенического подхода как базы для охраны природы. Во многом аргументы авторов сходны, поэтому данный пункт везде опущен.

3.1. ПРЕДТЕЧИ

Взгляды С. С. Шварца

Академик С. С. Шварц может считаться одним из основоположников экологического нормирования, хотя его работы и не содержат обсуждения проблемы в современном понимании.

С. С. Шварцем была поставлена задача построения «теории измененного мира», для чего необходимо всестороннее изучение экосистем, развивающихся под влиянием антропогенного воздействия на фоне разных физико-географических условий. Только на основе такого конкретного изучения можно указать предельно допустимые уровни воздействия. В противном случае «наши попытки дать рекомендации, касающиеся охраны биосферы, будут аналогичны работе инженера, стремящегося достичь оптимальной работы автомобиля на основе общей теории двигателя внутреннего сгорания» (Шварц, 1973, цит. по: Садыков, 1991).

Важнейшим для развития нормирования стало положение С. С. Шварца (1976, 1979) о том, что антропогенное упрощение экосистем — это не обязательно их деградация, а эволюция в новых условиях. При этом не все последствия нежелательны. Если в измененной человеком среде биогеоценоз поддерживает себя как систему в оптимальном состоянии, это значит, что степень антропогенного воздействия не превышает его адаптационных возможностей.

С. С. Шварцем были сформулированы ставшие впоследствии часто цитируемыми признаки «хорошего» биогеоценоза, задающие критерии для оценки состояния экосистем и ориентиры для конструирования искусственных биогеоценозов (см. раздел 1.2). Если биогеоценоз соответствует этим признакам, «...есть все основания считать его «хорошим», независимо от того, развивается ли он в естественной или урбанизированной среде» (Шварц, 1979, с. 35). Эти воззрения вступали в противоречие с тогдашними умонастроениями экологов и, по сути, на полтора десятилетия предвосхитили возникновение экологического нормирования.

Взгляды Н. С. Строганова

Работы Н. С. Строганова (1981, 1983) в прямом смысле не касаются экологического нормирования. Но причина этого лишь в том, что в то время оно не было оформлено как самостоятельное направление.

Н. С. Строганов, как С. С. Шварц, является предтечей экологического нормирования. Высказанные им положения — это база для развития современных концепций. Хотя труды Н. С. Строганова посвящены проблемам водной токсикологии и гидробиологии, они несомненно имеют общеэкологический интерес (соответственно термин «водоем» без всякой натяжки может быть заменен термином «экосистема»).

Основное положение автора заключается в том, что только человек может определить степень нормальности экосистемы. «Без оценки человека любой водоем находится в нормальном состоянии, т. е. он соответствует данным условиям. Только человек, исходя из своих потребностей, дает оценку — в нормальном или патологическом состоянии находится водоем» (Строганов, 1981, с. 17). «Каждый гидробионт тоже оценивает по-своему качество воды в водоеме — можно жить или нельзя? Но эту оценку мы рассматриваем с точки зрения человека, иначе попадаем в неразрешимые противоречия оценок» (с. 29).

Таким образом, нормальная экосистема, по Н. С. Строганову,— это выгодная для человека экосистема. Тем самым автор обосновывает принцип антропоцентризма в экологическом нормировании: «Указать объективную биологическую норму для надорганизменных уровней нельзя, а следовательно, и нельзя указать патологию... все, что происходит, направлено на соответствие со средой» (Строганов, 1983, с. 17). Этот принцип позволяет задать конкретные критерии для нормирования. Например, условия среды такие, что промысловые виды могут осуществить весь жизненный цикл, не ухудшат товарных качеств и дадут высокую продукцию; свойства воды соответствуют определенному зафиксированному стандарту и т. д. Такая норма была названа (может быть, не совсем удачно) хозяйственной.

Работы В. Д. Федорова и А. П. Левича

В трудах этих исследователей (Федоров, 1976, 1977; Федоров, Левич, 1978; Федоров и др., 1982) рассмотрены общие проблемы нормы и патологии экосистем. В. Д. Федоров (1976) одним из первых поставил вопрос о том, «что такое хорошо, что такое плохо» для экосистемы. Он также одним из первых указал на необходимость анализа зависимости доза — эффект на уровне экосистем для установления предельно допустимых уровней воздействия.

В. Д. Федоровым и А. П. Левичем (1978; Федоров и др., 1982) был дан обзор существующих толкований нормы экосистем (см. раздел 1.1). Предложено несколько подходов к измерению нормальности (на основе статистического понимания нормы) и устойчивости экосистем (что необходимо для определения ее запасов прочности). Был принят постулат, далеко не бесспорный, что совокупность оценок, характеризующих нормальный процесс, подчиняется распределению Гаусса. Отсюда вытекают меры нормальности — асимметрия, эксцесс, отношение средней арифметической к средней геометрической и т. д.

Авторами также рассмотрена проблема выбора показателей, необходимых для нормирования. В частности, предлагается использовать интегральные параметры, которые могут быть быстро и надежно измерены инструментально (например, общее количество хлорофилла и АТФ); неспецифические отклики на разные воздействия (например, снижение видового разнообразия). Наконец, основное требование — параметры должны относиться к процессам с гомеостатическими механизмами регуляции.

Работы Д. А. Криволуцкого, Ф. А. Тихомирова и Е. А. Федорова

Работы авторов (Тихомиров, 1984; Тихомиров, Розанов, 1985; Криволуцкий, Федоров, 1984; Криволуцкий и др., 1986 а, б, 1987, 1988) не образуют единой системы взглядов на экологическое нормирование, но дают ценный материал для его разработки.

Цели экологического нормирования могут быть различны: охрана генофонда, поддержание приемлемого для человека санитарного состояния среды, охрана ландшафтного разнообразия, охрана источников биологической продукции, охрана рекреационных ресурсов. Важно замечание, что «не все эти вопросы можно и нужно решать одновременно на одной и той же

территории» (Криволуцкий и др., 1986б, с. 471). Этим самым задается «вариантность» норм.

В качестве критериев оценки функционирования экосистем могут выступать параметры биогенного круговорота основных элементов и продукции экосистем (интенсивность круговорота, запас доступных растениям биогенов, в основном азота и фосфора, запас гумуса, первичная и вторичная продукция). Для почвы основной критерий — уровень ее плодородия. Показателями, которые могут свидетельствовать о его уменьшении, являются pH почвенного раствора, степень засоленности и уплотнения, концентрация гумуса и его качество (соотношение гуминовых и фульвокислот), ферментативная активность, азотфиксирующая способность.

Авторы отмечают, что снижение продуктивности и другие подобные эффекты могут проявиться не сразу, а через некоторое время. Поэтому для их прогноза необходимо использовать более чувствительные показатели, например качество пыльцы и семян, частоту хромосомных аномалий в меристемных клетках, фракционный состав белков растительных тканей. Это положение представляется весьма плодотворным для экологического нормирования, поскольку позволяет рассматривать экосистемные показатели не единым списком, а разделять их на более или менее важные.

Измерение параметров продукции всего биогеоценоза затруднительно, поэтому предлагается использовать в нормировании популяции видов, играющих наиболее важную роль в круговороте вещества (виды-эдификаторы и доминанты).

Особое внимание должно быть уделено «критическим звеньям» экосистем. Например, в лесных биогеоценозах ими являются хвойные породы, подстилка, лишайники. В подстилке происходит аккумуляция поллютантов, поэтому именно здесь в первую очередь должны отмечаться значимые для экосистемы изменения биогенного круговорота.

Перспективен подход авторов к определению допустимости изменений в экосистемах: «Если нарушения в экосистемах под действием антропогенных нагрузок существенно слабее возможных естественных изменений и не приводят к необратимым последствиям, такие экологические нарушения следует признать допустимыми» (Тихомиров, Розанов, 1985, с. 5). Отсюда вытекает следующий универсальный критерий — правомерность снижения продуктивности экосистемы на 20—25 %.

Очень ценна для экологического нормирования гипотеза об универсальности реакций организмов на любые неблагоприятные изменения среды (Тихомиров, Розанов, 1985; Криволуцкий и др., 1986а).

При обосновании ценностных ориентиров для разработки критериев нормирования неприемлемо интерпретировать антропогенные трансформации экосистем исключительно как их де-

градацию. Указывается, например, на распространенную смену ельников и сосняков березняками, дубрав — буковыми лесами. «Но становится ли при этом хуже природе?» (Криволуцкий и др., 1986б, с. 471). Очевидно, что этот вопрос отнюдь не риторичен.

Работы Ю. А. Израэля

Теоретические воззрения автора по рассматриваемому вопросу, представляющие во многом обобщение имеющихся точек зрения, отражены в его известной монографии и более ранних публикациях (Израэль, 1976, 1984). Они также нашли практическую реализацию в ряде других работ (Израэль и др., 1988, 1991).

В общем случае под допустимой экологической нагрузкой Ю. А. Израэль (1984) понимает такую, которая не вызывает нежелательных изменений у организмов и экосистем (в первую очередь у человека) и не приводит к ухудшению (любому или существенному) качества природной среды. При этом под высоким качеством природной среды понимается такое, которое означает: «а) возможность устойчивого существования и развития исторически сложившейся, созданной или преобразованной человеком экосистемы в данном месте; б) отсутствие в настоящем и будущем неблагоприятных последствий у любой (или наиболее важной) популяции (и в первую очередь у человека, причем... каждого человека), которая находится в этом месте исторически или временно» (Израэль, 1984, с. 75). Здесь обращает на себя внимание значительная неопределенность, допускающая возможность слишком широких толкований (любое ухудшение или существенное? любая популяция или наиболее важная?). Автором за экологические критерии качества принимаются также признаки «хорошего» биогеоценоза, предложенные С. С. Шварцем (1976).

Ю. А. Израэль сделал попытку перевода приведенных выше вербальных утверждений на язык математических формул, однако и они почти не проясняют ситуацию.

Ю. А. Израэль отмечает, что допустимость нагрузки определяется целями природопользования. С этой точки зрения все экосистемы можно разделить на три категории: 1) уникальные (заповедные); 2) широко распространенные (естественные); 3) сильно преобразованные (искусственные). В экосистемах первой категории нагрузка должна исключать выпадение любого вида; для второй — допустимы некоторые изменения, но так, чтобы сохранялось высокое качество среды; в искусственных экосистемах возможны любые обоснованные изменения в соответствии с намеченными целями.

В качестве одного из критериев допустимости нагрузки, пригодных для практической реализации, принимается следующий:

нагрузка считается допустимой, если при ней отклонение от нормального (понимаемого как среднее) состояния не превышает в среднем естественных флуктуаций (Израэль, 1984). В другой работе этот критерий конкретизирован для действия газообразных поллютантов на растения (см. раздел 4.3).

Практическая реализация подходов к экологическому нормированию базируется на положении автора, что часто «критическим звеном» всей экосистемы может оказаться какой-либо отдельный вид. Отсюда «допустимая нагрузка на экосистему в целом будет определяться нагрузкой именно на этот вид» (Израэль, 1984, с. 96). Следовательно, основным уровнем для экологического нормирования принимается уровень популяций (но экологические нормативы не должны защищать отдельных особей, как гигиенические). Первоочередная задача экологического нормирования — защитить «...отдельные виды, имеющие важное значение для человека или для экосистемы» (Израэль, 1984, с. 95). Там же отмечается, что «экологические нормы не могут быть едиными для любого типа экосистем, а также для любых физико-географических условий» (с. 100).

Другой аспект, подчеркиваемый автором,— необходимость анализа путей миграции токсикантов в экосистемах, что не рассматривается в гигиеническом нормировании. Различные транслокационные и кумулятивные эффекты могут приводить к существенному локальному повышению концентраций токсикантов в какой-либо части экосистемы даже при незначительных средних уровнях. Поэтому «только изучение судьбы загрязняющего вещества от источника его выброса до попадания в живой организм... может обеспечить разработку научно обоснованных экологических норм допустимых воздействий» (Израэль, 1984, с. 103).

Таким образом, в данном подходе сохраняется общая линия гигиенического нормирования: воздействие на отдельный вид, анализ воздействия отдельных токсикантов или их смесей с известным соотношением компонентов. Модификации касаются лишь двух аспектов: 1) объектом является не человек, а другие виды; 2) реально действующая концентрация токсиканта может отличаться от первоначальной из-за эффектов миграции.

Работы Ю. Г. Пузаченко

Ю. Г. Пузаченко (1990, 1992) считает необходимым рассматривать экологическое нормирование в рамках общей проблемы устойчивости экосистем. При этом допустимым воздействием должно быть такое, которое не приводит к потере устойчивости.

Автор выдвигает несколько требований к экологическим нормативам, которые должны быть теоретически обоснованы, естественны с точки зрения восприятия населения, просты и воспроизводимы. Предлагается разделять нормы на «грубые»

и «тонкие». Первые определяют «внутренность» области равновесия, вторые необходимы для более надежной оценки положения границ этой области. При этом должна соблюдаться преемственность «грубых» и «тонких» норм.

Ю. Г. Пузаченко предлагает различать два типа оценок, необходимых для нормирования. Первый («внешние» оценки) базируется на измерениях положения системы относительно внешних переменных или условий среды, второй («внутренние») — на измерениях положения частей системы относительно друг друга. Выделяются также два подхода к нормированию — статистический и структурный. Комбинируя оценки и подходы, можно получить несколько вариантов нормирования (и соответственно — нормативов).

Ю. Г. Пузаченко так обосновывает статистический подход. Из того, что устойчивое (равновесное) состояние экосистемы наиболее вероятно, следует, что и нормальным будет наиболее вероятное состояние в заданных условиях (наиболее вероятное соотношение частей системы). Неравновесные состояния встречаются не часто, редко наблюдаются и исследуются и поэтому воспринимаются как патологические. Автор считает такой способ определения нормы наиболее естественным и традиционным для экологии, примером чего могут быть широко используемые понятия бонитета и типа леса. Базируясь на статистическом подходе, грубые оценки норм состояний возможно получить без проведения специальных исследований, а на основе соответствующей обработки имеющихся материалов описаний экосистем фоновых районов. При этом границы нормы определяются как маловероятные состояния. Задавшись соответствующим типом распределения и величиной вероятности редкого события, можно найти конкретные значения параметров на границах нормы. Заметим, что продуцируемые таким образом нормативы являются лишь самым первым приближением к реальности. Кроме того, их получение связано с чисто субъективными решениями (см. раздел 4.3).

Структурный подход соответствует теоретической норме (см. разделы 1.1 и 1.2). Для ее определения автор привлекает ряд физических аналогий. В частности, предлагается использовать понятие момента инерции системы и ее энтропии (см. раздел 4.1). Предполагается также, что в нормальном (равновесном) состоянии распределение частей системы подчиняется одному из ранговых распределений (например гиперболическому). Соответственно мерой «нормальности» может служить оценка достоверности отклонений от этого распределения, например с помощью энтропии Кульбака. Однако все эти теоретические выкладки допускают столь различные толкования при конкретных измерениях, что их вряд ли можно признать плодотворными для практики экологического нормирования.

Работы М. Д. Гродзинского

М. Д. Гродзинский (1988) рассмотрел ряд методических вопросов нахождения предельных нагрузок. Он отмечает, что понятие допустимой нагрузки связано с определением социально-экономических функций экосистемы (в качестве такой функции может рассматриваться, например, урожай сельскохозяйственных культур). При этом для каждой функции могут быть заданы допустимые и оптимальные значения оценок ее реализации. Заметим, что для большинства экосистемных функций сделать это объективно крайне сложно. Соответственно выделяются области допустимых и оптимальных состояний экосистемы. Тем самым в качестве основного ориентира для нормирования принимается принцип антропоцентризма.

Под нормальными состояниями понимаются такие, которые формируются и сменяются при отсутствии возмущающих антропогенных и природных стихийных воздействий. Данное определение аналогично статистической норме (см. разд. 1.1).

Области нормальных, оптимальных и допустимых состояний могут не совпадать (с различными вариантами пересечения). М. Д. Гродзинский предлагает различать критические состояния (разделяют области допустимых и недопустимых состояний) и предельные (соответственно, нормальных и анормальных). В настоящее время эти термины используются как синонимы, и вряд ли стоит ожидать, что приживется такое их разделение.

Задача нормирования состоит в определении значений нагрузки, при которых экосистема не достигает критических или предельных состояний. Определение же значений внешних переменных, при которых экосистема находится в области оптимальных состояний, составляет предмет другого, но близкого направления — оптимизации воздействий.

Автор предложил несколько конкретных методов нахождения критических значений нагрузки, которые рассмотрены в разделе 4.3. Один из них — нахождение критических точек функций — мы считаем наиболее адекватным для экологического нормирования. Ряд других методов дает слишком упрощенные решения либо требует привлечения информации, которая в большинстве случаев оказывается недоступной.

3.3. КОНЦЕПТУАЛИСТЫ

Концепция О. Ф. Садыкова

Одним из авторов настоящей монографии ранее были рассмотрены общие вопросы развития системы экологического нормирования. Подход был достаточно полно освещен в публикациях (Садыков, 1988а, б, 1989, 1991), предшествующих на-

писанию данной работы. На наш взгляд, он представляет одно из наиболее развернутых освещений обсуждаемой проблемы. Поэтому мы остановимся на нем подробнее.

По определению автора, экологическое нормирование — это специальная научно-исследовательская и нормативно-правовая деятельность по обоснованию экологических критериев качества окружающей среды и разработке основанных на этих критериях нормативов допустимых антропогенных воздействий, природоохранных норм и правил применительно ко всем основным формам хозяйственной деятельности.

Конечная эффективность экологического нормирования будет в решающей мере определяться экономической заинтересованностью природопользователей в соблюдении природоохранных норм и правил. Реализация требований экологического нормирования должна адекватно отражаться в показателях деятельности на уровне страны в целом, по регионам, отраслям и предприятиям. Нормативная база должна включать систему натуральных нормативов по природным компонентам и нормативы затрат на достижение нормируемых уровней воздействия на окружающую среду.

По мнению О. Ф. Садыкова, новый этап построения стандартов качества среды будет связан с введением критерия предельно допустимой экологической нагрузки (ПДЭН) на экосистемы локального, регионального и глобального масштабов. Подход к определению ПДЭН для отдельных экосистем и ландшафтов состоит в следующем. Принимается гипотеза, что любое воздействие при определенных условиях оказывается экологически опасным. Однако независимо от того, какой именно фактор действует на экосистему, ее интегральный ответ будет неспецифичным. Попав под хроническое воздействие загрязнителей любого типа, все экосистемы начинают изменяться в направлении предшествующих стадий сукцессии, вплоть до полной деградации (аналогичной стадии пионерного сообщества). ПДЭН соответствует такому уровню нагрузки, который фиксируется на границе между уже деградировавшими и еще сохранившими устойчивость экосистемами в зоне воздействия одного и того же источника нагрузки. Так как длительность таких наблюдений ограничена сравнительно небольшими сроками существования крупных предприятий-загрязнителей, как правило, следует предусмотреть определенный «запас прочности» эмпирически устанавливаемых норм ПДЭН. Процедура определения ПДЭН в методологическом отношении аналогична поиску значений ПДК в токсикологии, когда требуется определить два критических значения параметра, соответствующие минимально эффективному воздействию и максимально недействующему.

Важнейшими индикаторами состояния экосистем, реакция которых может использоваться в экологическом нормировании, являются: показатели биогенного круговорота веществ (ско-

рость прохождения биогенов и полнота их включения в биологический круговорот), ход почвообразовательного процесса, структурные характеристики экосистем (генетическое разнообразие, сохранность редких видов животных и растений), чистая кратность прироста численности популяций. Перспективными группами могут быть мелкие млекопитающие (близость к человеку по физиологическим показателям) и амфибии. Критериями-ориентирами для экологического нормирования должны быть признаки «хорошего» биогеоценоза, сформулированные С. С. Шварцем (1976).

Территориальные, отраслевые и пересурсные нормы экологической безопасности должны быть дифференцированы для локального, регионального и глобального уровней организации эколого-экономических систем и иметь временно́е подразделение.

Автором выделяются несколько временны́х уровней экологического нормирования: текущий; перспективный, или ознакомительный; ноосферный, или целевой.

Текущий уровень нормирования — совокупность экологических нормативов, которые достижимы на данном этапе развития производства в конкретных социокультурных и экономических условиях ведения хозяйственной деятельности. Они должны оптимальным образом сочетать краткосрочные интересы природопользователей и долгосрочные экологические интересы общества в целом. В настоящее время этой категории природоохранного нормирования соответствуют нормативы ориентировочно безопасных уровней воздействия, временно согласованных выбросов и сбросов и другие временно устанавливаемые нормативы.

Перспективный уровень — совокупность экологических нормативов, которые должны быть достигнуты к определенному сроку на основе экологического стимулирования природопользования в предшествующий период действия текущих нормативов. Это означает, что перспективные нормативы через заранее установленный промежуток времени закономерно переходят в категорию текущих. Этим обеспечивается поэтапное приближение значения антропогенной нагрузки к уровню конечных (ноосферных) нормативов. На каждом конкретном этапе экологизации хозяйственной деятельности эти нормативы служат целевыми функциями осуществления природоохранных мероприятий и позволяют оценивать их результативность. В настоящее время этой категории нормирования частично соответствуют периодически пересматриваемые нормативы предельно допустимых выбросов и сбросов, обычно устанавливаемые для того или иного предприятия на срок пять лет.

Ноосферный уровень — совокупность экологических нормативов, соответствующих критерию ноосферосовместимости и обеспечивающих восстановление в ранее освоенных регионах

высокого качества окружающей среды, предъявляемого требованиями экологической безопасности.

Текущие и перспективные экологические нормативы должны устанавливаться для освоенных регионов. Планировать развитие регионов нового освоения целесообразно на основе экологических нормативов ноосферного уровня.

О. Ф. Садыковым предложено несколько системных принципов, которые должны учитываться при разработке экологических нормативов.

Принцип цели: приоритет долгосрочных целей и последствий над краткосрочными, региональных над локальными.

Принцип саморегуляции: учет при планировании и проектировании не только положительных, но и всей совокупности отрицательных обратных связей, включая и те из них, которые могут возникнуть на самых поздних этапах реализации проекта и не могли быть учтены заранее.

Принцип «ожога»: подобно ожогам разной степени, требующим разных усилий по восстановлению здоровья и имеющим естественный предел совместимости с выживанием даже при наличии медицинской помощи, возможна разная степень поражения экосистем по соотношению пораженных и непораженных частей занятого экосистемой пространства. Другими словами, принцип «ожога» предполагает интеграцию требований учета внутрисистемных резервов по параметрам пространства, времени, вещества и энергии в целях недопущения выхода интегральной нагрузки на уровень, выше критического для данной экосистемы.

Принцип «слабого звена» вытекает из общих представлений о лимитирующих (критических) факторах и связях в сложных системах. Нагрузка, допустимая для самого уязвимого по отношению к ней элемента системы, принимается как заведомо допустимая для системы в целом.

Принцип «больше не значит лучше» означает переход на путь противозатратного развития природопользования и его интенсификации за счет максимального качественного совершенства при минимальном количественном росте. Предполагает сознательное преодоление валового подхода и введение социально-экологических критериев для определения приоритетов.

Принцип «джиу-джитсу» заключается в максимальном использовании внутрисистемных сил, способных действовать в желательном направлении и компенсировать антропогенное воздействие при незначительных дополнительных усилиях со стороны человека (цель — переход от технологий, эксплуатирующих природу, к технологиям «мягкого» взаимодействия с ней).

Принцип адаптации предполагает неуклонное снижение удельной антропогенной нагрузки на каждом новом шаге социально-экономического развития. Это единственно возможный

путь стабилизации или снижения экологического риска в условиях роста численности населения и масштабов производственной деятельности. На практике означает развитие только таких направлений роста материального потребления, при которых обеспечивается снижение удельной экологической нагрузки на единицу производимой продукции («лучше экономить, чем дополнительно производить», «максимальное качество жизни, а не максимальный уровень дохода и потребления»).

Принцип дифференциации экологических нормативов предполагает пространственную и временную дифференциацию экологических нормативов.

Принцип ноосферосовместимости подразумевает нормативное обеспечение нефиналистических направлений саморазвития природных комплексов, нацеленных на формирование ноосценозов — элементарных ячеек будущей биосферы, естественные и техногенные элементы которых гармонично и пропорционально соорганизованы в систему организменного уровня целостности.

Концепция Т. Д. Александровой

Рассматриваемая концепция (Александрова, 1988, 1990а, б; Александрова и др., 1987, 1988) представляет собой обсуждение проблемы в географическом аспекте, что определяет смещение акцентов в сторону регионального уровня. Вместе с тем автором подробно рассмотрены и общие проблемы экологического нормирования.

Под экологическим нормированием понимается система действий по научному и методическому обоснованию разработки норм и собственно разработка и утверждение конкретных норм. При этом норма (вернее, нормативы) выступает как узаконенное правило, элемент управления проектированием, средство контроля за природопользованием, форма правовой гарантии экологической безопасности. Нормы должны создаваться для выполнения трех основных целей: 1) средосбережения и средообеспечения (т. е. сохранения среды, благоприятной для всего живого); 2) ресурсосбережения и ресурсовосстановления (при этом акцент делается на биологические ресурсы); 3) сохранения генофонда и условий его существования.

Т. Д. Александрова отмечает определенное сходство нормирования с оцениванием, прогнозированием и мониторингом. При этом подчеркивается активный характер действий при нормировании. Важно замечание, что «нормы — аксеологическая категория, одна из форм оценочных суждений (хорошо, плохо, нормально), отражающая отношения субъекта (человека, общества) и объекта (ландшафта)» (Александрова и др., 1987, с. 5).

Сформулированы следующие требования к нормам. Они должны быть: 1) научно обоснованными (т. е. эксперименталь-

но установленными и статистически достоверными); 2) выражены в конкретных единицах (например, 2 кг/га, 3 мг/л и т. д.); 3) понятными для специалистов и населения; 4) экономически обоснованными; 5) простыми для контроля.

Выделяются следующие разновидности норм: типовые и индивидуальные (для уникальных объектов); глобальные, региональные, локальные; текущие (достижимы при современном уровне развития технологий), перспективные и потенциально возможные (достижимы на основе новых технологий).

Важно положение автора о территориально-дифференцированном характере норм (т. е. они должны различаться для разных типов ландшафтов), их «вариантности» (т. е. различии для разных ситуаций природопользования).

По Т. Д. Александровой, ориентир для нормирования — антропоэкологический принцип: «Нормы должны быть направлены на сохранение здоровья людей, генофонда, ресурсо- и средовоспроизводящих способностей ландшафтов» (Александрова и др., 1987). Следование этому принципу определяет и выбор соответствующих критериев и параметров ландшафтов. В более поздних работах предлагается разделять антропоэкологический и биоэкологический принципы. Первый из них определяет необходимость учета параметров физического, психического и социального здоровья населения, второй — продуктивности биоты, ее жизненности, отсутствия или наличия определенных видов-индикаторов (Александрова, 1990б). В другой публикации (Александрова, 1988) к этому списку добавляются поврежденность «критических» звеньев, ответственных за гомеостаз геосистемы, параметры биогеохимических циклов. Отмечается важность выбора «слабого звена» ландшафта, которое быстрее всего реагирует на воздействие (среди населения — это старики и дети; в экосистемах — это, например, почвенная фауна).

Автор выделяет следующие этапы процедуры экологического нормирования.

1. Определение конкретной цели нормирования. Включает получение заказа, определение нормируемых нагрузок, выбор критерия нормирования — био- или антропоэкологического.

2. Выбор объектов, методов и условий эксперимента. На этом этапе должен быть выбран «путь» нормирования: сверху вниз (т. е. дифференциация общих норм в частные) либо снизу вверх (от частных норм к общим). Здесь имеется в виду пространственный аспект. Отмечается, что пробные площади должны располагаться в разных по интенсивности воздействия зонах.

3. Проведение экспериментов. На этом этапе необходимо найти связь между нагрузкой, изменениями природы и социально-экономическими последствиями. Должны быть установлены рубежи между нормальными (фоновыми), критическими (или субкритическими) и катастрофическими состояниями. Выбор рубежей должен осуществляться на основе принципа защи-

ты «слабого звена». На региональном уровне слабым звеном является наименее устойчивая геосистема. Установленные рубежи образуют естественноисторическую основу экологических норм, т. е. станут первичными экологическими нормативами. Как отмечает автор, «публикации, посвященные обоснованию выбора рубежей, порогов и методам их выделения, практически не существуют» (Александрова, 1990б, с. 52).

4. Переход от естественноисторических основ норм к нормам экономически и технологически возможным.

5. Определение юридического статуса нормы.

6. Экспертиза норм.

7. Утверждение норм.

8. Составление паспорта нормы. Под ним понимается документ, включающий информацию о методах получения нормативов, их репрезентативности, ограничениях применения и авторах.

3.4. ПРАКТИКИ

Работы А. М. Степанова

Работы А. М. Степанова (1986, 1988, 1990, 1991; Комплексная экологическая оценка..., 1992; и др.) наиболее продвинуты в плане практической реализации процедуры нормирования (в основном в области влияния выбросов металлургических заводов на лесные экосистемы).

По мнению А. М. Степанова, основным уровнем экологического нормирования должен быть уровень экосистем. В качестве главного методологического принципа используется модель «черного ящика»: нет необходимости распутывать сложные механизмы трансформации экосистем и пути миграции токсикантов; достаточно измерить входные (атмосферные выпадения) и выходные (показатели экосистем) параметры. В качестве удобного полигона для экологического нормирования может служить точечный источник эмиссии поллютантов, погруженный в фоновую среду. При этом пробные площади целесообразно располагать на трансектах, проходящих через центр выбросов вдоль и поперек преобладающего направления ветров. Длина трансект определяется выходом на местный региональный фон. Особое внимание должно быть уделено подбору идентичных пробных площадей (для обеспечения корректности сравнения результатов). Контрольные площади должны выбираться достоверно вне зоны действия источника эмиссии, но так, чтобы макроклиматическая обстановка была инвариантной.

Приоритетный список регистрируемых параметров биогеоценоза определяется его основной функцией — поддержанием биогеохимического круговорота веществ. В список обязательно

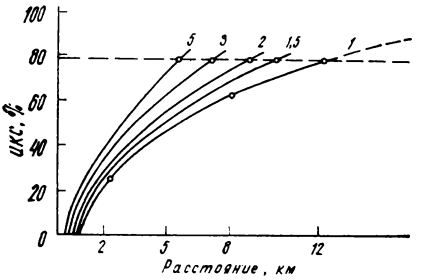
должны быть включены показатели продуцентов, консументов и редуцентов. Для лесных экосистем список следующий: запас древостоя, масса листвы или хвои, балльная оценка жизненного состояния древостоя, надземная фитомасса травяно-кустарничкового яруса, общее проективное покрытие травостоя, число видов фитоценоза, масса и мощность подстилки, относительная скорость разложения целлюлозы, плотность и число видов (групп) почвенной мезофауны. Для свертывания информации о биоте А. М. Степановым предлагается интегральный коэффициент сохранности (ИКС), представляющий собой среднее арифметическое из нормированных к максимуму величин. Аналогичная процедура используется для свертывания информации о загрязнении (см. разделы 4.1 и 4.2). Мерой нагрузки на экосистему служит загрязнение снежного покрова (концентрации поллютантов в снеге характеризуют «вход» эксгалатов в экосистему за определенный период времени).

Одним из основных этапов процедуры нормирования является построение зависимости доза — эффект на экосистемном уровне. Важно замечание, что такой зависимости нельзя придавать токсикологический смысл.

На этапе определения предельной нагрузки взгляды А. М. Степанова претерпели эволюцию. В более ранних работах (Криволуцкий и др., 1988; Степанов, 1988) предлагалось следующее решение: предельная нагрузка соответствует такому состоянию лесного фитоценоза, при котором сохраняется его полночленность (структурная целостность). Другим критерием допустимости нагрузки может быть неотрицательность баланса по гумусу. Данные критерии базируются на постулате о «беспороговости» экологического нормирования, принимавшемся ранее автором.

Позже (Степанов, 1990, 1991; Комплексная экологическая оценка..., 1992) появляется тезис о наличии ярко выраженного порога в кривой доза — эффект на экосистемном уровне (что аналогично кривой на организменном). В этом случае в качестве предельного значения ИКС принимается такая величина, которая соответствует началу стремительного падения кривой. При этом отмечается, что определяемая таким образом нагрузка соотносится с устанавливаемой по ранее предлагавшимся критериям.

Проблема перехода от первичных экологических нормативов к вторичным (технологическим) решается А. М. Степановым (1988) следующим образом. С помощью математической модели атмосферного переноса поллютантов фиксируется связь между величиной выпадения токсикантов и расстоянием до источника выбросов. Это позволяет рассчитывать радиус и площадь зоны воздействия источника эмиссии. Также устанавливается связь между расстоянием и ИКС. Сопоставление двух зависимостей (ИКС с расстоянием и выпадений с расстоянием)



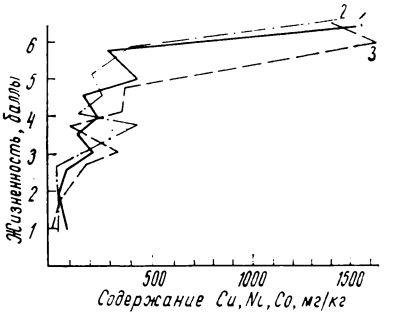


Рис. 1. Расчетные зависимости интегрального коэффициента сохранности (ИКС) от расстояния до источника эмиссии при различной кратности снижения выбросов. Кривая для кратности, равной единице, соответствует реально наблюдаемой ситуации. Региональный фоновый уровень ИКС показан *пунктирной линией* (Степанов, 1988)

Рис. 2. Зависимость жизненности древесных пород от валового содержания тяжелых металлов в почве.
1 — ель, *2* — сосна, *3* — береза (Арманд и др., 1991)

позволяет продуцировать зависимость ИКС от выпадений. Выпадения, соответствующие найденному допустимому значению ИКС, принимаются в качестве предельно допустимых. Можно рассчитать и необходимую кратность снижения выбросов (или снижения величины площади поражения). Пример результатов расчетов приведен на рис. 1.

Работы А. Д. Арманда

Работа А. Д. Арманда (Арманд и др., 1991) представляет собой одну из немногих попыток практической реализации экологического нормирования, которая позволила, по мнению автора, «...в первом приближении дать обоснованный ответ на вопрос о предельно допустимом, или критическом, загрязнении ландшафта» (с. 104). Теоретическим базисом стала концепция критических состояний экосистем (Экосистемы..., 1989), рассмотренная в разделе 1.1.

Реализация подхода к экологическому нормированию была осуществлена при анализе действия выбросов медеплавильного комбината на ландшафты северной тайги. Конкретная методика работ следующая. На этапе рекогносцировочных исследований были определены пять зон нагрузки (одна из них — фоновый уровень загрязнения). В каждой зоне измерены концентрации подвижных и валовых форм тяжелых металлов в почве (в дальнейшем анализе используется просто сумма Cu, Co и Ni). В каждой зоне заложено не менее 20 (!) пробных площадок размером 25×25 м так, чтобы охватить все разнообразие гео-

морфолого-геохимических условий. На каждой площадке проводили описание по 135 пунктам, включавшим ландшафтные характеристики, мощность почвенных горизонтов, уровень грунтовых вод, содержание органики в органогенных горизонтах, освещенность под пологом леса, сомкнутость, количество живых и сухих деревьев по породам, плотность подроста, жизненность лишайников, видовой состав травостоя и его проективное покрытие.

На следующем этапе жизненность древостоя сопоставляли с суммой металлов в почве. На графиках (рис. 2) определяются (скорее всего, «на глаз») две критические точки (появление очевидных симптомов поражения и начало разрушения древостоя). Концентрация металлов в первой точке принимается в качестве предельно допустимой.

Другой подход основан на анализе информационных связей между наиболее информативными показателями. Информативность при этом трактуется как максимальная изменчивость признака в ответ на увеличение нагрузки. Для каждой зоны построены матрицы информационных мер связи (аналог коэффициента корреляции). Прослежен процесс разрушения связей при увеличении нагрузки. В первую очередь разрушаются слабые связи; наиболее чувствительными оказываются переменные с минимальным характерным временем, например мощность подстилки, возраст хвои, жизненность лишайников. Нагрузка в зоне, соответствующей началу интенсивного разрушения связей, принимается в качестве предельной. Она оказалась выше нагрузки, определенной по первой критической точке при анализе жизненности древостоя.

Работы К. В. Тэрыцэ и А. Д. Покаржевского

Работы авторов (Тэрыцэ, Валтер, 1988; Покаржевский, Тэрыцэ, 1990; Тэрыцэ, Покаржевский, 1991) представляют собой один из возможных вариантов практической реализации экологического нормирования для почвы.

Важнейшими параметрами для нормирования признаются почвенное дыхание, ферментативная активность (прежде всего целлюлазная и протеазная), показатели биогенного круговорота веществ. По мнению авторов, при разработке нормативов важнее учитывать оценку комбинированного действия токсикантов, чем действия отдельных веществ.

Основным методом для экологического нормирования признается метод мезокосмов, а метод полевых экспериментов считается неприемлемым. Аргументы против него следующие: опасность распространения токсикантов с экспериментального участка, невозможность полного контроля параметров, невозможность повторения эксперимента в идентичных условиях (Покаржевский, Тэрыцэ, 1990). Отметим, что эти аргументы

вряд ли можно признать заслуживающими внимания: система нормирования должна разрабатываться для реальных ситуаций, а не для мезокосмов, хотя их изучать и намного легче.

Нормативом загрязнения является область концентраций, при которых не происходит существенных нарушений биологической активности почвы. Для нахождения этой области предлагается реализовывать полную схему факторного эксперимента, а информацию о биоте сворачивать с помощью функции желательности Харрингтона (подробнее этот момент рассмотрен в разделах 4.1 и 4.3). Авторы осуществили данный подход при анализе действия Pb, Zn, Co и ряда других токсикантов на почву, найдя зависимость между откликом почвенной биоты и концентрациями веществ во всех возможных комбинациях.

Отметим, что данный путь — это некоторая модификация гигиенического нормирования: сохраняется покомпонентный подход при оценке влияния загрязнения. Это делает его малопригодным для практической реализации (если учесть количество ингредиентов реальных выбросов и практически бесконечное число их сочетаний).

Работы В. С. Николаевского

Работы В. С. Николаевского связаны с экспериментальным изучением влияния газообразных поллютантов на растения (Николаевский, 1979; Николаевский, Першина, 1981). Автором также сформулированы теоретические положения, касающиеся экологического нормирования (Николаевский, 1981). Результаты нашли отражение в одной из первых попыток у нас в стране разработать экологические нормативы по влиянию газообразных поллютантов на древесные породы музея-усадьбы в Ясной поляне (Временные нормативы..., 1984), а также в методике определения предельных концентраций газов для растительности (Методика определения..., 1988).

По В. С. Николаевскому (1981), основная цель разработки нормативов нагрузок заключается в достижении такого качества среды, при котором не отмечается ощутимых нарушений в функционировании всех видов организмов, экосистем, биогеохимических циклов биосферы, и следовательно, обеспечивается устойчивость развития биоты. Из этого, по мысли автора, следует необходимость определения предельных концентраций поллютантов для всех живых организмов на Земле. Поскольку это невозможно практически, предлагается воспользоваться принципом гигиенического нормирования и устанавливать «биосферные» ПДК по минимальным концентрациям для всех царств и типов живой природы. В. С. Николаевский также утверждает, что в большинстве случаев такими ПДК будут ПДК по растительности. В качестве методологической основы для разработки экологических нормативов предложено использовать гигиениче-

Таблица 1

Предельно допустимые концентрации вредных веществ для человека и древесных пород в воздухе (Методика определения..., 1988), мг/м³

Вещество	ПДК	
	для человека	для древесных пород
Азота окислы	0,085/0,04	0,04/0,02
Диоксид серы	0,5/0,05	0,3/0,016
Аммиак	0,2/0,04	0,1/0,04
Бензол	0,5/0,1	0,1/0,05
Промышленная пыль, цемент	0,5/0,15	0,2/0,05
Метанол	1,0/0,5	0,2/0,1
Окись углерода	3,0/1,0	3,0/1,0
Пары серной кислоты	0,3/0,1	0,1/0,03
Сероводород	0,008/0,008	0,008/0,008
Соединения фтора газообразные (в пересчете на фтор)	0,02/0,005	0,02/0,003
Формальдегид	0,035/0,003	0,02/0,003
Хлор	0,1/0,03	0,025/0,015
Циклогексан	0,4/0,4	0,2/0,2

Примечание. В числителе — максимально разовые, в знаменателе — среднесуточные.

ское нормирование с сохранением всех его основных принципов (см. раздел 2.2).

Установление ПДК для растительности должно осуществляться по регистрации изменений интенсивности фотосинтеза, так как это наиболее чувствительный процесс и особенно важная экосистемная функция. Само определение должно проходить в контролируемых факторостатных условиях (т. е. исключительно в лабораторных экспериментах на фитотронах) в зоне оптимума для фотосинтеза температуры, влажности и освещения. (Критика этого подхода дана в разделе 4.3.) Полученные таким образом ПДК большинства веществ (табл. 1) оказались значительно более жесткими по сравнению с гигиеническими и близкими к фоновым концентрациям газов доиндустриального уровня (Николаевский, 1979, 1981; Методика определения..., 1988). Например, среднесуточная ПДК сернистого ангидрида для растений составляет 0,002 мг/м³, тогда как фоновая его концентрация — 0,0001—0,004 мг/м³.

Сознавая явную нереалистичность подобных значений, автор предлагает рассматривать их как ориентиры в прогнозном моделировании и как нормативы для особо ценных объектов. Для остальных случаев должны быть разработаны менее жесткие временные нормативы ПДК. Для этого предлагается использовать менее чувствительные параметры, сохранение которых все

же гарантирует выживаемость растений. При этом нормативы должны быть дифференцированы по древесным породам и зонам поражения экосистем.

Работы Ю. И. Леплинского

Работы Ю. И. Леплинского и его коллег (Порунов и др., 1987; Алексеев, Леплинский, 1988; Леплинский, 1990) посвящены разработке схемы экологического нормирования аэрогенных загрязнений лесных экосистем. В качестве альтернативы ПДК, основанным на определении разовых или усредненных концентраций, предлагается другой нормативный показатель — предельно допустимая емкость поглощения поллютантов экосистемой (ПДЕП). Она представляет собой оценку допустимой дозы воздействия и по сути аналогична ПДЭН. Для расчета дозы предложена модификация известной программы атмосферных переносов («Эфир-5»). Модификация касается расчета концентраций на уровне крон насаждений, учета розы ветров и расчета дозы загрязнения (доза = концентрация × время экспозиции).

Нормирование осуществляется в такой последовательности: 1) выявление структуры и состава выбросов; 2) расчет рассеивания выбросов от источника; 3) определение закономерностей распределения продуктов седиментации (анализ снежного покрова); 4) фитопатологический мониторинг района загрязнения; 5) установление зависимости типа доза — эффект (поступление поллютантов — состояние насаждений); 6) расчет предельно допустимого воздействия. Оценку древостоя предложено производить по категориям санитарного состояния (в соответствии с инструкцией «Санитарные правила...», 1970).

Ю. И. Леплинский (1990) считает, что нецелесообразно искать универсальный критерий, отделяющий допустимые состояния от недопустимых: «Предельно допустимое состояние... в каждом случае определяется практическим содержанием природоохранной задачи» (с. 26). Соответственно должны различаться подходы для реликтовых насаждений, рекреационных лесов и лесов как источника древесины. Но «в любом случае нижним лимитирующим порогом состояния насаждений остается такое, при котором... не начнется катастрофический необратимый процесс деградации» (там же). К сожалению, автор не конкретизировал, каким конкретно образом определять предельно допустимые состояния насаждений.

Работы группы Т. С. Самойловой

Работы авторского коллектива, руководимого Т. С. Самойловой, касаются разработки экологических нормативов нагрузок от автотранспорта на прилегающие экосистемы. К сожале-

нию, результаты недостаточно подробно отражены в публикациях (Самойлова, 1990; Самойлова и др., 1990; Волкова, Самойлова, 1992). В то же время они представляют собой один из немногих примеров доведения нормативов до формы, пригодной для непосредственного использования в практике.

Схема исследований включает получение по результатам натурных испытаний зависимостей «концентрация токсиканта (в основном Pb) в почве — расстояние от дороги» и «реакция биоты — расстояние от дороги». Для оценки степени поражения экосистемы необходимо привлечение как можно большего числа показателей. Установлено, что слабым звеном обычно является микробоценоз.

В результате сопоставления указанных зависимостей определяется предельная концентрация токсиканта, не вызывающая изменений слабого звена. Полученные величины включены в модель, связывающую интенсивность и структуру движения автотранспорта, положение дороги в рельефе, скорость и направление ветра с площадью поражения экосистемы. При этом модель дает возможность устанавливать нормативы в зависимости от варианта режима эксплуатации дороги. Например, снижение интенсивности движения или изменение структуры транспортного потока таким образом, что зона поражения не превысит контрольную полосу шириной 5 м (для уменьшения отторжения высокоплодородных земель). Другой вариант может предусматривать сохранение интенсивности движения, но при увеличении зоны поражения, за пределы которой должны быть удалены сельскохозяйственные угодья (для малоплодородных почв).

3.5. КОНЦЕПЦИИ НОРМИРОВАНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ НАГРУЗОК НА ПОЧВУ

Проблемы регламентации содержания поллютантов в почве рассматривались многими авторами. Указывая на недостатки системы гигиенического нормирования (а для почвы оно было в наибольшей степени «экологичным»), авторы «продвигали» его в сторону большей «экологичности». Это позволяет обоснованно относить критику гигиенического подхода к развитию экологического нормирования.

По М. А. Глазовской (1978, 1984), критериями для нормирования токсикантов в почве являются первичная продуктивность (определяется почвенным плодородием), содержание в растениях токсикантов (не должно превышать действующих ПДК), сохранение почвенной биоты. Другими словами, нормирование нагрузок должно обеспечивать сохранение почвы как природного тела и объекта сельскохозяйственного использования.

На плодородие и продуктивность биоты как основные для

нормирования параметры указывает Б. И. Кочуров (1984).

П. В. Елпатьевский (1982) отмечает, что допустимая нагрузка — это граница количественных изменений, после которых экосистема переходит в новое качество, когда начинается деградация основных компонентов. Нормирование нагрузки на почву должно быть направлено на сохранение ее как природного тела. При этом критическим процессом оказывается гумификация. Автор указывает, что при разработке предельных нагрузок необходимо учитывать результирующие (интегральные) показатели биологической активности почвы. Разработка ПДК должна базироваться не на валовом содержании токсикантов, а на том количестве, которое характеризует их биогеохимическую активность.

Неоднократно высказывалось мнение, что не может существовать единых ПДК для всех типов почв — именно такая ситуация имеет место в гигиеническом нормировании (Обухов и др., 1980; Зырин и др., 1985; Сает, Ревич 1988; Ильин, 1991; и др.).

В работе Н. Г. Зырина с соавторами (1985) в качестве необходимых для нормирования параметров указываются величина и качество урожая, реакция почвенных микроорганизмов (в основном азотфиксирующих). Принимается, что действие токсикантов является отрицательным, если оно достоверно снижает урожай на 5—10 %.

По И. Г. Важенину (1982, 1983), цель нормирования для почвы — сохранение почвенного биоценоза и абиотических свойств, что обеспечивает сохранение почвы как объекта хозяйственного использования. Основой для разработки нормативов служит оценка самоочищающей способности почвы, под которой понимается сохранение свойств при загрязнении путем перевода токсикантов в неактивное состояние. Самоочищающая способность определяется плодородием, разнообразием и интенсивностью функционирования биоценоза почвы; ее количественная характеристика коррелирует с бонитетом. Слежение за самоочищающей способностью можно осуществить с помощью определения подвижной формы токсиканта. Из параметров биоценоза необходимо измерять общую численность микроорганизмов, почвенное дыхание, нитрификацию, целлюлозо- и гумусоразлагающую способность, ферментативную активность почвы.

Проблема нормирования тяжелых металлов в почве подробно рассмотрена В. Б. Ильиным (1982, 1985, 1986, 1991), который отметил значительную близость подходов разных авторов к нормированию. Это касается прежде всего признания необходимости сохранения почвы как природного тела. Второй общий момент заключается в выборе в качестве наиболее адекватного индикатора состояния почвы функционирования биоты и в первую очередь — микробоценоза. Третий момент — сохранение свойств почвы — означает и сохранение ее плодородия.

Таблица 2

Варианты ПДК тяжелых металлов в почве, мг/кг

Элемент	Вариант				
	1	2	3	4	5
Hg	2,1	2	0,1	1—2	—
As	2,0	20	15	—	—
Cd	—	3	1	1—2	2,0/2,5
Cr	0,05	100	15	—	—
Co	—	50	12	—	—
Cu	23,0	100	50	100—150	—
Pb	20,3	100	60	100—150	150/650
Mn	1500,0	—	600	—	—
Zn	110,0	300	60	150—200	85/80
V	150,0	100	80	—	—
Ni	35,0	50	36	100—150	—

Примечание. Варианты: 1 — гигиенические ПДК (валовое содержание в дерново-подзолистой почве), действовавшие в СССР (Гончарук, Сидоренко, 1986); ПДК меди и цинка приведены для подвижных форм (экстрагент-ацетатно-аммонийный буфер), свинца — без учета среднего фона (равного 12 мг/кг); 2 — гигиенические ПДК (валовое содержание) в европейских странах (Kloke, 1980, цит. по: Ильин, 1991); 3 — проект гигиенических ПДК для подвижных форм (экстрагент — 1 н. HCl) (Чулджиян и др., 1988, цит. по: Ильин, 1991); 4 — ПДК (валовое содержание) как верхний предел естественного высокого содержания (Обухов, Ефремова, 1988, цит. по: Ильин, 1991); 5 — содержание (подвижные формы, экстрагент — ацетатно-аммонийный буфер с pH= =4,8), ведущее к превышению ПДК в растительном корме (Зырин и др., 1985, цит. по: Ильин, 1991): в числителе — для дерново-подзолистой неокультуренной, в знаменателе — для дерново-подзолистой окультуренной почвы.

По В. Б. Ильину (1986), необходимо четко различать предельные концентрации для почвы и ПДК в почве для чего-то другого (например для растений).

При нормировании необходимо учитывать следующие моменты: 1) функциональную многозначность почвы; 2) наличие в почве и в растениях механизмов защиты от избытка токсичных потоков; 3) повышенную защищенность от токсикантов органов запасания продуктов ассимиляции (семена, плоды, корнеплоды); 4) более быструю реакцию на нагрузку микроорганизмов по сравнению с параметрами органо-минерального субстрата; 5) бóльшую информативность подвижной формы токсиканта по сравнению с валовой (Ильин, 1986, 1991).

Нормативы должны исходить из полифункциональности почвы. При этом выделяются три главные функции: почва — компонент биогеоценоза, средство и объект сельскохозяйственного использования, среда обитания для человека. Для защиты каждой из этих функций должны быть свои нормативы.

В. Б. Ильин последовательно проводит принцип «вариантности» нормативов: необходима разработка нормативов для нативных свойств незагрязненных почв; нормативов для загрязненных почв, но позволяющих выращивать гигиенически пригодную продукцию; нормативов для почв, на которых возможно выращивать только технические культуры, и т. д.

Среди других подходов к проблеме укажем следующие. В качестве предельных концентраций тяжелых металлов предлагалось принимать концентрацию, не превышающую двух кларков (Цемко и др., 1980, цит. по: Ильин, 1991) либо удвоенного местного фонового содержания (Маханько и др., 1987, цит. по: Ильин, 1991). Такие концентрации оказываются в пределах естественных флуктуаций. К этому близко определение предельных концентраций как максимальных, регистрируемых в незагрязненных почвах определенной геохимической ассоциации (Обухов, Ефремова, 1988, цит. по: Ильин, 1991). Другой вариант: допустимым считается 5- или 10 %-е насыщение почвенного поглощающего комплекса тяжелыми металлами (Ильин, 1991).

В заключение раздела приведем сводку различных вариантов ПДК некоторых тяжелых металлов (табл. 2), демонстрирующую существенные расхождения по ряду элементов.

3.6. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ КОНЦЕПЦИЙ НОРМИРОВАНИЯ

В развитии идей экологического нормирования условно можно выделить три этапа.

Первый — предыстория. С одной стороны, он связан с существованием системы гигиенического нормирования токсикантов в воздухе, воде, продуктах питания и почве, начавшей развитие в 30-е годы. Гигиеническое нормирование стало и отправной точкой, и аналогом для экологического. С другой — этот этап соотносится с работами С. С. Шварца и Н. С. Строганова, сформулировавших основополагающие для экологического нормирования установки (принцип антропоцентризма в оценке экосистем, критерии «хорошего» биогеоценоза). Дальнейшее развитие экологического нормирования идет по двум достаточно независимым путям: первый — это модификация гигиенического нормирования, второй — развитие принципиально иных подходов, базирующихся на взглядах С. С. Шварца и Н. С. Строганова.

Второй — этап теоретических исследований. Появляются работы на уровне постановки проблемы и генерации различных подходов к нормированию (В. Д. Федорова и А. П. Левича, Д. А. Криволуцкого, Ф. А. Тихомирова и Е. А. Федорова, Ю. Г. Пузаченко, А. М. Гродзинского). В этот же период предлагаются и весьма развернутые концепции реализации системы экологического нормирования (О. Ф. Садыкова и Т. Д. Александровой), в которых находят отражение как общие принципиальные моменты, так и частные вопросы создания системы нормирования. Прослеживается дальнейшая дифференциация путей экологического нормирования (на основе концепции гигиенического нормирования — работы Ю. А. Израэля — и на основе

Рис. 3. «Генеалогическое древо» экологического нормирования (объяснения в тексте)

поиска других путей). В то же время намечается их определенный синтез (при нормировании токсикантов в почве).

Третий — этап практической реализации. Проводятся экспериментальные работы по анализу зависимостей доза — эффект на экосистемном уровне. Так же заметно развитие двух направлений: гигиенического (Ю. А. Израэль с соавторами, В. С. Николаевский, К. В. Тэрыцэ и А. Д. Покаржевский) и экологического (А. М. Степанов, А. Д. Арманд, Ю. И. Леплинский, Т. С. Самойлова).

Рассмотренные этапы очень схематично и неполно представлены на «генеалогическом древе» экологического нормирования (рис. 3). Сплошными линиями показана преемственность концепций, которая может быть установлена прямыми ссылками. Прерывистые линии обозначают преемственность, не подтверждаемую прямыми ссылками. Данная схема, скорее, отражает не хронологическое, а логическое соподчинение концепций.

Итак, в экологическом нормировании выделяются два существенно различных подхода. Первый сохраняет основные черты методологии гигиенического нормирования, а именно: 1) предельные нагрузки устанавливаются для отдельных веществ (либо для смесей, но с известным соотношением компонентов); 2) лабораторные эксперименты — основа для получения нормативов; 3) используются параметры организменного, а не экосистемного уровня. По сути такой подход означает полное ассимилирование схемы гигиенического нормирования с той лишь разницей, что объектом выступает не человек, а другие биологические виды. На наш взгляд, это тупиковый путь для экологического нормирования. Причины этого заключаются в следующем.

1. Выбросы чаще всего многокомпонентны, что в конкретной ситуации не позволяет оперировать нормативами для отдельных веществ либо их смесей. Реально можно анализировать ситуации для трех-четырех компонентов смеси, тогда как обычно их число не менее чем на порядок больше.

2. Формы нахождения токсикантов в природе могут отличаться от форм, которые использовались в экспериментах и для которых создавались нормативы.

3. В лабораторных экспериментах — обычно краткосрочных — не учитываются адаптационные процессы и тем более популяционные и биоценотические эффекты, которые могут играть ключевую роль в определении судьбы компонентов экосистем.

4. Нахождение предельных нагрузок для отдельных видов, пусть даже «ключевых» или наиболее чувствительных,— слишком долгий путь для определения нормативов для экосистемы в целом (т. е. по экосистемным параметрам). Он требует наличия модели, в которой аргументом для экосистемных параметров выступает численность всех основных видов (что само по себе — достаточно сложная задача), и определения предельных нагрузок для этих видов. Это, хотя и обеспечит полную занятость биологов на длительную перспективу, но получить нормативы для экосистем позволит не раньше, чем они, возможно, станут уже не столь актуальными ввиду исчезновения объекта нормирования как такового.

Альтернативный подход использует гигиеническое нормирование лишь в качестве аналога решения сходной задачи. В разных концепциях, формирующих это направление, прослежива-

ются существенные черты сходства, хотя присутствуют два разных «языка» — биологический и географический. Основные общие положения заключаются в следующем.

1. Ориентиром, задающим критерии для оценки экосистем, служит явно формулируемый антропоцентризм (критерии оценки задает человек исходя из своих потребностей, причем потребность в здоровой окружающей среде — одна из важнейших).

2. При выработке критериев оценки локальных экосистем необходимо учитывать их полифункциональность. Важнейшие функции при этом — обеспечение необходимого вклада в биосферные процессы (т. е. в вещественно-энергетический баланс экосистем более высокого ранга), обеспечение экономических, социальных и эстетических потребностей общества.

3. Задаваемые нормативы предельных нагрузок должны быть вариантными, т. е. различными для экосистем разного назначения (необязательно требовать выполнение всех функций одновременно и в одном месте).

4. Задаваемые нормативы должны территориально различаться в зависимости от физико-географических условий региона (т. е. свои в каждой географической зоне).

5. Разные типы экосистем должны иметь свои нормативы.

6. Нормативы должны быть дифференцированы во времени: менее жесткие — для существующих технологий, более жесткие — для ближайшей перспективы, еще более жесткие — для проектируемых производств и новых технологий.

7. Нормировать необходимо интегральную экологическую нагрузку, которая должна быть выражена в относительных единицах (например, кратность превышения фонового уровня), а не в концентрации отдельных загрязнителей.

8. Среди бесконечно большого числа показателей, которыми может быть описана биота экосистемы, для нормирования необходимо выбрать основные, отражающие закономерности ее функционирования. Предпочтение следует отдавать интегральным показателям.

9. Получение нормативов нагрузки может быть реализовано только в конкретных (прежде всего натурных) исследованиях реальных экосистем, находящихся в градиенте нагрузки (т. е. только на основе анализа зависимостей доза — эффект на уровне экосистем).

10. Нормативом нагрузки является такая величина, которая соответствует критической точке зависимости доза — эффект. Критическая точка определяется либо как начало наиболее быстрой трансформации экосистемы, либо как точка, после которой начинается выпадение основных компонентов экосистемы или разрушение системных связей.

Сходство рассмотренных концепций экологического нормирования не полно. Однако существующие различия представляются непринципиальными — они касаются частных вопросов ор-

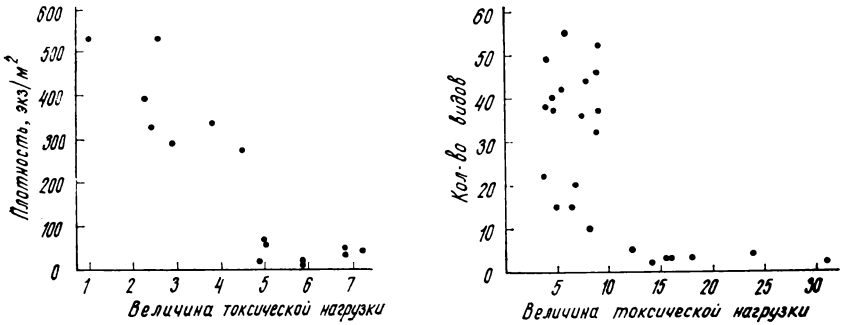


Рис. 4. Изменение общей плотности населения почвенной мезофауны березняков в зоне действия медеплавильного комбината на Среднем Урале (подзона средней тайги). В качестве меры токсической нагрузки использована кратность превышения над фоновым уровнем выпадений меди за зимний период (Воробейчик, 1992)

Рис. 5. Изменение флористического богатства лесных экосистем в зоне действия металлургического завода в Канаде (провинция Онтарио). В качестве меры токсической нагрузки использована концентрация растворимых сульфатов в почве (мг·экв/100 г прокаленной навески) (по материалам работы Gordon, Gorham, 1963, цит. по: Смит, 1985)

ганизации исследований, выбора параметров описания, способов свертывания информации и нахождения предельных нагрузок. Это позволяет на основе существующих подходов создать обобщающую (во многом компилятивную) концепцию экологического нормирования, которая не вступит в противоречие с «родительскими» концепциями, а, наследуя лучшие черты каждой, будет их развитием на новом этапе. Попытка создания такой концепции — цель данной книги (в развернутом виде концепция изложена в главе 6).

Несколько слов о практических результатах экологического нормирования. Можно констатировать, что на настоящий момент подлинно экологические нормативы, пригодные для практического использования, отсутствуют. Нормативы, полученные в рамках гигиенического направления, носят характер предварительных рекомендаций и по рассмотренным причинам не могут и, вероятно, не смогут стать собственно экологическими. Результаты реализации второго пути нормирования также весьма скромны. Можно указать лишь единичные работы, в которых сделана попытка получить зависимости типа доза — эффект для экосистемных параметров (Алексеев, Тарасов, 1990; Арманд и др., 1991; Воробейчик, 1992; Комплексная экологическая оценка..., 1992; Степанов, 1988, 1990, 1991; Салиев, 1988; Смит, 1985; Цветков, 1990). Кроме рассмотренных (см. рис. 1, 2), приведем еще два примера таких зависимостей (рис. 4, 5). Один из них взят из нашей работы (Воробейчик, 1992), в которой

анализируется реакция почвенной мезофауны березняков на выбросы медеплавильного завода на Урале в подзоне средней тайги, другой — из работы А. Гордона и Е. Горхама (Gordon, Gorham, 1963, цит. по: Смит, 1985), посвященной анализу деградации лесной растительности возле крупнейшего медно-никелевого комбината в Канаде. Результаты цикла исследований, проведенных возле данного источника выбросов, уже были использованы А. В. Салиевым (1988) для построения зависимости типа «концентрация поллютанта — реакция растительности». Однако выбранная автором форма представления — двойные логарифмические координаты — не позволяет однозначно установить форму кривой и предельные значения токсической нагрузки. В обоих рассмотренных примерах дозовые зависимости построены по достаточно большому числу точек. Обычно же оно колеблется в пределах пяти — десяти, что явно недостаточно для корректной аппроксимации зависимости уравнением регрессии и надежных выводов о ее характере. Один из предварительных результатов, нуждающийся в проверке, касается формы дозовой зависимости. Реакция экосистем на загрязнение нелинейна, а имеет вид *S*-образной кривой с наличием резко выраженного перехода между двумя уровнями. Это имеет важнейшее следствие для экологического нормирования, поскольку позволяет достаточно объективно устанавливать предельно допустимые нагрузки и соответственно — нормативы.

Одна из основных причин, препятствующих построению дозовых кривых на экосистемном уровне,— отсутствие у исследователей информации о величинах загрязнения природных сред поллютантами. Это не позволяет оперировать адекватными мерами токсической нагрузки, которые должны быть аргументами в зависимостях доза — эффект. Приведем лишь один пример. В работе А. К. Махнева с соавторами (1990) содержатся подробные результаты исследования лесной растительности в 14 точках в районе действия медеплавильного завода. Но нехватка данных о загрязнении экосистем не позволяет анализировать дозовые зависимости, что было бы возможно при таком количестве пробных площадок. Другая причина отсутствия должного прогресса в данной области заключается в господствующей «опытно-контрольной» идеологии биоиндикации, когда большинство исследований строится по типу парных сравнений. Очевидно, что при этом можно уловить только общий тренд изменений.

Глава 4

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПРОЦЕДУРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

4.1. МЕТОДЫ СВЕРТЫВАНИЯ ИНФОРМАЦИИ О БИОТЕ

Теоретически любая экосистема может быть описана бесконечным набором параметров. Число таких параметров на современном этапе развития экологии, хотя и не бесконечно, но очень велико (по крайней мере, измеряется сотнями). Для того чтобы экологическое нормирование могло быть реализовано на практике, необходима определенная процедура свертывания информации, направленная на преодоление «проклятия размерности». В настоящем разделе мы обсудим лишь те моменты этой обширной области, которые прямо или косвенно относятся к экологическому нормированию.

Возможны два пути решения рассматриваемой задачи. Первый — назовем его «стихийным» — означает случайный отбор нескольких параметров из множества возможных. По сути это не свертывание, а произвольное усечение информации. Несомненно, его осуществление таит в себе опасность очень существенных искажений реальности. С сожалением приходится констатировать, что очень многие работы биоиндикационного плана, составляющие основу для экологического нормирования, идут как раз по этому пути: регистрируются не те параметры, которые необходимы, а те, которые исследователь в состоянии измерить или те, которые ему «нравится» измерять. Подмечено, например, что обычно в качестве индикаторной группы специалист предлагает именно ту, по которой сам специализируется, хотя ее информативность остается неизвестной (Трофимов, 1990). Нет необходимости доказывать, что такая ситуация не может быть адекватна для экологического нормирования.

Второй путь свертывания информации — целенаправленный — подразумевает наличие специально организованной процедуры свертывания. Она может быть как вербальной, так и формализованной. В любом случае, исходя из явно сформулированных критериев осуществляется выбор или конструирование наиболее информативных переменных — индексов.

Форма переменных различна. Они могут быть натуральными

параметрами (например, первичная продуктивность фитоценоза), условными (производными от натуральных, но сохраняющими содержательно интерпретируемую размерность), различными безразмерными коэффициентами (по своему смыслу функционалами от нескольких параметров, выражающимися в условных единицах). Но какова бы ни была форма представления индекса, он является результирующим показателем состояния и (или) функционирования экосистемы. Параметры состояния, лежащие в его основе, теряют свою индивидуальность. Другими словами, он заменяет собой все множество показателей, становится маркером экосистемы, трассером траекторий ее развития, выступает как бы видимой частью айсберга.

Индексы состояния могут быть одномерными (одно число) и многомерными (набор чисел). В последнем случае важно, чтобы их мерность была не очень большой (существенно меньшей, чем мерность вектора состояния системы).

Индексы состояния

В настоящее время существуют как сторонники индексов, так и их противники. Аргумент первых — индексы наглядны и легко интерпретируемы; с их помощью эффективно осуществляется коммуникация между специалистами-биологами и потребителями информации. Контраргумент вторых — возможность существенных искажений при свертывании информации, что может вводить в заблуждение лиц, принимающих решения в области природопользования (Вторжение..., 1983).

Вопрос об индексах окружающей среды (environmental indices) был рассмотрен в недавнем обзоре (Alberti, Parker, 1991). Авторы отметили, что основная функция индексов — давать необходимую информацию для лиц, принимающих управляющие решения (т. е. индексы носят прикладной характер). Они указали на значительное сходство между индексами окружающей среды и известными индексами в других областях — экономическими (например индексом цен, валовым национальным продуктом) и социальными (индекс качества жизни).

Существуют определенные расхождения в терминологии. Ряд авторов под индексом понимают математическую функцию, основанную на двух и более переменных, а под индикатором — функцию одной переменной (Ott, 1978, цит. по: Alberti, Parker, 1991). В другом варианте индикатор — это вектор состояния экосистемы, а индекс — количественное сравнение вектора с неким стандартом (Inhaber, 1976, цит. по: Alberti, Parker, 1991).

Нам представляется возможным за термином «индекс» оставить расширительное толкование: индекс — это результат свертывания информации об экосистеме, процедура которого может осуществляться различными путями и приводит к различным

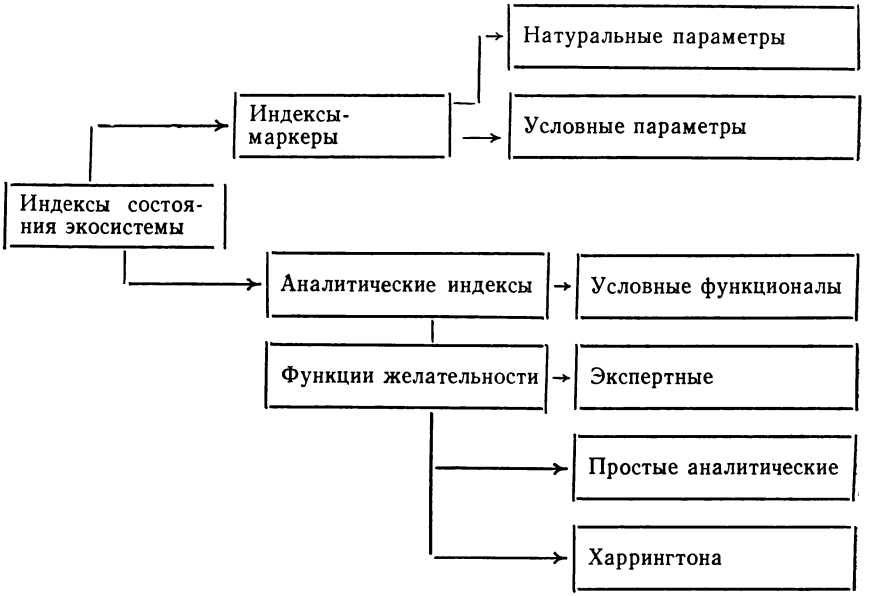


Рис. 6. Классификационная схема индексов состояния экосистемы

формам. Классификационная схема различных индексов состояний представлена на рис. 6.

Деление индексов на две условные группы (индексы-маркеры и аналитические индексы) определяется различием способов их получения, функции же их одинаковы. При этом можно провести аналогию с порядковыми статистиками (например модой, верхним лимитом выборки) и обычными аналитическими статистиками (например средней арифметической). Далее мы рассмотрим подробнее различные виды индексов.

Индексы-маркеры

Различные индексы — натуральные параметры рассмотрены в разделе 1.3 и приложении 1. Каждая из приведенных в списках переменных может толковаться и как одномерный индекс, и как составляющая многомерного. Кроме того, есть некоторое перекрывание между списками и индексами — условными параметрами, к анализу которых мы переходим.

В. В. Бугровским с соавторами (1984) был предложен показатель, названный «биосферный потенциал леса». Он представляет собой произведение биомассы леса на его продуктивность, т. е.

$$П_б = M(dM/dt), \qquad (1)$$

где $П_б$ — биосферный потенциал; M — биомасса, т/га; dM/dt — скорость продуцирования биомассы, т/га в год. По мысли авто-

ров, произведение биомассы на продуктивность лучше характеризует функционирование и устойчивость экосистем, чем каждый из показателей в отдельности (приводится пример молодой поросли с большой продуктивностью, но малой биомассой и перестойного леса с большой биомассой, но малой продуктивностью). Вводится даже специальная единица измерения — шварц (в честь академика С. С. Шварца, предложившего считать максимум произведения биомассы на продуктивность одним из признаков «хорошего» биогеоценоза (Шварц, 1976)). Этот показатель далее был расширен для степных (Бугровский и др., 1986) и любых других экосистем (Лукьянов, 1990).

В качестве интегрального параметра состояния экосистемы, тесно связанного с ее устойчивостью, Ю. Г. Пузаченко (1990) предложил использовать момент инерции. Основываясь на физических аналогиях, автор полагает, что чем он больше, тем меньше амплитуда колебаний, подверженность случайным флуктуациям и действиям внешних сил. Оценкой момента инерции является следующее выражение:

$$J = \frac{\sum_{i<j} m_i m_j r_{ij}^2}{\sum m_i}, \qquad (2)$$

где m — «масса» i-й (j-й) части системы; r_{ij} — расстояние между частями в многомерном пространстве. Однако переход с уровня аналогий на уровень практических приложений выявляет большую неопределенность в использовании данного показателя: что считать частью системы — вид или какую-либо экологическую группировку; что считать «массой»; как находить расстояние и т. д. Без решения этих вопросов оперирование рассматриваемым показателем, несмотря на его очень красивую интерпретацию, вряд ли прибавит что-либо новое по сравнению с использованием традиционных переменных, например числа видов или общей биомассы сообщества.

Другой условный индекс состояния — подстилочно-опадочный коэффициент П. А. Костычева, представляющий собой отношение массы подстилки к массе ежегодного опада (Стриганова, 1989). Распространены также связанные с ним показатели времени полуразложения и 95 %-го разложения (Olson, 1963). Подстилочно-опадочный коэффициент интерпретируется как время, необходимое для полного разложения опада, и изменяется в широких пределах (крайние значения для различных типов экосистем различаются более чем на три порядка).

В качестве интегрального показателя функционирования популяций предложено использовать чистую кратность прироста численности за год (Большаков и др., 1987; Садыков, 1988 а, б). По мысли авторов, этот показатель наиболее приемлем «...с точки зрения возможности экспериментального определения, учета интегрального влияния всех возможных факторов, объективно-

сти оценки состояния популяции» (Большаков и др., 1987, с. 48). Снижение показателя ниже естественных флуктуаций рассматривается как граница перехода в ненормальное состояние.

А. С. Алексеевым с соавторами (1986) предложен метод расчета предельного времени жизни древостоя, которое может рассматриваться как интегральный показатель его состояния. Метод основан на анализе матрицы вероятностей переходов между категориями санитарного состояния (аналогично известной матрице Лесли). Однако для реализации процедуры расчета требуется знать распределение деревьев по категориям состояния, по крайней мере, в два момента времени. Это существенно сужает область приложимости данного метода. Другое ограничение связано с допущением, что в древостое отсутствуют пополнение деревьев и их выбытие. Следовательно, метод может быть использован только для переходных состояний (быстрых процессов трансформации).

Рассмотренные условные параметры обладают неоспоримым преимуществом — интегральностью. Тем самым они в компактной форме характеризуют важнейшие процессы в экосистемах. Но они должны применяться с определенной долей осторожности, поскольку могут иметь бóльшую статистическую ошибку, чем составляющие их показатели.

Условные функционалы

Аналитическими индексами — условными функционалами — могут служить многочисленные показатели, широко представленные в арсенале количественной экологии. Это индексы разнообразия, выравненности, обилия, сходства, пространственной неоднородности и т. д. (Снетков, Вавилин, 1977). Их анализ не входит в наши задачи, тем более что есть подробные обзоры на эту тему (Песенко, 1982). Мы ограничимся лишь несколькими замечаниями, касающимися использования индексов в работах биоиндикационного плана.

Чаще других находят применение индексы разнообразия и структуры сообществ, являющиеся функционалами (не обязательно в виде средних) относительных обилий видов либо других таксономических единиц. Наиболее популярны из них индекс Симпсона и информационная мера Шеннона, а также основанные на них меры выравненности коллекций. Индексы разнообразия используются даже в системе государственного контроля за состоянием окружающей среды в ряде стран, в том числе и у нас (Абакумов, 1977).

Однако всем этим показателям вряд ли можно придавать столь большое значение, поскольку вопрос о достоверности различий индексов, рассчитанных для разных сообществ, практически всегда остается нерешенным. Как отмечает А. П. Левич

(1980) по поводу ранговых распределений, порождающих индексы разнообразия, «основной методический вопрос — какова точность оценок параметров... Причем точность в этом вопросе — не математический снобизм, а скорее защита здравого смысла перед общенаучной фетишизацией числа. Бессмысленно говорить об изменениях ранговых распределений, если не известно, выходят ли эти изменения за границы точности, с какой исследователю известно распределение» (с. 57—58). Все сказанное справедливо и для индексов разнообразия, не связанных с ранговыми распределениями. Для большинства из них не известны ни формулы статистических ошибок, ни законы распределений, без чего нельзя корректно осуществлять проверку статистических гипотез.

В дополнение к сказанному несколько слов о мере Шеннона. После информационного бума 50—60-х годов и последовавшего за ним информационного «вторжения» в экологию использование этого индекса стало очень модным. Если в работе, связанной с изучением сообществ, нет индекса Шеннона, это расценивается почти как признак дурного тона. К тому же неявно подразумевается, что данный показатель, измеряющий информацию в системе,— удобный, универсальный и незаменимый инструмент. Мы не ставим целью подробно анализировать его свойства. Отметим лишь, что мнение об особой роли индекса Шеннона как измерителя экосистемной информации в большинстве случаев является мифом. Элементарное разложение в ряд Тейлора дает следующий результат:

$$-\sum p_i \ln p_i = \ln S - \frac{1}{2} CV^2 + \frac{1}{6S} AsCV^3 - \ldots, \qquad (3)$$

где p_i — доля i-го вида; S — количество видов; CV и As — коэффициенты вариации (в долях единицы) и асимметрии абсолютных значений численности видов. Поскольку третий член разложения уменьшается при увеличении S, им можно пренебречь. Итак, индекс Шеннона есть всего лишь функция от общего числа видов в сообществе и их выравненности по обилию. Откуда же здесь возьмется информация?

Действительно, формула Шеннона в некотором смысле уникальна по своим свойствам: это единственная функция, которая удовлетворяет совокупности требований к измерителю информации (Яглом А. М., Яглом И. М., 1973). Но корректность ее использования целиком определяется корректностью ее содержательной интерпретации, а она возможна лишь в весьма узкой области (той, для которой, собственно, и была предложена мера Шеннона) — анализе передачи сообщений по линиям связи, теории кодов и т. д. В экологии применение формулы Шеннона не добавляет ничего нового по сравнению с традиционными показателями (числом видов и выравненностью), имею-

щими, однако, в отличие от нее четкую интерпретацию. Следовательно, незачем умножать сущности без необходимости.

Кроме теоретических возражений против использования индекса Шеннона в экологии есть и другие доводы. Так, показано (Wu, 1982), что величина индекса существенно зависит от дробности таксономических единиц, по которым он рассчитывается.

Наиболее слабое место индексов разнообразия и сходных с ними показателей — неопределенность их интерпретации в терминах качества среды. В русле холистического направления в экологии им придавался смысл «экологического градусника» (Федоров и др., 1982). Однако «градусник» этот несколько странный, если не сказать ущербный. Он измеряет нечто совершенно отвлеченное, строго говоря, не имеющее прямого отношения к качеству среды. При этом оказывается, что «здоровой» экосистеме могут соответствовать разные «температуры» и в то же время одна «температура» может наличествовать у совершенно различных с точки зрения качества состояний. Примеры этого многочисленны. Думается, ни один врач не стал бы пользоваться подобным прибором для постановки диагноза больному.

Исходя из сказанного мы считаем, что индексы — условные функционалы в большинстве случаев неадекватны целям экологического нормирования. Более того, в силу своей математической псевдоточности они только запутывают дело, а никак не способствуют эффективной коммуникации между поставщиками и потребителями информации о качестве состояний экосистем.

Функции желательности

Часть аналитических индексов базируется на так называемых функциях желательности (Адлер и др., 1976; Федоров и др., 1982), которые снимают отмеченную трудность в интерпретации значений. Эти функции (обычно обозначаются буквой *d* от фр. *desirable* — желательный) представляют собой способ перевода натуральных значений в единую безразмерную числовую шкалу с фиксированными границами. При этом полярные значения функции (например 0 и 1, 0 и 100, 1 и 10 и т. д.) соответствуют градациям «плохо» — «хорошо», а промежуточные также могут быть интерпретированы в данных терминах (по принципу «чем ближе значение к верхней границе, тем лучше»). Необходимость введения функций желательности определяется различной размерностью переменных, входящих в индекс, что не позволяет усреднять их непосредственно. Перевод же в единую для всех числовую шкалу снимает это затруднение и дает возможность объединять в единый показатель самые различные параметры. Конкретные способы реализации функций желательности могут быть весьма разнообразны.

Экспертные функции желательности

В наиболее простом случае соответствие между натуральными показателями и числами в безразмерной шкале задается экспертным путем.

В гидробиологии для оценки степени загрязнений водной среды органикой существуют различные «системы сапробности» (Хеллауэл, 1977). Первая из них (Колквитца — Марссона) была предложена еще в начале века. Сейчас известны многочисленные варианты и модификации систем сапробности (Пантле — Букка, Сладечека, Ватанабы и др.). Все они построены на основе наблюдений за очередностью исчезновения или появления групп организмов при увеличении загрязнения, что позволяет ранжировать виды по их чувствительности. Обобщенный показатель находится, например, следующим образом (в системе Пантле — Букка):

$$\frac{\sum S_i h_i}{\sum h_i}, \qquad (4)$$

где S_i — балл сапробности i-го вида; h_i — балл обилия этого вида.

На аналогичных посылках базируются индексы в лихеноиндикации. Наиболее распространены индекс чистоты атмосферы Де Слувера-Ле Блана и индекс полеотолерантности Трасса (Мартин, 1984). Последний, например, по форме аналогичен индексу Пантле — Букка, а вместо оценки сапробности вида используется балл полеотолерантности.

Вариантом сапробной системы является известный биотический индекс Ф. Вудивисса (1977), представляющий собой балльную оценку чистоты воды (самой чистой воде соответствует 10 баллов, самой грязной — 1). Индекс основывается на наличии и числе видов индикаторных групп; само определение значений осуществляется с помощью таблицы. Распространены и другие варианты экспертных систем, аналогичные индексу Вудивисса (Хеллауэл, 1977).

В гидробиологии распространены также различные таксономические индексы — отношения численности или биомассы некоторых индикаторных таксонов. Например, используются отношение биомассы насекомых к биомассе олигохет (индекс Кинга — Болла), отношение численности олигохет к общей численности организмов бентоса (индекс Гуднайта — Уитлея), соотношения различных отрядов нематод и т. д. (Винберг и др., 1977). Иногда предлагаются не отношения, а более сложные функции. Примером может служить хирономидный индекс Е. В. Балушкиной (Винберг и др., 1977).

$$\frac{(\alpha_1+10)+0{,}5\,(\alpha_2+10)}{\alpha_3+10}, \qquad (5)$$

где α_1, α_2, α_3 — доли трех подсемейств в общей численности семейства Chironomidae.

Экспертными функциями желательности являются широко используемые в экологии растений балльные оценки виталитета (жизненности) (Работнов, 1983). Таковы же и общепринятые балльные оценки санитарного состояния деревьев, используемые в санитарном надзоре лесов (Санитарные правила..., 1970), либо балльные шкалы, создаваемые для специальных целей, например для диагностики техногенных нарушений древостоя (Арманд и др., 1991; Nilsson, Duinker, 1987, цит. по: Алексеев, 1990). Аналогичную роль может выполнять класс бонитета насаждения (Wentzel, 1971, цит. по: Карпенко, 1981). Во всех случаях определенному набору признаков ставится в соответствие балл, т. е. числовая шкала функции желательности, в данном случае — порядковая.

На основе полученных частных желательностей может создаваться усредненный показатель. Так, В. В. Бугровский с соавторами (1986) предлагают использовать в качестве показателя жизненности фитоценоза среднее арифметическое жизненности каждого вида (жизненность выражается в числах от 0 до 1, что достигается нормированием всех баллов к максимальному).

В. А. Алексеев (1990) предлагает рассчитывать обобщенный показатель поврежденности древостоя по формуле

$$D = \frac{30V_2 + 60V_3 + 95V_4 + 100V_5}{V}, \qquad (6)$$

где V_2, V_3, V_4, V_5 — объем древесины различных категорий санитарного состояния (соответственно ослабленных, сильно поврежденных, усыхающих и сухостоя); V — общий запас древесины. Величина показателя интерпретируется следующим образом: до 20 % — древостой здоровый, от 20 до 50 % — поврежденный, от 50 до 80 % — сильно поврежденный, свыше 80 % — разрушенный. Показатель D представляет собой средневзвешенную арифметическую баллов поврежденности. Аналогичным образом вводится и обобщенный показатель жизненного состояния древостоя:

$$L = \frac{100V_1 + 70V_2 + 40V_3 + 5V_4}{V}, \qquad (7)$$

где V_1 — объем древесины здоровых деревьев.

Другой вариант интегрального показателя — предложенный А. Д. Карпенко (1981) «индекс состояния» древостоя:

$$\text{ИС} = \frac{\sum c_i n_i}{\sum n_i}, \qquad (8)$$

где c_i — номер категории санитарного состояния ($i = 1, 2, ..., 6$); n_i — число деревьев i-й категории. Отличия ИС от L и D определяются использованием разных весовых функций. Очевидно, что применение всех трех индексов даст сходные результаты.

Об экспертных функциях желательности необходимо отметить следующее. Хотя они измеряют состояние экосистем в слабых количественных шкалах, получаемые с их помощью результаты могут адекватно отражать действительность. Причина этого в том, что они базируются на опыте экспертов, генерализующем многие разнонаправленные процессы. При этом значительно точнее измеряются такие малоформализуемые — «невещественные» (Alberti, Parker, 1991) и инструментально с трудом измеримые признаки, как «степень поражения», «пригодность местообитания» и т. д. Поэтому мы считаем, что экспертные функции желательности могут быть эффективно использованы в экологическом нормировании.

Простые аналитические функции желательности

Одно из наиболее простых преобразований натуральных значений параметров в числовую шкалу [0; 1] — функция желательности следующего вида:

$$y_i' = \frac{y_i}{\max\limits_i [y_i]}. \tag{9}$$

либо

$$y_i' = \frac{y_i}{y_{\text{эталон}}}, \tag{9а}$$

где y_i' — преобразованное значение y_i; $y_{\text{эталон}}$ — значение y, принимаемое в качестве эталона (фона, контроля). При этом первая формула — частный случай второй, поскольку верхний лимит выборки в рассматриваемом контексте — это оценка эталонного значения. Функция желательности y' принимает значения от нуля (когда натуральное значение параметра равно нулю) до единицы (когда натуральное значение параметра равно эталонному или максимальному). Ввиду своей простоты идея такого рода преобразований уже многие годы витает в воздухе. Результат этого — довольно частое «переоткрытие» данной функции желательности (при этом иногда с претензией на приоритет). И сейчас уже весьма затруднительно как указать истинного первооткрывателя, так и дать сколько-нибудь полный обзор использования данной функции.

Указанные формулы (9) и (9а) — частный случай следующего преобразования, являющегося расширением для ситуации, когда минимальные значения не равны нулю:

$$y_i' = \frac{y_i - \min\limits_i [y_i]}{\max\limits_i [y_i] - \min\limits_i [y_i]}. \tag{10}$$

Эта формула очень широко используется в математике и количественной экологии. В частности, она применялась Ю. А. Песенко (1982) при конструировании различных индексов структуры коллекций, Е. С. Смирновым (1969) в таксономическом анализе, Р. Колвеллом и Д. Фатаямой (Colwell, Futuyma, 1971) при анализе ширины и перекрывания экологических ниш, А. М. Норвичем и И. Б. Турксеном (1986) при шкалировании откликов в психологических исследованиях и многими другими авторами. Сходные по смыслу показатели используются в количественной геоботанике (Василевич, 1969). Причина популярности данной функции, кроме всего прочего,— в удобной форме представления переменных, делающих их легко интерпретируемыми.

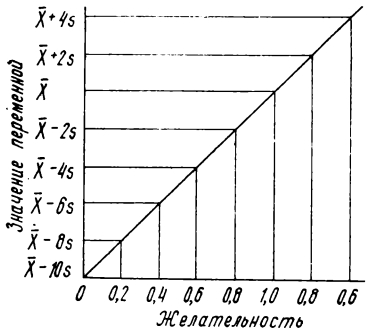
Соотнесение величины с максимумом (или эталоном) входит в метод Бателя — одну из процедур оценки воздействия на окружающую среду (Вторжение..., 1983). Для целей экологического нормирования наиболее последовательно у нас в стране этот способ осуществляется А. М. Степановым (1986, 1988, 1990, 1991 и др.). В последнем случае неявно предполагается, что максимальные значения наблюдаются в условиях фона (контроля), т. е. автор не рассматривает, что более желательно — неотличимость состояния от фона или состояние с максимальными показателями продукции.

В другой функции желательности явно указывается, что наиболее желательна неотличимость состояния от контроля, а повышение обилия так же нежелательно, как и его снижение (Сахаров, Ильяш, 1982б). Эта функция задается следующим образом:

$$d_N = \begin{cases} \frac{N_i}{N_k} \text{ при } N_i < N_k, \\ 1 - \frac{N_i}{100N_k} \text{ при } N_i > N_k, \end{cases} \tag{11}$$

где N_i — численность в i-м варианте опыта; N_k — численность в контроле. Здесь предполагается, что численность в опыте никогда не превысит численность в контроле более чем на два порядка (в противном случае d_N перестает быть функцией желательности, так как принимает отрицательные значения). Отметим, что аналогичную функцию желательности можно было бы задать и другим, более простым способом (при этом она находится в интервале от 0 до 1 при любых значениях параметров):

$$d = \begin{cases} \frac{N_i}{N_k} \text{ при } N_i < N_k, \\ \frac{N_k}{N_i} \text{ при } N_i > N_k. \end{cases} \tag{12}$$



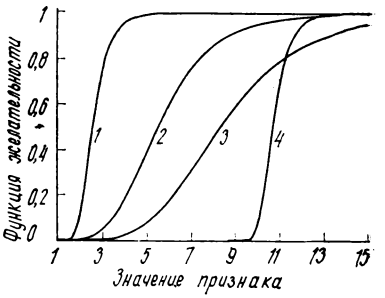


Рис. 7. Пример графического способа задания шкалы желательности.
X — многолетнее среднее арифметическое, s — статистическая ошибка (Сахаров, 1982)

Рис. 8. Функция желательности Харрингтона.
Перевод значений признака в кодированные отклики осуществлен по уравнению $y'=a_0+a_1y$; *1* — $a_0=-21$, $a_1=2$; *2* — $a_0=-5$, $a_1=2$; *3* — $a_0=-3$, $a_1=0{,}6$; *4* — $a_0=-3$, $a_1=0{,}4$

Из других простых функций желательности укажем следующие. Если наиболее желательным признается наиболее вероятное состояние (т. е. чаще всего встречающееся), функция желательности может иметь следующий вид (Сахаров, Ильяш, 1982а):

$$d=\begin{cases} 2P, \text{ если } P<0{,}5, \\ 2(1-P), \text{ если } P>0{,}5, \end{cases} \tag{13}$$

где P — накопленная вероятность реализации события (изменяется от 0 до 1).

Близко к этому и задание функции желательности графическим способом (рис. 7). При этом значение признака, равное многолетнему среднему $\bar{X}$, принимается за единицу; значение, равное $\bar{X}\pm 2s$ (где s — статистическая ошибка), принимается за 0,8; $\bar{X}\pm 4s$ — за 0,6 и т. д. (Сахаров, 1982). Данный способ задания, как и предыдущий, имеет весьма ограниченную область применения, так как предполагает наличие многолетних данных. Кроме того, корректность задания функции желательности целиком определяется корректностью задания эталонного периода наблюдений.

Возможна реализация функции желательности значительно огрубленным способом, например,

$$d=\begin{cases} 1, \text{ если } y_{\min}<y<y_{\max}, \\ 0, \text{ если } y<y_{\min} \text{ или } y>y_{\max}, \end{cases} \tag{14}$$

где $y_{\min}$, $y_{\max}$ — минимальные и максимальные критические значения отклика y, выход за пределы которых нежелателен

(Адлер и др., 1976). Такого рода функции находят применение в оптимизации технологических процессов, но вряд ли приемлемы для экологического нормирования из-за неопределенности задания критических значений.

Другой вариант технологической функции желательности задается следующим образом (Пен, Менчер, 1973):

$$d = \begin{cases} 1, \text{ если } y > y^*, \\ a_0 + a_1 y, \text{ если } y_{\min} < y < y^*, \\ 0, \text{ если } y \leqslant y_{\min}, \end{cases} \qquad (15)$$

где y^* — минимальное из желательных значений параметра. Коэффициенты находятся из решения системы уравнений

$$\begin{cases} a_0 + a_1 y_{\min} = 0, \\ a_0 + a_1 y^* = 1. \end{cases}$$

Способ задания y^* и $y_{\min}$ столь же неопределен и субъективен, как и в предыдущем подходе. Обе рассмотренные функции желательности основываются на предположении, что обычно «технологи могут без особых трудностей перечислить требования, которым должен удовлетворять оптимизируемый процесс, т. е. назвать хорошие и плохие значения каждого из параметров y_i, а также... их сравнительную важность при оценке результатов процесса в целом» (Пен, Менчер, 1973, с. 83—84). Всего этого нельзя сказать об экологах.

Функция желательности Харрингтона

Это одна из наиболее популярных в прикладной математике функций желательности (рис. 8), которая задается следующей формулой:

$$d = \exp(-\exp\{-y'\}), \qquad (16)$$

где y' — кодированное значение признака (Пен, Менчер, 1973; Адлер и др., 1976). Эта функция находит применение и в экологических работах (Калинин и др., 1991; Сахаров, Ильяш, 1982а; Федоров и др., 1982), в том числе связанных с нормированием (Покаржевский, Тэрыцэ, 1990; Тэрыцэ, Валтер, 1988; Тэрыцэ, Покаржевский, 1991). Рассмотрим функцию Харрингтона более подробно, поскольку считается, что этот метод «...очень удобен в экологическом нормировании» (Тэрыцэ, Покаржевский, 1991, с. 261).

Данная функция была предложена для сопоставления физических параметров и психологических откликов и базируется на обширном экспериментальном материале. Известно, что психологическая оценка какого-либо раздражителя нелинейно связана с величиной этого раздражителя (закон Вебера — Фехнера). Этот принцип реализуется в функции Харрингтона: в областях желательностей, близких к 0 и 1, ее «чувствительность»

меньше, чем в средней зоне. Функция обладает такими положительными свойствами, как непрерывность, монотонность и гладкость.

В качестве аргумента в функции желательности используются кодированные значения, представляющие собой положительные или отрицательные целые числа. От количества интервалов, задаваемых кодами, зависит крутизна наклона функции. Обычно используют шесть интервалов в сторону возрастания и шесть в сторону убывания (для более крутой кривой) либо по три интервала (для более пологой).

Функция Харрингтона имеет несколько критических точек, что позволяет задавать границы градаций желательности не произвольным, а строгим образом. Точки перегиба имеют ординаты 0,8; 0,63; 0,37; 0,2. Они задают стандартные отметки на шкале желательности: «очень хорошо» (1,00—0,80), «хорошо» (0,80—0,63), «удовлетворительно» (0,63—0,37), «плохо» (0,37—0,20), «очень плохо» (0,20—0,00)*.

На этом «отсутствие произвола» при использовании функции Харрингтона заканчивается. Построение шкалы желательности, т. е. задание соответствия между кодированными откликами и натуральными значениями, осуществляется чисто субъективно. Как отмечают Ю. П. Адлер с соавторами (1976), «построение этой шкалы напоминает игру» (с. 38), а конкретные решения определяются соотношением азартности и осторожности исследователя.

Соответствие между натуральными и кодированными откликами может быть задано как графическим способом, так и аналитически. В первом случае реализуется чисто экспертный путь: строится кривая, ее точкам перегиба ставятся в соответствие натуральные значения. Он может быть адекватен тогда, когда есть спецификации объектов (что, например, имеет место в оптимизации технологических процессов). Очевидно, что реализация этого пути в экологии в подавляющем большинстве случаев невозможна.

Аналитическое задание соответствия осуществляется использованием формулы перевода, например:

$$y_i' = a_0 + a_1 y_i \tag{17}$$

или

$$y_i' = a_0 + a_1 y_i + a_2 y_1^2, \tag{17a}$$

где y_i' — кодированное, y_i — натуральное значения. Для нахождения коэффициентов также необходимо указать начальное соответствие между y' и y (в двух или трех точках). Если такое со-

* Интересно, что в дальнейшем эти границы градаций были перенесены на другие функции желательности (Федоров и др., 1982), к которым они, строго говоря, не имеют никакого отношения.

ответствие задано, коэффициенты находятся из решения системы уравнений

$$\begin{cases} \ln|\ln d_1| = -(a_0 + a_1 y_1), \\ \ln|\ln d_2| = -(a_0 + a_1 y_2), \end{cases}$$

где d_1, y_1 и d_2, y_2 — координаты произвольных точек, лежащих на кривой.

В. А. Калинин с соавторами (1991) предложили следующий способ определения коэффициентов формулы перевода. Значению $y' = 2{,}75$ (при этом желательность $d = 0{,}63$) соответствует среднее значение натурального отклика y_k вне зоны воздействия; значению $y' = 2$ ($d = 0{,}37$) — величина $y_k \pm t\sigma_y$, где σ_y — среднеквадратическое отклонение на контрольном участке, t — нормированное отклонение (позволяет взвешивать различные показатели: чем показатель важнее, тем t меньше). Знак выбирается в соответствии с тем, что желательно — уменьшение или увеличение показателя. Коэффициенты находятся из решения следующей системы уравнений:

$$\begin{cases} a_0 + a_1 y_k = 2{,}75, \\ a_0 + a_1 (y_k \pm t\sigma_y) = 2, \end{cases}$$

откуда $a_0 = \pm 0{,}75/t\sigma_y$, $a_1 = 2{,}75 \pm \dfrac{0{,}75 y_k}{t\sigma_y}$.

Возможны и другие способы построения формулы перевода. Но все они так или иначе связаны с чисто субъективными решениями. Именно это служит основным аргументом против использования функции Харрингтона в экологическом нормировании, хотя она обладает рядом полезных свойств (статистическая эффективность, чувствительность, см. Адлер и др., 1976).

Кроме функции Харрингона могут использоваться и другие, близкие к ней по смыслу и свойствам функции, например следующего вида (Пен, Менчер, 1973):

$$d = \exp(-(y')^n),$$

где

$$y' = \left| \frac{2y - y_{\max} - y_{\min}}{y_{\max} - y_{\min}} \right|, \quad n \geqslant 0. \tag{18}$$

Для вычисления величины n также требуется указать одну произвольную точку, лежащую на кривой:

$$n = \frac{\ln \ln (1/d_1)}{\ln y_1'}. \tag{19}$$

Обобщенная функция желательности

Функция желательности, рассчитанная одним из указанных способов, представляет собой частный отклик какого-либо признака. Для оценки обобщенного отклика (т. е. обобщенной

функции желательности) осуществляют процедуру усреднения. При этом возможны два варианта усреднения: в виде средней арифметической и средней геометрической. Кроме того, в каждом варианте могут использоваться как простые средние, так и средневзвешенные.

Так, А. М. Степановым (1986, 1988, 1990, 1991) применяется простая средняя арифметическая нормированных к максимуму величин (названная им «интегральным коэффициентом сохранности биогеоценоза» — ИКС). Другими авторами предложено использовать среднюю геометрическую (Адлер и др., 1976; Сахаров, 1982; Сахаров, Ильяш, 1982а, б; Федоров и др., 1982) либо средневзвешенную геометрическую (Пен, Менчер, 1973; Покаржевский, Тэрыцэ, 1991):

$$D = \sqrt[K]{\prod_{i=1}^{N} d_i^{a_i}}, \quad K = \sum_{i=1}^{N} \alpha_i, \tag{20}$$

где d_i — частная функция желательности; α_i — вес i-го показателя ($0 < \alpha_i < 1$); N — число показателей.

Остановимся более подробно на этом аспекте. Процедура усреднения — это наиболее полный вид свертывания информации, так как все множество параметров экосистемы заменяется одним числом. Несомненные преимущества данной процедуры в том, что интерпретировать изменение одной величины значительно легче, чем набора чисел. Это существенно для лиц, принимающих решения в области природопользования. Как отмечает А. М. Степанов (1991), они «...в силу своей компетенции не в состоянии воспринимать и далее использовать в своей практической деятельности публикуемые многочисленные и разнообразные биологические данные. Использование же ИКС снимает эту трудность...» (с. 63).

Однако важно, чтобы упрощение не приводило к искажению информации. Одно из центральных положений теории средних заключается в утверждении, что средняя — это характеристика однородного массива, и только в таком случае она является объективным параметром процессов, а не фикцией (Джини, 1970; Пасхавер, 1979). Если все компоненты экосистемы под действием анализируемого фактора изменяются однонаправленно и со сходными скоростями, а отличия между ними обусловлены лишь несущественными причинами, то использование усреднения вполне корректно и оправданно. Только в этом случае обобщенная функция желательности не искажает реальную ситуацию и объективно характеризует процесс трансформации экосистемы. Но реалистичны ли подобные допущения? Очевидно, нет. Часто действие загрязнения может вызывать как уменьшение, так и увеличение обилия отдельных компонентов. Например, азотсодержащие выбросы могут стимулировать сапро-

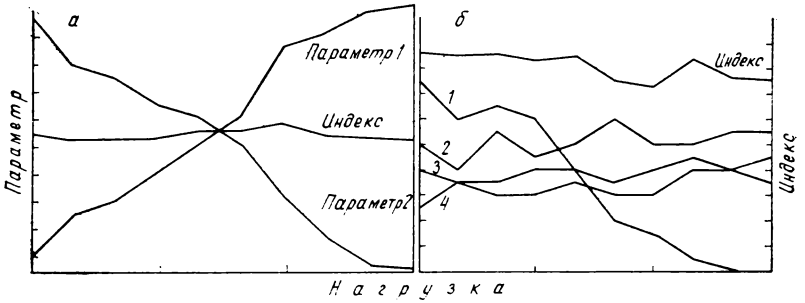


Рис. 9. Иллюстрации к аргументам против использования усредняющих индексов.

а — стабильность индекса при резких разнонаправленных изменениях переменных, *б* — стабильность индекса при резком изменении одного параметра (*1*) на фоне стабильности остальных (*2, 3, 4*)

фитную микрофлору и мезофауну почвы при одновременном подавлении азотфиксации. В этом случае обобщенная желательность будет оставаться неизменной при резких, но разнонаправленных изменениях частных желательностей (рис. 9 *а*)*.

Но даже если все компоненты изменяются однонаправленно, скорости их изменений могут резко различаться. Так, характерное время изменений запаса подстилки — годы, параметров органо-минеральных горизонтов почвы — десятки и сотни лет, проективного покрытия травостоя — годы, общего запаса древесины — десятки лет и т. д. При простом усреднении все компоненты признаются равнозначными по вкладу в обобщенную функцию желательности. Поэтому трансформация параметра с небольшим характерным временем изменения будет мало отражаться в изменении обобщенной желательности на фоне стабильности переменных с большими характерными временами изменений (см. рис. 9 *б*), в том числе и в случаях, когда трансформирующийся параметр — важнейший и его изменения могут свидетельствовать о деградации в дальнейшем всей экосистемы. Таким образом, простое усреднение фактически игнорирует принцип «слабого звена» в экосистеме. Процедура простого усреднения таит в себе и другую опасность. Если различные компоненты будут характеризоваться разным числом сильно скоррелированных показателей (например, растительность — биомассой, проективным покрытием, высотой травостоя, числом видов, а подстилка — только толщиной), то это придает различным компонентам разные веса. Причем значение будет иметь не значимость компонентов, а количество показателей. Следовательно, включение дополнительных показателей или их исклю-

* Именно о такой ситуации идет речь, когда статистика сравнивают с человеком, голова которого находится в холодильнике, ноги — в печке, но «в среднем» он чувствует себя нормально (Гласс, Стенли, 1976).

чение может существенным образом изменять величину обобщенной желательности, что делает возможным произвольное манипулирование ей.

Одним из путей устранения этого недостатка может быть введение весов по значимости компонентов или наложение ограничений на число показателей для каждого компонента (т. е. установление правила, что число показателей для каждого компонента должно быть одинаковым). Однако сама процедура выбора весов чрезвычайно сложна, мало формализуема и поэтому также открывает путь для чисто субъективных решений. По этой причине при практическом использовании обобщенной функции желательности веса обычно не вводятся (или принимаются равными, что аналогично), хотя в общей формуле авторы их подразумевают (Калинин и др., 1991; Тэрыцэ, Покаржевский, 1991).

Путь ограничения числа показателей для одного компонента реализуется А. М. Степановым (1988, 1990 и др.): каждый компонент характеризуется им тремя переменными. Однако этот подход также уязвим для критики: для одного компонента найти три показателя довольно сложно, что заставляет использовать малозначимые (вспомогательные либо производные) характеристики, для другого — трех показателей мало, поскольку они не могут охватить все его важные свойства. Кроме того, если в одном случае показатели независимы, а в другом сильно скоррелированы (даже при одинаковом числе переменных), это также приведет к введению весов, не связанных со значимостью компонента.

При решении упомянутых проблем ряд авторов возлагают надежду на использование средней геометрической, поскольку, по их мнению, она чувствительна к малым значениям переменных, что и реализует принцип «слабого звена». Действительно, если одно из значений равно нулю, то и средняя геометрическая будет равна нулю. Однако вне этой ситуации, когда все переменные принимают ненулевые значения, свойства средней геометрической аналогичны свойствам средней арифметической. Они даже могут быть связаны следующим элементарным преобразованием (выводится из разложения функции в ряд Тейлора) (Джини, 1970):

$$\overline{X}_{\text{г}} = \overline{X}_a - \frac{1}{2}\frac{\sigma^2}{\overline{X}_a}, \qquad (21)$$

где $\overline{X}_{\text{г}}$ — средняя геометрическая; $\overline{X}_a$ — средняя арифметическая; σ^2 — дисперсия. Следовательно, мнение об особой роли средней геометрической несостоятельно: ее использование лишь усиливает «камуфляж» наукообразия, но не добавляет ничего нового.

Таким образом, усреднение, используемое при построении обобщенной функции желательности, имеет существенные недо-

статки. Оно позволяет подменять содержательный анализ процессов трансформации экосистем формальной процедурой. Это, во-первых, открывает дорогу для чисто произвольного манипулирования и, во-вторых, может существенно искажать анализируемые закономерности.

Следовательно, одномерный индекс в виде обобщенной функции желательности, хотя и максимально «адаптирован» для лиц, принимающих решения, но, давая искаженную информацию, может вводить их в заблуждение. Тем самым использование индексов-средних при определенных обстоятельствах ведет к компрометированию самой идеи экологического нормирования, что совершенно недопустимо.

Область корректного использования процедуры усреднения столь невелика (однонаправленное изменение компонентов со сходными скоростями), что индексы-средние (обобщенные функции желательности) не могут быть рекомендованы в качестве основного инструмента для экологического нормирования.

* * *

Подведем итоги обсуждения. Представляется целесообразным свертывание информации осуществлять не формальным усреднением, а выбором наиболее важных параметров (среди которых могут быть и условные) и представлением их в удобном для интерпретации виде с помощью одной из простых функций желательности. Продуцируемый таким образом многомерный индекс значительно эффективнее может быть использован в экологическом нормировании, чем одномерные индексы.

Качественную интерпретацию величин индексов целесообразно осуществлять не изолированно, т. е. исходя из самих значений индекса (что рекомендовано для функций желательности), а в связи с анализом зависимости доза — эффект. Другими словами, отнесение величины индекса к той или иной градации качества осуществляется не само по себе, а исходя из того, пройдена или нет критическая точка на кривой доза — эффект (подробнее этот момент рассмотрен в разделе 4.3).

4.2. МЕТОДЫ СВЕРТЫВАНИЯ ИНФОРМАЦИИ О ЗАГРЯЗНЕНИИ

Обычно выбросы реальных источников эмиссии существенно многокомпонентны. Число различных загрязняющих веществ, концентрации которых могут быть практически измерены, достигает нескольких десятков. Концентрации еще большего числа ингредиентов остаются неизвестными. При этом далеко не всегда можно выделить ведущий токсикант. Создавать же экологические нормативы отдельно для каждого токсиканта возможно только в лабораторных условиях. Учитывать совместное

действие — практически осуществимо только для трех-четырех поллютантов. Следовательно, при реализации натурных наблюдений за экосистемами остро ощущается необходимость свертывания информации о концентрациях токсикантов в интегральный показатель. Эта проблема во многом аналогична вопросу о свертывании информации о биоте, который мы подробно рассмотрели в предыдущем разделе, поэтому здесь остановимся лишь на специфических аспектах.

Надежность измерения

Одномоментные концентрации поллютантов в атмосфере обычно очень сильно варьируют. Поэтому оценки нагрузки, базирующиеся на этих данных, будут ненадежны. Возможны два выхода: организация пунктов постоянных измерений с последующим усреднением данных и измерение концентраций в природных или искусственных депонирующих средах, накапливающих поллютанты за длительный период времени. В качестве последних используются планшеты фиксированной площади с сорбентами либо различные биоматериалы (слоевища лишайников, мхи, кора деревьев). Из природных депонирующих сред чаще всего анализируют загрязнение снежного покрова и верхнего (0—5 см) горизонта почвы. Очевидно, что этот путь, базирующийся на принципе физического усреднения, значительно проще в реализации, надежнее и точнее по сравнению с регистрацией концентраций на стационарных пунктах наблюдений. В настоящее время он находит широкое применение в экологических исследованиях импактных и фоновых территорий. Имеются подробные обзоры по этому вопросу (Василенко и др., 1985; Ильин, 1991).

Концентрации в снеге и почве дают разную информацию: снег отражает величину актуальных выпадений (зимний период, год), почва — суммарный многолетний эффект. Для нестационарных ситуаций (т. е. для новых источников выбросов) геохимические аномалии по снегу и почве не совпадают. Пример этого приведен О. В. Кайдановой (1989): 10-кратное превышение фоновых выпадений металлов в снеге в течение пяти лет не приводило к повышению концентраций в почве. Для достаточно длительно действующих мощных источников между загрязнением снега и почвы имеется четкая связь, стремящаяся к линейной (Сает, Ревич, 1988; Freedman, Hutchinson, 1980).

Многие исследователи отмечают большую пространственную неоднородность загрязнения снега и особенно почвы. Нередки случаи, когда в центре аномалии есть точки с фоновым содержанием, а на периферии — с содержанием, характерным для центра (Кайданова, 1989). Н. Г. Зыриным (1968) установлено, что коэффициент вариации концентраций металлов (валовое содержание) в фоновых районах на площадях около 5 га дости-

гает 10—20, подвижных форм — 25—30 %. Причем микропестрота и мезопестрота почв по этим характеристикам имеют одинаковую неоднородность. Аналогичные выводы делает Г. В. Мотузова (1992), проанализировав варьирование содержания микроэлементов в почве заповедных территорий. В то же время приводимые ей оценки коэффициентов вариации в ряде случаев существенно выше (20—80 % для валового содержания и 30—130 % для подвижных форм металлов).

Техногенное загрязнение резко увеличивает пространственную неоднородность полей концентраций. Как показали специальные исследования этого вопроса (Серебренникова и др., 1980), коэффициент вариации концентраций тяжелых металлов (валовое содержание) в почве на площади около 1 га увеличивается с 5—20 до 40—110 %, для подвижных форм — с 8—20 до 40—85 %. Возможные причины такой большой пространственной неоднородности — перераспределение концентраций талыми водами в пределах нано- и микрорельефа, вариабельность «ассимиляционной емкости» и биологической активности почв. Другим объяснением может быть неравномерность выпадения загрязненных осадков. Специальные исследования неоднородности выпадений металлов по данным загрязнения снежного покрова (Воробейчик, Фарафонтов, 1990) показывают, что коэффициент вариации концентраций водорастворимых форм Cu, Zn, Pb, Cd в пределах площадки 100×100 м составляет 20—80 %.

Такая неоднородность полей загрязнения, установленная по результатам опробования депонирующих сред, заставляет с большой осторожностью относиться к различного рода экстраполяциям точечных наблюдений на большие площади. Это же определяет необходимость оперирования большими выборками и различными процедурами физического усреднения для получения достаточно надежных оценок загрязнения.

Важен вопрос о форме токсикантов, подлежащих определению. Очевидно, что она должна быть наиболее близка к той, которая оказывает токсическое действие. Биогеохимической и токсической активностью обладает только та часть загрязняющих веществ, которая находится в жидкой фазе почвы — почвенном растворе. Поэтому, например для тяжелых металлов, необходимо определение подвижных форм, а не валового содержания (Ильин, 1991; Пинский, 1988; Сает, Ревич, 1988; и др.).

Меры нагрузки

Получение интегральной меры нагрузки на основе данных по концентрациям поллютантов в депонирующих средах может осуществляться несколькими путями. Мерой может служить: 1) расстояние до источника эмиссии; 2) концентрация одного вещества; 3) сумма концентраций нескольких веществ; 4) ин-

декс нагрузки (некоторая функция от концентраций веществ); 5) реакция биотестов. Рассмотрим подробнее эти варианты.

Во многих работах показано, что между расстоянием до источника эмиссии и концентрациями загрязняющих веществ имеются тесные связи, обычно описываемые экспоненциальной или гиперболической функцией. Например, у Б. Фридмана и Т. Хатчинсона (Freedman, Hutchinson, 1980) коэффициенты корреляции между расстоянием и логарифмами концентраций Ni и Cu достигают —0,95...—0,98, что свидетельствует о почти функциональных зависимостях. Аналогичные примеры можно найти во многих других работах. Это определяет популярность такой меры нагрузки, как расстояние. Другая причина — легкость измерения, когда нет необходимости проводить химические анализы. Поскольку концентрации нескольких поллютантов хорошо коррелируют с расстоянием, считается, что оно служит интегральной мерой нагрузки, характеризующей весь комплекс загрязнителей. В первом приближении это действительно так. Однако необходимо учитывать несколько корректирующих моментов. Во-первых, на распределение загрязнителей оказывает большое влияние неоднородность микро- и мезорельефа. Это может приводить к тому, что участки, близко расположенные к источнику, но защищенные возвышенностями, будут испытывать меньшее воздействие по сравнению с дальними, но расположенными на склонах, обращенных к источнику. Примеры этого неоднократно приводились в литературе. Во-вторых, с расстоянием могут коррелировать не только загрязнения, но и другие виды антропогенных нагрузок (например рекреация). Из-за этого интерпретация полученных зависимостей затрудняется. В-третьих, различные поллютанты от одного источника могут иметь разную дальность переноса из-за того, что они ассоциированы с аэрозольными частицами разного размера. Например, Ca, Fe, Ti связаны с частицами размером 6—7 мкм, а V и Pb — 0,7—0,8 мкм (Paciga et al., 1976, цит. по: Жигаловская, Колосков, 1982). В-четвертых, при асимметричной розе ветров по рассматриваемому показателю сравнимы только точки, расположенные на одном радиусе. Все это значительно сужает область корректного использования расстояния как меры нагрузки.

Второй подход — использование одного вещества — базируется на допущении, что концентрации отдельных загрязнителей тесно коррелируют между собой. Примеры этого также многочисленны. Так, коэффициент корреляции между концентрациями Cd, Ni, Cu, Zn в почве находится на уровне +0,8...+0,9 (Ruhling, Tyler, 1973); между Cu, Ni, Fe в снеге — +0,90... +0,99 (Freedman, Hutchinson, 1980). Следовательно, корректен вывод, что какое-либо одно вещество может характеризовать весь комплекс поллютантов.

Третий путь — использование простой суммы концентраций —

основывается на том же допущении, что и второй. Но при этом считается, что сумма точнее отражает величину загрязнения по сравнению с концентрациями отдельных токсикантов, поскольку нивелирует различные погрешности измерений. Этот подход реализован, например, А. Рахлингом и Г. Тайлером (Ruchling, Tyler, 1973), использовавшими в качестве меры нагрузки сумму концентраций Zn, Cu, Cd и Ni, и А. Д. Армандом с соавторами (1991), оперировавшими суммой Cu, Co и Ni. Данная процедура не совсем корректна, поскольку из-за различия в абсолютных величинах фоновых содержаний в этом показателе нивелируются вещества с малыми концентрациями, хотя они могут быть очень токсичны (например Cd). Кроме того, указанный показатель несостоятелен в статистическом смысле: если нет процедуры выбора суммируемых веществ, в него могут включаться все вещества, которые только можно определить, т. е. не обязательно техногенные. Это полностью вуалирует роль техногенных загрязнителей, и рассматриваемый показатель перестает быть мерой нагрузки.

Индексы загрязнения

Более обоснованны различные агрегационные индексы. Так, А. М. Степанов (1988, 1991) предлагает вычислять среднее нормированных к максимуму концентраций поллютантов. Т. Н. Жигаловская и И. А. Колосков (1982) предлагают использовать сумму превышений концентраций над фоновым уровнем. Аналогичный показатель предлагается О. В. Кайдановой (1989). Сходный по смыслу индекс — сумма превышений ПДК веществ — используется гигиенистами при геохимической оценке территорий (Беккер, Резниченко, 1990). Этот же показатель (под названием «относительная токсическая масса») применяется в оценке влияния предприятий на окружающую среду (Методические рекомендации..., 1983). Среднее превышение ПДК рекомендовано ГОСТом 23 554.2-81 для комплексной оценки нагрузки на природные объекты. Обратную величину этого индекса, названную «коэффициентом экологического соответствия», предложено использовать при определении «природоемкости» производства (Моисеенкова, 1989).

Предлагается также модификация рассмотренного индекса (Москаленко, Староста, 1988), связанная с введением весовых коэффициентов для отражения опасности загрязнителей, не учитываемой в величинах ПДК:

$$W = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \frac{c_i (1 + P_i)}{\text{ПДК}_i}, \qquad (22)$$

где c_i — концентрация i-го загрязнителя; P_i — весовой коэффициент. Для определения значений P_i используется довольно

сложная процедура, реализованная авторами для случая загрязнения среды пестицидами. На основе специальной балльной шкалы дается оценка токсичности конкретного пестицида (x_i). Весовая функция задается следующим образом:

$$P_i = \begin{cases} 0, \text{ если } x_i \leqslant x_{\min}, \\ k_0 (x_i - {}_{\min})^3, \text{ если } x_{\min} < x_i \leqslant x_c, \\ k_1 x_i^3 + k_2 x_i^2 + k_3 x_i + k_4, \text{ если } x_c < x_i \leqslant x_l, \\ 1, \text{ если } x_i > x_l, \end{cases} \tag{23}$$

где $x_{\min}$ — минимальная балльная оценка; x_c — средняя балльная оценка; x_l — минимальная оценка для группы особо опасных пестицидов. Значения коэффициентов находятся из решения системы уравнений при заданных значениях $x_{\min}$, x_c, x_l и при условии $P(x_c) = 0{,}5$. График функции представляет S-образную кривую. Отметим, что весовая функция может быть задана значительно более простым способом (например через уравнение логистической кривой).

Подчеркнем, что процедура усреднения, используемая во всех рассмотренных индексах, корректна, если загрязнители образуют единый комплекс, т. е. их распределение в пространстве однотипно. Другими словами, если в усреднении используются вещества, имеющие сходные величины максимальных превышений над фоном, индекс в виде средней будет объективной характеристикой загрязнения. В противном случае изменение нагрузки за счет поллютантов нивелируется стабильностью концентраций веществ, не связанных с техногенными поступлениями, и индекс — неадекватная мера нагрузки.

Завершая рассмотрение индексов нагрузки, приведем список их возможных формул, включающий как известные, так и оригинальные выражения:

$$F_1 = \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\max\limits_i [x_{ij}]}, \quad F_1' = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\max\limits_i [x_{ij}]}; \tag{24}$$

$$F_2 = \sum_{j=1}^{k} \left[\frac{x_{ij} - \min\limits_i [x_{ij}]}{\max\limits_i [x_{ij}] - \min\limits_i [x_{ij}]} \right], \quad F_2' = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^{k} \left[\frac{x_{ij} - \min\limits_i [x_{ij}]}{\max\limits_i [x_{ij}] - \min\limits_i [x_{ij}[} \right]; \tag{25}$$

$$F_3 = \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\min\limits_i [x_{ij}]}, \quad F_3' = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\min\limits_i [x_{ij}]}, \quad F_3'' = \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\min\limits_i [x_{ij}]} - K; \tag{26}$$

$$F_4 = \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\text{ПДК}_{x_j}}, \quad F_4' = \frac{1}{k} \sum_{j=1}^{k} \frac{x_{ij}}{\text{ПДК}_{x_j}}; \tag{27}$$

$$F_5 = \max_j \left[\frac{x_{ij}}{\min\limits_i [x_{ij}]} \right]; \tag{28}$$

$$F_6 = \sum_{j=1}^{k} x_{ij}; \tag{29}$$

$$F_7 = 1 - \left[\prod_{J=1}^{k} \left[1 - \frac{x_{ij} - \min\limits_i [x_{ij}]}{\max\limits_i [x_{ij}] - \min\limits_i [x_{ij}]} \right] \right], \tag{30}$$

где x_{ij} — концентрация j-го вещества ($j = 1, \ldots, k$) в i-й точке пространства ($i = 1, \ldots, n$).

Реакция биотестов

Один из перспективных подходов к определению интегрального показателя — использование реакции тест-организмов. В настоящее время биотестирование вод (соответственно снега и вытяжек из почвы) — одно из бурно развивающихся направлений. Разработано уже более 200 тестов. Данная проблема рассмотрена в нескольких обзорах (Крайнюкова, 1988; Остроумов, 1990). В качестве показателей нагрузки используют долю проросших семян по отношению к контролю, изменение скорости роста организмов, накопленную биомассу (Остроумов, 1990), физиологические и поведенческие реакции (Крайнюкова, 1988). Для различных наборов токсикантов пригодны разные биотесты. Это определяет необходимость их выбора. Одним из возможных путей может быть поиск биотеста по критерию максимальной информативности, которая понимается как максимум дисперсии между разными вариантами опыта при минимуме дисперсии внутри одного варианта. Биотесты могут быть также использованы при обосновании выбора оптимальной формулы для измерения меры нагрузки (эта процедура реализована нами в главе 8).

* * *

Таким образом, в первом приближении в качестве интегральной меры нагрузки может выступать расстояние до источника эмиссии (для однородного рельефа и симметричной розы ветров). Более корректно использовать специально сконструированные индексы в виде нормированных (к максимальным или минимальным величинам) концентраций поллютантов в

депонирующих средах (для веществ, образующих единый комплекс) либо реакции биотестов.

Важно подчеркнуть, что при этом мера нагрузки теряет токсикологический смысл, а выступает как маркер, трассер загрязнения. Например, если в качестве индекса используется сумма превышений над фоном концентраций Cu и Pb, это совершенно не означает, что на биоту оказывают токсическое действие только Cu и Pb.

4.3. МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ПРЕДЕЛЬНЫХ ЗНАЧЕНИЙ НАГРУЗКИ

Основной методический вопрос, возникающий в практике экологического нормирования,— каким образом определять предельные значения нагрузки. От выбора конкретного метода во многом зависит конечный результат — величина норматива. Можно выделить, по крайней мере, три основных подхода.

Первый — предельная нагрузка представляет собой особую критическую точку на кривой доза — эффект, связывающей входные (нагрузки) и выходные (отклики экосистемы) параметры. Основное условие для определения этой точки — построение в полном объеме дозовой зависимости по экспериментальным данным на всем градиенте нагрузки.

Второй подход выглядит как существенная редукция первого: из теоретических соображений либо в результате многолетних наблюдений, а также на основе экспертных оценок определяется единственное значение выходного параметра (вне связи с величинами нагрузок), имеющее смысл границы естественных флуктуаций. Нагрузка, соответствующая выходному параметру в этой единственной точке, принимается за предельную.

Третий подход требует наличия «внешней» информации. Например, экономическая целесообразность выращивания сельскохозяйственной культуры определяет допустимый минимальный урожай. Предельная нагрузка, как и во втором подходе, устанавливается через соотнесение с этой величиной.

В рамках рассмотренных подходов существует много конкретных методов определения предельных нагрузок (рис. 10). Обсудим каждый из них.

Критическая точка на кривой доза — эффект

В русле первого подхода могут быть приняты две интерпретации критической точки (условно назовем их теоретической и прагматической). При теоретической интерпретации прохождение критической точки означает, что система начинает претерпевать качественные изменения (т. е. это граница меры системы). При прагматической интерпретации прохождение критической точки означает лишь то, что параметр начинает изменяться

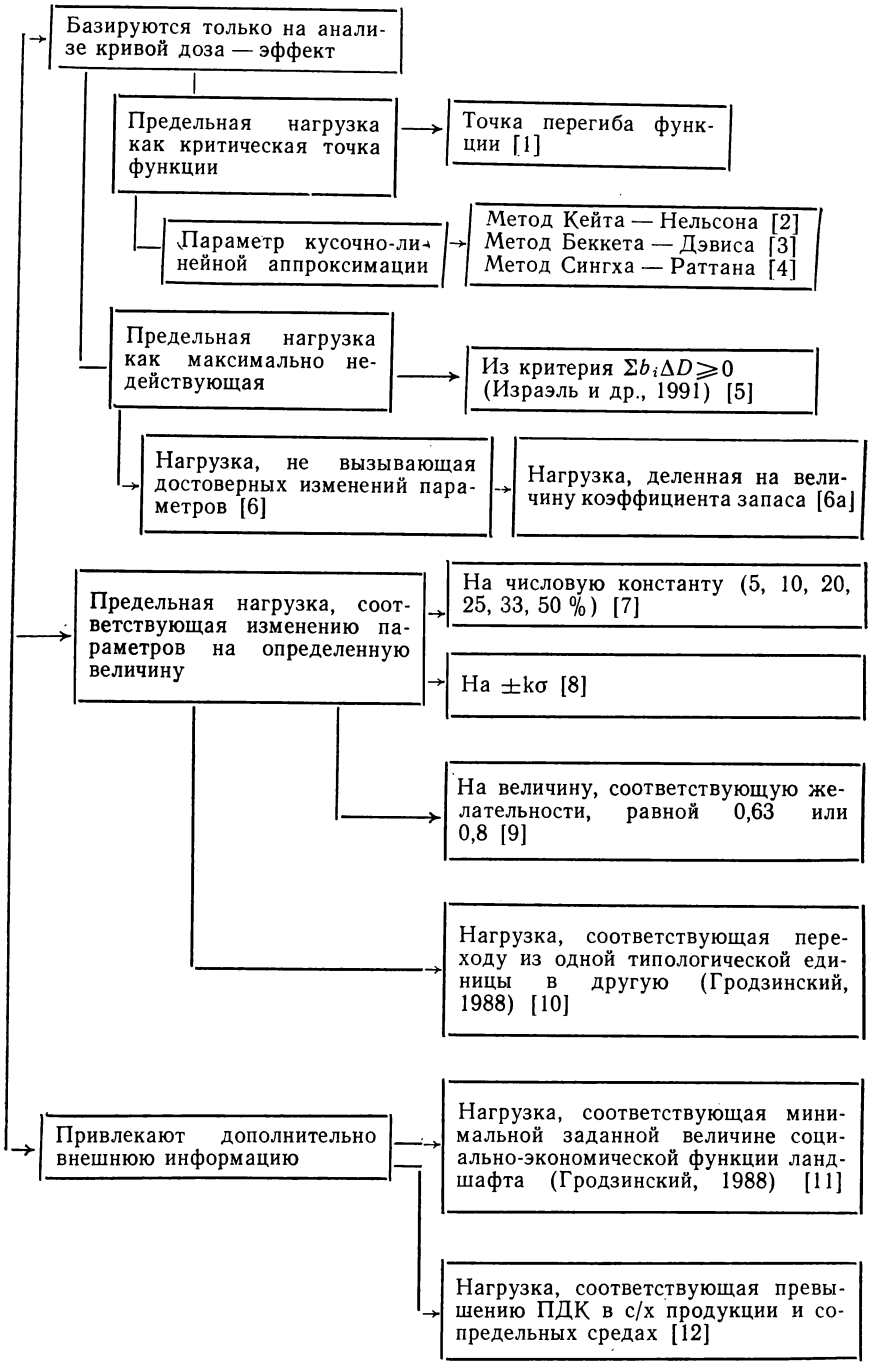


Рис. 10. Классификационная схема методов определения предельных значений нагрузки (*в квадратных скобках* — номер метода)

значительно быстрее, чем до нее. Это близко к математическому определению критической точки функции. Прагматическую интерпретацию можно считать первичной. Переходить от нее к теоретической правомерно лишь при наличии достаточных оснований.

Для корректного осуществления теоретической интерпретации требуется разбиение множества состояний системы на несколько качественно отличающихся друг от друга классов. Осуществить это возможно лишь при достаточно полном знании о траекториях ее развития. При современном уровне экологии в большинстве случаев это возможно только в рамках математического моделирования.

Если построена модель системы, то, исследуя ее свойства с помощью богатого арсенала методов математической экологии (например основанных на теории катастроф), без существенных трудностей можно установить критические значения параметров, при которых система теряет устойчивость или переходит в другое качественное состояние. Для целей экологического нормирования этот подход предлагается, например, И. М. Рыжовой (1992). Строго говоря, это наиболее оптимальное решение. Однако его практическая реализуемость крайне сомнительна. Математическое моделирование, скорее, искусство, нежели наука: для одного объекта могут быть построены несколько конкурирующих моделей. При этом всегда остается открытым вопрос об их адекватности, особенно в области критических состояний. К тому же построение модели, описывающей экосистему с необходимой для практики точностью,— задача отнюдь не менее простая (если не значительно более сложная), чем экспериментальное нахождение критических значений ее параметров.

Практические способы нахождения предельных нагрузок базируются на математическом определении критической точки. Рассмотрим их.

Для определения критических для растений концентраций токсикантов Р. Кейт и Л. Нельсон (Cate, Nelson, 1971) предложили простую итерационную процедуру, заключающуюся в следующем. Величины урожая сопоставляются с ранжированными в возрастающий ряд значениями концентраций. На первом шаге итерации на графике проводится вертикальная линия, делящая его пространство на две области (слева и справа от линии). Для каждой из областей вычисляются среднее значение урожая и сумма квадратов отклонений от средней. Находится также критерий R^2, представляющий собой сумму сумм квадратов отклонений по обеим областям, отнесенную к общей дисперсии выборки. На последующих шагах добавляются новые значения урожая (при соответствующих значениях концентраций), и вычисления повторяются. В качестве предельной концентрации выбирается та, которая соответствует максимальному значе-

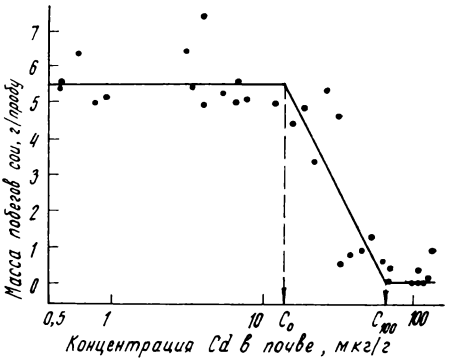


Рис. 11. Пример расчета критических точек (C_0 и C_{100}) по методу Сингха — Раттана (Singh, Rattan, 1987)

нию R^2. Другими словами, осуществляется разбиение выборки на два кластера (по критерию минимальной внутрикластерной дисперсии), а в качестве предельной концентрации принимается та, которая соответствует границе между кластерами.

П. Бекетт и Р. Дэвис (Beckett, Davis, 1977) для нахождения соответствующей концентрации предложили следующую кусочно-линейную аппроксимацию зависимости доза — эффект:

$$y = \begin{cases} y_m, \text{ при } C < C_0, \\ y_m - y_m S_* (\log C_0 - \log C), \text{ при } C_0 < C, \end{cases} \qquad (31)$$

где y — величина урожая; y_m — максимальный средний урожай, который еще не испытывает влияния возрастающих концентраций токсиканта; C — концентрация токсиканта; C_0 — максимально недействующая концентрация (или критическая точка); S — коэффициент (равен тангенсу угла наклона прямой). Для оценки параметров уравнения используется итерационная процедура. Критерием для остановки служит минимум квадратов отклонений от уравнения регрессии.

А. Сингх и Р. Раттан (Singh, Rattan, 1987) несколько модифицировали форму кусочно-линейной регрессии (рис. 11):

$$y = \begin{cases} y_m, \text{ при } 0 < C < C_0, \\ y_m - y_m S (\log C - \log C_0), \text{ при } C_0 < C < C_{100}, \\ 0, \text{ при } C > C_{100}, \end{cases} \qquad (32)$$

где C_{100} — концентрация токсиканта, при которой урожай равен нулю (т. е. LD_{100}). Для нахождения параметров уравнения применяется численное оценивание Марквардта. Для задания начальных значений в итерационной процедуре используются минимальные и максимальные значения урожая. Критерий для прекращения вычислений — минимальное значение суммы квадратов отклонений от уравнения. А. Сингх и Р. Раттан (Singh, Rattan, 1987) провели также сопоставление трех рассмотренных методов (на экспериментальном материале по влиянию Cd на урожай сои и пшеницы в вегетационных опытах). Оказалось, что наилучшим в отношении минимальной погрешности

аппроксимации экспериментальной зависимости является предложенный ими метод. К его достоинствам также относятся независимость от характера статистического распределения переменных и возможность оценить концентрацию, при которой параметр принимает нулевые значения. В качестве комментария отметим, что авторы не рассмотрели вопрос о доверительном интервале оценки критической концентрации.

В рассмотренных уравнениях предполагается, что после прохождения критической точки наблюдается линейная зависимость параметра от логарифма концентрации. В ряде случаев это может не соответствовать реальной ситуации. Однако данный подход легко модифицировать и для других форм зависимости параметра от концентраций в зоне его быстрого изменения.

Например, предлагается следующая форма аппроксимации кусочно-линейной зависимости (Jones, Molitoris, 1984):

$$y = \begin{cases} \beta_0 + \beta_1 C, & \text{при } C > C_0, \\ \beta_2 + \beta_3 C, & \text{при } C < C_0, \end{cases} \qquad (33)$$

где $\beta_0 - \beta_3$ — коэффициенты. В точке C_0 должно выполняться условие $\beta_0 + \beta_2 C_0 = \beta_3 C_0$. Нахождение коэффициентов также осуществляется итерационной процедурой.

М. Д. Гродзинский (1988) для нахождения предельной нагрузки предлагает использовать точки перегиба гладкой функции, которые находятся с помощью анализа производных. Функция представляет собой любое подходящее уравнение нелинейной регрессии. Логика рассуждений при этом следующая: после прохождения точки перегиба анализируемый параметр «...снижается наиболее интенсивно, что явно недопустимо», а до точки перегиба «...это снижение может рассматриваться как допустимое вследствие его незначительности» (с. 218). Аналогичный взгляд высказан Ю. Г. Пузаченко (1990). По мнению М. Д. Гродзинского (1988), точки перегиба функции часто соответствуют значениям переменных, при которых происходят качественные изменения в системе. В подтверждение этого приводится пример зависимости урожая зерновых от плотности почвы: в точке перегиба происходят разрушение крупных почвенных агрегатов и снижение до нуля скорости фильтрации (т. е. качественные изменения), что резко уменьшает урожай.

Комментируя данный подход, отметим, что он обладает рядом несомненных преимуществ (именно поэтому мы взяли его за основу при реализации нашей концепции нормирования — главы 6, 9, приложение 2.) Прежде всего он позволяет достаточно формализированным образом указать критические точки, которые можно интерпретировать как предельно допустимые значения нагрузки. Его реализация возможна без привлечения какой-либо дополнительной информации кроме той,

которая необходима для построения зависимости доза — эффект. Он более прост, чем методы, основанные на кусочно-линейных аппроксимациях зависимостей. Однако интерпретация точек перегиба функции как предельных величин, после которых начинаются качественные изменения в системе, требует особого обоснования. Поэтому важно, чтобы при реализации данного подхода не осуществлялась неявная подмена прагматической интерпретации теоретической. Если такая подмена производится, она должна строго оговариваться.

В тех немногих работах, где анализируется зависимость доза — эффект на уровне экосистем (Арманд и др., 1991; Комплексная экологическая..., 1992; Криволуцкий и др., 1988; Салиев, 1988; Степанов, 1988, 1990, 1991; Цветков, 1990), методам определения предельных величин нагрузок не уделяется должного внимания. Обычно не указывается, каким конкретно образом получены приводимые величины предельных нагрузок. Вероятнее всего, они определены произвольно — «на глаз». Однако анализ литературных данных позволяет заключить, что предельные величины находятся именно как критические точки функции. Поскольку во всех цитированных работах зависимость доза — эффект носит резко выраженный ступенчатый характер, погрешность определения критической точки «на глаз» относительно строгого расчетного способа невелика. Но в любом случае необходимо стремиться к уменьшению степени произвола в определении критических величин, тем более что ступенчатость зависимости доза — эффект не всегда может быть выражена столь резко.

Максимально недействующая нагрузка

Вариантом рассмотренного подхода является определение предельной нагрузки как максимально недействующей. Именно этот принцип используется в гигиеническом нормировании при установлении ПДК. Суть его сводится к нахождению такой величины нагрузки, при которой регистрируемые параметры достоверно не отличаются от контрольных значений на принятом уровне значимости (обычно 0,8 или 0,95).

На этом принципе базируется определение величин предельных концентраций газообразных поллютантов, закрепленных в существующих (например в США) стандартах качества воздуха для растений (ECE..., 1988; The air quality..., 1986). При этом используется следующий критерий: если при данной концентрации наблюдается достоверное отклонение какого-либо показателя от контроля, этот уровень считается недопустимым. Аналогичный подход у нас в стране развивает В. С. Николаевский (1981), с той лишь разницей, что из всего множества показателей состояния растительного организма априорно выбран один — интенсивность фотосинтеза. Рассматривая его, Ю. А. Из-

раэль с соавторами (1991) отмечают следующие недостатки. Во-первых, отсутствует единый критерий для оценки состояния растений (т. е. в каждом случае выбор показателей произволен и в значительной степени определяется традициями и техническими возможностями исследователей). Во-вторых, нет объективного представления о существенности изменений (т. е. отклонения от контроля любых показателей принимаются равнозначными). В-третьих, результаты зависят от статистической достоверности различий, которая обусловлена обстоятельствами, не имеющими отношения к делу (точностью приборов, числом повторностей и т. д.). Все это определяет практическую неприемлемость данного подхода для экологического нормирования. Неудивительно, что, например, полученные таким образом предельные концентрации озона оказались ниже фоновых.

Строго говоря, предельная нагрузка, понимаемая как максимально недействующая, в статистическом смысле оборачивается несостоятельной оценкой. Любое сколь угодно малое отклонение от контроля можно сделать достоверным, увеличивая объем выборки (Смирнов, 1970). В этом — одна из основных причин парадоксальности выводов, получаемых в русле данной идеологии.

Более приближен к реальности метод, предложенный Ю. А. Израэлем с соавторами (1988, 1991) для определения предельно допустимых концентраций газообразных поллютантов (SO_2, O_3, NO_x и CO_2) для растений.

На первом этапе по данным лабораторных измерений для упомянутых поллютантов находятся коэффициенты следующей простой модели:

$$\ln B = a + bD + \xi, \tag{34}$$

где B — биомасса растения; D — доза нагрузки (в данном случае — концентрация газа); a, b — коэффициенты; ξ — случайная составляющая (неустранимый шум). Диапазон концентраций выбирается таким, чтобы не наблюдалось насыщающего действия.

На втором этапе предельные концентрации поллютантов устанавливаются из следующего соотношения:

$$\Delta B = \sum_i b_i \Delta D_i \geqslant 0, \tag{35}$$

где Δ — изменение параметра (биомассы или концентрации газа). Суммирование ведется для тех поллютантов, которые уменьшают или увеличивают биомассу. Авторами вводится поправка на погрешность измерений, и в окончательном виде критерий нормирования выглядит следующим образом (для 0,95 %-го уровня значимости):

$$\frac{\Delta B}{\sigma_\Delta} \geqslant 1{,}65, \tag{36}$$

где σ_Δ — погрешность измерения. Вербальная формулировка критерия такова: совокупный негативный эффект хронических уровней приземных концентраций поллютантов на годичную первичную продукцию не должен превышать стимулирующего эффекта CO_2, концентрация которого возросла по сравнению с доиндустриальным уровнем. Другими словами, концентрации поллютантов должны быть такими, чтобы первичная продукция не уменьшалась относительно начального уровня.

Рассматривая предложенный подход, отметим, что, во-первых, он приложим только для глобального или регионального уровней и не может быть адаптирован для локального. Во-вторых, он целиком базируется на данных лабораторных измерений, а это ставит под сомнение его применимость для природных экосистем. Лабораторные опыты в фумигационных камерах обычно краткосрочны и не дают возможность учитывать эффекты с большими характерными временами (например адаптационные процессы). Кроме того, в лабораторных экспериментах никак не учитываются популяционные и ценотические эффекты, которые в реальных условиях могут быть решающими в определении судьбы исследуемых объектов. Наконец, в-третьих, данный подход к нормированию лишь со значительной долей условности может быть назван экологическим. Из большого числа компонентов биоты авторы предлагают использовать только один (хотя и важнейший) — растительность, а из набора параметров — только первичную продукцию. Такое упрощение явно неприемлемо.

Коэффициенты запаса

Вариантом использования материалов лабораторных экспериментов для обоснования предельных нагрузок является группа методов, связанных с определением так называемого коэффициента запаса (*safety factor*). Этот параметр необходим в экстраполяции экспериментально установленных критических величин нагрузок для организменного уровня на популяции и экосистемы, что представляет одну из центральных проблем экотоксикологии (Peakall, Tucker, 1985). Обычно это осуществляется делением полулетальных или максимально недействующих концентраций (МНДК) на величину коэффициента. Аналогичная процедура используется и при обосновании гигиенических нормативов (Принципы и методы..., 1981). В качестве примера обсуждаемого подхода рассмотрим метод, предложенный Ван Страаленом и Диннеманом (Van Straalen, Danneman, 1989). Авторы предположили, что распределение максимально недействующих концентраций токсиканта для совокупности видов, составляющих сообщество, описывается лог-логарифмической функцией (это сделано для удобства аналитического представления результатов). Исходя из этого может быть вы-

числена концентрация, опасная для определенной доли видов. Соответствующая формула имеет вид:

$$C(p) = \frac{\overline{C}_0}{T}, \quad T = \exp\left[\frac{3\sigma_s d_s}{\pi^2} \ln\left(\frac{1-p}{p}\right)\right], \tag{37}$$

где $C(p)$ — концентрация, опасная для доли p видов сообщества; C_0 — среднее геометрическое МНДК для набора исследуемых в лаборатории S видов; T — коэффициент запаса; σ_s — стандартное отклонение натуральных логарифмов МНДК для S видов; $\pi = 3{,}14...$; d_s — коэффициент, зависящий от числа исследованных видов (S) и вероятности того, что $C(p)$ слишком велика (σ). Коэффициент d_s находится в результате компьютерных имитаций, и его значения табулированы для данных S и δ (при увеличении числа S его значение стремится к константе 1,81). Авторами также выведена формула для нахождения доли видов q, для которых данная концентрация C не превышает их МНДК:

$$q = 1 - \left[1 + \exp\left(\frac{\pi^2 \ln(\overline{C}_0/C)}{3\sigma_s d_s}\right)\right]^{-1}. \tag{38}$$

Авторы реализовали предложенный подход в нахождении предельных концентраций Cd для почвенной фауны. При этом процедура включала несколько этапов.

1. Выбор исследуемых видов: они должны представлять различные трофические и таксономические группы, различаться по путям поступления токсикантов в организм.

2. Проведение лабораторных экспериментов по установлению МНДК для исследуемых видов (по наиболее чувствительным параметрам).

3. Приведение найденных МНДК к стандартным условиям. Многими экспериментами установлено, что токсичность тяжелых металлов для почвенной фауны существенно зависит от концентрации органического вещества и гранулометрического состава почвы. Учет этого осуществляется использованием регрессионной модели. Так, для Cd получено, что

$$\mathrm{R(L, H)} = 0{,}4 + 0{,}007(\mathrm{L} + 3\mathrm{H}), \tag{39}$$

где $R(L, H)$ — концентрация Cd, мкг/г; L — доля физической глины, % (частиц меньше 2 мкм); H — доля органического вещества, %. Принимается, что для стандартной почвы $L = 25$, $H = 10$. Корректировка полученных значений МНДК осуществляется следующим соотношением:

$$\text{МНДК}' = \text{МНДК}(L, H)\frac{R(25, 10)}{R(L, H)}, \tag{40}$$

где МНДК(L, H), $R(L, H)$ — значения для данных L и H.

4. Выбор величин p и δ, расчет норматива $C(p)$.

Рассматривая предлагаемый подход, необходимо отметить, что он базируется на ряде совершенно произвольных допущений. Прежде всего это касается выбора доли видов, для которых предотвращается риск поражения. Предлагается принять $p=\delta=0{,}05$; аргументируется это тем, что 95 %-й уровень защиты используется в официальных документах Агентства по охране окружающей среды США (при обосновании нормативов качества водной среды). Но с таким же успехом можно использовать и любую другую величину, например 0,005 или 0,1. Другой момент, кардинально влияющий на конечный результат,— подбор тестируемых видов. Величина коэффициента запаса и соответственно величина $C(p)$ существенным образом зависят от разброса значений МНДК: чем он больше, тем больше коэффициент запаса. Следовательно, произвольно включая или исключая определенные виды, можно изменять величину T на порядок и более. В приводимом авторами примере разброс величины МНДК очень велик, так как в набор тестируемых видов включены и дождевой червь *Dendrobaena rubida* (МНДК Cd равна 154 мкг/г почвы), и клещ *Platynothrus peltifer* (0,97 мкг/г). Хотя средняя величина МНДК составляет 9,4 мкг/г, расчетная величина $C(0{,}05)=0{,}16$ мкг/г оказывается существенно ниже (в 6 раз) минимального из значений МНДК, полученного в лабораторных экспериментах. Интересно, что исключение из расчетов крайних значений существенно меняет величину $C(0{,}05)$, которая становится равной 1,1 мкг/г (т. е. в 6,6 раза больше первоначальной).

Следующий аргумент против данного метода касается посылок, на которых он базируется. При выводе формулы предполагалось, что тестируются виды, случайно извлеченные из сообщества. Это явно нереалистичное предположение. Обычно в лабораторных экспериментах используются виды, для которых разработаны методики содержания и культивирования. Кроме того, данная посылка делает все виды равнозначными. С этим также трудно согласиться: например, выпадение ключевого вида может резко изменить функционирование всего сообщества, хотя при этом доля элиминированных видов не превысит устанавливаемую величину p.

Таким образом, предлагаемый подход к определению предельных значений нагрузки представляется неадекватным задачам экологического нормирования.

Фиксированная величина изменения параметра

В методах данной группы в качестве предельной нагрузки предлагается использовать такую, которая не вызывает изменения параметров более чем на определенную фиксированную величину: 20—25 %-е снижение продукции экосистем (Тихоми-

ров, Розанов, 1985) и 10 %-е (Израэль и др., 1991; Федоренко, Реймерс, 1983). Эти величины имеют характер гипотезы, хотя и подкрепленной эмпирическим материалом: естественные флуктуации продукции обычно укладываются в эти пределы *.

Предлагаются и другие числовые константы допустимости трансформаций экосистем: изменение видового состава и структуры растительности на 1/3, снижение или повышение доли трофической группы в зооценозе на 20 %, снижение видового разнообразия (по индексу Шеннона) животного населения на 5 % (Оценка состояния..., 1992), отклонение параметров древостоя на 10—15 % (Пронин, Пучкова, 1982), изменение численности почвенных микроорганизмов на 50 % и биохимических показателей активности почвы на 25 % (Перцовская и др., 1982) и др.

При всей заманчивости такого решения данный подход представляется слишком упрощенным для экологического нормирования и может быть использован лишь в качестве самого грубого приближения. Выбор конкретного значения константы, скорее, имеет отношение к числовой мистике, чем к экологии. Но при этом величина 20 % близка к верхней критической точке логистической функции (Зайцев, 1984), т. е. определяемые из разных посылок величины предельных нагрузок дадут сходный результат.

Столь же ориентировочные результаты может дать следующий простой (эмпирический) метод, предложенный М. Д. Гродзинским (1988): критической считается нагрузка, не выводящая экосистему из одной классификационной типологической группы в другую. Признаки типологических групп (например, в ландшафтном картографировании) образуют довольно устойчивый комплекс. Они обычно отражаются в их названиях и зафиксированы в различного рода справочных руководствах. Субъективность данного подхода очевидна (критические состояния целиком определяются критериями типологии ландшафтов).

В ряде связанных с проблемой экологического нормирования работ используются так называемые функции желательности (подробно рассмотрены в разделе 4.1). Числовые значения функций могут быть переведены в вербальную оценочную шкалу (обычно 5-балльную с градациями «отлично», «хорошо», «удовлетворительно», «плохо», «неприемлемо»). Конкретный способ перевода задается либо произвольно (Сахаров, 1982; Сахаров, Ильяш, 1982 а, б), либо на основе критических точек функции Харрингтона (Адлер и др., 1976; Калинин и др., 1991; Покаржевский, Тэрыцэ, 1990; Тэрыцэ, Валтер, 1988; Тэрыцэ, Покаржевский, 1991). Хотя авторы не указывают, каким конкретно

---

* Различия указанных величин, вероятно, обусловлены разными масштабами рассмотрения — глобальным (для 10 %-го снижения) и локальным (для 20 %-го).

образом они предполагают использовать функции желательности в экологическом нормировании, из контекста понятно, что в качестве предельных нагрузок должны быть приняты те, которые соответствуют границам градаций «хорошо» или «отлично» (числовые значения функции желательности 0,63 и 0,8).

Как показано в разделе 4.1, процедура перевода реальных значений параметров в функцию желательности основана на ряде произвольных допущений. Это делает и сам способ определения предельных нагрузок весьма субъективным.

Вариант использования числовых констант для определения критических нагрузок — предложенная Ю. Г. Пузаченко (1990) оценка состояния сообществ:

$$C = \frac{\left| \ln \frac{K+1}{M} \right|}{\ln M}, \qquad (41)$$

где M — нормальное (наиболее часто встречающееся) число видов в сообществе в условиях данного региона; K — регистрируемое число видов. Предлагаются следующие градации: если $C = 0—0{,}2$, состояние сообщества соответствует норме; если $C = 0{,}2—0{,}4$ — отклонение слабое; $C = 0{,}4—0{,}6$ — среднее; $C = 0{,}6—0{,}8$ — большое; $C > 0{,}8$ — очень большое. Соответственно нагрузка не должна приводить к $C > 0{,}4$. Выбор границ градаций произволен, хотя и имеет косвенное эмпирическое обоснование (материалы по разнообразию травяно-кустарничкового яруса лесных сообществ): отклонение глобальной для всей территории бывшего СССР нормы (девять видов) от максимальной региональной нормы (32 вида) укладывается в пределы $C = 0{,}0—0{,}2$, а региональной нормы для естественно неустойчивых лесов на северном пределе распространения соответствует $C = 0{,}4—0{,}6$. Для данного подхода также справедливо все сказанное о числовых константах.

Границы нормально распределенной совокупности

Один из распространенных подходов к определению критических точек основан на предположении, что критерием нормальности состояния экосистемы считается нормальный закон распределения ее переменных (Гродзинский, 1988; Федоров, 1977; и др.). В этом случае максимальные и минимальные критические значения ($x_{кр}^{max}$ и $x_{кр}^{min}$) находятся из соотношения

$$\Phi\left(\frac{x_{кр}^{min} - x_{кр}^{min}}{\sigma_x}\right) = \frac{1 - P(\varepsilon)}{2}, \qquad (42)$$

где Ф — функция нормированного нормального распределения (табулирована во многих руководствах по статистике); σ_x —

среднеквадратическое отклонение; $P(\varepsilon)$ — вероятность соответствия нормальному закону (обычно P принимается равной 0,8; 0,9; 0,95 или 0,99). Для малого числа наблюдений критические точки могут быть получены следующим образом:

$$x_{кр}^{max} = \bar{X} + k\sigma_x;\ x_{кр}^{min} = \bar{X} - k\sigma_x, \tag{43}$$

где k — толерантный множитель, используемый в математической теории надежности (его значения табулируются для данной $P(\varepsilon)$ и числа наблюдений); $\bar{X}$ — среднее значение параметра. Выборка значений параметра (для определения $\bar{X}$ и σ_x) формируется при обследовании экосистем одного типа, не испытывающих нормируемых воздействий.

Как вариант этого — подход, предложенный С. А. Патиным (1979) для определения предельных концентраций токсикантов, имеющих природные аналоги. Биогеохимические пороги устанавливаются как границы естественной изменчивости концентраций:

$$x_{кр} = \bar{X} \pm 2\sigma_x. \tag{44}$$

Множитель 2 — это округленное значение t-критерия Стьюдента для 95 %-го уровня значимости. Обоснование формулы базируется на законе толерантности Шелфорда и посылке, что существующие средние концентрации, к которым биота адаптирована, оптимальны для нее.

Данные методы наиболее уязвимы для критики. Во-первых, соответствие распределения переменных нормальному закону далеко не всегда может быть критерием нормальности состояния системы. Нормальный закон — это один из многих типов распределения, хотя и занимающий особое место и имеющий относительно большое число практических приложений. Но он не универсален. Например, распределение концентраций тяжелых металлов в почве и снеге чаще подчиняется логарифмически-нормальному распределению. При небольшом числе наблюдений типична ситуация, когда распределение переменной может хорошо соответствовать одновременно нескольким законам (Василевич, 1969). В данном случае мы имеем дело с отголоском эйфории относительно нормального закона, царившей в конце XX в. благодаря блестящим работам К. Гаусса и П. Лапласса. Однако не следует забывать ироничного высказывания, приводимого А. Пуанкаре: «Каждый уверен в справедливости нормального закона: экспериментаторы — потому, что они думают, что это математическая теорема; математики — потому, что они думают, что это экспериментальный факт» (цит. по: Айвазян и др., 1983, с. 170).

Во-вторых, очень субъективен выбор вероятности соответствия распределения нормальному закону (он более основан на сложившихся традициях, чем имеет рациональное обоснование).

Это открывает путь к произвольному установлению величин предельных нагрузок. Например, при задании уровней значимости 0,95 и 0,99 конечная величина норматива отличается в 1,7—2,5 раза (для обычных в практике экологических исследований объемов выборки). Еще более конечный результат зависит от различий в числе наблюдений.

Методы, привлекающие «внешнюю» информацию

Наиболее простой способ нахождения предельных нагрузок может быть реализован при условии, когда известны критические значения «выходных» функций экосистемы (социально-экономических и биосферных). В этом случае (Гродзинский, 1988) критические значения находят из решения обратной задачи:

$$x_{кр} = f'(y^*), \tag{45}$$

где y^* — заданное (извне системы) минимально допустимое значение «выходной» функции экосистемы; $x_{кр}$ — критическое значение параметра; f' — функция, обратная к функции f, связывающей параметры и функции экосистемы $y=f(x)$. Аналогичным образом по величине $x_{кр}$ (при наличии соответствующей функции, связывающей параметры и нагрузки), находят предельные значения нагрузок.

Практические способы определения f' при известной f не вызывают сложностей (Адлер и др., 1976). Примером расчетов подобного рода может служить работа А. С. Алексеева и Е. В. Тарасова (1990). По результатам натурных исследований авторы аппроксимировали нормируемый параметр y (индекс состояния древостоя) уравнением множественной регрессии:

$$y = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_3x_3 + a_4x_4, \tag{46}$$

где x_1 — pH снега; x_2, x_3, x_4 — концентрации в снеге SO_4^{2-}, F^-, Ca^{2+}. Кроме того, была получена зависимость

$$x_1 = b_0 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4. \tag{46а}$$

Решая задачу линейного программирования

$$\begin{cases} x_2 + x_3 + x_4 \to \max, \\ a_2x_2 + a_3x_3 + a_4x_4 = a_1\text{pH}^* + y^* - a_0, \\ b_2x_2 + b_3x_3 + b_4x_4 = \text{pH}^* - b_0 \end{cases}$$

для pH*=6,3 и $y^*=1,5$ (средние значения на фоновой территории), находят соответствующие концентрации поллютантов. Заметим, что результаты получены по пяти пробным площадям, одна из которых контрольная. Этого совершенно недостаточно для удовлетворительной аппроксимации дозовой зависимости, которая обычно существенно нелинейна. В этой ситуации различного рода интерполяции, а тем более экстраполяции очень рискованны *. Естественно, авторы совершенно не затрагивают вопрос об обоснованности выбора величины y^*, нахождение которой, собственно, и составляет предмет экологического нормирования.

В реальных ситуациях указать предельные минимальные величины социально-экономических функций экосистем (например величину урожая, объем заготовок леса и др.) крайне сложно. Это открывает путь для чисто субъективных решений. Кроме того, в настоящее время найти предельные величины для различных биосферных функций локальных экосистем практически невозможно. Следовательно, данный подход не может быть корректно осуществлен в схеме экологического нормирования.

В ряде случаев внешняя информация может быть более объективной. Так, при разработке регламентов содержания токсикантов в почве одним из критериев определения предельных концентраций может быть непревышение ПДК для сельскохозяйственной продукции, выращиваемой на этой почве (Гончарук, Сидоренко, 1986). Однако наличие такой информации имеет место крайне редко.

Выбор метода

Сравним различные методы (см. рис. 10) и попытаемся осуществить их выбор по критериям минимальной субъективности и максимальной простоты.

Обоснованность предельных нагрузок, получаемых методами [11] и [12], целиком определяется обоснованностью «внешней» информации. Но ее получение — задача не менее сложная (если не значительно более сложная, как в [11]). Поэтому они вряд ли могут быть базовыми для экологического нормирования.

---

* Такое («в лоб») решение задачи нормирования невольно вызывает в памяти слова Марка Твена: «За 175 лет длина Миссисипи в ее нижнем течении сократилась на 242 мили. В среднем река укорачивалась более чем на 1,3 мили в год. Всякий здравомыслящий человек, не являющийся тупицей или идиотом, поймет, что ровно миллион лет назад длина Миссисипи составляла более 1,3 миллиона миль, и она пересекала Мексиканский залив подобно удилищу. В силу тех же причин каждому должно быть ясно, что по прошествии 742 лет протяженность Миссисипи в ее нижнем течении сократится до одной мили с четвертью... В науке есть нечто такое, от чего захватывает дух. Обладая пустяковыми запасами фактов, с помощью науки можно выдвинуть невероятное число догадок и предложений».

Методы определения предельной нагрузки как критической точки функции ([1], [2], [3], [4]) позволяют строго формализованным образом осуществлять процедуру нахождения искомой величины. Они представляются наиболее адекватными. Во-первых, потому что реализуют современные представления экологов о ступенчатом характере зависимости доза — эффект. Во-вторых, дают более реалистичную оценку предельной нагрузки по сравнению с нагрузкой как максимально недействующей дозой (допускается определенное изменение параметра, принимаемое как незначительное). В-третьих, содержат меньше элементов субъективизма по сравнению с другими (например [7], [8], [9]).

Выбор внутри этой группы априорно осуществить сложно, поскольку методы имеют очевидное сходство и результаты их реализации вряд ли будут существенно различаться. При этом метод [1] имеет некоторое преимущество перед остальными в силу своей простоты и большей гибкости (применим для анализа зависимостей, отличающихся от «классических» ступенчатых кривых).

Все прочие методы страдают общим недостатком — большой долей произвольности при реализации процедуры нахождения предельных нагрузок. Это делает возможным с помощью не очень заметного манипулирования параметрами существенным образом изменять конечный результат. Так, в [6], [6а], [8] используется параметр, зависящий от принимаемого уровня значимости, который задается произвольно. Также очень существенные отличия конечного результата будут получены при разных вариантах задания наклона функции желательности Харрингтона в [9].

Описанная ситуация аналогична таковой в прикладной статистике. Е. С. Вентцель (1982) характеризует ее следующим образом: «Однажды назначенный (заметим произвольно!) уровень доверия... в дальнейшем «обсуждению и обжалованию не подлежит». Раз мы договорились считать практически достоверным событие с вероятностью, скажем, 0,99, все дальнейшие выкладки проводятся безукоризненно... строго, а вопрос о том, откуда взялись эти 0,99, считается как бы даже и неприличным.

Интонация рассуждения... такова: пусть нам кто-то... назначил уровень доверия. Откуда он его взял — не наше дело; наше дело — ответить на вопрос: противоречит ли при заданном уровне... такая-то гипотеза опытным данным» (с. 46). При этом «...налицо явное несоответствие между грубостью постановки задачи, малой ценностью выводов и тонкостью аппарата» (Вентцель, 1982, с. 51).

В методе [7] произвольность задания величины предельного снижения видна невооруженным глазом. Однако одна из констант — 20 %-е снижение — может претендовать на особое по-

ложение: получаемая с ее использованием предельная нагрузка близка к верхней критической точке логистической функции (см. приложение 2) и границе градации «отлично» в функции желательности Харрингтона. Поэтому эта константа может быть принята в качестве первого приближения.

Таким образом, базовым для экологического нормирования может служить метод [1] (его математические аспекты рассмотрены в приложении 2).

Глава 5

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ И СМЕЖНЫЕ ДИСЦИПЛИНЫ

5.1. МЕСТО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ В ПРИКЛАДНОЙ ЭКОЛОГИИ

Экологическое нормирование — одно из направлений междисциплинарного комплекса, именуемого прикладной экологией. Кроме него в этот комплекс обычно включают (Садыков, 1991) биоиндикацию антропогенных воздействий, экологическую диагностику состояния экосистем, экотоксикологию, экологическую экспертизу, экологический мониторинг, экологическое прогнозирование, экологическую инженерию и системотехнику. Однако такое деление не общепризнанно, существуют альтернативные подходы к заданию структуры прикладной экологии. Мы не будем рассматривать этот вопрос подробно, поскольку он представляет предмет самостоятельного изучения. Укажем лишь, в каких отношениях находится экологическое нормирование с другими направлениями прикладной экологии.

При широком толковании упомянутые понятия оказываются достаточно полными синонимами. Узкое же толкование делает их соподчиненными и выстраивает в иерархический ряд (Воробейчик, 1990а). При этом на первой ступени оказывается экотоксикология, которая анализирует механизмы токсического действия поллютантов (на организменном и суборганизменном уровнях) в реальных природных условиях. Далее находится биоиндикация, которая рассматривает реакции (т. е. внешние проявления механизмов) биосистем на стрессоры. Синтез данных экотоксикологии и биоиндикации осуществляется в рамках экодиагностики. На этом этапе происходит ценностная интерпретация антропогенных изменений экосистем (т. е. ставится диагноз — «хорошее» или «плохое» состояние). Для этого решается вопрос о норме экосистем, строятся ценностные шкалы, определяющие выбор параметров описания, создаются феноменология и теория антропогенных трансформаций экосистем. Экодиагностика составляет основу для остальных направлений прикладной экологии, каждое из которых под своим ракурсом использует и «переосмысливает» ее данные. Один из таких

«пользователей», стоящих на следующей ступени иерархии,— экологическое нормирование, чья основная задача — получение экологических нормативов. Для этого результаты экодиагностических исследований сопоставляются с величинами нагрузки на экосистемы и параметрами технологических циклов производств. Информация о критических состояниях и нормативах нагрузок необходима для других направлений прикладной экологии, стоящих на более высоких ступенях иерархии — экологической экспертизы, прогнозирования, инженерии. Таким образом, экологическое нормирование занимает промежуточное положение в прикладной экологии, являясь вместе с экодиагностикой одним из краеугольных камней всего ее здания.

5.2. СООТНОШЕНИЕ МЕЖДУ САНИТАРНО-ГИГИЕНИЧЕСКИМ И ЭКОЛОГИЧЕСКИМ НОРМИРОВАНИЕМ

Санитарно-гигиеническое нормирование — наиболее разработанная область регламентации техногенного загрязнения окружающей среды. В настоящее время оно используется в качестве нормативной базы для ограничения техногенных загрязнений не только окружающей среды населенных пунктов и промышленных площадок, но и природных сообществ. Это неизбежно вызывает необходимость рассмотреть вопрос о соотношении между санитарно-гигиеническим и экологическим нормированием. Следует остановиться на двух важных моментах: достаточно ли санитарно-гигиенического нормирования для защиты природных комплексов; в каком отношении будут находиться друг к другу две параллельно существующие системы нормирования.

Первый аспект частично затрагивался в разделах 2.2 и 3.6. Суммируем аргументы против использования санитарно-гигиенического нормирования как базы для защиты экосистем. Подчеркнем, что это аргументы не против санитарно-гигиенического нормирования как такового, а против некорректного расширения сферы его применения.

При разработке теоретических основ санитарно-гигиенического нормирования было принято положение, по которому человек признан наиболее чувствительным компонентом биоты. Следовательно, «если человек достаточно защищен, то, вероятно, и другие живые существа защищены» (Радиационная защита..., 1978, цит. по: Егоров, 1988). Однако это положение не имеет экспериментального обоснования. Более того, известны многочисленные факты, свидетельствующие, что некоторые биологические виды чувствительнее к ряду токсикантов, чем человек (причем разница может превышать один порядок) (Криволуцкий и др., 1986б; Методика определения..., 1988; Николаевский, 1979; Садыков, 1988б; Шандала и др., 1992).

Другой общеизвестный аргумент — пренебрежение эффектами кумуляции и транслокации. Многолетнее загрязнение на уровне, не превышающем в каждый из моментов времени установленных ПДК, может приводить к накоплению токсикантов в концентрациях, опасных для биоты (Садыков, 1988б, 1991).

Следующий аргумент касается формы нахождения токсикантов в природных средах. Некорректность того, что «методология токсикометрического нормирования воздействия химически чистых, существующих в условиях производств веществ перенесена на разработку нормативов чистоты природных сред» (Сает, Ревич, 1988, с. 38), неоднократно отмечалась многими авторами. В природных средах неизбежно теряется химическая определенность форм нахождения токсикантов. ПДК разработаны для одних форм, действуют на организмы другие формы (причем в смеси со многими ингредиентами выбросов). Так, ПДК тяжелых металлов для воды получены для валовых форм, тогда как токсичны только аква-ионы (и не токсичны металлы, связанные с высокомолекулярными органическими соединениями). Поэтому при одном и том же уровне валового загрязнения наблюдается разная токсичность для гидробионтов (Евтушенко и др., 1990).

Аналогична ситуация для почв: в экспериментах по определению ПДК вносят водорастворимые формы металлов, а эффекты соотносятся с валовым содержанием, которое и принимается за дозу. В результате все ПДК для почвы многократно занижены и близки к природному фоновому уровню (например, ПДК по Pb — 20 мг/кг, тогда как вариации фона — 15—50 мг/кг) (Сает, Ревич, 1988; Ильин, 1991). Несоответствие экспериментальной модели определения ПДК и реальной ситуации приводит к тому, что использование ПДК создает «...лишь иллюзию количественной оценки состояния среды, и решения о... затратах на ее охрану становятся недостоверными» (Сает, Ревич, 1988, с. 41).

Следующий аргумент — отсутствие дифференциации нормативов по природно-климатическим зонам, хотя очевидно, что чувствительность биоты в разных условиях различна. Особенно ярко это проявилось для почвы: ПДК получены для наименее устойчивого типа (дерново-подзолистой) и без корректив экстраполированы на огромную территорию для всех типов. Аналогичная ситуация для водных экосистем, когда рыбохозяйственные ПДК для пресных водоемов переносят на морские и даже океанические регионы. Стоит ли удивляться парадоксальности выводов: например, ПДК для Zn (10 мкг/л) оказывается ниже средней концентрации этого элемента в Мировом океане (Патин, 1979).

Таким образом, необходимо признать, что некорректно расширять область применения санитарно-гигиенического нормирования для регламентации техногенных нагрузок на экосистемы.

Это определяет потребность в разработке экологического нормирования и рассмотрении второго указанного аспекта — о соотношении двух систем нормирования при их параллельном существовании. По этому поводу высказывались в основном гигиенисты. Так, Г. И. Сидоренко и Н. Н. Литвинов (1988) предложили создать единую эколого-гигиеническую нормативную базу. Один из основных принципов ее создания следующий: «При наличии различий в безопасных уровнях воздействия какого-либо фактора среды... для человека и различных экосистем в качестве единого эколого-гигиенического норматива утверждается тот из них, который имеет наименьшее значение» (Сидоренко, Литвинов, 1988, с. 10). Об этом же пишут Г. Н. Красовский и З. И. Жолдакова (1990): «Экологические ПДК не могут быть выше гигиенических нормативов, а при параллельном существовании двух видов нормативов необходима ориентация на меньший из них» (с. 32).

М. Г. Шандала с соавторами (1992) считают, что гигиеническое нормирование — это центральная часть экологического. Они сформулировали следующие подходы к интеграции обеих систем и созданию единого эколого-гигиенического нормирования.

1. Общий принцип регламентации состоит в установлении норм на основе анализа дозовых зависимостей.

2. Границы вредного действия могут быть определены только на основе экспериментальных исследований (для экосистем — натурное наблюдение в реальных ситуациях).

3. Особое внимание должно уделяться выбору максимально информативных тестов (параметров), характеризующих прежде всего функциональное состояние организма или экосистемы.

4. Для анализа откликов выделяются следующие общие типы реакций: а) адаптация (реакция не обнаруживается или носит положительный характер); б) компенсация (область сохранения устойчивости при напряжении защитных сил и сужении резервных возможностей); в) репаративная регенерация (область неустойчивости, достигающая критических состояний, но с возможностью восстановления); г) гибель (необратимые изменения).

5. В качестве основы экологических нормативов принимаются три пороговых уровня величины нагрузки («выраженности фактора»): порог обнаружения адаптационных реакций (допустимая величина нагрузки, которая может существовать неопределенно долгое время); порог реакции компенсации (предельно допустимая величина, граница устойчивости, за которой происходят качественные изменения); порог репаративно-регенераторных реакций (предельно непереносимая величина, превышение которой ведет к разрушению экосистем).

Рассмотренные идеи и высказывания о создании единого эколого-гигиенического нормирования представляются вполне

конструктивными. При обсуждении данного вопроса необходимо также решить, может ли санитарно-гигиеническое нормирование быть методологической базой для экологического.

Несомненно, система гигиенического нормирования имеет положительные качества, которые могут быть взяты за образец: обязательное указание целевых ориентиров (эффектов), которые будут достигнуты при выполнении нормативов; наличие вариантов норм, дифференцированных для разных ситуаций; опора на обширный эмпирический материал, получаемый в ходе специально организованных исследований по унифицированным методикам, и т. д. Такие методологические принципы, как пороговость реакции доза — эффект, установление норматива по слабому звену системы и др., также могут быть эффективно использованы в экологическом нормировании.

О принципах организации исследований для установления предельных нагрузок необходимо отметить следующее. В санитарно-гигиеническом нормировании основной путь получения нормативов — лабораторные эксперименты. Это считается одним из достоинств: поскольку ПДК определяются до поступления веществ в окружающую среду, они имеют профилактическую направленность (Красовский, Жолдакова, 1990). В соответствии с этим цитируемым авторам «трудно согласиться с предложением обосновывать ПДК по результатам натурных наблюдений за состоянием здоровья или реакцией биологических сообществ при уже существующем загрязнении окружающей среды» (с. 32). Развивает такую точку зрения обоснование лабораторного метода как основного для определения предельных нагрузок на биоту (Николаевский, 1981; Методика определения..., 1988; Израэль и др., 1991). Еще раз подчеркнем, что ахиллесова пята большинства лабораторных экспериментов — отсутствие возможности учета биотических факторов, влияющих в конечном итоге на судьбу экосистем (Волков, 1983).

Более приближен к реальности метод «мезокосмов», который в аспекте изучения техногенных трансформаций реализуется для водных биоценозов (Никаноров, Тепляков, 1990), почвенного микробоценоза (Покаржевский, Тэрыцэ, 1990; Тэрыцэ, Покаржевский, 1991) и населения микроартропод почвы (Gorny, 1975). Но и при том методе, хотя его авторы и ставят целью следовать принципу «экологического реализма» и «реализма загрязнений» (Никаноров, Тепляков, 1990), всегда остается открытым вопрос о подобии экспериментальных моделей природным объектам. Исследования показывают, что такое подобие нарушается довольно быстро (Gorny, 1975). Кроме того, нереально пытаться исследовать в «мезокосмах» весь биогеоценоз. К тому же совершенно непонятно, зачем для решения прикладной задачи — регламентации выбросов конкретного источника — ставить специальные эксперименты по моделированию этих выбросов. Не проще ли воспользоваться уже готовым

экспериментальным полигоном, существующим возле этого источника?

Следует признать, что натурные исследования экосистем в градиенте нагрузки, аналогичные биогеоценологическим, должны стать основными при получении экологических нормативов. Другими словами, должны быть «пассивные эксперименты» с ландшафтами (Долгушин, 1988). Хотя контролировать действие факторов в такой ситуации невозможно, это единственно реальный путь решения задачи нормирования. Вычленение же «чистого» действия отдельного токсиканта на фоне влияния других токсических агентов и факторов — безусловно интересная задача, но имеющая лишь косвенное отношение к экологическому нормированию.

Глава 6

ОБЩАЯ КОНЦЕПЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Наша концепция экологического нормирования базируется на анализе существующих подходов к проблеме.

ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Под экологическим нормированием мы понимаем процесс разработки регламентов антропогенного воздействия на окружающую среду, соблюдение которых гарантирует нормальное функционирование экосистем. В данном случае мы конкретизируем ситуацию для аэрогенного загрязнения, наземных экосистем и локальных источников выбросов.

В общем виде задача сводится к установлению таких величин техногенных нагрузок, которые не вызывают в течение неопределенно длительного периода отклонений в нормальном функционировании экосистем, расположенных возле источника выбросов.

Центральный методологический вопрос экологического нормирования — о норме экосистем и критериях нормальности. Принимаемая нами позиция — явно постулируемый антропоцентризм — состоит в следующем. Норма — это мера «хорошей» экосистемы. Другими словами, норма — это ограничиваемая качественными переходами область состояний экосистем, которые удовлетворяют существующим представлениям человека (в широком понимании) о высоком качестве среды обитания. При этом критерии качества должны быть сформулированы явным образом.

Аксиологическое толкование нормы определяет ее относительность: норма детерминирована конкретным регионом и временным отрезком. Однако это никак не означает, что формулирование критериев нормальности произвольно (и тем более не означает, что оно осуществляется на обыденном уровне сознания).

Единственно адекватными субъектами задания критериев качества могут быть эксперты-экологи, поскольку только они обладают знанием о функционировании и устойчивости экоси-

стем. При этом эксперты должны опосредовать экономические и эстетические воззрения населения данного региона.

В систему ценностных критериев входят: непосредственное выполнение социально-экономических функций (например, первичная и вторичная продукция определенной структуры и величины); устойчивость экосистемы в целом (без чего она не может выполнять свои функции); необходимый вклад конкретной экосистемы в функционирование экосистем более высокого ранга (вплоть до биосферы в целом), без чего опять же невозможно функционирование локальных экосистем и обеспечение здоровой среды для всех людей.

На первом этапе в качестве точки отсчета принимается фоновое состояние (для регионов, в которых зоны действия источников существенно не перекрываются).

Характерный пространственный масштаб в данном варианте нормирования — локальный. Отсюда следует, что основной объект при разработке нормативов — биогеоценоз (экосистема в пределах элементарного водосборного бассейна). Это обусловлено двумя обстоятельствами. Во-первых, его размеры существенно меньше зоны влияния крупных источников выбросов (т. е. биогеоценоз может служить «точкой» пространства). Во-вторых, биогеоценоз — это экологический мир человека, т. е. характерный пространственный масштаб его восприятия природы *.

Популяции не входят в систему локального нормирования. Причины этого следующие. Во-первых, локальные популяции могут выходить за границы конкретных биогеоценозов, а в ряде случаев перекрывать зону действия источника выбросов. Во-вторых, экосистемные параметры могут оставаться неизменными при трансформации популяций и смене видов. Поэтому воздействие на популяции (особенно промысловых, редких и исчезающих видов) должно регламентироваться в рамках регионального и глобального нормирования.

Все множество параметров, которыми можно описать экосистему, делится на два подмножества: основных и коррелятивных. К первому относятся параметры, непосредственно удовлетворяющие потребности человека или обеспечивающие устойчивое функционирование экосистемы и вклад в функционирование экосистем более высокого ранга, ко второму — коррелятивно связанные с первыми, но непосредственно не интерпретируемые в ценностных шкалах.

Предельные нагрузки находят путем выделения критических точек на кривой доза — эффект, построенной для всех основных

---

* Наличие антропоцентризма при определении биогеоценоза давно отмечено экологами (Bodenheimer, 1938, цит. по: Гиляров, 1988). Как пишет А. М. Гиляров (1988), «существующий способ выделения биогеоценозов в соответствии с крупными растительными сообществами выбран постольку, поскольку он соответствует тем масштабам пространства и времени, в которых проходит жизнь человека» (с. 207).

и коррелятивных переменных, закономерно изменяющихся в градиенте загрязнения. Под критической точкой понимается начало наиболее стремительного изменения параметра. Для построения дозовой зависимости необходимо проведение натурных исследований экосистем, испытывающих разные дозы техногенной нагрузки от источника выбросов. Интерпретация результатов базируется на методе пространственно-временных аналогий: пространственный градиент считается «образом» сукцессионных смен.

Предельно допустимая экологическая нагрузка (ПДЭН) — это минимальная из предельных нагрузок по набору параметров. Основные параметры определяют текущий (оперативный) норматив, коррелятивные — ознакомительный (перспективный). Целевые (ноосферные) нормативы могут быть получены лишь в рамках регионального и глобального нормирования.

Норматив ПДЭН определяет кратность снижения выбросов данного источника до такого уровня, при котором параметры экосистем не будут отличаться от фоновых значений на всем пространстве возле этого источника*. Достижение норматива может быть осуществлено, когда выбросы снижены по всем ингредиентам. Другими словами, нормируется совокупная нагрузка от источника эмиссии, а не отдельные ингредиенты его выбросов. Полученный норматив означает лишь то, что при найденном уровне нагрузки важные для человека параметры данного типа экосистем в данном регионе в течение времени действия определенного вида источника выбросов не выйдут за критический уровень. Экстраполяция результатов за пределы очерченной области неправомерна. Представляется, что получение норматива, определяющего кратность снижения выбросов,— значительно более реалистичный путь, чем нормирование абсолютных величин концентраций отдельных токсикантов.

Нормативы должны дифференцироваться по регионам (ботанико-географическим зонам), типам экосистем, типам производств и режимам природопользования.

Предлагаемая концепция нормирования имеет прикладной характер, поскольку все в ней подчинено достижению конкретной цели. При ее разработке сделаны следующие существенные упрощения и допущения:

— все рассуждения ведутся в предположении, что экосистемы как в фоновом, так и в трансформированном состоянии находятся на стационарных режимах функционирования (это позволяет зависимости доза — эффект — время редуцировать до зависимостей доза — эффект);

---

* При этом не учитывается необходимость дополнительного снижения нагрузки (а также существенных рекультивационных мероприятий), которое потребуется для возврата уже деградированных экосистем в исходное состояние.

— нормативы получены для определенной структуры выбросов, а при ее существенном изменении необходима разработка новых;

— схема исследований может быть корректно осуществлена лишь в том регионе, фоновая среда которого мало отличается от доиндустриального состояния, т. е. сама считается «хорошей».

Кроме того, в концепции имеются следующие слабые места:

— разбиение параметров на основные и коррелятивные осуществляется экспертным путем;

— в полученном нормативе не учитываются возможные отдаленные последствия действия загрязнения (т. е. норматив дает гарантии только на время, равное периоду действия предприятия, возле которого он получен);

— нормативы не имеют запаса прочности (введение коэффициентов запаса привело бы к значительному субъективизму);

— вторичные (технологические) нормативы базируются на материалах официальной статистической отчетности о выбросах, которая может быть неполной.

Единственное достоинство концепции в том, что она позволяет получать реальные нормативы, которые могут быть непосредственно использованы на практике и в которых степень субъективизма сведена к минимуму. Ниже мы подробнее обсудим основные ее положения.

ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНОСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

В реализации процедуры нормирования можно выделить следующие этапы.

1. Выбор полигона исследований, отвечающего определенным требованиям и служащего аналогом для существующих и проектируемых производств.

2. Экспедиционные работы по отбору проб субстратов для химического анализа и конструирования адекватной меры нагрузки.

3. Измерение меры нагрузки на каждой пробной площади полигона.

4. Формирование перечня подлежащих регистрации основных и коррелятивных параметров экосистем.

5. Регистрация на каждой пробной площади основных и коррелятивных параметров экосистем.

6. Построение зависимости доза — эффект для всех регистрируемых параметров, которые закономерно изменяются в градиенте нагрузки; подбор аппроксимирующего ее уравнения логистической кривой.

7. Нахождение критических точек логистических кривых для всех параметров. Выбор наименьших абсцисс этих точек для

Рис. 12. Схема последовательности экологического нормирования

подмножеств основных и коррелятивных параметров. Определение первичных экологических нормативов.

8. Сравнение найденных ПДЭН с гигиеническими ПДК по основным ингредиентам выбросов для воздуха, почвы и продуктов питания. Если ПДК менее жесткие, чем ПДЭН, они в расчет не принимаются; если ПДК более жесткие, чем ПДЭН, дальнейшие построения базируются на них (на их основе вычисляется соответствующая мера нагрузки).

9. Анализ технологического цикла производства. Определение абсолютных и удельных показателей выбросов.

10. Расчет вторичных экологических нормативов, имеющих смысл абсолютных и удельных показателей производства, при которых нормальное состояние экосистем наблюдается «у стен завода».

Последовательность экологического нормирования показана на рис. 12.

Рис. 13. Форма представления экологических нормативов

ВИДЫ НОРМАТИВОВ

Полученные нормативы могут быть выражены в абсолютной и относительной формах, которые могут быть выведены одна из другой (рис. 13). Кроме того, каждый норматив имеет две временны́е разновидности: текущий (оперативный) — для существующих производств и ознакомительный (перспективный) — для проектируемых.

Наиболее информативная форма первичных нормативов — необходимая кратность снижения выбросов. Абсолютные значения параметров биоты мало пригодны для непосредственного использования в силу трудностей их измерения и контроля, обусловленных их значительной естественной вариабельностью.

ВЫБОР ПОЛИГОНА ИССЛЕДОВАНИЙ

Натурные наблюдения для разработки нормативов ведутся на специально организуемых полигонах, представляющих собой набор пробных площадей, который дает градиент нагрузки от максимального уровня до минимального. В качестве минимального уровня принимается фоновая нагрузка — нагрузка от регио-

нальных и глобальных выпадений, вне локальных источников.

Полигон должен отвечать следующим критериям.

1. Источник эмиссии поллютантов действует достаточно долго — в течение времени, соизмеримого с периодом жизни видов-эдификаторов (для лесных экосистем это около 50 лет). При этом трансформация экосистем должна выйти на стационарный уровень.

2. Пробные площади полигона представляют собой генетически однотипные биогеоценозы, находящиеся в одинаковых элементах рельефа и имеющие до начала действия источника выбросов сходный флористический состав.

3. Полигон должен «выходить» на региональный фон, а не «упираться» в зону действия другого источника выбросов.

4. Источник выбросов должен быть достаточно мощным, чтобы на полигоне можно было разместить необходимое число пробных площадей.

5. Структура выбросов и их величина должны мало меняться в течение времени действия источника.

6. Полигон должен «поставлять» для исследования только тот вид нагрузки, который регламентируется, т. е. необходимо исключать, например, сочетанное действие нескольких источников, источника и сильного выпаса, а также рекреационного воздействия и т. д.

7. Должна быть подробная информация о структуре и абсолютных величинах выбросов.

Пробные площади полигона могут находиться на разных направлениях от источника выбросов (даже при асимметричной розе ветров); важно, чтобы их совокупность образовывала достаточно дробный градиент нагрузки. Количество пробных площадей должно быть не менее 25—30, это необходимо для корректной аппроксимации зависимости доза — эффект. Желательно, чтобы пробные площади были постоянными.

Результаты, полученные на данном полигоне, служат нормативами для производств проектируемых и тех, фоновая среда которых не позволяет проводить корректные исследования. Другими словами, нормативы не могут быть получены возле любого источника выбросов (но могут быть применены к любому). Очевидно, что полигон должен служить адекватным аналогом для других объектов (одинаковые физико-географические условия, структура и величина выбросов).

МЕРА НАГРУЗКИ

Мера техногенной нагрузки — это показатель, с которым сопоставляются значения параметров биоты в каждой точке градиента. Она должна отвечать следующим требованиям:

— быть легко измеримой в любой точке пространства;

— служить интегральным показателем (индексом, трассе-

ром) воздействия всех токсических агентов от данного источника выбросов (следовательно, это должна быть относительная величина, а не величина концентрации отдельных поллютантов);

— быть сопоставимой с удельными и абсолютными показателями выбросов;

— иметь экологическую «значимость» (т. е. отношение к токсическим эффектам).

Ориентируясь на перечисленные критерии, можно предложить такую последовательность построения меры нагрузки.

1. Отбирается достаточно большое число (порядка 100) проб субстрата вдоль градиента загрязнения. Концентрация поллютантов в данном субстрате должна характеризовать либо «вход» токсикантов в экосистему (например в снеге, в сорбентах на планшетах и т. д.), либо содержание в депо (например в почве, подстилке, донных отложениях, торфах и т. д.).

2. Проводится химический анализ проб для определения концентраций основных токсических ингредиентов выбросов (их список обусловлен особенностями технологических процессов). Вещества должны определяться в форме, близкой к той, от которой зависят их биогеохимическая активность и токсическое действие на живые организмы (например, для тяжелых металлов — растворимой в слабо кислой среде).

3. Все соединения ранжируются по признаку максимальной «техногенности» с помощью критерия

$$\left(\frac{\text{концентрация возле источника}}{\text{концентрация геохимического фона}}\right)\rightarrow\max.$$

4. Конструируется набор возможных индексов нагрузки, представляющих различные функционалы от концентраций наиболее техногенных ингредиентов. Примеры формул приведены в разделе 4.2.

5. Эти же пробы анализируются с помощью нескольких биотестов (например одноклеточных водорослей, инфузорий, дафний и т. д.). Подбор биотестов осуществляется на основе априорной информации об их чувствительности к данным токсикантам.

6. Среди биотестов выбирается особенно чувствительный и информативный по критериям:

$$\left(\frac{\text{максимальное значение} - \text{минимальное значение}}{\text{максимальное значение}}\right)\rightarrow\max,$$

$$\left(\frac{\text{дисперсия средних значений на всем градиенте нагрузки}}{\text{средняя дисперсия значений повторностей для одной пробы}}\right)\rightarrow\max,$$

7. Среди индексов нагрузки выбирается самый подходящий по критерию

$$\left.\begin{array}{l}\text{теснота}\\ \text{линейность}\\ \text{устойчивость}\end{array}\right\}\text{связи индекса с наилучшим биотестом}\rightarrow\max.$$

При этом теснота оценивается корреляционным отношением, линейность — коэффициентом криволинейности (разность между квадратом корреляционного отношения и квадратом коэффициента корреляции), устойчивость — по дисперсии коэффициентов корреляции случайных подвыборок из анализируемой выборки.

Полученный индекс интерпретируется либо как величина превышения фоновой нагрузки, либо как доля от максимальной нагрузки. Обе формы взаимно обращаемы через соотношение

$$\text{мера — доля} = \frac{\text{мера — превышение}}{\text{максимальное превышение}}$$

ВЫБОР ПАРАМЕТРОВ БИОТЫ

1. Интуитивно ясно, что из бесконечного набора параметров экосистемы одни более важны для разработки нормативов, другие — менее. Объективное разделение осуществить довольно сложно, что иногда приводит к выводу о равнозначности всех возможных параметров. Мы считаем, что для нормирования необходимо четко разделить все параметры экосистемы на две неравнозначные группы — основные и коррелятивные. Критерии причисления параметра к основным вытекают из принципа антропоцентризма. Это выполнение экосистемой социальных (экономических и эстетических) функций; обеспечение устойчивости экосистемы (поддержания существующего состояния); «вклад» экосистемы в функционирование экосистем более высокого ранга (биосферные функции).

Параметр должен считаться основным, если он отвечает какому-либо одному или более критерию. Коррелятивные переменные должны быть опережающими индикаторами изменения основных.

2. Сама процедура разделения параметров на основные и коррелятивные может осуществляться с помощью экспертных оценок либо численных экспериментов на концептуально-балансовых моделях экосистем.

3. Любой компонент может быть описан бесконечным набором показателей (например, состояние лесной подстилки может описываться ее массой, толщиной, скоростью разложения, соотношением слоев и т. д.). Каждый из этих показателей имеет смысл индекса состояния — он важен не сам по себе, а лишь настолько, насколько информативно характеризует компонент. В предлагаемом подходе нигде не используется процедура усреднения, не накладывается никаких априорных ограничений на число показателей. Все они могут использоваться параллельно и конкурировать за место наиболее адекватного. Определенная избыточность может служить гарантией надежности выводов.

4. Показатели могут быть экосистемного, популяционного, организменного и суборганизменного уровней организации — лишь бы они были адекватными индексами состояний. (Соответственно, не накладывается ограничений на их размерность.)

5. Поскольку всегда существует необходимость ограничения набора переменных, предпочтение надо отдавать таким показателям, которые удовлетворяют следующим критериям:

— интегральность (интегральные показатели более стабильны и являются результирующими величинами многих разнонаправленных процессов);

— неспецифичность отклика на воздействие;

— способность генерализовать ответ в пространстве и во времени (площадные оценки, а не точечные; результирующие, а не моментальные);

— малые затраты на измерение, возможность неразрушающей регистрации (визуальной или дистанционной);

— надежность результатов (минимальная дисперсия при одинаковых условиях измерения, небольшая чувствительность к мешающим факторам);

— малое характерное время изменения параметров (оно должно быть существенно меньше времени действия источника загрязнения, возле которого проводятся исследования).

6. В конечном итоге должно быть генерировано два списка переменных, которые подлежат регистрации на каждой площадке полигона: основные (показатели, характеризующие основные параметры) и коррелятивные (показатели, не относящиеся к основным, но более чувствительные и могущие косвенно отражать их состояние). Такие ориентировочные списки для нескольких типов экосистем приведены в приложении 1.

ФОРМА ПРЕДСТАВЛЕНИЯ ДАННЫХ О БИОТЕ

Поскольку необходимо сопоставление в единой шкале разнородного массива (с различной размерностью) первичных данных, удобно оперировать величинами, приведенными в стандартный интервал (от 0 до 1). Это осуществляется преобразованием исходных данных в одну из функций желательности (формула (10)). Для удобства сопоставления принимается, что параметр достигает максимальных значений в фоновой области (если имеет место обратная ситуация, используется величина, дополнительная к максимуму).

Преобразованные данные могут быть непосредственно сопоставлены друг с другом. Поскольку мы не используем генерализацию переменных в виде каких-либо средних, вводимая преобразованием равнозначность всех параметров не вызывает проблем выбора весов или других трудностей. В случае, если параметр представлен несколькими равнозначными сериями измерений (например в разные годы или в несколько отличаю-

щихся условиях) и необходимо объединение данных в единую серию, максимальные и минимальные значения выбираются для каждой серии. Это позволяет несколько нивелировать различия, обусловленные действием мешающих факторов.

При слабых уровнях загрязнения часто наблюдается эффект стимуляции. Кроме того, в данной области градиента нагрузки достаточно велико варьирование параметров вследствие локальной мозаичности среды. Все это может существенным образом искажать форму дозовых зависимостей. Во избежание такого эффекта можно воспользоваться функцией желательности другого вида (см. формулу (56) приложения 2), в которой всем фоновым значениям соответствует максимальная желательность (единица), независимо от их абсолютных значений.

ФОРМА ЗАВИСИМОСТИ ДОЗА — ЭФФЕКТ

В качестве аналитической формы зависимости доза — эффект для экосистемных параметров целесообразно выбрать логистическую функцию. Вычислительные аспекты использования этого уравнения рассмотрены в приложении 2. Целесообразность выбора именно этого уравнения можно обосновать следующим.

1. Большинство дозовых зависимостей для экосистемных параметров при техногенном загрязнении имеет вид *S*-образной кривой и, следовательно, может хорошо аппроксимироваться логистическим уравнением (это утверждение принимается как эмпирическое обобщение).

2. Логистическое уравнение отражает современные представления о существовании пределов устойчивости экосистем к воздействиям и наличии порога в дозовой зависимости. Это дает основание для объективного установления предельно допустимых экологических нагрузок.

3. Логистическое уравнение имеет достаточно большую степень общности при описании различных кривых, в том числе и отличающихся от *S*-образных (оно может «вырождаться», например, до почти линейных зависимостей), что придает известную гибкость математическому аппарату.

4. Логистическая кривая имеет несколько критических точек, которым может быть дана содержательная интерпретация. Это позволяет достаточно объективно устанавливать величины порогов.

5. Логистические кривые широко используются в токсикологических исследованиях (так называемый логистический и пробит-анализ). Это позволяет осуществить преемственность санитарно-гигиенического и экологического нормирования.

Учитывая все названные аспекты, логистической кривой необходимо отдавать предпочтение даже в тех случаях, когда зависимости могут быть лучше аппроксимированы другими уравнениями.

КРИТИЧЕСКИЕ ТОЧКИ И ПЕРВИЧНЫЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ

Под критическими точками понимаются такие участки, где происходят качественные скачки функции, т. е. малому приращению аргумента соответствует непропорционально большое приращение функции. Выявить критические точки можно с помощью анализа производных. Эта процедура подробно описана в приложении 2.

Для логистической кривой выделяются три критические точки — верхняя, средняя и нижняя. Их интерпретация может быть следующей. Участок до верхней и после нижней точек — область стабильных значений параметра (медленных изменений). Участок между критическими точками — область нестабильности (быстрых изменений). Средняя точка имеет смысл «полулетальной дозы», т. е. это значение меры нагрузки, соответствующее 50 %-му изменению параметра.

Наибольший интерес представляет верхняя критическая точка — после ее прохождения начинается наиболее быстрое и, следовательно, недопустимое изменение параметра. Ее абсцисса может быть принята в качестве критической нагрузки.

Для получения первичного норматива ПДЭН необходимо:

— выявить все основные и коррелятивные параметры, которые закономерно изменяются в градиенте загрязнения (т. е. те, которые не остаются стабильными);

— для каждого параметра найти аппроксимирующее уравнение логистической кривой и его верхнюю критическую точку;

— в каждой из групп выбрать минимальное значение абсцисс критических точек. При этом значение для подмножества основных параметров принимается в качестве текущего норматива, коррелятивных — в качестве ознакомительного.

Использование минимальных значений нагрузок, а не каких-либо форм усреднения означает реализацию принципа «слабого звена» в экосистеме.

ГИГИЕНИЧЕСКИЕ ПДК И ПДЭН

Человек как биологический вид также должен входить в систему экологического нормирования. Если бы не было развитой системы санитарно-гигиенических регламентов, показатели человеческих популяций должны были бы быть включены в схему экологического нормирования наряду с другими параметрами биоты. Ситуация упрощается, поскольку для многих традиционных эксгалатов существуют гигиенические ПДК. Остается соотнести их с первичными экологическими нормативами. Это можно осуществить следующим образом.

В точках пространства, соответствующих найденным значениям ПДЭН, определяются концентрации токсикантов в воз-

духе, почве и продуктах питания (грибах, ягодах, лекарственных растениях, молоке, кормах для сельскохозяйственных животных). Если эти концентрации ниже соответствующих ПДК, то найденные экологические нормативы более жесткие. В этом случае ПДК в расчет не принимаются, так как их выполнение гарантируется выполнением ПДЭН. Если концентрации в субстратах превышают ПДК, ситуация обратная и выполнение ПДК обеспечивает выполнение ПДЭН. В этом случае по значениям ПДК вычисляется величина принятого индекса нагрузки, которая будет служить первичным экологическим нормативом, и все дальнейшие расчеты будут основываться на ней.

ВТОРИЧНЫЕ НОРМАТИВЫ

Вторичные экологические нормативы — это абсолютные и удельные величины выбросов, при которых на всей территории возле источника (т. е. за пределами завода) экосистемы находятся в нормальном состоянии. Нормативы могут быть получены на основе следующего элементарного соображения. Существующие величины выбросов соответствуют найденной максимальной мере нагрузки. Требуется найти такую величину выбросов, которая будет соответствовать полученной предельно допустимой нагрузке. Это осуществляется обычной пропорцией, т. е.

$$\text{норматив} = \text{величина выбросов} \times \frac{\text{предельная нагрузка}}{\text{максимальная нагрузка}}.$$

При оперировании полученными нормативами как руководством к действию показатели выбросов должны быть достигнуты по каждому ингредиенту в отдельности, а не в среднем по всем (это определяется тем, что норматив разработан для установленной структуры выбросов).

Значительную сложность представляет получение правдивой информации о величинах выбросов. Сообщаемые в обязательной статистической отчетности цифры зачастую не соответствуют действительности. Поэтому всегда предпочтительно получать данные путем натурных измерений. Но даже если это затруднительно, можно принять, что доля занижения объемов выбросов по сравнению с истинными в отчетности составляет хотя и не известную, но постоянную величину. Тогда вторичные нормативы не теряют своего изначального предназначения, поскольку первичные выражены в относительных единицах (кратность снижения). Впрочем, очерченный круг вопросов составляет сложную проблему, которая выходит за рамки данной работы. Но несомненно, что от ее решения во многом зависит эффективность нормативов как управляющего звена в природопользовании.

ВРЕМЕННЫЕ ЭТАПЫ ПРОЦЕДУРЫ НОРМИРОВАНИЯ

Получение экологических нормативов — длительный и дорогостоящий процесс, состоящий из нескольких этапов.

1. Рекогносцировочные исследования — анализ технологического цикла источника выбросов, выбор конкретного полигона, составление списков переменных.

2. Отбор первичной информации — выбор и измерение меры нагрузки в необходимых точках полигона, регистрация параметров биоты, получение информации о выбросах производства.

3. Выработка нормативов — анализ зависимостей доза — эффект, получение первичных и вторичных экологических нормативов.

Этапы 1, 3 могут занимать по полгода, этап 2 — два — три года (его длительность определяется сезонностью полевых работ). Таким образом, получение норматива занимает три — четыре года.

ОБЛАСТЬ АДЕКВАТНОСТИ НОРМАТИВОВ

Конкретный норматив разрабатывается для конкретных ситуаций: определенного региона (по ботанико-географическим зонам или подзонам); определенного типа биогеоценоза (маркерами служат фитоценоз и почвенный покров); определенного типа производства (структура и характер выбросов, особенности технологических циклов). Некорректно переносить полученный норматив в другую ситуацию.

В первом приближении возможно применение нормативов, разработанных для менее устойчивых экосистем, как значений для более устойчивых (так как более жесткий норматив будет покрывать неизвестный менее жесткий). Априорная информация об устойчивости различных типов экосистем к техногенному загрязнению может быть следующей: более устойчивы травяные экосистемы по сравнению с лесными, лиственные леса — по сравнению с хвойными, высокогумусные почвы с близкой к нейтральной реакцией — по сравнению с малогумусными кислыми почвами. Вероятно, возможно перенесение нормативов из одной физико-географической подзоны в другую в пределах одной зоны.

ОРИГИНАЛЬНОСТЬ КОНЦЕПЦИИ

Настоящая концепция нормирования по сути компилятивна, но в ней критически переосмыслены существующие подходы к проблеме. Используя образ Нильса Бора, можно сказать, что мы «карлики», стоящие на плечах «гигантов», но видящие из-за этого чуть дальше.

Таблица 3

Различия между авторской концепцией нормирования и подходом А. М. Степанова

Пункт разногласий	Подход А. М. Степанова	Подход авторов
1. Генерализация данных о биоте	Все показатели усредняются с помощью ИКС (среднее нормированных к максимуму величин). Ограничение числа параметров (для каждого компонента — три показателя)	Усреднения данных нет. Идет поиск слабого звена в экосистеме; нормативы базируются на анализе этого слабого звена. Нет ограничений на число показателей
2. Генерализация данных о загрязнении	Признание равнозначности всех ингредиентов выбросов. Усреднение нормированных к максимуму величин (возможность использования «бесконечного» числа токсикантов для получения средней меры нагрузки)	Использование специально сконструированной меры нагрузки из ограниченного числа наиболее «техногенных» поллютантов. Выбор меры по максимальной тесноте связи с наиболее чувствительным тест-объектом
3. Способ получения экологических нормативов	Связь данных о биоте и нагрузке осуществляется не напрямую, а через пространство (для этого привлекаются модели атмосферных переносов)	Данные о биоте и нагрузке сопоставляются напрямую через построение зависимости доза — эффект. Нормативы получаются из анализа этой зависимости
4. Возможность экстраполяции результатов	Полученный норматив можно использовать для источника с другой структурой выбросов	Норматив может быть использован только для данной структуры выбросов
5. Анализ кривой доза — эффект	Критическая точка на кривой определяется «на глаз»	Критические точки определяются как точки перегиба функции
6. Способ организации исследований	Пробные площади выбираются на четырех румбах (по пять —семь точек на луче)	Единый полигон, создающий градиент нагрузки: пробные площади располагаются вне зависимости от направления и розы ветров

Отправной точкой для разработки концепции были труды А. М. Степанова, Т. Д. Александровой, А. Д. Арманда. Нами ассимилированы идеи С. С. Шварца, Н. С. Строганова, В. Д. Федорова и А. П. Левича, Д. А. Криволуцкого, Ф. А. Тихомирова и Е. А. Федорова, Ю. Г. Пузаченко, М. Д. Гродзинского, Ю. И. Леплинского и Т. С. Самойловой. Мы использовали так-

же работы многих других авторов, не включенные в обзор (глава 3) только из-за того, что они написаны в тезисной форме (Абалаков, Медведев, 1992; Безель и др., 1992; Волкова, Крылов, 1988; Дзыбов, 1992; Игамбердиев, 1992; Казаков, 1992; Крючков, 1988; Мамитко, 1992; Морозов, 1992; Снакин и др., 1992; Филиппенко, 1990). Мы не сочли возможным применить подходы Ю. А. Израэля, В. С. Николаевского, К. В. Тэрыцэ и А. Д. Покаржевского, поскольку проблема в них рассматривается либо на организменном уровне (полная аналогия концепции ПДК, но только не для человека), либо на региональном и глобальном уровнях нормирования.

В настоящее время наиболее завершенными нам представляются взгляды на экологическое нормирование А. М. Степанова. Между ними и нашей концепцией имеются определенные различия, для наглядности они сведены в табл. 3.

ЧАСТЬ II

ОПЫТ РЕАЛИЗАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

Глава 7

РЕАКЦИЯ ЭКОСИСТЕМ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ. ФЕНОМЕНОЛОГИЯ ИЗМЕНЕНИЙ

Настоящая глава состоит из очерков, посвященных изменению различных компонентов лесных экосистем под действием загрязнения промышленными выбросами. Исследования проведены на одном полигоне и примерно в одно время. Это дает возможность получить не искаженную различными неувязками картину техногенных трансформаций.

Мы стремились к тому, чтобы эта картина была максимально подробной. Исследованы важнейшие компоненты экосистемы — почвенный покров, древесный и травяно-кустарничковый ярусы, лесная подстилка, почвенные ферменты, населения почвенной мезофауны, птиц, мелких млекопитающих, беспозвоночных-хортобионтов, муравьев, сообщества эпифитных лишайников. К сожалению, мы не располагаем информацией о почвенных микроартроподах, простейших, водорослях, грибах, беспозвоночных-дендробионтах и ряде других групп. Лишь по косвенным показателям изучен почвенный микробоценоз. В то же время мы полагаем, что приводимый в этой главе материал — одна из наиболее полных и комплексных характеристик техногенных трансформаций экосистем. При анализе всех компонентов акцент сделан на рассмотрении параметров экосистемного и популяционного уровней; показатели более низких уровней организации представлены фрагментарно.

Важно подчеркнуть, что вторая часть названия главы полностью отражает стиль изложения — дается лишь «внешнее» описание изменений без подробного раскрытия их механизмов. Это сделано умышленно: во-первых, познание механизмов и причинных связей — на порядок более сложная задача и для ее решения нужны специальные исследования; во-вторых, это не предмет экологического нормирования (данные вопросы решаются в рамках экологической диагностики).

Еще одно предварительное замечание. В очерках дана огрубленная картина изменений — как бы взгляд со значительного расстояния. Это также сделано умышленно: более подробный анализ трансформаций, связанный с получением дозовых зависимостей, сделан в главе 9. Здесь же рассмотрены мате-

риалы, позволяющие представить целостную картину. При этом значения параметров в фоновой зоне дают информацию о нормальном состоянии, в импактной — о ярко выраженной патологии. Переход между этими крайними уровнями происходит в буферной зоне. Таким образом, имеется предварительная информация, необходимая для нахождения критических нагрузок.

7.1. ПОЛИГОН ИССЛЕДОВАНИЙ

В качестве полигона для натурных исследований выбрана территория, прилегающая к Среднеуральскому медеплавильному заводу (СУМЗу), расположенному возле г. Ревда Свердловской области (рис. 14). Данный полигон отвечает выдвинутым требованиям (см. главу 6) почти по всем пунктам.

Источник выбросов действует с 1940 г., т. е. на момент проведения работ — около 50 лет. При этом вокруг него концентрически располагаются ярко выраженные зоны поражения. Роза ветров асимметрична — преобладают ветры, дующие в восточном направлении. Полигон располагается к западу от завода, т. е. против господствующих ветров. Это определяет небольшую протяженность градиента загрязнения, который выходит на региональный фон, а не пересекается с зонами загрязнения от соседних источников. СУМЗ по объему токсичных выбросов — единственный крупный источник в рассматриваемом районе. Следовательно, в первом приближении он может считаться моноисточником. Пробные площади удалены от ближайших населенных пунктов на значительное расстояние. Это дает возможность говорить о почти полном исключении рекреационного воздействия на площадках полигона.

Специфика токсического эффекта выбросов медеплавильного завода заключается в сочетанном действии тяжелых металлов и сернистого ангидрида. Последний, подкисляя среду, увеличивает подвижность, следовательно, и биологическую активность ионов металлов, приводит к резкому усилению их токсического воздействия на биоту.

Структура выбросов исследуемого нами источника эмиссии следующая: соотношение (по массе) твердых и газообразных выбросов равно 1 : 8,44; доля (по массе) ингредиентов газообразных выбросов, %: SO_2 — 98,7, HF — 0,75, NO_x — 0,35, прочие (сероуглерод, сероводород, угарный газ и др.) — 0,15; доля (по массе) элементов, адсорбированных на твердых частицах, %: Cu — 46,88, Zn — 31,51, As — 11,48, Pb — 10,12.

Общий объем и удельные показатели выбросов (за 1989 г.) приведены в табл. 4 (предоставлены техническим отделом СУМЗа). На предприятии действуют два основных цеха: медеплавильный, дающий основной вклад в загрязнение воздуха (87,5 % всех выбросов), и сернокислотный. Поэтому удельные показатели выбросов приведены на продукцию и сырье именно

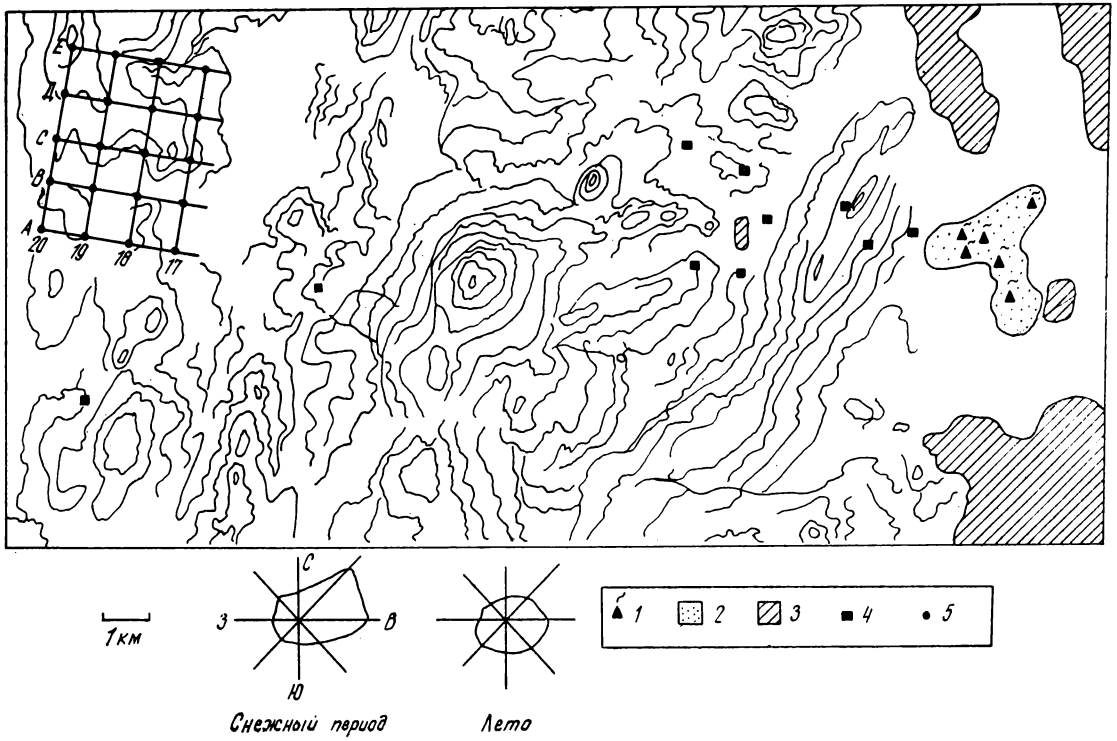


Рис. 14. Схема полигона исследований.

1 — источник выбросов, *2* — территория промышленных площадок, *3* — территория населенных пунктов, *4* — постоянные пробные площади, *5* — пробные площади в узлах сетки 5×20 км (фрагмент), площадка обозначается буквой (А, В, С, Д, Е) и цифрой, соответствующей расстоянию до завода в километрах

Таблица 4

Абсолютные и удельные величины выбросов

Ингредиент	Масса выбросов, т/год	Удельные выбросы (кг/т) на единицу	
		сырья	продукции
SO_2	134088,8	135,95	985,2
HF	1015,5	1,03	7,5
Cu	2610,3	2,65	19,2
Zn	1753,9	1,78	12,9
As	639,1	0,65	4,7
Pb	563,6	0,57	3,9

медеплавильного цеха (черновая медь и руда). Объем и структура выбросов были почти постоянными в 1986—1990 гг. (т. е. в период проведения основных натурных исследований), меняясь в пределах 5—7 %.

Очень коротко остановимся на общей характеристике района исследований. Согласно физико-географическому районированию, территория относится к таежной географической зоне, к провинции низкогорной, наиболее сниженной, полосы Среднего Урала (абсолютные высоты — от 100—150 до 450 м над уровнем моря) (Прокаев, 1976). Характерна значительная расчлененность речными долинами. Имеют место метаморфические горные породы (сланцы, песчаники, окремнелые известняки, кварциты). Климат умеренно холодный, достаточно влажный. Среднегодовая температура +1 °С, среднемесячная января —16...—17 °С, июля — +16...+18 °С. Безморозный период — менее 90 дней. Годовое количество осадков 400—600 мм. Мощность снегового покрова достигает 40—50 см и более (Прокаев, 1976).

Лесистость района составляет более 60 %. В основном произрастают темнохвойные леса и производные от них хвойно-лиственные, березовые и осиновые. В почвенном покрове преобладают бурые горно-лесные, темно-серые, серые, оподзоленные и глееватые почвы, в поймах рек — дерново-луговые. Большинство постоянных пробных площадей полигона (см. рис. 14) заложено в одинаковых элементах рельефа (нижняя часть склона); исходно на них представлен один тип леса — ельник-пихтарник липняковый на серых лесных почвах.

При приближении к источнику выбросов происходит постепенная трансформация растительности. В наиболее близких к заводу точках наблюдается полная гибель древостоя. При этом травяной ярус либо отсутствует, либо состоит из хвоща и злаков; сильно развит моховой покров. Имеются эродированные участки с почти полностью смытой подстилкой и гумусным горизонтом почвы.

Постоянные пробные площади охватывают участки с различной степенью поражения экосистем. При этом в соответствии

с традицией могут быть выделены три качественно отличающиеся зоны — фоновая, буферная и импактная. Для разных компонентов их абсолютные размеры различны. Кроме того, протяженность зон неодинакова в разных направлениях. В большинстве случаев в западном направлении импактная зона простирается до 2—3 км от границы завода, буферная — от 3 до 4—5 км, фоновая — от 6—7 км и далее. Вся территория завода и прилегающие участки (в западном направлении до 0,5 км от границы, в восточном — до 2 км) представляют собой техногенную пустыню, почти полностью лишенную высшей растительности и верхних горизонтов почвы.

Кроме постоянных пробных площадей для исследований использовались временные площадки, заложенные в узлах регулярной сетки размером 5×20 км с шагом в 1 км (ее фрагмент показан на рис. 14). При этом площади различаются положением в рельефе, типом почвы и леса (представлены в основном ельники-пихтарники, сосняки и березняки).

Почти для каждой постоянной и временной пробных площадей имеется информация о выпадении тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd) за зиму (по данным загрязнения снегового покрова) и об их концентрации в верхнем слое почвы (см. главу 8).

7.2. ВЫСШАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ *

Высшая растительность играет ключевую роль в большинстве наземных экосистем. Являясь первичными продуцентами, растения определяют все природные статьи баланса вещества и энергии. Трансформация растительности в результате техногенного загрязнения кардинально меняет внешний облик экосистемы и влечет за собой изменение всего ее внутреннего мира.

В лесных сообществах обычно выделяют три группы показателей состояния, которые могут использоваться для обнаружения реакций на антропогенные факторы. Это параметры древостоя (сомкнутость полога, полнота, класс бонитета, плотность, запас, санитарное состояние); возобновления пород-лесообразователей (количество и качество подроста); напочвенного покрова (видовой состав, биомасса, соотношение экотипов, ценотипов и т. д.). Наибольшее значение имеет первая группа, поскольку древостой принимает на себя основную нагрузку, определяя всю последующую циркуляцию поллютантов в экосистеме.

Показатели второй группы менее информативны. Обычно наблюдается не столько прямое действие токсикантов на процесс возобновления, сколько косвенное (через изменение ценотической среды). Это затрудняет интерпретацию результатов.

* Авторы раздела Г. Н. Ахметшина и Е. В. Хантемирова.

Из третьей группы особого внимания заслуживает флористический состав, изменение которого является типовой реакцией любого фитоценоза на стрессовое воздействие (Алексеев, 1982; Лесные экосистемы..., 1990; Степанов, 1988; Сыроид, 1987; Черненькова и др., 1989; Шеметова, 1985; Шялятене, 1988; McLaughlin, 1985; Sienhiegwieg, 1989; и др.). Травяно-кустарничковый ярус наиболее мобилен и раньше древостоя реагирует на изменение среды.

К настоящему времени выполнено много работ, посвященных анализу воздействия атмосферных загрязнений на растительность. Имеется достаточно данных о накоплении поллютантов в растениях, а также физиологических реакциях и соответствующих анатомических и морфологических отклонениях. В ряде работ приведены шкалы чувствительности различных видов к основным загрязнителям, иногда с указанием пороговой дозы (Бялобок, 1988; Гудериан, 1979; Махнев, Мамаев, 1974; Николаевский, 1979; Рябинин, 1965; Смит, 1985). Много исследований посвящено анализу биохимических изменений (особенно в органах ассимиляции), вызываемых поллютантами (Биоиндикация..., 1988; Илькун, 1979; Николаевский, 1979; Burton, 1986; и др.). Хорошо изучены признаки острых и хронических повреждений у основных видов деревьев-лесообразователей (Алексеев, 1990; Алексеев, Рак, 1985; Грешта, 1970; Енсен, 1982; Кулагин, 1974, 1980; Мэнинг, Тедер, 1985; Рябинин, 1965; Смит, 1985; Соков, Рожков, 1975; Сыроид, 1987; Шялятене, 1988; McLaughlin, 1985; Sienhiegwieg, 1989). Все эти данные позволяют осуществлять биоиндикацию на уровне вида. Высказывается мнение (McLaughlin, 1985), что именно на этом уровне возможно выявление таких сигналов, которые могли бы быть замечены, прежде чем влияние на всю экосистему станет видимым и значимым.

Об изменениях параметров экосистемного уровня информация менее подробна. Установлено, что наибольшему повреждению подвергается древостой (Кулагин, 1974, 1980). При этом фиксируется уменьшение сомкнутости полога, полноты древостоя, его плотности и запаса (Алексеев, 1982, 1990; Рябинин, 1965; Степанов, 1988; Сыроид, 1987; Черненькова и др., 1989; De Vries, 1988; Likens, 1989; McLaughlin, 1985; Sienhiegwieg, 1989). Наблюдаются понижение класса бонитета и уменьшение продуктивности (Грешта, 1970; Смит, 1985; Шялятене, 1988; McLaughlin, 1985).

Важное значение имеет изучение действия токсикантов на процесс возобновления. Большинство исследований (особенно для ранних этапов онтогенеза древесных растений) выполнено в лабораторных условиях. Обычно отмечается снижение семенной продуктивности и всхожести семян в условиях загрязнения (Лесные экосистемы..., 1990; McLaughlin, 1985; Schier, 1987).

Возобновление на стадии подроста при атмосферном загряз-

нении изучено менее подробно. В большинстве работ этот вопрос едва затронут (Лесные экосистемы..., 1990; Николаевский, 1979; Сыроид, 1987; Шеметова, 1988). Показано изменение соотношения категорий состояния молодняка сосны в зависимости от расстояния до источника эмиссии (Шялятене, 1988). Отмечается снижение общей успешности возобновления в условиях загрязнения (Черненькова, 1986; Сыроид, 1987).

При анализе травяно-кустарничкового яруса авторы многих работ (Алексеев, 1982; Сыроид, 1987; Маркин, 1991; Махнев и др., 1990; Черненькова, 1986; Черненькова и др., 1989; Шялятене, 1988; De Vries, 1988; Likens, 1989; McLaughlin, 1985; Sienhiegwieg, 1989) в первую очередь регистрируют изменение флористического состава, сопровождающееся уменьшением общего видового богатства. Обычно наблюдается как выпадение чувствительных видов и усиленное развитие более толерантных, так и внедрение в сообщество видов, ранее для него не характерных, но оказавшихся хорошо приспособленными к новым условиям. При этом общая биомасса травостоя может не претерпевать закономерных изменений (Степанов, 1988). В условиях средней тайги действие выбросов медеплавильных комбинатов приводит к выпадению видов лесного разнотравья, увеличению доли злаков, синантропных и луговых видов (Махнев и др., 1990).

Методика

Работы проведены в июле — августе 1989 г. на 28 пробных площадях (25×25 м), расположенных в импактной (1, 2 и 3 км от завода), буферной (4 и 6 км) и фоновой (30 км) зонах. На каждом удалении (кроме 3 км) было заложено по пять площадей.

На всех площадках исходно представлен один и тот же тип леса — ельник-пихтарник липняковый. На каждой пробной площади проведены таксационное описание древостоя (сплошной перечет деревьев с измерением диаметра и оценкой санитарного состояния по шести категориям, согласно «Санитарным правилам...» (1970)), определение высоты и возраста пяти модельных деревьев, измерение сомкнутости полога и полноты древостоя. Для характеристики возобновления сделан учет подроста ели и пихты старше пяти лет на пяти площадках размером 5×5 м, а также всходов и самосева этих пород на 15 площадках размером 1×1 м в пределах пробной площади. На каждой пробной площади определен состав травяного яруса с указанием относительного обилия по шкале Друде. Измерено проективное покрытие мха. В период максимального развития фитомассы взяты укосы с 15 площадок (50×50 см) в пределах каждой пробной площади.

Биоэкологическая характеристика (ценотип, экотип и т. д.) для каждого вида травостоя дана по литературным данным. Материалы по древостою обработаны общепринятыми методиками с использованием таксационных таблиц. Жизненное состояние древостоя оценивали как долю особей первых трех категорий санитарного состояния.

Результаты и обсуждение

Изменение параметров древесного, травяно-кустарничкового и мохового ярусов представлено в табл. 5, флористического состава травостоя — в табл. 6 (обилие по шкале Друде переведено в баллы: 1 — sol, 2 — sp, 3 — cop 1, 4 — cop 2, 5 — cop 3; показано среднее обилие по пяти площадкам). Дадим характеристику растительности разных зон нагрузки.

В буферной зоне зарегистрированы изменения параметров древостоя. Отмечается снижение жизненного состояния: в 4 км от завода выявлено увеличение размаха значений данного показателя. Получается, что именно при этом уровне токсической нагрузки начинает проявляться реакция на загрязнение. Уточняет картину показатель доли сухостоя по запасу. Для удаления 4 км зарегистрировано расширение диапазона рассматриваемого показателя: минимальное среднее значение соответствует фону, а максимальное — значительно выше. Следовательно, в буферной зоне активизируются процессы гибели древостоя, хотя величина его запаса сохраняется на уровне фона. Аналогичным образом изменяются доли сухостоя по плотности и полноте для ели и пихты. Эти показатели более информативны, чем абсолютные значения полноты и плотности, для которых явной зависимости от величины нагрузки не наблюдается. Сомкнутость крон в буферной зоне не изменяется. Это, вероятно, связано с лучшим развитием оставшихся деревьев в условиях ослабления внутривидовой конкуренции. Параметры возобновления в буферной зоне сохраняются на уровне фона.

Хотя характер растительной ассоциации не меняется (как и на фоновой территории, она неморально-кисличная), живой напочвенный покров в буферной зоне претерпевает существенные изменения. Уже на удалении 6 км от завода регистрируется его явная деградация. Заметно уменьшается общее видовое богатство: 39 видов в общем флористическом списке вместо фоновых 48. Из мелкотравья исчезает *Orthilia secunda*, меньше обилие *Rubus saxatilis*, больше — *Pyrola rotundifolia*. Виды крупнотравья не выпадают, но уменьшают свое обилие (*Actae spicata, A. erythrocarpa, Thalictrum flavum, Cacalia hastata, Crepis paludosa*). Наблюдаются изменения в представленности видов злаковых. Исчезают *Brachypodium sylvaticum, Melica nutans*, уменьшается обилие *Calamagrostis obtusata*, типичного для темнохвойных лесов. Это приводит к значительному сокра-

Таблица 5

Параметры высшей растительности в разных зонах нагрузки (размах средних на площадку значений)

Параметр	Зона и удаление от завода, км				
	Импактная		Буферная		Фоновая
	1	2	4	6	30
Древостой					
Доля здоровых особей, %					
ели	21—70	32—67	22—55	33—83	49—91
пихты	17—44	16—44	34—53	19—48	35—82
Средняя высота, м					
ели	8,2—10,0	7,3—19,0	13,2—15,1	8,7—11,4	9,6—11,7
пихты	7,5—9,1	6,1—11,3	8,5—10,5	6,8—10,5	8,4—11,0
Средний диаметр, см					
ели	10,0—12,4	11,0—15,5	18,2—25,4	13,3—27,5	12,3—18,7
пихты	7,5—10,6	7,1—8,5	10,0—14,3	10,2—15,0	9,7—14,6
Плотность, шт/га	1440—3056	2960—5296	1712—3456	2704—4320	2304—4112
Запас, м³/га	28—88	71—216	180—302	160—340	170—314
Относительная полнота					
ели	0,17—0,30	0,11—0,60	0,77—1,21	0,26—0,80	0,24—0,63
пихты	0,22—0,63	0,61—1,38	0,41—0,95	1,15—2,05	0,59—1,47
Доля сухостоя, %					
по плотности	27,2—43,9	30,5—48,7	12,9—28,0	7,6—16,9	6,4—34,6
по запасу	11,0—37,7	18,0—29,6	4,1—23,7	3,2—6,3	2,5—11,1
по полноте для ели	3,3—56,0	5,3—30,2	2,3—29,9	0,5—6,5	0,9—15,2
по полноте для пихты	18,2—30,2	19,6—30,9	10,8—24,4	6,1—11,2	2,7—19,4
Сомкнутость крон, %	15—34	28—51	42—52	35—46	34—57
Подрост					
Плотность, шт/га					
ели	400—640	80—720	1120—3840	880—1840	560—1600
пихты	720—1440	1600—2800	1520—6400	2480—3920	1840—3440
Доля нежизнеспособного, %					
ели	37,5—100	0,0—50,0	0,0—42,8	7,1—34,8	5,0—61,5
пихты	9,1—66,7	21,7—55,0	0,0—20,0	4,1—38,7	20,0—74,4
Травостой					
Количество видов на пробную площадь	4—12	7—10	17—25	26—34	24—41
Доля видов, %					
бобовых	0,0	0,0—10,0	0,0—8,0	3,3—7,7	4,2—6,9
злаков	40,0—60,0	14,3—44,4	4,0—11,8	3,8—8,8	3,3—6,9
крупнотравья	0,0—40,0	20,0—42,9	35,3—60,0	43,3—48,3	43,3—56,1
мелкотравья	0,0—25,0	10,0—30,0	29,2—41,2	34,5—43,3	34,2—40,0
эксплерентов	62,5—100	42,9—77,8	32,0—47,1	23,1—31,0	27,6—41,7

Окончание таблицы 5

Параметр	Зона и удаление от завода, км				
	Импактная		Буферная		Фоновая
	1	2	4	6	30
луговых	12,5—80,0	14,3—44,4	11,8—20,8	13,8—20,0	6,7—14,6
лугово-лесных	0,0—12,5	0,0—10,0	4,0—12,5	6,9—11,5	9,8—13,8
лесных	40,0—75,0	50,0—85,7	66,7—80,0	70,0—79,3	72,4—83,3
Биомасса, г/м² . . .	1,8—47,0	0,3—13,3	5,6—34,5	4,2—13,3	5,1—21,1
Доля в биомассе, %					
злаков	0,0—4,7	0,0—14,9	5,5—16,4	0,8—7,6	2,3—20,5
крупнотравья . .	0,0—2,4	0,0—10,6	5,7—36,5	0,5—24,1	15,1—55,4
мелкотравья . .	0,0	0,0	10,3—31,0	34,7—75,5	30,6—68,6
хвоща	95,3—100	74,5—100	16,1—75,5	20,7—33,6	1,5—23,8
эксплерентов . .	100	100	39,4—83,5	14,6—61,5	9,3—39,4
луговых	0,0—4,7	0,0—25,5	1,6—9,0	0,0—1,3	0,0—2,8
лугово-лесных . .	0,0	0,0	0,7—14,7	0,0—7,6	0,8—2,8
лесных (без хвоща)	0,0	0,0—2,5	18,0—61,1	57,5—77,7	75,1—97,6
Моховой ярус					
Покрытие, %	33,7—74,7	55,7—77,0	51,0—64,0	8,3—28,7	11,3—40,7
Биомасса, г/м² . . .	66,6—599	46,8—406	78,9—127	3,0—29,6	1,5—17,5

щению доли данного семейства в биомассе травостоя. В то же время доля злаков в видовом разнообразии остается на уровне фона, поскольку появляются, хотя и с незначительным обилием, *Calamagrostis arundinacea* и *Agrostis tenuis*. Возможно, это связано с уменьшением сомкнутости крон и соответствующим изменением светового режима. Обилие *Equisetum sylvaticum* остается на уровне фона, но увеличивается его доля в биомассе травостоя, что, вероятно, является компенсаторной реакцией на уменьшение участия крупнотравья.

На удалении 6 км от завода наблюдаются изменения в моховом покрове. Уменьшается площадь проективного покрытия, но в то же время увеличивается биомасса. Возможно, это связано со сменой видового состава.

Таким образом, напочвенный покров быстрее древостоя реагирует на загрязнение. Это подтверждает известный факт, что реакции одно-двулетних растений проявляются гораздо раньше, чем видимые реакции древостоя.

В 4 км от источника эмиссии состояние напочвенного покрова заметно отличается от удаления 6 км, что также свидетельствует о высокой мобильности этого компонента фитоценоза. Здесь происходит смена растительной ассоциации: имеющуюся можно охарактеризовать как кислично-разнотравную. Общее видовое богатство изменяется незначительно (35 видов), но заметно падает среднее число видов на пробную площадь (до 17—25 по сравнению с фоновыми 24—41). Наблюдается дальнейшая трансформация структуры травостоя. Виды крупно-

Таблица 6

Видовая структура травяно-кустарничкового и мохового ярусов в разных зонах нагрузки (средний балл по 5-балльной шкале)

Вид	Зона и удаление от завода, км				
	Импактная		Буферная		Фоновая
	1	2	4	6	30
	Травяно-кустарничковый ярус				
Lycopodium annotinum	—	—	—	—	2,0
Brachypodium pinnatum	—	—	—	—	1,0
Impatiens noli-tangere	—	—	—	—	1,0
Trollius europaeus	—	—	—	—	2,0
Valeriana officinalis	—	—	—	—	1,0
Veronica chamaedrys	—	—	—	—	2,0
Galium odoratum	—	—	—	—	2,6
Orthilia secunda	—	—	—	—	2,0
Melica nutans	—	—	—	—	2,0
Goodyera repens	—	—	—	—	2,0
Stellaria holostea	—	—	—	2,0	2,0
Myosotis sylvatica	—	—	—	2,0	2,0
Pleurospermum uralensis	—	—	—	1,0	2,0
Viola mirabilis	—	—	—	2,0	2,0
Pulmonaria obscura	—	—	—	1,5	2,0
Paris quadrifolia	—	—	—	1,8	1,8
Asarum europeum	—	—	—	2,2	2,2
Actae spicata	—	—	—	1,3	1,6
A.erythrocapra	—	—	—	1,0	2,0
Cerastium pauciflorum	—	—	2,8	2,0	2,5
Circaea alpina	—	—	2,3	2,0	2,7
Fragaria vesca	—	—	2,0	2,0	2,0
Trientalis europaea	—	—	1,8	2,3	2,0
Rubus saxatilis	—	—	1,5	2,0	2,1
Linnaea borealis	—	—	1,5	3,5	—
Viola selkirkii	—	—	3,0	1,7	2,3
Ajuga reptans	—	—	1,3	1,7	3,0
Allium victorialis	—	—	2,0	—	—
Dryopteris linneana	—	—	1,5	2,0	2,5
Lusula pilosa	—	—	1,0	1,4	2,1
Solidago virgaurea	—	—	1,4	1,8	1,7
Crepis paludosa	—	—	1,5	1,3	2,0
Cirsium heterofillum	—	—	1,0	—	2,0
Cacalia hastata	—	—	1,0	1,5	2,0
Pulmonaria dacica	—	—	1,0	1,8	2,0
Angelica sylvestris	—	—	1,0	1,3	1,5
Geranium sylvaticum	—	—	1,4	1,2	2,0
Filipendula ulmaria	—	—	2,0	—	2,0
Geum rivale	—	—	2,3	1,2	2,0
Lathyrus vernus	—	—	1,3	1,2	1,8
Lathyrus Gmelini	—	1,0	1,0	1,3	2,0
Aconitum septenrionale	—	1,0	1,6	1,5	1,8
Thalictrum flavum	—	1,0	1,5	1,0	2,0
Dryopteris carthusiana	—	1,0	2,2	2,3	1,9
Oxalis acetosella	—	1,5	3,4	4,5	4,3
Aegopodium podagraria	1,3	1,0	1,8	2,3	3,0
Pyrola rotundifolia	1,0	1,8	2,6	2,5	2,0

Окончание таблицы 6

Вид	Зона и удаление от завода, км				
	Импактная		Буферная		Фоновая
	1	2	4	6	30
Galium boreale	1,5	1,5	1,0	—	2,3
Majantemum bifolium	1,3	1,7	3,8	3,9	2,5
Calamagrostis obtusata	1,0	2,0	2,4	2,0	2,4
Equisetum sylvaticum	3,4	3,8	4,8	2,3	2,4
Veratrum lobelianum	1,0	1,5	1,0	1,0	—
Agrostis tenuis	1,5	1,8	—	1,5	—
Calamagrostis arundinacea	1,5	1,5	3,0	1,0	—
Deschampsia cespitosa	1,3	2,2	1,3	—	—
Calamagrostis langsdorfii	1,5	2,0	—	—	—
Tussilago farfara	2,0	4,0	—	—	—
Chamenerion angustifolium	1,0	1,8	—	—	—
Sanguisorba officinalis	1,5	—	—	—	—
Poa pratensis	1,0	—	—	—	—
Общее количество видов	15	18	35	39	48
Моховой ярус					
Brachythecium populeum	+	+			
Eurhynchium pulchellum	+	+			
Lescuraea mutabilis			+	+	
Mnium marginatum			+	+	+
Hepatica sp.					+
Calliergonella cuspidata					+
Cratoneurum commutatum					+
Rhytidiadelphus calvescens					+
Rhytidiadelphus triquetrus					+
Mnium ortorhynchum					+
Rodobrium roseum					+
Общее количество видов	2	2	2	2	8

травья встречаются с минимальным обилием. Полностью выпадают *Actae spicata, A. erythrocarpa, Pleurospermum uralensis.* Из мелкотравья исчезают *Asarum europaeum, Viola canina, Stellaria holostea, Paris quadrifolia*; снижается обилие *Oxalis acetosella, Trientalis europaea, Rubus saxatilis*, повышается — *Calamagrostis arundinaceae.* Значительно увеличивается обилие *E. sylvaticum* и соответственно резко возрастает его доля в общей биомассе травостоя. Возможно, это связано с увеличением кислотности почвы. В пользу этого может свидетельствовать появление ацидофильного вида *Deschampsia cespitosa.*

На границе импактной и буферной зон зарегистрировано резкое увеличение биомассы мха и его проективного покрытия. Вероятно, в данном случае занимается свободное пространство, опустевшее из-за деградации травяно-кустарничкового яруса.

В импактной зоне прогрессирует трансформация фитоценоза. Происходит дальнейшее ухудшение жизненного состояния древостоя. Уменьшаются средний диаметр ели и пихты, непо-

средственно вблизи завода (1 км) — их высота. На этом же удалении меньше плотность и полнота древостоя, сомкнутость крон. Увеличение доли сухостоя свидетельствует об интенсификации процессов гибели древесного яруса. Резко сокращается запас древостоя. Особенно ярко это проявляется на пробных площадях в непосредственной близости от источника выбросов. Для более удаленных от завода площадок рассматриваемой зоны при низких минимальных значениях показателя (71 м²/га) максимальные (210 м²/га) еще близки к фоновому уровню. Уменьшение запаса — результат интенсивного процесса отмирания, который не компенсируется восстановлением.

На данной территории зарегистрировано уменьшение плотности всходов и самосева вплоть до нулевых значений на части пробных площадей. Отсутствие нормального возобновления может быть связано как с общим уменьшением семенной продуктивности, так и с ухудшением условий прорастания семян из-за увеличения токсичности почвы (см. раздел 7.3), мощного развития мохового покрова и накопления толстого (до 11 см) слоя подстилки (см. раздел 7.4). Последняя причина кажется наиболе вероятной, поскольку установлено, что численность всходов находится в тесной обратной зависимости от толщины подстилки (Санников, 1992). Кроме того, нарушение восстановления может объясняться непосредственным влиянием поллютантов на подрост хвойных.

В импактной зоне наблюдается значительное уменьшение видового богатства травостоя (15—18 видов), среднего числа видов на пробную площадь (до 4—12). Происходит смена ассоциации на злаково-хвощовую и затем мохово-хвощовую. Трансформация травяно-кустарничкового яруса идет в направлении выпадения типичных лесных видов. Регистрируется увеличение доли луговых видов в видовом богатстве и биомассе. Замещение лесных видов вызвано, вероятно, изменением светового режима. Полностью исчезают крупнотравные виды. Из мелкотравья в импактной зоне незначительно сохраняются только *Pyrola rotundifolia* и *Oxalis acetosella*. Соответственно регистрируется уменьшение доли разнотравья в видовом богатстве и биомассе. Исчезают представители семейства бобовых. Одновременно отмечается большее видовое разнообразие злаков за счет включения в сообщество *Poa pratense* и *Calamagrostis langsdorfii*. Присутствие здесь последнего вида, характерного для влажных мест, вероятно, обусловлено избыточным увлажнением части территории, что в свою очередь связано с мощным развитием мохового покрова, препятствующего испарению влаги. В то же время доля злаков в биомассе травостоя уменьшается из-за того, что *Calamagrostis obtusata*, типичный для темнохвойных лесов, почти полностью отсутствует в импактной зоне. Вероятно, это связано с изменением светового режима вследствие уменьшения сомкнутости крон. Об этом же свиде-

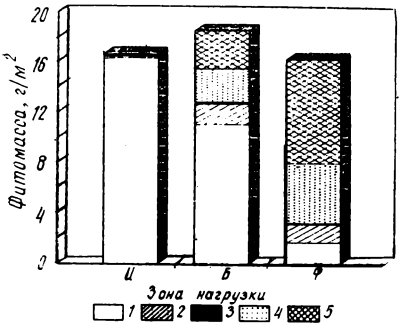


Рис. 15. Структура биомассы травяно-кустарничкового яруса в разных зонах нагрузки (И — импактная, Б — буферная, Ф — фоновая).

1 — хвощи, *2* — злаки и осоки, *3* — бобовые, *4* — лесное крупнотравье, *5* — лесное мелкотравье

тельствует появление в травостое светолюбивых видов *Sangvisorba officinalis, Chamenerion angustifolium, Tussilago farfara.* Выпадение чувствительных видов приводит к доминированию эксплерентов. Так, доля хвоща в биомассе на некоторых пробных площадях достигает 100 %. При этом некоторое снижение абсолютного обилия *E. sylvaticum* компенсируется прогрессирующим обеднением травостоя.

В импактной зоне регистрируется резкое увеличение биомассы и проективного покрытия мохового покрова, в котором абсолютно доминирует один вид — *Brachytecium populeum.* Последний показатель незначительно уменьшается на самых близких к заводу площадках, что обусловлено появлением полностью эродированных участков. Рост биомассы частично может быть связан с увеличением доли отмершей части моховой подушки (из-за резкого снижения скорости ее разложения — см. раздел 7.5).

Подведем итоги рассмотрения техногенной трансформации растительности. Итак, в районе действия медеплавильного завода наблюдается значительная деградация лесных фитоценозов, кардинально меняющих свой облик. По мере приближения к источнику выбросов закономерно ухудшается жизненное состояние древостоя, резко уменьшаются его плотность, полнота и запас, снижается сомкнутость крон и плотность подроста, увеличивается доля сухостоя. Обедняется видовой состав травостоя, лесные виды замещаются луговыми и эксплерентами. Отмечается рост биомассы и проективного покрытия мохового покрова. На территории, наиболее близко расположенной к заводу, происходит гибель древостоя.

Травостой оказывается более чувствительным к атмосферному загрязнению — он начинает изменяться значительно раньше древостоя, существенно больше амплитуда его изменений. В то же время общая биомасса травостоя остается неизменной в градиенте загрязнения. Это обусловлено закономерным изменением структуры: выпадение менее устойчивых видов компенсируется повышением обилия более устойчивых или внедрением новых (рис. 15).

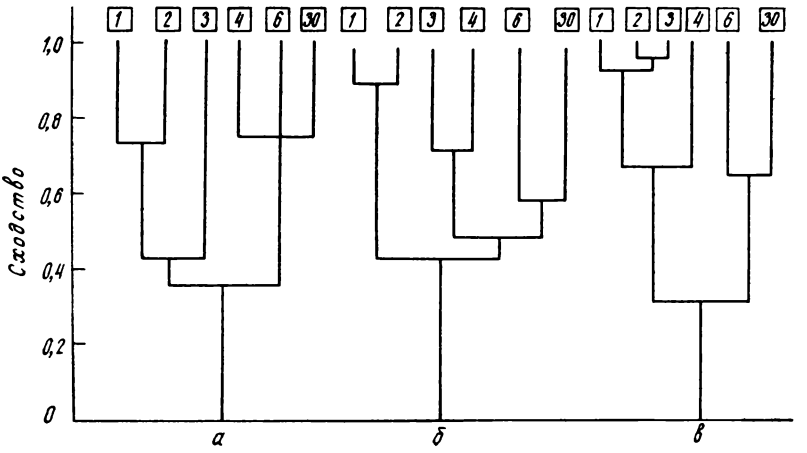


Рис. 16. Дендрограммы сходства (по коэффициенту Чекановского — Съеренсена) растительных сообществ, построенные методом одиночного присоединения.

Цифры в квадратах — удаление от завода, км: *а* — по количеству видов, *б* — по абсолютному, *в* — по относительному обилию видов

При увеличении техногенной нагрузки наблюдается закономерная смена растительных ассоциаций: неморально-кисличная → кислично-разнотравная → злаково-хвощовая → мохово-хвощовая.

Анализ флористического сходства сообществ разных удалений (рис. 16) уточняет картину. Наиболее четкие кластеры выделяются при рассмотрении абсолютных значений обилия: сообщества связаны в пары (1—2 км, 3—4 км и 6—30 км). При рассмотрении других аспектов сходства наименее стабильным оказывается положение сообществ 4-го км. В одном случае они включаются в кластер с сообществами фоновой зоны, в другом — импактной. Это может быть свидетельством того, что именно здесь — между 6- и 4-м км — проходит граница, отделяющая нормальное состояние фитоценоза от патологического.

Для древостоя наиболее информативными показателями выступают полнота и запас доминирующей породы, а также доля сухостоя. Параметры плотности, сомкнутости и возобновления в значительной степени обусловлены естественной вариабельностью и больше зависят от ценотических условий, чем от загрязнения. Для травостоя информативны показатели видового богатства и структуры (доли цено- и экотипов в биомассе); общая же биомасса травостоя не изменяется при загрязнении.

7.3. ПОЧВЕННЫЙ ПОКРОВ*

Почва — один из основных компонентов экосистем. Выполняемые ей биосферные функции уникальны и незаменимы. Поэтому утрата или необратимая деградация почвы могут рассматриваться как гибель данной экосистемы.

Из многочисленных видов антропогенной деградации почв в последнее время все большее значение приобретает их изменение под действием химического загрязнения (Ковда, 1989; Розанов А., Розанов Б., 1990; Фокин, 1989; и др.). В большинстве работ, посвященных исследованию почв техногенных территорий, анализируются лишь различные аспекты накопления токсикантов, прежде всего тяжелых металлов (Дончева, 1978; Ильин, 1991; и др.). Интенсивно изучаются последствия экспериментального подкисления среды. Значительно меньше работ, в которых исследовалось бы действие техногенных нагрузок на почву как на природное тело (Влияние..., 1990; Ромашкевич, Обухов, 1991; Чертов, 1990; Чертов и др., 1990). Установлено, что основными последствиями загрязнения почвы тяжелыми металлами в комплексе с сернистым ангидридом являются: 1) снижение pH почвенного раствора; 2) уменьшение буферной способности почв против кислотных агентов; 3) интенсификация процессов выветривания; 4) выщелачивание, или иммобилизация элементов питания растений; 5) вынос из почвенного профиля обменного кальция, из-за чего происходят разрушение почвенных агрегатов и активизация эрозионных процессов; 6) деградация почвенной биоты; 7) потеря гумуса и несбалансированное состояние плодородия; 8) лимитирование потребления элементов питания растениями; 9) аккумуляция в верхних горизонтах тяжелых металлов и серы; 10) мобилизация токсичных элементов (прежде всего алюминия) и повышение общей токсичности почв. Показано, что выбросы серы и тяжелых металлов имеют синергическое действие, которое может приводить к полной гибели почвы (Чертов и др., 1990).

В настоящем разделе мы приводим некоторые предварительные данные об изменениях почв при техногенном загрязнении. Почвенные разрезы заложены на постоянных пробных площадях полигона исследований (см. рис. 14) на удалениях 1, 2, 4 и 20 км от завода. Необходимо отметить, что непосредственное сравнение участков, разноудаленных от источника выбросов, существенно затруднено тем, что подобрать почву возле завода, идентичную почвам фоновой территории, оказалось практически невозможным.

В табл. 7 и 8 даны результаты агрохимического анализа исследованных почв и содержание в них тяжелых металлов. Все анализы выполнены по стандартным методикам (экстрак-

---

* Автор раздела Т. В. Спасова

Таблица 7

Некоторые параметры состояния почв в разных зонах нагрузки

Генетический горизонт	Глубина взятия образца, см	pH солевой	Содержание гумуса, %	Концентрация, мг/100 г		Поглощенные основания	
				K_2O	P_2O_5	Ca^{2+}	Mg^{2+}
Импактная зона (1 км)							
A0	0—5	3,8	—	—	—	—	—
A0A1	5—5,5	4,0	29,3	20,6	21,1	11,0	10,5
A1	5,5—10	3,5	10,3	15,6	7,3	12,7	3,5
A1A2	10—17	3,6	7,1	16,0	5,8	16,6	1,6
A2	20—30	3,9	5,3	13,7	1,6	20,4	8,1
A2Bg	35—45	4,2	3,9	8,7	2,3	14,6	4,2
Bg	45—55	4,0	1,0	16,5	0,9	20,5	13,2
Импактная зона (2 км)							
A0′	0—0,5	6,0	—	146,1	139,4	62,4	11,5
A0″	0,5—3,5	4,6	—	45,6	166,8	49,4	39,4
A0‴	3,5—5,0	4,8	—	43,0	41,6	35,4	10,1
A0A1	5—6	4,9	27,6	22,8	6,2	31,7	5,7
A1	6—13	4,2	7,3	16,9	1,4	12,5	2,6
A1A2	13—19	3,9	3,2	11,9	0,8	8,3	2,9
A2	20—30	3,9	1,6	7,0	0,6	4,6	2,6
B	35—45	3,9	0,9	8,0	0,2	10,5	4,2
BC	45—65	3,8	0,9	—	0,3	21,0	7,0
Буферная зона (4 км)							
A0′	0—1	4,7	—	172,9	76,1	47,5	6,8
A0″	1—3	4,5	—	104,2	76,2	38,0	12,3
A0‴	3—6	4,1	—	76,7	60,8	39,6	12,8
A1	6—17	3,5	7,3	13,2	5,8	13,7	4,6
A1A2	18—25	3,7	4,8	10,0	0,4	15,5	0,0
A2	25—30	3,9	2,7	6,6	0,7	8,3	1,6
A2B	30—38	3,8	1,5	5,7	0,3	9,1	1,3
B	40—50	3,8	1,0	10,4	0,2	15,9	4,3
Фоновая территория (20 км)							
A0′	0—0,5	5,1	—	198,1	73,4	58,8	12,8
A0″	0,5—1	5,3	—	148,7	48,2	64,1	16,9
A1	1—7	4,0	11,3	18,1	16,2	14,9	6,4
A1A2	7—13	4,0	5,0	9,2	5,0	10,9	4,6
A2	13—19	4,1	1,8	7,4	0,2	4,9	6,1
A2B	21—29	4,0	1,2	10,0	0,2	10,7	2,7
B1	38—48	4,0	1,2	14,6	0,3	13,9	10,7
B2	60—70	3,9	1,0	13,9	0,2	18,4	15,0
B3	82—92	4,1	0,7	12,5	0,3	20,2	13,9
BC	104—114	4,3	0,6	11,5	0,4	24,4	10,3
C	132—142	4,5	0,7	10,4	0,3	23,1	10,1

Примечание. Прочерк — анализы не проводились.

Таблица 8

Концентрация подвижных форм тяжелых металлов в почвах в разных зонах нагрузки, мг/кг

Генетический горизонт	Cu	Zn	Pb	Cd
Импактная зона (1 км)				
A0	3000	500	1202	2,0
A0A1	1600	350	780	1,0
A1	1060	130	275	0,4
A1A2	440	130	125	0,2
A2	55	72	100	0,6
A2Bg	15	24	40	0,1
Bg	9	16	10	0,1
Импактная зона (2 км)				
A0′	2640	1840	760	14,0
A0″	7200	1260	1520	12,8
A0‴	—	720	1150	7,6
A0A1	3200	600	380	9,7
A1	148	116	10	0,7
A1A2	14	40	10	0,4
A2	9	22	20	0,4
B	7	16	5	0,1
BC	9	8	10	<0,05
Буферная зона (4 км)				
A0′	900	510	450	5,7
A0″	1080	234	630	3,6
A0‴	760	160	550	2,4
A1	96	46	20	1,2
A1A2	41	48	10	0,2
A2	15	27	5	0,2
A2B	9	21	10	0,2
B	4	26	5	0,6
Фоновая территория (20 км)				
A0′	130	360	60	1,8
A0″	138	232	100	2,4
A1	28	45	20	1,2
A1A2	6	23	10	0,6
A2	4	8	10	0,4
A2B	4	10	10	0,9
B1	9	13	10	<0,05
B2	9	16	10	0,4
B3	9	13	5	0,1
BC	9	11	<0,05	<0,05
C	7	12	10	0,5

ция металлов осуществлена 1 н HNO_3, соотношение почва : реагент равно 1 : 5).

Наиболее резкие различия отмечаются в содержании тяжелых металлов (Cu, Zn, Pb, Cd) в верхних горизонтах почвы. При этом разница в величинах на фоновой и импактной территориях составляет один-два порядка, а в отдельных случаях и больше. Максимальное накопление тяжелых металлов наблюдается в подстилке, меньшие значения регистрируются в гумусном горизонте. С продвижением в глубь почвенного профиля концентрации металлов резко падают. Однако даже в нижних горизонтах могут быть заметны следы загрязнения. Такой «классический» характер вертикального распределения рассматриваемых элементов подтверждает известный факт связывания тяжелых металлов органическим веществом почвы.

Необходимо подчеркнуть, что кислотные вытяжки дают информацию о подвижных формах и ближайшем резерве металлов, которые, находясь в почвенном растворе, оказываются доступны для живых организмов. Сравнение концентраций (в горизонтах A0A1 и A1) тяжелых металлов в импактной зоне с предельно допустимым содержанием подвижных форм (Чулджиян и др., 1988, цит. по: Ильин, 1991) показывает, что они многократно превышены. Так, концентрация меди превышает допустимую в 21—32 (до 64), цинка — в 2,2—5,8 (до 10), свинца — в 4,6—13, кадмия — до 10 раз. Такие концентрации приводили бы к загрязнению растительной продукции, значительно превышающему установленные гигиенические нормативы (Зырин и др., 1985, цит. по: Ильин, 1991). В буферной зоне превышена (в 1,9 раза) только концентрация меди. Тем самым верхние, наиболее насыщенные жизнью, горизонты почвы на значительной территории возле завода высоко токсичны для растений и почвообитающих организмов.

В импактной зоне наблюдаются определенные изменения структуры почвенного профиля. Значительно увеличена толщина подстилки, состоящей из почти не изменившего свою структуру опада (подробнее см. раздел 7.4). В ряде мест этой территории процессы эрозии привели к полному смыву верхних горизонтов вплоть до горизонта B. Такие участки либо остаются оголенными, либо зарастают мхом. В ряде случаев моховая подушка достигает толщины 3—5 см.

В рассматриваемой зоне повышена кислотность верхних горизонтов, хотя pH не достигает столь низких значений (2,8—2,1), какие часто указываются для промышленных районов (Чертов, 1990; и др.). Вероятно, это связано со значительной первоначальной буферностью почв. В данных почвах зарегистрировано уменьшение содержания поглощенных оснований (Ca^{2+} и Mg^{2+}). С этим, вероятно, связано, наблюдаемое разрушение почвенных агрегатов.

Не отмечается существенного уменьшения содержания гуму-

са, хотя в импактной зоне заметно его более интенсивное вымывание в нижние горизонты. Это может быть связано как с выносом кальция, так и с повышенной гидроморфностью почв импактной зоны.

Характер вертикального распределения фосфора в почвах наблюдаемой территории — максимальное накопление в подстилке и небольшое содержание в горизонте А1 — позволяет заключить, что происходит изменение биогеохимического цикла данного элемента. Из-за низкой биологической активности почвы (см. разделы 7.4—7.7) углерод и фосфор консервируются в подстилке, замедляется их транспорт в минеральные горизонты.

Таким образом, промышленные выбросы оказывают существенное воздействие на почву. В первую очередь накапливаются тяжелые металлы, превращающие почву в высокотоксичный субстрат для растений и почвенной биоты. При этом токсичность тяжелых металлов усиливается из-за повышения кислотности почвы, что приводит к выносу обменного кальция и разрушению структуры.

7.4. ЛЕСНАЯ ПОДСТИЛКА

По образному выражению В. Н. Сукачева, лесная подстилка — это зеркало биогеоценоза. Во многих работах показано, что мощность подстилки — один из наиболее чувствительных и информативных параметров, характерное время реагирования которого на действие различных факторов мало. Он может рассматриваться как один из интегральных показателей интенсивности деструкционных процессов в лесной экосистеме.

Подстилка — один из основных аккумуляторов поллютантов. Поэтому изменения должны регистрироваться здесь в первую очередь (Криволуцкий и др., 1986б). Патологическое накопление подстилки — это критерий незавершенности биогеохимических циклов, вследствие чего снижаются продуктивность и устойчивость экосистем (Strojan, 1978a; Tyler, 1984). Толстый слой подстилки может препятствовать развитию травяно-кустарничкового яруса (Маркин, 1991; и др.) и возобновлению древостоя (Санников, 1992). В разложении растительного опада принимают участие различные группы организмов — почвенная мезофауна, микроартроподы, бактерии, грибы и др. При этом крупные сапрофаги выполняют роль первичных деструкторов (Стриганова, 1980, 1989).

Наиболее корректно при изучении деструкционных процессов использовать подстилочно-опадочный коэффициент П. А. Костычева либо время полуразложения и 95 %-го разложения (Olson, 1963). Однако их измерение трудоемко и при работах, охватывающих большие площади, весьма затруднительно. В то же время при ингибировании разложения величина поступаю-

щего опада не является лимитирующим фактором. Следовательно, в этом случае запас подстилки служит «ведущей» переменной в подстилочно-опадочном коэффициенте. Это определяет адекватность такого показателя, как толщина подстилки (которая почти линейно связана с ее запасом).

Факт увеличения мощности подстилки при загрязнении промышленными выбросами неоднократно отмечался в литературе (Воробейчик, 1991а; Гришина и др., 1983; Маркин, 1991; Никонов, Лукина, 1991; Рагустис, 1984; Черненькова, Степанов, 1983; Чертов, 1990; Beyer et al., 1984; Coughtrey et al., 1979; Jordan, Lechevalier, 1975; Moloney et al., 1983; Ruhling, Tyler, 1973, 1984; Strojan, 1978 a, b; Williams et al., 1977; Tyler, 1984; и др.). Так, возле завода по выплавке цветных металлов установлены тесные положительные корреляции (в полулогарифмической шкале) между запасом подстилки и концентрацией в ней кадмия, свинца, цинка и меди (Coughtrey et al., 1979). Средняя толщина подстилки каштанового леса вблизи цинкоплавильного завода увеличивается с 6,0±0,4 см до 12,4±1,2 см (Strojan, 1978a). Аналогичная ситуация наблюдается в ельниках возле никелеплавильного завода в условиях Крайнего Севера (Никонов, Лукина, 1991). Обнаружено увеличение толщины подстилки горных лесов в 1,7—2,1 раза за 17-летний период выпадения содержащих металлы кислотных дождей (Moloney et al., 1983).

Методика

Работы проведены в июне 1990 г. на 90 пробных площадях, расположенных в узлах сетки 5×20 км (см. рис. 14). Измерение толщины подстилки проводили с точностью до 0,5 см. В данном случае под подстилкой мы везде понимаем слои *L* и *F*; слой *H* не рассматривали, так как установить его границу с почвой часто бывает затруднительно. Также не рассматривали свежий опад. Измерения производили в 30 прикопах на одну пробную площадь. Границу подстилки с почвой устанавливали по структуре (наличию растительных остатков), плотности и цвету. Расположение прикопов случайное, за исключением приствоповых участков и полян.

Результаты и обсуждение

В импактной и буферной зонах наблюдается резкое увеличение толщины подстилки (до 11 см), тогда как на фоновой территории этот показатель значительно меньше (табл. 9). Увеличение запасов подстилки на техногенной территории происходит вопреки снижению величины опада. Мы не располагаем количественной информацией об этом, однако можно воспользоваться данными, полученными для аналогичной ситуации.

Таблица 9

Толщина подстилки в разных зонах нагрузки, см

Параметр	Зона и расстояние до завода, км		
	Импактная (1—3)	Буферная (4—5)	Фоновая (8—20)
Ельники-пихтарники			
Максимальная	7,5—10,0	7,0—11,0	3,0—7,0
Средняя	4,3—6,4	5,0—6,6	1,6—3,3
Минимальная	1,5—4,0	2,5—4,0	0,5—1,5
Сосняки			
Максимальная	6,0—8,0	8,0—10,0	3,0—6,0
Средняя	4,4—5,6	5,3	1,5—3,6
Минимальная	3,0—3,5	3,0	0,5—2,5
Березняки			
Максимальная	10,0	4,0—6,0	1,5—4,5
Средняя	4,3	2,6—4,1	0,7—2,9
Минимальная	2,0	1,0—3,0	0,5—1,5

Так, выбросы медеплавильного комбината в условиях средней тайги снижают опад в березняках с 57,8 до 15,3 г/м² (Махнев и др., 1990).

Как и следовало ожидать, подстилка в березняках тоньше, чем в хвойных лесах, что объясняется большей доступностью лиственного опада для разложения. Но в буферной и особенно импактной зонах разница значительно нивелируется. Это может быть обусловлено тем, что и хвойный, и лиственный опад становится одинаково малопригодным для разложения вследствие высокой токсичности (см. раздел 7.3).

Изменяется структура подстилки: в импактной зоне подстилка состоит из практически полностью сохранивших структуру хвои, листьев, остатков злаков. Часто наблюдается «захоронение» подстилки под толстыми куртинами мха. На фоновой территории подстилка в большинстве случаев хорошо разложившаяся, состоит из потерявших структуру растительных остатков. Здесь деструкционные процессы проходят столь интенсивно, что к середине — концу лета может наблюдаться почти полная переработка подстилки сапрофагами вплоть до ее исчезновения.

Кривая изменения толщины подстилки в зависимости от расстояния до завода (рис. 17) не монотонна — имеется явно выраженный скачок. На ней можно выделить несколько последовательно расположенных участков:

— зона фонового состояния — от 20 до 8 км (незначительное варьирование толщины около средней — 1,0...2,3 см);

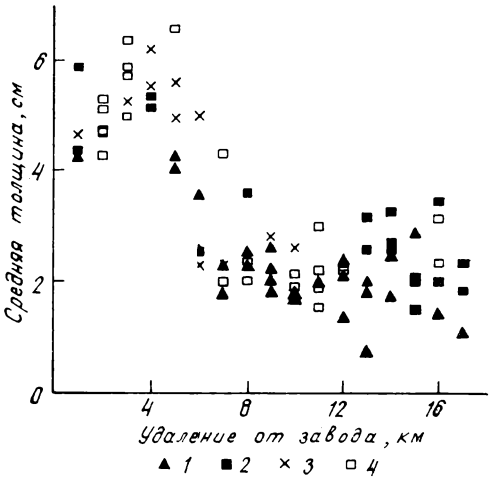


Рис. 17. Изменение средней на площадку толщины подстилки в зависимости от расстояния до источника эмиссии.
1 — березняк, *2* — сосняк, *3* — ельник, *4* — пихтарник

— зона перехода — от 7 до 5 км (резкий скачок к средней более высокого уровня);

— зона максимального накопления — от 5 до 2 км (стабилизация средней на высоком уровне — 4,5—6,5 см);

— зона уменьшения мощности — от 2 до 0 км (снижение толщины подстилки вследствие смыва талыми водами — из-за почти полной деградации травянистой растительности — и уменьшения поступления опада).

Полученная нами зависимость толщины подстилки от расстояния до завода отличается от аналогичной кривой, приводимой А. М. Степановым (1988, с. 83), на которой нет каких-либо скачков. Плавный характер этой кривой, вероятно, следствие слишком малого количества пробных площадок, которые не покрывают достаточно равномерно весь градиент нагрузки. Если бы, например в нашем случае, толщина подстилки регистрировалась на удалениях 1, 5, 10, 15, 20 км, мы также получили бы плавную кривую. Наши результаты подтверждают известный факт резкого торможения процессов деструкции растительного опада при загрязнении среды тяжелыми металлами и сернистым ангидридом. Причина этого — подавление вплоть до полной элиминации крупных почвенных сапрофагов (см. раздел 7.7) и снижение активности целлюлозоразлагающих микроорганизмов (см. раздел 7.5).

Толщина подстилки — довольно грубый показатель интенсивности деструкционных процессов. Тем не менее он оказывается вполне «работающим», индицируя резкое замедление деструкции. Учитывая, что в импактной зоне происходит уменьшение поступления опада, можно ожидать, что более адекватные показатели (например подстилочно-опадочный коэффициент) выявят и значительно более контрастные различия между зонами.

Уменьшение толщины подстилки в непосредственной близости от завода в первую очередь обусловлено усилением эрозионных процессов из-за деградации травяно-кустарничкового яруса. В пользу такого объяснения свидетельствует тот факт,

что максимальные зарегистрированные на площадке значения толщины, в противоположность средним и минимальным, не уменьшаются возле завода. Следовательно, если абстрагироваться от наличия эрозии и уменьшения поступления опада как не имеющих отношения к интенсивности деструкции, импактную зону можно считать однородной по скорости разложения.

Таким образом, промышленные выбросы резко тормозят скорость биологического круговорота в лесных экосистемах. Биогеохимические циклы биогенов оказываются разорванными на стадии деструкции органического вещества, а макро- и микроэлементы — законсервированными в толстом слое подстилки.

7.5. ПОЧВЕННЫЙ МИКРОБОЦЕНОЗ

Почвенные микроорганизмы выполняют разнообразные функции в наземных экосистемах. Мы рассмотрим только две из них — разложение органических веществ и фиксацию атмосферного азота. Выбор этих процессов диктуется их биоценотической значимостью. Минерализация органических соединений — необходимое звено биологического круговорота. Ее торможение приводит к обеднению пула доступных растениям макро- и микроэлементов. Фиксация атмосферного азота свободноживущими микроорганизмами — процесс, по важности соизмеримый с фотосинтезом. В лесных экосистемах он обеспечивает основную приходную статью баланса доступных форм этого наиболее важного для жизни элемента (Азотфиксация..., 1987).

Анализ состояния почвенного микробоценоза может быть осуществлен двумя путями — количественными учетами различных групп (видов) или измерением интегральных параметров функционирования. К числу последних относят почвенное дыхание, скорость разложения целлюлозы, желатина и других субстратов, интенсивность включения глюкозы и накопления аминокислот, активность азотфиксации, нитрификации и т. д. Хотя эти параметры косвенно характеризуют микробоценоз, они более надежны и информативны, чем прямые оценки численности (Кобзев, 1980; Левин и др., 1989; и др.).

Один из общепринятых в почвенной микробиологии методов определения активности целлюлозоразлагающих микроорганизмов — измерение скорости деструкции по убыли массы экспонируемой в природе или лаборатории чистой целлюлозы за фиксированный период времени (аппликационный метод). Получаемые оценки дают относительную скорость. В нашем случае — это адекватный показатель, поскольку более важна ординация пробных площадей по градиенту загрязнения, чем измерение абсолютных величин. Целлюлоза — одна из основных и быстроразлагающихся фракций лесного опада. Ее разложение

тесно связано с деструкцией всего поступающего на поверхность почвы растительного материала.

В результате метаболизма как целлюлозоразлагающих микроорганизмов, так и всей сапрофитной микрофлоры происходит накопление на экспонируемом в почве субстрате свободных аминокислот (точнее, нингидринположительных веществ). На этом основано использование скорости накопления аминокислот как интегрального показателя общей биологической активности почвы (Гельцер, 1986). Потенциальную активность несимбиотических азотфиксаторов традиционно определяют чувствительным ацетиленовым методом (Азотфиксация..., 1987).

Эффекты и механизмы действия тяжелых металлов на различные группы микроорганизмов интенсивно изучаются как в лабораторных экспериментах, так и в условиях природных экосистем. Имеющиеся обзоры (Авакян, 1973; Кобзев, 1980; Смит, 1985; Gadd, Griffiths, 1978; Babich, Stotzky, 1985; и др.) освобождают нас от необходимости подробного рассмотрения этих вопросов. Отметим лишь некоторые важные выводы.

Тяжелые металлы тормозят дыхание и скорость роста микроорганизмов, увеличивают его лаг-фазу. Ингибируется также образование спор и их прорастание. В субингибиторных условиях регистрируются морфологические изменения, увеличивается частота мутаций. Наименее устойчивы к тяжелым металлам микобактерии и бактерии, резистентнее дрожжи и грибы (споры более устойчивы, чем гифы). Из-за этого происходит смещение в структуре микробоценозов загрязненных почв в сторону доминирования грибов. В сильно загрязненных почвах могут сохраняться лишь некоторые устойчивые виды (Марфенина, 1989). При длительном воздействии ингибирующий эффект оказывают меньшие концентрации металлов. В то же время может развиваться резистентность. Низкие концентрации способны давать стимулирующий эффект.

Ингибиторное действие металлов зависит от свойств почвы, в частности, от содержания органического вещества и емкости катионного обмена (Doelman, Haanstra, 1979a, b). Например, структура микробоценоза сильноподзолистой почвы сохраняется при внесении Cd в дозе до 2 мг/кг, а чернозема типичного — до 20 мг/кг (Левин и др., 1989).

Один из важных результатов полевых экспериментов — вывод о малой информативности общей численности микроорганизмов, численности отдельных видов или групп, которые по причине большой вариабельности обычно не демонстрируют закономерные изменения при действии загрязнения. Например, количество видов микромицетов и их общее обилие остаются неизменными на всем градиенте загрязнения от выбросов металлургического завода, незначительно уменьшаясь лишь при максимальных концентрациях металлов (Ruhling et al., 1984). Более информативно изменение видового состава. Так, анализ

видовой структуры амилолитического микробного сообщества (инициируется внесением в почву крахмала) позволил установить закономерности трансформации микробоценоза при загрязнении и количественно измерять величины зон его гомеостаза (Левин и др., 1989). Поэтому видовой спектр предлагается использовать в качестве диагностического признака. Столь же хороший отклик на загрязнение дают интегральные показатели функционирования.

Различные техногенные воздействия подавляют деструкцию растительного опада. Приведем несколько примеров. Установлено двух-трехкратное (Гришина, Фомина, 1984), трех-шестикратное (Zwolinski, 1990) и почти десятикратное (Воробейчик, 1991а) снижение скорости разложения чистой целлюлозы при загрязнении почвы тяжелыми металлами и токсичными окислами. Найдены тесные отрицательные корреляции (на уровне —0,6...—0,8) между скоростью разложения и величинами годового выпадения пыли, Zn, Pb и Cu (Zwolinski, 1990). Уменьшение скорости разложения органики вблизи одного из медеплавильных заводов в Швеции (Tyler, 1984) начинается при концентрации меди в почве 100 мг/кг (в слое 0—5 см) и резко подавляется при величине 20 000 мг/кг. При внесении свинца в условиях полевого опыта через два года скорость разложения органики упала с 30 до 20 % при дозе 125 мг/кг и до 5 % при дозе 1000 мг/кг и выше (Яковлев и др., 1986). В лабораторных экспериментах добавление свинца тормозило разложение целлюлозы, экскрементов диплопод, крахмала и других субстратов (Doelman, Haanstra, 1979b). Однако в ряде случаев не регистрируется резко выраженного действия тяжелых металлов на скорость разложения целлюлозы как в натурных (Евдокимова и др., 1984; Умаров, Азиева, 1980), так и в лабораторных экспериментах (Булавко, Наплекова, 1982).

Годовая потеря массы каштанового опада вблизи цинкоплавильного завода снизилась с 36,8 до 19,1 % (Strojan, 1978a). В другом случае при аналогичном загрязнении отмечается уменьшение скорости деструкции подстилки на 20—30 % (Чертов и др., 1990).

Замедляется разложение подстилки при сильном подкислении почвы (Чертов, 1990). При экспериментальном подкислении (150 кг H_2SO_4/га в год) за два года уменьшилась потеря массы хвои сосны с 39,5 до 32,2 %, корней — с 30,9 до 24,5 % (Baath et al., 1980).

Загрязнение среды азотсодержащими органическими соединениями часто вызывает противоположные эффекты. Оно значительно увеличивает скорость деструкционных процессов (Fenn, 1991) и в целом стимулирует биологическую активность почв (Влияние..., 1990).

Интенсивность азотфиксации резко подавляется промышленми выбросами. Например, при инкубировании почвы на терри-

тории никелеплавильного комбината за четыре года она снизилась до нуля (Евдокимова и др., 1984). На расстоянии 1 км от источника выбросов азотфиксация была снижена почти в 10 раз, а ближе вообще не обнаруживалась (Умаров, Азиева, 1980).

Методика

Работы проведены в 1988—1992 гг. на пробных площадях, расположенных в импактной (0—3 км от завода), буферной (4—6 км) и фоновой (20—30 км) зонах.

Скорость деструкции целлюлозы оценивали по убыли воздушно-сухой массы экспонируемой в природных условиях фильтровальной бумаги. Время экспозиции — один год (начало закладки — июнь). Материал запаивали в мешочки из капроновой сетки с ячеей 0,14 мм. Мешочки (30 штук на пробную площадь) закладывали внутрь подстилки, располагая их в линию через 2—5 м.

В другом варианте оценивали потенциальную скорость деструкции целлюлозы. Измерения проводили в лабораторных условиях: фильтровальная бумага экспонировалась вместе со смешанными образцами почвы (0—5 см) в чашках Петри в течение 35 дней при максимальной влагоемкости и температуре 24 °С.

В этих же пробах общепринятым методом (Гельцер, 1986) определено суммарное накопление аминокислот. В них же были выделены (на среде Частухина) целлюлозоразлагающие почвенные микромицеты. Анализы выполнены Н. В. Хабировой.

Потенциальную интенсивность азотфиксации определяли ацетиленовым методом (Азотфиксация..., 1987) в смешанных образцах почвы (0—5 см). Почва инкубировалась одни сутки при температуре 28 °С с добавлением воды до полной влагоемкости и 2 % глюкозы от массы почвы. Анализ выполнен Г. С. Куликовой.

Результаты и обсуждение

Можно отметить резкое — почти на порядок — подавление скорости деструкции целлюлозы в импактной зоне (табл. 10). Это справедливо как для актуальной, так и для потенциальной скоростей. Разница между данными показателями нивелируется в импактной и буферной зонах: на фоновой территории потенциальная скорость выше в 2,6, а на загрязненной — только в 1,5 раза. Это может быть обусловлено тем, что токсичность почвы становится ведущим фактором, определяющим функционирование микроорганизмов даже в оптимальных условиях температуры и влажности. Другим объяснением может быть некоторое систематическое занижение скорости в фоновой

Таблица 10

Некоторые интегральные параметры функционирования почвенного микробоценоза в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона и расстояние до завода, км		
	Импактная (0—3)	Буферная (4—6)	Фоновая (8—20)
Скорость деструкции целлюлозы (измерение *in situ*), % в год			
Максимальная . .	26,3*	95,6	93,7
Средняя	13,3±1,0 (0,036)**	64,0±5,1 (0,175)	79,2±2,5 (0,217)
Минимальная . . .	2,8	4,9	35,4
Потенциальная скорость деструкции целлюлозы, % в сутки	0,020—0,089	0,231—0,306	0,503—0,609
Интенсивность накопления аминокислот, мкг/г субстрата в месяц	2,63	5,08	10,57
Потенциальная активность азотфиксации, мг азота/кг почвы в сутки	0,4—1,3	1,8—4,5	16,5—17,5

* При больших объемах выборок (с закладкой проб по схеме регулярного отбора) в импактной зоне выявляются пробы со скоростью разложения, соизмеримой с фоновыми величинами (90—95 %); доля таких проб не превышает 10—15 % от объема выборки.

** Скорость, % в сутки.

зоне из-за того, что субстрат почти полностью утилизирован. При измерении скорости *in situ* более резко изменяются минимальные регистрируемые значения. Так, средняя скорость в буферной зоне только в 1,2 раза меньше фоновой, а минимальный лимит меньше соответствующего значения в 7,2 раза. Следовательно, изменения происходят в первую очередь за счет нарушения пространственной структуры деструкционного процесса. Аналогично скорости деструкции реагируют на загрязнение и другие показатели: более резко — интенсивность азотфиксации (в 12,7—43,75 раза) и менее резко — накопление аминокислот (в 4 раза). Это свидетельствует о подавлении как отдельных узких групп микроорганизмов (свободноживущие азотфиксаторы), так и всей микрофлоры в целом.

Видна обратная зависимость между рассматриваемыми параметрами микробоценоза и толщиной подстилки (см. раздел 7.4). Следовательно, выделенные по толщине подстилки зоны нагрузки получают достаточно четкую интерпретацию и могут быть объяснены в том числе и подавлением микробиальной деструкции растительного опада.

Основную роль в разложении целлюлозы в лесных почвах играют микроскопические грибы. В исследованных почвах были

обнаружены четыре вида целлюлозоразлагающих микромицетов — *Myrotecium verrucaria*, *Trichoderma viridae*, *Aspergillus* sp., *Botritis carnea*. При этом не выявлены какие-либо закономерные изменения видового состава, соотношения видов или их численности. Это еще раз подтверждает бóльшую информативность интегральных показателей.

Необходимо отметить резкое увеличение пространственной вариабельности скорости разложения в условиях загрязнения (коэффициент вариации возрастает с 2—10 до 50—100 %). Специальные исследования этого вопроса (Воробейчик Е., Воробейчик Л., 1991) позволяют заключить, что вероятная причина кроется в нарушении механизмов колонизации субстрата почвенными грибами. Так, в импактной зоне наряду с участками, где почти полностью подавлена деструкция целлюлозы, имеются микробиотопы, в которых скорость разложения соизмерима с фоновой. Доля таких микробиотопов не превышает 10—15 %, а расположение в пространстве случайное (по крайней мере, не приуроченное к каким-либо определенным элементам структуры фитоценоза). Учитывая большую толерантность микромицетов к тяжелым металлам, можно предположить, что в условиях сильного загрязнения они сохраняют функционирование на высоком уровне, но при этом либо уменьшается продукция спор, либо тормозится их прорастание. Результат этого — резкая дифференциация территории на микробиотопы с высокой и низкой скоростями деструкции. Если происходит прорастание спор, на фоне территории с низкой скоростью образуется «очаг» с высокой. Вероятно, в этом заключена одна из причин противоречивости результатов некоторых авторов о связи скорости разложения с загрязнением (Евдокимова и др., 1984; Умаров, Азиева, 1980). При малом объеме выборки средние величины существенно зависят от искажения истинного соотношения проб, характеризующих микробиотопы со столь сильно различающимися величинами скоростей.

Описанный механизм позволяет сделать вывод о большей информативности соотношения количества проб с высокими и низкими скоростями, чем средних значений. Например, в нашем случае доля проб со скоростями ниже 30 % в фоновой зоне равна нулю, а выше 80 % составляет 90,7 %, в буферной — 7,4 и 45,6, в импактной — 67 и 12,4 % соответственно.

Таким образом, промышленные выбросы подавляют биологическую активность почвы, снижая напряженность важнейших процессов, осуществляемых микроорганизмами в экосистеме. В импактной зоне наблюдается почти полная их блокировка. Это одна из причин разорванности биологического круговорота, ведущей к существенному обеднению пула доступных растениям биогенов.

7.6. ПОЧВЕННЫЕ ФЕРМЕНТЫ

Трансформация органического вещества в почве проходит при активном участии ферментов, осуществляющих катализ химических реакций. Ферментативная активность представляет собой многофункциональную характеристику, зависящую от свойств почвы, факторов среды и особенностей самих ферментов (Хазиев, 1979). В отличие от других возможных параметров ферментативная активность — интегральный показатель. Она позволяет оценить потенциальную активность всех организмов, населяющих почву. Источники ферментов — микроорганизмы, грибы, беспозвоночные животные и растения. Основная масса почвенных ферментов находится в иммобилизованном (связанном) состоянии на глинистых минералах, гумусе, органоминеральных коллоидах, часть ферментов — в свободном состоянии в почвенном растворе. Необходимо отметить, что существует определенная специфика оксидоредуктазных ферментных систем (дегидрогеназ), активность которых зависит от интактной клеточной системы электронного транспорта и не обнаруживается вне клеток микроорганизмов.

Поступление в почву большого количества эксгалатов нарушает существующие закономерности функционирования биоты, изменяет физико-химические свойства почвы. Биологическая активность загрязненной почвы определяется характером поллютантов и не всегда однозначно уменьшается при техногенном воздействии. Так, загрязнение почвы соединениями азота существенно повышает активность ферментов, участвующих в его трансформации.

Влияние серосодержащих загрязняющих веществ на биохимические процессы в лесных почвах рассмотрено в ряде работ (Kulhavy, 1987; Ineson, Wookey, 1988). Обычно при поступлении поллютантов данного типа прослеживаются значительное сокращение численности микроорганизмов, снижение ферментативной активности и замедление процессов разложения органического вещества. Обнаружена отрицательная зависимость между целлюлазной активностью и pH подстилки при искусственном подкислении среды (Hovland, 1981). В то же время обнаружено, что сульфат-ион не оказывает ингибирующего действия и даже незначительно стимулирует активность почвенных дегидрогеназ (Rogers, Li, 1985).

Загрязнение почвы токсическими окислами тяжелых металлов обычно сопровождается снижением ее биологической активности. Это проявляется как в подавлении почвенного дыхания и уменьшении численности микроорганизмов, так и в снижении активности почвенных ферментов (полифенолоксидазы, дегидрогеназы, липазы, протеазы, инвертазы, уреазы и других). Максимальное воздействие загрязнений испытывают почвенная подстилка и верхний гумусный горизонт. Величина токсиче-

ского эффекта тяжелых металлов определяется видовыми признаками исследуемых почв и содержанием подвижных форм металлов, что регулируется уровнем кислотности и влажности (Turski et al., 1985).

Среди энзиматических показателей, используемых для диагностики загрязнения почвы, наиболее часто устанавливают активность дегидрогеназы, целлюлазы, инвертазы и фосфатазы, что обусловлено их важностью в трансформации органического вещества почвы и хорошим откликом на изменение факторов среды (Асеева и др., 1988; Григорян, Галстян, 1986; Раськова и др., 1989; Хазиев, 1979; Singh, 1988). Вопрос об относительной чувствительности различных ферментов к загрязнениям тяжелыми металлами окончательно не решен. На роль наиболее чувствительного фермента претендуют каталаза, дегидрогеназа, инвертаза, уреаза (Левин и др., 1989). Мнения разных авторов по этому поводу иногда прямо противоположны.

Изучение ферментативной активности почв вблизи металлургических заводов выявляет ее значительное снижение при высоких концентрациях металлов. Так, установлены тесные отрицательные связи между логарифмом суммы концентраций тяжелых металлов и активностью уреазы и кислой фосфатазы (Tyler, 1974). Аналогичная зависимость определена для дегидрогеназы (Rühling, Tyler, 1975) и амилазы (Ebgergt, Boldewijn, 1977). В другом случае отмечено снижение уреазной активности, тогда как фосфатазная активность существенно не изменялась (Nordgren et al., 1986). Исследование влияния осадка сточных вод (используемого в качестве удобрения и имеющего высокую концентрацию тяжелых металлов) на инвертазную (сахаразную) активность показало заметное снижение последней (Anton, Antal, 1987).

В условиях реальных экосистем, подверженных воздействию промышленных предприятий, сложно вычленить влияние индивидуальных соединений на биологическую активность почв. Такие исследования проводятся в модельных опытах (Белицина и др., 1989; Раськова и др., 1989; Rogers, Li, 1985; Singh, 1988; Zwolinski et al., 1988). В наибольшей степени подавляет ферментативную активность почвы Cd-содержащая пыль; в меньшей степени влияет свинец и в еще меньшей — цинк. Низкие концентрации металлов могут вызывать увеличение ферментативной активности (Левин и др., 1989). Выявляется модифицирующее действие различных факторов на относительную токсичность тяжелых металлов. Например, по степени ингибирования дегидрогеназы металлы расположены в ряд Cr>Cd>Cu>>Ni>Zn; при обогащении почвы люцерной последовательность меняется — Cu>Cd>Ni>Zn>Cr (Rogers, Li, 1985). Степень ингибирования свинцом дегидрогеназной активности и почвенного дыхания определяется емкостью катионного обмена почвы (Doelman, Haanstra, 1979a).

На примере фосфатазы в коричневых лесных остепненных почвах разработаны градации степени загрязненности (Григорян, Гастян, 1986). К слабозагрязненным относятся почвы, в которых активность по сравнению с незагрязненными снижается на 20 %, к среднезагрязненным — от 20 до 45 %, к сильнозагрязненным — более чем на 45 %.

Таким образом, можно говорить о высокой чувствительности почвенных ферментов к антропогенным воздействиям и использовать результаты определения ферментативной активности почв для экологического нормирования.

Методика

Мы проводили определение четырех почвенных ферментов: дегидрогеназы (субстрат: NAD-оксидоредуктаза, КФ 1.1.1; 1.2.1; 1.4.1), инвертазы (β-фруктофуранозид-фруктогидролаза, КФ 3.2.1.26), целлюлазы (1,4-β-D-глюканогидролаза, КФ 3.2.1.4), фосфатазы (фосфогидролаза моноэфиров ортофосфорной кислоты, КФ 3.1.3.1). Активность ферментов определяли в верхнем (0—5 см) слое почвы. Сбор образцов проводили в июле 1990 г. по километровой сетке размером 20×5 км (см. рис. 14). Методики определения активности ферментов даны по Ф. Х. Хазиеву (1990). Определение дегидрогеназы проводили по методу А. Ш. Галстяна, активность выражали в миллиграммах формазана на 10 г почвы за 24 ч; инвертазы — по методу А. Ш. Галстяна в модификации Ф. Х. Хазиева с соавторами по количеству редуцирующих сахаров после инкубации с сахарозой, активность выражали в миллиграммах глюкозы на 1 г почвы за час. Для определения целлюлазы использовали модифицированный метод В. М. Багнюка и Л. Н. Щетинской. Модификация заключалась в измерении концентрации глюкозы чувствительным и специфичным ферментным методом. Целлюлазную активность выражали в миллиграммах глюкозы на 10 г почвы за сутки. Фосфатазу определяли по методу Ф. Х. Хазиева, активность выражали в миллиграммах фенолфталеина на 1 г почвы за час.

Результаты и обсуждение

Выбор ферментов для анализа биологической активности почвы обусловлен двумя обстоятельствами: высокой чувствительностью к воздействию токсикантов и значением данной группы ферментов в трансформации органического вещества почвы.

Измерение активности рассматриваемых ферментов позволяет оценить различные стороны их участия в превращениях органического вещества почвы. Активность дегидрогеназы характеризует состояние окислительно-восстановительных процессов, фосфатазы — скорость минерализации фосфатов, находя-

Таблица 11

Изменение ферментативной активности почв при техногенном загрязнении (средние, минимальные и максимальные значения)

Фермент	Зона нагрузки и удаление от завода, км		
	Импактная (0—4)	Буферная (5—7)	Фоновая (7—20)
Инвертаза	0,077 0,044—0,128	0,077 0,030—0,138	0,099 0,044—0,144
Дегидрогеназа	0,202 0—1,472	0,645 0—2,153	0,684 0,077—3,449
Фосфатаза	0,065 0—0,172	0,091 0—0,217	0,131 0—0,306
Целлюлаза	0,064 0—0,203	0,081 0—0,181	0,120 0—0,466

щихся в органической форме. Целлюлазе принадлежит ведущая роль в деструкции растительных остатков, поступающих в почву. Инвертаза участвует в расщеплении олигосахаридов растительного и бактериального происхождения.

В табл. 11 приведены значения активности ферментов в разных зонах нагрузки. Для всех исследованных ферментов прослеживается снижение активности по мере приближения к заводу. Это хорошо согласуется с известными фактами ингибирования активности ферментов тяжелыми металлами и является очевидным следствием снижения обилия «поставщиков» ферментов — растений (раздел 7.2), микроорганизмов (раздел 7.5) и почвенной фауны (раздел 7.7).

Нами зарегистрирована очень высокая вариабельность значений (рис. 18), которая объясняется, вероятно, различиями физико-химических параметров почв на полигоне большой площади. Многие металлы, оказывающие в больших концентрациях ингибирующее действие на ферменты, при меньшей концентрации могут усиливать их активность, что вносит дополнительный вклад в вариабельность параметра. Кроме того, различна биологическая доступность тяжелых металлов, зависящая от величины pH почвы и содержания органического вещества.

Зависимость активности ферментов от удаленности источника эмиссии проявляется не во всем диапазоне величин, что можно наблюдать на примере инвертазы (см. рис. 18). Средние величины активности в импактной и буферной зонах практически не различаются. Сопоставление же значений активности с загрязнением почвы позволяет выявить существенные различия (см. далее рис. 35).

Среди изученных ферментов инвертаза обладает наибольшей устойчивостью к загрязнению. Ее активность снижается лишь в два раза по сравнению с фоновым уровнем и остается

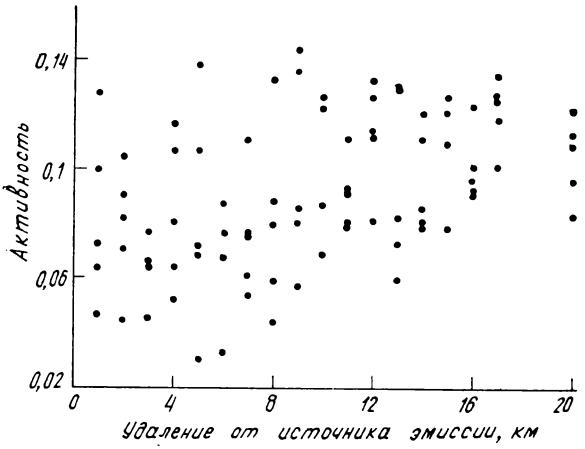


Рис. 18. Изменение активности инвертазы в зависимости от расстояния до источника эмиссии, мг глюкозы/г почвы в час

сравнительно высокой в импактной зоне. Наиболее существенные различия в активности инвертазы наблюдаются в зоне умеренной нагрузки (при удалении от источника эмиссии на 7—10 км), т. е. инвертаза проявляет свои индикаторные свойства при невысоких концентрациях поллютанов в почве.

Дегидрогеназы — ферменты, играющие важную роль в определенных этапах процесса гумификации — проявляют высокую чувствительность к загрязнению почвы. Ранее указывалось на зависимость их активности от интактности клеточной системы транспорта электронов. По данной причине эта группа ферментов может служить косвенным показателем количества жизнеспособных микроорганизмов. Указанная особенность частично объясняет сравнительно большое число почвенных проб с низкой дегидрогеназной активностью.

Результаты определения активности фосфатазы позволяют сделать заключение о существенном снижении доступности фосфата в зоне с умеренной и высокой токсической нагрузкой. Изменение активности целлюлазы в градиенте нагрузки происходит достаточно монотонно. В импактной зоне ее активность в 2 раза ниже, чем в фоновой. Снижение активности целлюлазы, участвующей в разложении полисахаридов, составляющих до 60 % массы растений,— одна из причин слабого разложения растительных остатков в импактной зоне.

Несмотря на отсутствие стандартизации по типам почв и значительную вариабельность величин, общая тенденция снижения ферментативной активности прослеживается достаточно четко. Таким образом, можно заключить, что промышленные выбросы медеплавильного завода приводят к существенному уменьшению активности наиболее важных групп почвенных ферментов. Следствие этого — замедление процессов трансформации органического вещества в почве.

7.7. ПОЧВЕННАЯ МЕЗОФАУНА

Почвенная фауна, в частности комплекс крупных беспозвоночных животных (размерная группа «мезофауна»),— один из ключевых компонентов наземных экосистем. Во многих исследованиях показана ведущая роль почвенных сапрофагов как первичных деструкторов растительного опада. Установлены тесные связи между функционированием населения беспозвоночных и почвенным плодородием, продуктивностью и устойчивостью экосистем (Гиляров, Стриганова, 1978; Стриганова, 1980, 1989; и др.). Элиминация комплекса педобионтов приводит к замедлению скорости разложения органического материала, накоплению на поверхности почвы неперерабатываемого опада и лимитированию циклов биогенов. Это в свою очередь снижает первичную продукцию и устойчивость лесных экосистем (Tyler, 1984; Ruchling, Tyler, 1973; Schaefer, 1985; Strojan, 1978 a, b). Почвенная фауна чувствительна к различным антропогенным воздействиям. Поэтому перспективно ее использование в качестве опережающего индикатора изменений в экосистемах (Гиляров, Покаржевский, 1983; Криволуцкий и др., 1986б; Хотько, Артемьева, 1988).

Обычно почвенная мезофауна анализируется на уровне сообщества. При этом традиционными показателями служат общая плотность населения (плотность биомассы), видовое (групповое) разнообразие, параметры таксономической и трофической структуры (например доля дождевых червей, сапрофагов, зоофагов и т. д.), вертикальное распределение, доля эвритопных видов.

Из значительного количества работ, посвященных реакциям населения педобионтов на различные антропогенные нагрузки (выпас, вытаптывание, рубки, сельскохозяйственная практика и пр.), лишь в небольшой части анализируется действие загрязнения среды техногенными поллютантами. По этому вопросу имеется несколько неполных обзоров (Хотько и др., 1982; Артемьева, 1989; Schaefer, 1985).

Техногенные эмиссии тяжелых металлов на фоне подкисления среды оказывают ингибирующее воздействие на почвенную мезофауну. Факт резкого уменьшения обилия и разнообразия педобионтов в районах действия заводов с первичной плавкой цветных металлов неоднократно отмечался многими авторами (Воробейчик, 1991а, в; Дончева, 1978; Некрасова, 1990; Степанов, 1988; Степанов и др., 1991; Филатова, 1984; Strojan, 1978; Bengtsson, Rundgren, 1982, 1984; Bengtsson et al., 1983; Tyler, 1984). Величины уменьшения обилия колеблются от двух раз до одного-двух порядков. Менее сильное воздействие оказывают выбросы, содержащие либо только тяжелые металлы (Оливериусова, 1983; Елпатьевский, Филатова, 1988), либо только оксиды серы и азота (Рябинин, Ганин, 1987; Рябинин и др.,

1988; Baat et al., 1980). Аналогичное по величине сокращение численности и видового разнообразия педобионтов отмечается в условиях фтористого загрязнения (Богачева, 1984; Воробейчик, 1991б). Наиболее чувствительной группой оказываются дождевые черви и другие крупные сапрофаги. Численность некоторых групп (например личинок жуков-щелкунов) может не изменяться при загрязнении или даже возрастать (Королева, 1984; Некрасова, 1990).

В случае загрязнения почвы органическими соединениями (предприятия нефтехимии, искусственного волокна и пр.), хотя и отмечается уменьшение общего обилия педобионтов, существенного подавления нет (Артемьева, 1989; Хотько и др., 1982; Хотько, 1990; Чумаков, 1988). При этом имеют место перестройки таксономической и трофической структур, может наблюдаться увеличение численности некоторых групп, например дождевых червей (Воробейчик, 1990б). Аналогичная ситуация наблюдается при загрязнении почвы кальцийсодержащей пылью, где изменения в основном затрагивают структуру доминирования сообществ (Бессолицына, 1987; Мелецис и др., 1981; Штернбергс, 1985).

В лабораторных опытах показана сильная токсичность тяжелых металлов (Cu, Cd, Pb, Zn, Hg, Ni и др.) для дождевых червей (Bengtsson et al., 1986; Beyer, 1981; Hartenstein et al., 1980; Ma, 1984; Pytasz et al., 1978; Roberts, Dorough, 1984; Streit, Jaggy, 1983; Streit, 1984). При этом, например, летальная концентрация меди для разных видов и разных условий опыта составляет от 40 до 2500 мг/кг почвы, максимально недействующие концентрации кадмия (для «стандартной» почвы — см. раздел 4.3) — 13,5—154 мкг/г (Van Straalen, Denneman, 1989). Установлено, что величина действующих концентраций металлов существенно зависит от содержания органического вещества в почве и pH почвенного раствора. Так, при концентрации углерода в почве 3,2 % полулетальная концентрация меди составляла 150 мг/кг, 14,2 % — 800, 42,6 % — 1800 мг/кг (Streit, Jaggy, 1983).

Можно отметить определенное сходство реакций населения почвенных беспозвоночных в разных географических зонах и ландшафтах и на разные виды загрязнения. Основные проявления этих реакций на уровне сообществ следующие.

1. Уменьшение общего обилия (плотности особей и биомассы).
2. Снижение таксономического разнообразия.
3. Возрастание доли эвритопных видов.
4. Увеличение пространственной неоднородности и смещение плотности в более нижние горизонты почвы.
5. Изменение трофической структуры в сторону уменьшения доли сапрофагов и увеличения доли фитофагов.

Таблица 12

Обилие и структура населения почвенной мезофауны в разных зонах нагрузки

Показатель	Зона и расстояние до завода, км			
	Техногенная пустыня (0)	Импактная (1—2,5)	Буферная (3,8—6)	Фоновая (20—30)
Плотность всех групп экз/м²	3—15	53—102	149—582	1875—3098
Таксономическая структура, %				
Mermithidae	0,0	0,0	0,0—0,8	0,1
Enchytraeidae	0,0	0,0—3,0	5,4—16,5	15,5—20,7
Lumbricidae	0,0	0,0	5,4—33,7	35,7—55,1
Arachnoidea	0,0—20,0	3,0—7,8	0,5—11,7	0,7—1,5
Diplopoda	0,0	0,0—6,1	0,8—4,3	0,1—0,5
Geophilidae	0,0	0,0—3,0	1,6—9,7	1,0—3,4
Lithobiidae	0,0	0,0—3,0	9,1—11,6	3,6—6,2
Carabidae	5,3—13,3	1,6—12,1	1,1—6,2	2,3—2,6
Staphylinidae	6,7—10,5	1,6—26,8	3,9—14,0	4,4—9,2
Elateridae	5,3—36,7	5,4—53,1	2,3—13,2	1,4—1,0
Curculionidae	6,7—15,8	0,0—6,1	0,0—3,2	0,6—1,4
Cantharidae	0,0—5,5	6,1—9,4	1,4—22,6	0,5—0,9
Diptera	13,3—26,3	6,1—42,9	1,7—23,9	7,2—7,9
Lepidoptera	0,0—5,3	0,0—1,8	0,0—3,0	0,7—1,3
Hemiptera	0,0	0,0	1,7—7,0	1,0—3,3
Mollusca	0,0	0,0	0,0—3,6	3,6—5,5
Трофическая структура, %				
Сапрофаги	0,0	1,6—9,1	15,2—45,3	59,2—74,6
Зоофаги	50,0—60,0	69,1—85,5	39,5—65,2	17,2—27,8
Фитофаги	40,0—46,4	10,9—59,4	6,4—26,4	8,2—12,9
Доля в подстилке, %				
Lumbricidae	—	—	53,7—86,2	13,2—33,7
Elateridae	100	64,7—100	46,2—72,7	5,3—12,5
Все группы	100	66,1—72,7	48,4—77,9	14,7—32,3

Методика

Почвенно-зоологические исследования проведены в июне — июле 1989—1991 гг. Размер пробы составлял 25×25×20—30 см (до глубины встречаемости). Количество проб на одну пробную площадь — 10—20, расположение случайное. Каждая проба была разделена на два слоя — подстилку и почву; слои анализировали отдельно. Выборку животных осуществляли вручную общепринятыми методами (Гиляров, 1987). Разбор проб проводили непосредственно на месте или в лабораторных условиях, куда почвенные монолиты переносили в полиэтиленовых пакетах.

Результаты

В табл. 12 представлены параметры обилия, вертикального распределения, таксономической и трофической структур населения почвенной мезофауны на разном удалении от источника

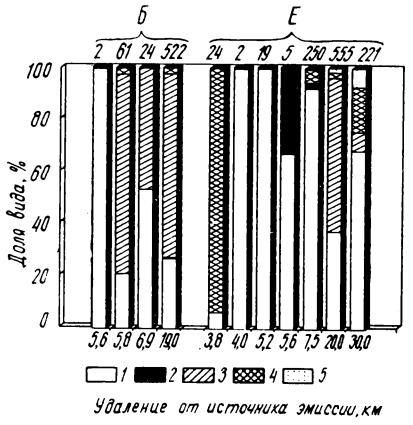


Рис. 19. Структура населения дождевых червей в березняках (Б) и ельниках (Е) на разных удалениях от завода.

Цифры вверху столбиков — плотность червей, экз/м²: *1* — *Allolobophora diplotetratheca*, *2* — *Eisenia nordenskioldi*, *3* — *Aporrectodea roseus*, *4* — *Dendrobaena octaedra*, *5* — *A. tuberosa*

выбросов. На самых близких к заводу площадках (но с еще сохранившимся лесом) общая плотность населения снижена по сравнению с фоном в 20—50 раз. На участках с полностью деградированной растительностью разница в плотности населения с фоновым уровнем достигает трех порядков. Резкие изменения происходят в таксономической структуре населения. Прежде всего они касаются дождевых червей и энхитреид: их доля уменьшается с 20—50 % до полного выпадения и регистрируются они лишь начиная с удаления 3—5 км от завода. На таком же расстоянии впервые попадаются моллюски и двупарноногие многоножки. Характерная черта — увеличение на близких к заводу площадках доли личинок щелкунов с 0,7—4 до 35—50 %.

Еще более контрастны изменения в трофической структуре населения. На фоновых участках доминируют сапрофаги (60—70 % от общей численности). При приближении к заводу их участие в населении закономерно уменьшается до полного выпадения. В населении деградированных участков примерно одинаково соотношение зоофагов и фитофагов.

Прослеживается тенденция перемещения педобионтов из почвы в подстилку при приближении к заводу. Так, в подстилке на фоновых участках сосредоточено 10—30 % от общей численности, на площадках возле завода этот показатель увеличивается до 50—80 %. Еще заметнее возрастает доля в подстилке дождевых червей и личинок щелкунов.

Изменение численности отдельных видов прослежено для комплекса дождевых червей. Всего в районе исследований зарегистрировано восемь видов. Доминантами являются подстилочный «красный» червь *Allolobophora diplotetratheca* и почвенный «серый» червь *Aporrectodea rosea*, субдоминантами — *Eisenia nordenskioldi* (регистрируются как диплоидные, так и полиплоидные формы) и *Dendrobaena octaedra*. Прочие виды представлены единичными находками. На фоне резкого уменьшения обилия люмбрицид нельзя отметить каких-либо закономерных изменений видового состава (рис. 19).

Обсуждение

Полученные результаты в целом согласуются с картиной трансформации почвенной биоты, наблюдаемой другими авторами возле аналогичных источников выбросов. Загрязнение почвы тяжелыми металлами в комплексе с сернистым ангидридом приводит к кардинальным изменениям в населении. Основное направление изменений связано с элиминацией сапрофагов (в первую очередь олигохет), резким уменьшением численности большинства остальных групп, перераспределением педобионтов из почвы в подстилку.

Последнее обстоятельство противоречит данным ряда авторов, отмечавших противоположную ситуацию (Рябинин и др., 1988; Bengtsson, Rundgren, 1982). Это, вероятно, объясняется тем, что в указанных работах анализировались кратковременные эффекты действия поллютантов в условиях натурных экспериментов. В нашем случае длительное загрязнение приводит к тому, что подстилка становится более оптимальным субстратом, чем почва. Это обусловлено, скорее всего, водно-физическими свойствами: концентрации тяжелых металлов в подстилке значительно больше, чем в минеральных горизонтах (см. раздел 7.3).

Общая схема изменений населения может быть представлена в виде последовательно сменяющихся стадий трансформации. Каждая из них выделяется по комплексу признаков (общая плотность, структура населения, интенсивность деструкционных процессов), а название дано по маркеру — наиболее «бросающейся в глаза» группе.

Стадии трансформации следующие. 1. Люмбрицидная — характеризует фоновое состояние почвенной биоты: доминируют дождевые черви (плотность их 250—550, коконов — 200—1000 экз/м^2), общая плотность населения 1500—3000 экз/м^2; подстилка очень тонкая (0,5—2,5 см). 2. Геми-люмбрицидная — характеризует слабую степень трансформации почвенной биоты: существенное сокращение численности люмбрицид (плотность червей 20—60 экз/м^2); некоторое увеличение толщины подстилки (3—4 см). 3. Крипто-люмбрицидная — характеризует существенные изменения в функционировании почвенной биоты: дождевые черви представлены единично (1—2 экз/м^2), в малых выборках могут вообще не обнаруживаться; сильно увеличена толщина подстилки (до 5—6 см). 4. Элатеридная — характеризует резкое подавление деструкционных процессов и сильную степень трансформации почвенной мезофауны: люмбрициды полностью отсутствуют, из типично почвенных беспозвоночных встречаются только личинки щелкунов (их доля в населении 35—40 %); большая часть населения (60—80 %) сосредоточена в толстом слое подстилки. 5. Крипто-биотическая — характеризует крайнюю деградацию почвенной биоты: в населении, плот-

ность которого очень мала (15—20 экз/м^2), представлены почти исключительно герпетобионты (жужелицы, стафилины, пауки, костянки); типично почвенные формы либо полностью отсутствуют, либо сохраняются у самых комлей деревьев или в куртинах мха; подстилка и гумусный горизонт почти полностью смыты. Данные стадии могут быть интерпретированы как фазы техногенной сукцессии населения.

Имеются различия в реакции разных групп на загрязнение. При этом можно выделить три типа: 1) обилие уменьшается до полной элиминации (Lumbricidae, Enchytraeidae, Diplopoda, Mollusca, Geophilidae); 2) обилие уменьшается, но полной элиминации нет (Lithobiidae, Carabidae, Staphylinidae, Arachnida, Diptera); 3) обилие уменьшается незначительно или даже возрастает, за исключением наиболее деградированных участков (Elateridae, Curculionidae).

Различия реакций разных групп на загрязнение связаны с особенностями их биологии и экологии. Наиболее чувствительными к загрязнению оказываются дождевые черви и энхитреиды. Причинами этого могут быть высокая проницаемость покровов для токсичных соединений, длительное время индивидуального развития, питание депонирующими тяжелые металлы средами (почва, подстилка), увеличенный поток токсикантов в организм из-за низкой эффективности усвоения пищи (Стриганова, 1980). Два последние обстоятельства — наиболее вероятная причина элиминации в импактной зоне других сапрофагов.

Различия в реакции разных групп хищных многоножек могут объясняться следующим. Литобииды обитают на поверхности субстратов или в верхних слоях подстилки, поэтому основной путь поступления в их организм токсикантов — через трофические цепи. При этом они являются хищниками с широким спектром жертв, что обеспечивает их экологическую пластичность. Кроме того, нельзя исключить их возможно высокую миграционную активность. Единичные находки литобиид в наиболее деградированных местообитаниях могут быть, вероятно, обусловлены именно этим. Другая группа — геофилиды — теснее связана с почвой: среда их обитания — минеральные горизонты. Следовательно, их миграционная активность существенно ниже, а спектр жертв более узок. Видимо, поэтому в наиболее загрязненных местах они не обнаружены.

Вероятны миграции таких групп, как жужелицы, стафилины и пауки, в импактную зону из прилегающих территорий. И топически, и трофически они менее всего связаны с минеральными горизонтами почвы. Обитая на поверхности и в верхних слоях подстилки, хищники значительно расширяют свой рацион за счет жертв, попадающих в почву из других ярусов. Этим может быть объяснена их высокая толерантность к загрязнению.

Наиболее устойчивы к загрязнению элатериды. Личинки

щелкунов сохраняются в особенно деградированных местообитаниях (с полностью смытым верхним горизонтом почвы). При этом они локализуются в микропонижениях с намытой подстилкой, у стволов деревьев, под куртинами мха. Их толерантность может быть связана как с малой проницаемостью покровов для солей (из-за наличия эпикутикулы), так и с особенностями трофики (питание «отжатым» клеточным соком, содержащим значительно меньше тяжелых металлов, чем клеточные стенки). Возможная причина — наличие эффективного механизма инактивации тяжелых металлов, например, их депонирование в кутикуле и периодические линьки. Возрастание численности элатерид на близких к заводу участках, скорее всего, вызвано повышенной привлекательностью биотопов для самок при откладке яиц (из-за увеличения освещенности и температуры почвы в изреженном древостое).

Таким образом, промышленные выбросы приводят к кардинальным изменениям населения почвенной мезофауны, из которого полностью выпадают сапрофаги, а другие группы резко уменьшают свою численность. Параметры ценотического уровня (общая плотность населения, трофическая структура) оказываются более информативными, чем популяционные показатели и видовой состав. Деградация населения имеет следствием нарушение биологического круговорота и снижение почвенного плодородия.

7.8. НАСЕЛЕНИЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ТРАВОСТОЯ

Беспозвоночные-хортобионты — один из наиболее обильных компонентов животного населения надземных ярусов, теснее других связанный с высшей растительностью. Тем самым они представляют удобный объект для анализа действия поллютантов на систему типа «паразит — хозяин».

Влияние промышленных выбросов на беспозвоночных травостоя обычно рассматривается в общем контексте интенсивно разрабатываемой проблемы взаимодействия насекомых, патогенов и растений. Уже к середине 80-х годов было известно несколько сотен публикаций на эту тему (Козлов, 1990; Hughes, Laurence, 1984). Но большинство из них касалось либо древесной растительности, либо сельскохозяйственных культур. Естественные травостои чаще всего рассматривались при анализе действия выбросов автотранспорта на придорожные экосистемы (Бутовский, 1990). Многочисленные исследования, обобщенные в нескольких обзорах (Hughes, Laurence, 1984; Manning, Keane, 1988; White, 1984), показали, что газообразные поллютанты вызывают различные физиологические и биохимические сдвиги у растений: нарушают водный баланс тканей, стимулируют образование первичных (свободные аминокислоты, белки, орга-

нические кислоты, редуцирующие сахара) и вторичных (фенолы, изофлавоноиды) метаболитов, изменяют структуру поверхности листовых пластинок, модифицируют гормональный статус и т. д. Отмеченные изменения существенным образом сказываются на судьбе насекомых. В экспериментальных работах показано, что фумигация растений газообразными поллютантами делает их более привлекательными для фитофагов, увеличивает плодовитость и скорость роста последних. Например, окуривание гороха SO_2 и NO_2 повысило скорость роста гороховой тли на 6,5 и 8,4 % соответственно (Dohmen et al., 1984). Аналогичные эксперименты с мексиканским фасолевым жуком выявили уменьшение сроков развития, увеличение массы личиночных стадий и плодовитости (в 1,8 раза) при питании окуренными SO_2 листьями сои (Hughes et al., 1982). При этом прямого токсического действия на насекомых не отмечалось. Установленное смещение популяционных параметров может иметь прямым следствием значительное увеличение плотности локальных группировок. Это подтверждается наблюдениями в природных условиях. Например, плотность сосущих фитофагов на сорго в 3,1—3,7 раза больше в местах, подверженных выбросам SO_2 и NO_2 (среднесуточные концентрации увеличены в 9,8 и 35,3 раза соответственно) (Rao et al., 1990). Обычно увеличена плотность грызущих и сосущих фитофагов в травостоях возле автодорог (Бутовский, 1990; Port, 1981; Port, Thompson, 1980). Во всех отмеченных работах основным фактором стимуляции признается увеличение концентраций важнейшего для фитофагов элемента, всегда находящегося в дефиците,— азота (прежде всего свободных аминокислот). Это наиболее типичная реакция растительного организма на любые стрессовые воздействия (White, 1984).

В то же время в ряде случаев отмечаются увеличение смертности и снижение плодовитости фитофагов при питании листьями с большим содержанием фторидов, серы и тяжелых металлов, что ведет к снижению численности возле источников выбросов (Селиховкин, 1987; Fuhrer, 1985). Нельзя исключить также прямое токсическое действие поллютантов на насекомых (Селиховкин, 1987). Так, описано уменьшение в 1,6 раза плотности саранчовых при фумигации SO_2 степных участков (Leetham et al., 1984). Причинами этого могут быть как увеличение эмиграции с экспериментальных площадок, так и повышенная смертность личинок в результате прямого токсического действия. В этой же работе отмечено снижение плотности трипсов, листоедов, долгоносиков и жужелиц при действии SO_2.

Таким образом, реакция насекомых выражается двумя разнонаправленными процессами — стимуляцией и подавлением. В каждом конкретном случае характер изменения численности возле источника выбросов определяется соотношением этих двух составляющих. Поэтому может наблюдаться несколько типов реакций: уменьшение (увеличение) обилия возле источника,

максимум численности при среднем загрязнении, отсутствие изменений (Козлов, 1990; Fuhrer, 1985; и др.).

Действие выбросов промышленных предприятий в целом на население хортобионтов изучено менее подробно. Можно упомянуть цикл натурных работ, выполненных в Германии (Bahrmann, 1989; Kohler, 1984; Müller, 1985; Voigt, 1985). Установлено, что при действии фтор-, натрий- и фосфорсодержащих выбросов завода фосфатных удобрений происходит существенный рост фитомассы лугов (при снижении флористического богатства до одного-двух видов), создающих высокую биологическую емкость для консументов. Следствие этого — значительное увеличение численности цикадовых (Müller, 1985) и растительноядных клопов (Voigt, 1985) при резком снижении их видового богатства. В качестве причины, кроме увеличения кормовой базы, указывается снижение конкуренции с менее толерантными видами. Таксоценозы нарушенной территории характеризовались большей стабильностью в пространстве и во времени, что обусловлено выравниванием действия различных естественных факторов техногенной нагрузкой (Bahrmann, 1989). Сходные изменения зарегистрированы вблизи металлургического завода в Польше (Klimaszewski et al., 1980). В то же время саранчовые снижали численность возле завода (Kohler, 1984). Лабораторные эксперименты показали, что основная причина этого — обезвоживающее и повреждающее действие пыли на яйца прямокрылых, тогда как ее поедание вызывало увеличение плодовитости и снижение смертности.

Методика

Работы проведены в середине июля 1989 г. на трех пробных площадях, расположенных в 0,3; 4 и 20 км от границы завода. Пробные площади представляют собой лесные опушки с луговой растительностью разного флористического состава. Выпас полностью отсутствует. К концу июля луга выкашиваются.

Пробы беспозвоночных отобраны с помощью модифицированного биоценометра Конакова — Онисимовой с площадью основания 0,25 м^2. Выборку животных производили вручную и с помощью эксгаустера, беспозвоночных-герпетобионтов не учитывали. Одновременно в этих же пробах измеряли воздушно-сухую массу растений по видам. Отбор проб на всех площадках проводили с 12 до 17 ч при соблюдении стандартизации погодных условий. Объем выборки — 30 случайных проб на площадку.

Результаты и обсуждение

Промышленные выбросы вызвали резкое изменение характера луговой растительности (рис. 20), во многом аналогичное трансформации травяно-кустарничкового яруса лесных фитоце-

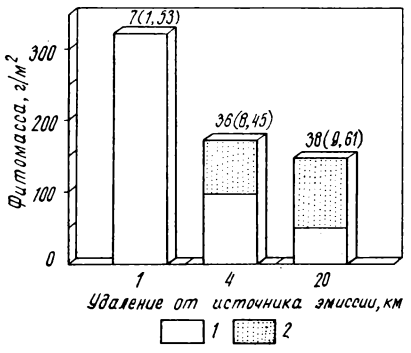


Рис. 20. Структура фитомассы луговой растительности на разных удалениях от завода.

1 — злаки, *2* — прочие виды. *Цифры вверху столбиков* — общее количество видов на пробной площади, *в скобках* — флористическая насыщенность (количество видов на 0,25 м²)

нозов (см. раздел 7.2). В 5,4 раза снижено общее количество видов травостоя, еще сильнее — в 6,3 раза — флористическая насыщенность. В травостое импактной зоны почти полностью отсутствует разнотравье. Абсолютно доминируют два вида злаков: *Agrostis tenuis* и *Deschampsia cespitosa*. При этом общая фитомасса увеличена в 2,2 раза. Луговая растительность на удалениях 4 и 20 км различается незначительно. Таким образом, сообщество буферной зоны характеризует ситуацию вероятных изменений на популяционном и организменном уровнях, при сохранении флористического состава, а импактной — ситуацию полной смены видов и кардинальной трансформации структуры растительности.

Столь существенные изменения растительности не могли не сказаться на животном населении хортобионтов (табл. 13). Прежде всего необходимо отметить увеличение общего обилия населения. Плотность особей вблизи завода больше в 3,4, на удалении 4 км — в 2,4 раза. Следовательно, реакция населения хортобионтов на техногенное загрязнение относится к первому типу (Козлов, 1990), когда максимум численности наблюдается возле источника выбросов. Заметим, что увеличение плотности наблюдается уже в буферной зоне, где структура растительности изменена незначительно. Плотность воздушно-сухой биомассы несколько уклоняется от этой закономерности — максимальные значения зарегистрированы на удалении 4 км. Однако это результат присутствия в пробах на данном участке нескольких крупных особей прямокрылых. Заметим, что для учета данной группы метод биоценометрических проб с используемой нами площадью основания не совсем адекватен и может приводить к искажению истинных величин обилия. Исключение прямокрылых из расчета плотности биомассы населения дает значения 95,7; 184,4 и 194,4 мг/м² в 20; 4 и 0,3 км соответственно, т. е. закономерность та же, что и при рассмотрении плотности особей.

Таксономическая структура не обнаруживает таких существенных изменений, как общее обилие. Основу населения (86—89 %) на всех участках составляют цикады и клопы (прежде всего растительноядные из семейств Miridae и Pentatomidae, хищ-

Таблица 13

Параметры населения беспозвоночных травостоя в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона нагрузки		
	Импактная	Буферная	Фоновая
Плотность			
особей, экз/м²	298,5±23,8	211,1±15,4	87,5±6,7
биомассы, мг/м²	211,7±19,8	368,8±47,4	111,6±15,5
Доля таксона, %			
Diptera	8,6	5,3	4,4
Cicadinea	59,8	80,0	68,7
Hemiptera	29,0	7,1	16,8
Hymenoptera	1,3	3,4	2,6
Coleoptera	0,2	0,4	4,0
Aranei	0,5	1,8	1,8
Tettigonoidea	0,1	0,9	0,5
Acridoidea	0,4	0,9	0,0
Lepidoptera	0,1	0,2	0,5
Gastropoda	0,0	0,0	0,5
Доля трофической группы, %			
Грызущие фитофаги	0,5	2,3	3,5
Сосущие фитофаги	87,8	86,4	79,3
Антофилы	10,2	8,8	7,5
Зоофаги	1,6	2,3	9,9

ные виды представлены единично). Все прочие группы значительно уступают им. На уровне тенденции при приближении к источнику выбросов прослеживается уменьшение участия в населении пауков, жесткокрылых, длинноусых прямокрылых, моллюсков. При этом лишь последняя группа полностью элиминируется на импактной территории. Возле завода увеличивается доля двукрылых.

Так же консервативна трофическая структура, но ее изменения более определенны. Доля грызущих фитофагов и зоофагов при увеличении нагрузки уменьшается, а сосущих фитофагов и антофилов — увеличивается. Сопоставление абсолютных плотностей трофических групп позволяет заключить, что отмеченное увеличение общего обилия происходит за счет сосущих фитофагов и антофилов, тогда как численность других групп меняется незначительно.

Анализ пространственного размещения хортобионтов и его связи с характером растительности не выявил каких-либо закономерных изменений. На всех участках размещение случайное; зависимость между обилием беспозвоночных и фитомассой в масштабе пробной площади отсутствует.

Причины наблюдающихся изменений пока не могут быть определенно названы, поскольку мы не располагаем непосредственной информацией об изменении химизма растительных

тканей. Основной фактор стимуляции численности фитофагов, вероятно,— увеличение их кормовой базы и улучшение ее качества. Последнее происходит за счет повышения содержания азотистых соединений в листьях, индуцированного выбросами (Hughes, Laurence, 1984; Manning, Keane, 1989; White, 1984; и др.). При этом рост численности хортобионтов пропорционален увеличению фитомассы, а «давление» фитофагов на растительность относительно постоянно: 0,47; 0,93 и 0,33 мг сосущих фитофагов на 1 г фитомассы в 0,3; 4 и 20 км соответственно. Аналогично этому увеличение обилия антофилов (прежде всего двукрылых и перепончатокрылых) может зависеть от роста площади поверхности растительного яруса, сопровождающего рост фитомассы. Одной из причин увеличения обилия хортобионтов может быть также снижение пресса хищников. В импактной зоне уменьшено трофическое давление на фитофагов как хищных беспозвоночных (клопов Reduviidae, пауков, коровок, златоглазок и др.), так и позвоночных — птиц и насекомоядных (см. разделы 7.10 и 7.11). Однако малая регуляторная роль хищников в естественных экосистемах вряд ли позволяет считать данный фактор ведущим.

Различия в реакции грызущих и сосущих фитофагов могут объясняться характером потребления растительных тканей. Прямокрылые используют клеточные стенки, содержащие значительно больше тяжелых металлов, чем клеточный сок, который составляет основу питания сосущих фитофагов. Кроме того, грызущие фитофаги заглатывают пылевидные частицы (на которых адсорбированы тяжелые металлы) с поверхности растений. Немаловажны различия в биологии: прямокрылые откладывают яйца в почву, представляющую в импактной зоне высокотоксичный субстрат. Именно эта причина объясняет их полное исчезновение возле завода фосфатных удобрений, описанное в литературе (Kohler, 1984). Цикадовые и растительноядные клопы на протяжении всего жизненного цикла тесно связаны с растениями, которые имеют несколько барьеров, препятствующих поступлению в ткани избыточных количеств токсикантов.

Таким образом, промышленные выбросы через изменение растительности оказывают положительное действие на беспозвоночных-хортобионтов, прежде всего сосущих фитофагов, значительно увеличивающих свое обилие в зонах сильной и средней нагрузки.

7.9. СООБЩЕСТВА МУРАВЬЕВ *

Муравьи, в силу общественного образа жизни, достигают в наземных экосистемах значительных величин плотности и биомассы, соизмеримых с таковыми дождевых червей. Это одна из

* Автор раздела А. В. Гилев.

доминирующих групп беспозвоночных практически во всех биоценозах. Как активные хищники муравьи во многом определяют облик энтомофауны лесных экосистем и успешно подавляют вспышки массового размножения вредителей. Почвообразующая деятельность муравьев выражается в строительстве гнезд и носит микроочаговый характер. При рытье ходов и гнездовых камер улучшаются структура почвы и ее аэрация, наверх выносится материал из глубоких слоев (до 10 м), изменяется химизм почвы вокруг гнезд. В самих гнездах в несколько раз возрастает численность микрофлоры, что ускоряет разложение растительных остатков (Захаров, 1980; и др.). Немаловажная роль муравьев в расселении многих растений и как корма позвоночных животных.

Муравьи разных видов, обитающие совместно, образуют сообщества с определенными взаимоотношениями, четкой иерархией и своеобразным разделением труда (Захаров, 1980). Фактически сообщество муравьев — это своеобразная надвидовая структура, особая подсистема биоценоза, функционирующая как единое целое.

Сообщества муравьев обычно характеризуют количеством видов, плотностью и пространственным распределением гнезд. Особое внимание традиционно уделяют рыжим лесным муравьям *(Formica s. str.)* — облигатным доминантам в сообществе, более удобным для изучения, чем почвообитающие виды. Состояние их популяций и отдельных семей легко оценить по форме и размерам гнезд (куполов), размерам территорий и развитию дорожной сети, активности рабочих на куполе и тропах, образованию отводков. Дополнительными параметрами служат спектр размеров рабочих особей и частота различных уродств.

Промышленные загрязнения влияют на муравьев в меньшей степени, чем на других насекомых. Это обусловлено их высокой экологической пластичностью (определяемой, в частности, высокоразвитым поведением), обитанием в гнездах (плодовитые самки-царицы, никогда не появляясь на поверхности, защищены от прямого действия токсикантов толщей гнезда) и способностью активно регулировать параметры внутри- и отчасти внегнездовой среды (Petal, 1980).

Большинство исследователей отмечают уменьшение численности и изменение пространственной структуры популяций муравьев при техногенных загрязнениях. Однако в ряде случаев изменения отсутствуют, регистрируется рост численности муравьев при действии сернистого ангидрида (Козлов, 1990). Изменения могут затронуть и структуру сообщества в целом. По данным В. В. Блинова (1987б), в зоне выбросов отмечаются увеличение видового разнообразия и бóльшая выравненность по обилию, что связано с угнетением фоновых видов и вселением на освободившиеся участки новых. Детальные исследования популяций рыжих лесных муравьев показали, что

в загрязненных районах уменьшаются средние размеры гнезд (Катаев и др., 1983), происходит быстрая деградация комплексов муравейников, многие гнезда переходят в более низкие размерные классы, возрастает число покинутых гнезд (Демченко, 1991), уменьшается масса тела рабочих особей (Блинов, 1987а). Вероятнее всего, промышленные выбросы влияют на муравьев не прямо, а в большей степени косвенно, вызывая деградацию мест их обитания.

Методика

Работы проведены в июле — августе 1992 г. на постоянных пробных площадях и прилегающих к ним участках. Изучение рыжих лесных муравьев (подрод *Formica s. str.*) проводили маршрутным методом — гнезда учитывали на трансектах длиной 200 м и шириной 10—20 м (по две — пять на каждом исследованном участке). Оценку плотности гнезд почвообитающих муравьев проводили на площадках размером 10×10 м (по одной — две на каждом участке). Дополнительно проведены фаунистические сборы без определения плотности поселений.

Результаты и обсуждение

Учет плотности населения муравьев (табл. 14) позволяет отметить большое сходство сообществ анализируемых участков, но имеются и определенные изменения в населении при увеличении загрязнения.

Основной облик сообществ определяют *F. lugubris, F. fusca, C. herculeanus, M. ruginodis*. Плотность поселений как куполообразующих, так и почвообитающих видов примерно одинакова, за исключением буферной зоны и участка непосредственно у завода. На территориях, подверженных действию загрязнения, уменьшается доля *F. lugubris*, появляются *F. aquilonia* (на участках березово-осиновой поросли), *F. polyctena, F. pratensis* (оба вида светолюбивые, встречены на разреженных местах). Возрастает доля *F. fusca*, появляется (или становится более заметным) связанный с ним вид — «рабовладелец» *F. sanguinea*. Обнаруживается *M. scabrinodis*, а *M. ruginodis* уменьшает численность.

В импактной зоне увеличивается видовое разнообразие за счет уменьшения доли фоновых видов и вселения новых, что согласуется с данными других авторов (Блинов, 1987б). При этом общая плотность поселений муравьев сохраняется примерно на одном уровне. Также неизменной остается и структура сообщества — присутствуют виды-доминанты (рыжие лесные муравьи), субдоминанты *(F. fusca)*, инфлюенты *(Myrmica, Lasius)*.

Участок в непосредственной близости от завода (техноген-

Таблица 14

Параметры населения муравьев в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона нагрузки и удаление, км				
	Импактная			Буферная (6)	Фоновая (30)
	0	1	2		
Общее количество видов	5	9	8	4	6
Плотность, гнезд/га					
Куполообразующие	0,0	13,3	18,4	12,5	15,0
Почвообитающие	1400	1600	1300	500	1100
Доля вида, %					
Куполообразующие					
Formica aquilonia	—	—	9,2	100,0	—
F. lugubris	—	50,4	63,6	—	66,7
F. polyctena	—	24,8	—	—	—
F. pratensis	—	24,8	—	—	—
F. rufa	—		27,2	—	33,3
Почвообитающие					
Formica fusca	+	18,8	23,1	20,0	9,1
F. sanguinea	—	+	+	—	—
Camponotus herculeanus	+	+	+	+	+
Lasius flavus	+	—	—	—	—
L. niger	100,0	25,0	—	—	—
Myrmica ruginodis	+	37,4	69,2	80,0	90,9
M. scabrinodis	—	18,8	7,7	—	—

Примечание. «+» означает, что плотность поселений данного вида не установлена, «—» — вид не обнаружен.

ная «пустыня») резко отличается по облику мирмекофауны. Здесь отсутствуют рыжие лесные муравьи и формируется фактически одновидовое сообщество с абсолютным преобладанием *L. niger*. Данный вид очень пластичен, способен, например, жить в городе (в трещинах асфальта) и других пессимальных условиях.

Вероятнее всего, регистрируемые изменения не связаны с прямым действием загрязнения. Вблизи завода значительно больше просек, полян, зарастающих вырубок, лесопосадок, меньше плотность древостоя, сомкнутость крон, сильнее отпад деревьев. Все это делает местообитания разнообразнее и благоприятствует вселению новых видов. При этом и отдельные виды, и сообщество в целом демонстрируют высокую устойчивость к действию загрязнения.

7.10. НАСЕЛЕНИЕ ПТИЦ*

Хотя доля птиц в наземной зоомассе незначительна, благодаря интенсивному обмену веществ и большому количеству потребляемого корма, высокой подвижности и способности кон-

* Авторы раздела Е. А. Бельский, А. Г. Ляхов и Э. А. Поленц.

центрироваться в местах с высокой плотностью своих жертв они могут регулировать численность беспозвоночных и мелких млекопитающих (Иноземцев, 1978). Важно участие птиц в распространении семян растений. Водоплавающие, околоводные, куриные и другие группы составляют во многих регионах основную базу любительской и промысловой охоты.

Использование птиц в мониторинге состояния окружающей среды имеет давние традиции. Для оценки воздействия антропогенных факторов используют показатели разных структурно-функциональных уровней (Биоиндикация загрязнений..., 1988). Многие из них неспецифичны к различным стрессорам и представляют собой ответы не только на прямое, но и на опосредованное воздействие. Лишь в случаях с остротоксичными поллютантами (некоторые тяжелые металлы) удается установить причинно-следственную связь (Jensen et al., 1972).

В биоиндикационных работах на уровне сообщества используют показатели видового богатства, общей численности и структуры населения (Пенев, 1987; Flousek, 1989; Heyer, 1989). На популяционном уровне информативны численность популяций (Walcott, 1987), плотность гнездования, соотношение возрастных групп размножающихся особей, смертность птиц за холодный период года (Berressem et al., 1983), доля вторых кладок (Книстаутас, 1983). К числу показателей, важных для оценки стабильности популяций, относятся репродуктивные. Это плодовитость (количество яиц в кладке), количество вылупившихся птенцов, величина выводка, а в конечном итоге — успешность гнездования и число слетков на гнездо (Книстаутас, 1982, 1983; Berressem et al., 1983, Custer et al., 1986; Temple, 1988). Их важность обусловлена тесной зависимостью генеративной функции от факторов среды и особой уязвимостью ранних этапов онтогенеза. На организменном уровне для оценки антропогенных воздействий используют размеры, параметры формы и окраски яиц, а также изменчивость этих показателей (Книстаутас, 1982, 1983; Венгеров, 1991), динамику роста и массу птенцов накануне вылета из гнезда (Berressem et al., 1983; Grue et al., 1984; Custer et al., 1986), поведенческие реакции (Burger et al., 1985). Для выявления эффектов на суборганизменных уровнях исследуют толщину скорлупы (Drent et al., 1989), соотношение флюороцитов, ретикулоцитов и эритроцитов с базофильной зернистостью в периферической крови (Lumeji, 1985), гематокрит, концентрацию гемоглобина в крови (Custer et al., 1986), активность в плазме крови дегидратазы дельта-аминолевулиновой кислоты (Grue et al., 1984; Scheuhammer, 1989), аспартатаминотрансферазы, холинэстеразы, аланинаминотрансферазы и содержание мочевой кислоты в плазме (Custer et al., 1986), свободный эритроцитный протопорфирин и цинк-протопорфирин в венозной крови, аминолевулиновые кислые выделения в моче (Lumeji, 1985) и др.

Перечисленные показатели обладают разной ценностью для экологического нормирования. На уровне сообществ трудно установить объективную норму, отклонение от которой было бы неприемлемо. В качестве первого приближения за точку отсчета можно принять сообщества фоновых территорий. Популяционные (успешность гнездования) и организменные показатели (размеры яиц, птенцов) позволяют определить достаточно объективный порог, за которым наблюдается явная патология: исследуемая группировка птиц не воспроизводит себя либо энергетические ресурсы яиц и слетков не обеспечивают необходимую жизнеспособность вылупляющихся птенцов и молодых птиц. К сожалению, сведения о таких порогах отрывочны.

Эффекты воздействия разных поллютантов на птиц в природных условиях изучены неравномерно. Больше всего данных по хлорорганическим соединениям, реакции же на тяжелые металлы и двуокись серы исследованы недостаточно. Установлено, что промышленные выбросы воздействуют на население птиц в основном через изменение растительности, условий гнездования и кормодобывания. В окрестностях промышленных предприятий и в городе с высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами отмечено уменьшение видового богатства и численности птиц до 8 раз по сравнению с фоновой территорией (Berressem et al., 1983; Пенев, 1987; Flousek, 1989; Heyer, 1989). В условиях загрязнения среды тяжелыми металлами (городская черта) наблюдалось вытеснение однолетних самцов большой синицы и лазоревки многолетними и снижение смертности последних (Berressem et al., 1983). Репродуктивные показатели дуплогнездников (величина кладки, успешность вылупления, величина выводка и масса птенцов перед вылетом), как правило, снижаются в зонах загрязнения (Книстаутас, 1982, 1983; Berressem et al., 1983). В то же время не обнаружено зависимости этих показателей от концентрации свинца в пище и органах деревенских ласточек, собиравших корм вблизи автодорог в США (Grue et al., 1984). Размеры яиц большой синицы в Германии были минимальны в условиях города (Hamann et al., 1989). В окрестностях завода минеральных удобрений уменьшение средних размеров яиц большой синицы зарегистрировано лишь в буферной зоне, хотя на импактной территории отмечалось большое количество очень мелких яиц (Книстаутас, 1983). Кислые осадки, обусловленные выбросами двуокиси серы, приводят к увеличению выноса кальция из экосистем и в результате — к истончению скорлупы у оседлых дуплогнездников (Книстаутас, 1983; Drent et al., 1989). Результатом этого может быть повышенный отход яиц на стадии инкубации.

Методика

Реакцию населения лесных птиц на техногенную нагрузку изучали в 1989—1992 гг. Исследование структуры гнездового

населения и обилия птиц проводили методом маршрутных учетов по общепринятым методикам (Равкин, 1967). Общая протяженность маршрутов составила в 1991 г. 35,5, в 1992 — 38,2 км. В импактной зоне учеты проводили на двух участках: в 1,5 и 2,5 км от завода, в буферной — в 4 и 7,5 км, на фоновой территории — в 20 км. Для каждого вида определяли полное расстояние слышимости пения в утренние часы. Расчет обилия птиц проводили по формуле, предложенной Р. А. Наумовым (1965). Учитывали только обычные виды. Учет редких видов на коротких маршрутах не дает достоверных результатов, поэтому отмечали лишь их наличие или отсутствие.

Для изучения репродуктивных параметров дуплогнездников были вывешены искусственные гнездовья в импактной (1—2,5 км от завода), буферной (4—4,5 км) и фоновой (20 км) зонах. Контрольная площадка для кустарниковых видов находилась в 14 км от завода. При многократных посещениях гнезд большой синицы *(Parus major)*, московки *(Parus ater)*, мухоловки-пеструшки *(Ficedula hypoleuca)* и чечевицы *(Carpodacus erythrinus)* отмечали размер кладки и количество птенцов. У большой синицы учитывали только первые кладки. Успешность инкубации определяли как долю вылупившихся птенцов от количества яиц в кладке, успешность выкармливания — как долю слетков от количества вылупившихся птенцов, успешность гнездования — как долю слетков от числа яиц в кладке для всех начатых кладок любой дальнейшей судьбы.

Кладки фотографировали с последующим определением размеров яиц по негативам с помощью аппарата для чтения микрофиш с точностью ±0,05 мм. Объем яиц вычисляли по формуле $0{,}51 \times L \times D^2$ (Мянд, 1988), где L — длина, D — диаметр. На непроклюнувшихся яйцах большой синицы и яйцах из брошенных кладок измеряли толщину скорлупы на тупом полюсе микрометром с точностью ±2,5 мкм. Накануне вылета из гнезда (во второй половине дня) птенцов взвешивали на чашечных весах с точностью ±0,05 г. Птенцов обрабатывали в возрасте: мухоловку-пеструшку — 14 сут, московку — 15 сут, большую синицу — 16 сут. Так как масса птенцов в значительной степени зависит от размера выводка, для сравнения по зонам брали большие выводки (у большой синицы 8—11 птенцов в гнезде, московки 5—10, мухоловки-пеструшки — 4—7). Названия видов птиц и порядок их перечисления (табл. 15) даны по А. И. Иванову (1976).

Результаты

В районе работ отмечено 103 вида птиц, из них девять — только во внегнездовое время. Еще четыре вида встречены единично, и их гнездование в районе исследований также маловероятно. Это чирок-трескунок, серый журавль, темнозобый

Таблица 15

Параметры населения птиц в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона, расстояние до завода (км) и год наблюдений							
	Фоновая (20)	Буферная			Импактная			
		(7,5)	(4,0)		(2,5)		(1,5)	
	1992	1992	1991	1992	1991	1992	1991	1992
Плотность, особей/км²	1088	725	949	1225	776	631	621	647
Доля вида, %								
Buteo buteo	0,2	0,4	+	+	—	—	—	—
Tetrastes bonasia	0,7	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	0,3	—
Columba palumbus	0,6	0,7	1,0	0,7	0,2	—	—	—
Streptopelia turtur	0,7	+	+	+	+	1,9	—	—
Cuculus canorus	0,1	+	+	+	—	—	—	—
C. saturatus	0,2	0,2	+	0,1	+	+	—	—
Dryocopus martius	0,5	0,1	+	0,4	+	+	+	+
Dendrocopos major	2,4	0,4	+	1,1	+	3,3	+	0,1
Anthus trivialis	3,0	3,4	5,0	3,2	5,7	+	11,3	6,9
A. hodgsoni	2,0	2,1	+	2,4	—	—	—	—
Prunella modularis	1,5	1,1	2,9	1,4	2,6	1,9	1,8	1,7
Erithacus rubecula	3,0	8,2	4,0	2,9	4,0	3,3	1,2	4,2
Phoenicurus phoenicurus	5,2	3,4	2,4	5,2	2,7	5,6	6,5	6,9
Turdus iliacus	3,6	+	—	0,3	—	—	—	—
T. philomelos	1,4	0,4	1,2	1,3	0,8	0,5	0,4	—
Locustella sp.	2,7	2,6	+	+	—	—	—	—
Acrocephalus dumetorum	0,9	1,5	+	1,4	+	+	+	1,5
Sylvia borin	3,3	3,2	1,7	0,6	1,2	+	1,8	2,6
S. atricapilla	0,7	1,7	+	1,1	+	3,7	—	—
S. communis	0,8	1,0	2,6	1,0	2,4	+	3,2	6,2
S. curuca	0,5	1,7	2,6	1,6	2,9	2,8	5,9	3,5
Phylloscopus trochilus	2,5	4,4	3,6	6,9	7,0	+	4,8	4,5
Ph. collybita	2,3	0,9	5,0	3,2	7,2	9,3	5,1	2,3
Ph. trochiloides	4,6	7,9	13,1	11,9	12,0	11,2	6,0	10,3
Regulus regulus	2,0	2,2	4,6	2,3	4,4	5,9	—	—
Ficedula hypoleuca	9,5	3,1	2,5	4,8	1,2	3,3	0,9	6,2
Parus montanus	4,7	7,8	5,6	5,6	6,0	6,7	1,5	3,6
P. ater	0,7	1,9	4,1	1,8	4,1	4,1	—	—
P. major	3,7	1,9	1,1	2,6	1,2	2,8	3,3	1,6
Sitta europaea	0,2	0,5	0,5	0,2	—	+	—	0,3
Emberiza citrinella	0,6	+	0,4	0,6	1,9	0,6	5,0	3,9
E. rustica	1,2	1,9	+	0,9	—	—	—	—
Fringilla coelebs	15,6	18,2	14,9	11,9	14,1	14,0	17,0	15,0
F. montifringilla	+	+	6,2	+	8,3	+	6,2	+
Spinus spinus	2,7	4,0	2,7	2,3	1,5	1,7	0,9	1,3
Carduelis carduelis	0,3	+	+	+	+	0,5	+	0,8
Carpodacus erythrinus	7,9	6,8	4,7	12,8	5,2	8,4	8,1	8,8
Loxia curvirostra	2,2	0,3	+	0,7	+	1,5	—	—
Pyrrhula pyrrhula	3,4	3,5	2,5	3,3	2,3	2,9	1,4	1,
Garrulus glandarius	0,3	0,2	+	0,4	—	—	—	—0
Pica pica	0,1	+	0,4	0,4	—	—	1,0	0,7

Окончание таблицы 15

Параметр	Зона, расстояние до завода (км) и год наблюдений							
	Фоновая (20)	Буферная			Импактная			
		(7.5)	(4.0)		(2,5)		(1,5)	
	1992	1992	1991	1992	1991	1992	1991	1992
Corvus cornix . . .	0,2	0,1	0,3	0,4	0,2	0,8	0,4	0,5
C. corax	0,1	0,04	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	—
Прочие	1,9	2,2	3,4	1,4	—	2;0	5,5	5,5
Количество видов . . .	90	87	86		60		52	
Сходство с фоном								
по количеству видов	1,00	0,98	0,98		0,80		0,73	
по структуре . . .	1,00	0,77	0,77		0,67		0,67	
Индекс выравненности	0,38	0,37	0,47	0,39	0,54	0,53	0,47	0,52

Примечание. «+» — вид отмечен вне учетов, «—» — отсутствует.

дрозд и иволга. Наиболее разнообразен видовой состав птиц фоновой территории, меньше всего видов в импактной зоне (см. табл. 15). Полученное соотношение количества видов в разных зонах не окончательное, и вероятна его коррекция за счет находок редких и неежегодно гнездящихся видов на фоновой территории. Общая плотность населения в импактной зоне снижена в 1,4—1,8 раза.

Параметры популяционного и организменного уровней четырех наиболее массовых видов воробьиных птиц исследуемой территории представлены в табл. 16.

У большой синицы и чечевицы размеры кладки не уменьшены. Плодовитость снижается у мухоловки-пеструшки и московки в импактной зоне по сравнению с фоновой. Успешность инкубации уменьшается у всех видов, наиболее резко — у мухоловки-пеструшки. Успешность выкармливания в импактной зоне достоверно отличается от фоновых значений только у этого вида. Успешность гнездования достоверно падает у большой синицы, мухоловки-пеструшки и чечевицы. У большой синицы резкие отличия этого показателя от фоновых значений наблюдаются в обеих зонах нагрузки, а у мухоловки-пеструшки и московки — лишь в импактной зоне. Количество слетков на гнездо (включая неуспешные гнезда) достоверно падает в импактной зоне у мухоловки-пеструшки, большой синицы и чечевицы.

У большой синицы и московки в сумме за весь период наблюдений размеры яиц первых кладок находятся в обратной зависимости от уровня загрязнения территории. Укрупнение яиц большой синицы по мере снижения техногенной нагрузки сопровождается увеличением как их длины, так и диаметра. Длина яиц этого вида составила, мм: в импактной зоне — 17,69±0,08, в буферной — 17,82±0,06, на фоновой территории — 18,10±0,05, а диаметр соответственно, мм: 13,31±0,03,

Таблица 16

Параметры популяционного и организменного уровней доминантных видов птиц в разных зонах нагрузки (*в скобках* — объем выборки, *звездочкой* отмечены достоверные отличия ($p>0,05$) от фонового уровня)

Параметр	Зона нагрузки		
	Импактная	Буферная	Фоновая
Размер полной кладки, яиц/гнездо			
Мухоловка-пеструшка	4,88±0,54 (8) *	6,13±0,60 (8)	6,62±0,10 (65)
Большая синица	10,50±0,29 (20)	10,17±0,28 (6)	11,00±0,31 (8)
Московка	7,63±0,85 (8)	9,14±0,20 (14)	8,89±0,40 (9)
Чечевица	4,50±0,19 (12)	—	4,42±0,19 (12)
Успешность инкубации, %			
Мухоловка-пеструшка	66,7±12,0 (7) *	77,5±11,4 (8)	90,6±2,3 (61)
Большая синица	77,0±7,4 (15)	89,4±3,9 (4)	90,5±2,8 (5)
Московка	84,4±6,9 (6)	91,4±3,3 (13)	93,6±2,1 (7)
Чечевица	72,7±4,9 (8)	—	83,3±5,8 (14)
Успешность выкармливания, %			
Мухоловка-пеструшка	51,7±14,4 (5) *	91,2±5,0 (8)	87,3±3,6 (55)
Большая синица	89,7±4,9 (15)	85,2±12,1 (3)	94,0±5,4 (5)
Московка	91,7±5,6 (6)	89,2±7,3 (13)	86,4±9,8 (7)
Чечевица	67,7±14,5 (8)	—	65,0±10,8 (13)
Успешность гнездования, %			
Мухоловка-пеструшка	25,1±9,3 (8) *	69,7±10,5 (8)	74,4±4,2 (56)
Большая синица	51,6±8,4 (20) *	58,3±15,0 (5)	85,1±5,6 (5)
Московка	56,3±11,0 (11)	81,2±7,6 (13)	71,8±11,2 (9)
Чечевица	23,6±8,1 (17) *	—	54,2±10,6 (13)
Количество слетков, особей/гнездо			
Мухоловка-пеструшка	1,25±0,46 (8) *	4,63±0,66 (8)	5,00±0,28 (57)
Большая синица	5,18±0,88 (22) *	6,00±1,60 (5)	9,00±0,63 (5)
Московка	4,83±1,15 (12)	7,38±0,72 (13)	6,33±1,03 (9)
Чечевица	1,12±0,40 (17) *	—	2,33±0,47 (15)
Объем яиц, мм^3			
Большая синица	1603,0±12,1 * (162)	1676,8±14,3 * (52)	1722,6±10,2 (65)
Московка	1013,0±10,4 * (61)	1016,7±8,5 * (111)	1054,1±10,1 (56)
Мухоловка-пеструшка	1590,2±30,2 (27)	1666,8±23,1 (47)	1580,5±6,5 (412)
Масса птенцов накануне вылета из гнезда, г			
Мухоловка-пеструшка	1299±0,17 * (7)	13,99±0,16 (30)	1383±0,09 (225)
Большая синица	17,41±0,20 * (58)	18,27±0,21 (18)	18,41±0,22 (45)
Московка	9,17±0,16 * (40)	9,65±0,09 * (85)	10,17±0,10 (41)

13,58±0,05 и 13,66±0,03. У московки достоверные различия по зонам отмечены лишь для диаметра соответственно 11,51±0,05, 11,54±0,04, 11,71±0,04 мм. Толщина скорлупы яиц большой синицы не различается на участках с разной степенью техногенной нагрузки: 82±1 мкм (n=22) на фоновой территории и 83±1 мкм (n=60) — в импактной зоне.

Масса птенцов накануне вылета из гнезда у московки достоверно меньше на всем градиенте загрязнения. У мухоловки-пеструшки и большой синицы достоверные различия наблюдаются лишь между с одной стороны — импактной и с другой — остальными зонами.

Обсуждение

Присутствие достаточно большого количества видов в импактной зоне можно объяснить высокой мозаичностью ландшафта. Здесь наряду с остатками темнохвойного леса и лиственным редколесьем существуют пустоши, отвалы и водоемы-отстойники. Наименьшее сходство (по количеству видов) имеют фауны импактной и фоновой зон. Все соседние зоны обладают достаточно высокими значениями индексов сходства. Видовой состав буферной зоны почти не отличается от такового фоновой (на удалении 4 км нет только вертишейки). Обилие птиц здесь даже выше, чем на фоновой территории. Вероятно, в данном случае ярко проявляется влияние рельефа. Импактную и буферную зоны разделяет гористый, покрытый лесом увал, который служит экраном для выбросов. Кроме того, в припойменной части этого участка сохранился спелый темнохвойный лес, также повышающий видовое разнообразие птиц. Благодаря этим факторам участок на удалении 4 км равноценен участку, удаленному от завода на 7—8 км.

Наиболее чувствительными к загрязнению оказались крупные виды птиц. Глухарь и два вида неясытей отмечены только на фоновой территории. Большинство хищных птиц и голуби наблюдаются только начиная с буферной зоны. Последние лишь изредка отмечаются на удалении 2,5 км. Дятлы не проявили чувствительности к загрязнению. Такой достаточно редкий вид, как желна, успешно гнездился в импактной зоне. Только вертишейка отмечена начиная с 6-го км от завода. Большинство воробьиных обитает во всех зонах. Импактную зону избегают некоторые типично лесные виды (зеленый конек, рябинник, белобровик, пищуха, овсянка-ремез, сойка) и некоторые виды, характерные для открытых и кустарниковых биотопов (полевой жаворонок, соловей, луговой и черноголовый чеканы).

Прослеживается тенденция увеличения общего обилия по мере удаления от завода. Однако обилие птиц в буферной зоне уклоняется от общей тенденции. О своеобразии участка на удалении 4 км от завода говорилось при обсуждении видового

состава. Второй участок буферной зоны представлен достаточно однообразным массивом средневозрастных темнохвойных и лиственных лесов, обилие птиц в которых обычно не бывает высоким. Кроме того, здесь не были вывешены искусственные гнездовья, вследствие чего численность дуплогнездников (горихвостки, мухоловки-пеструшки и большой синицы) оказалась ниже фоновой в 2—5 раз.

Данные по обилию птиц в разных зонах позволяют судить об индикаторной ценности отдельных видов. У некоторых изменение численности, вероятно, прямо не связано с загрязнением среды. Таковы лесная завирушка, зарянка, славки, пеночки, чечевица и ряд других. Количество видов, заметно снижающих свою численность у завода, невелико. Это рябчик, кукушки, певчий дрозд, пухляк, клест-еловик, снегирь. Однако есть группа видов, обилие которых возле завода возрастает: лесной конек, горихвостка, славка-завирушка и обыкновенная овсянка. К этой группе также можно отнести белую трясогузку и домового воробья, тяготеющих к постройкам человека.

В импактной зоне сокращается численность дуплогнездников и видов, выкармливающих птенцов в основном мягкими беспозвоночными (корольков, синиц, мухоловок-пеструшек, пересмешек, дроздов). Возрастание плотности гнездования в этих условиях отмечено лишь у обыкновенной горихвостки и коньков, собирающих корм в разреженных участках леса и имеющих широкий пищевой спектр (Flousek, 1989). А. Ю. Книстаутас (1982) отмечает, что доля дуплянок, занятых мухоловкой-пеструшкой, с удалением от завода растет, а большой синицей — уменьшается. Аналогичное поведение этих видов отмечается и в наших условиях: в импактной зоне пеструшка заселяет 0,7 % гнездовий, в фоновой — 14, большая синица соответственно — 3 и 1,9 %.

Постоянным доминантом во всех зонах был зяблик. Этот вид обычно доминирует в различных типах леса (Коровин, 1982; Равкин, Лукьянова, 1967). Доля зяблика в населении птиц окрестностей завода варьирует от 11,9 до 18,2 %. В импактной зоне увеличивается выравненность видов по обилию.

Полученные нами значения плодовитости доминантных видов воробьиных в фоновой зоне близки к литературным данным по этому участку ареала. Так, размер кладки мухоловки-пеструшки на юге Свердловской области 5,7—6,0 яиц (Данилов, 1959), в Камском Предуралье — 6,16±0,20 (Фуфаев, 1982), большой синицы в Камском Предуралье — 9,73±0,60, чечевицы — 4,85±0,14 яиц. Нами не установлено существенного снижения плодовитости большой синицы и чечевицы в импактной зоне. Однако А. Ю. Книстаутас (1983) отмечает достоверное уменьшение величины кладки большой синицы с 10,50±0,25 до 9,67±0,27 яиц вблизи источника выбросов окислов серы и азота в Литве. Снижение этого показателя у большой синицы

зарегистрировано с 9,2—9,3 яиц в лесу до 7,6—7,7 яиц, в черте города (Berressem et al., 1983). Мы отметили достоверное снижение плодовитости у других видов — мухоловки-пеструшки и московки. Причинами этого могут быть изменения в обилии корма, физиологические сдвиги у самок вследствие интоксикации либо перемены возрастного состава размножающихся птиц.

Успешность инкубации у всех описываемых видов снижается с ростом загрязнения. При этом среднее число вылупившихся птенцов на гнездо у большой синицы уменьшается с 9,60±0,46 до 8,06±0,82 в импактной зоне. Коэффициент вариации этого показателя увеличивается с 10,6 до 40,5 %. По данным А. Ю. Книстаутаса (1983), успешность инкубации у этого вида снижается более резко — с 10,00±0,28 до 7,25±0,40 птенцов на гнездо, а вариабельность показателя у завода почти вдвое превышала фоновую. В другом случае у большой синицы в Германии не выявлено существенных различий в успешности инкубации в черте города и в лесу (Berressem et al., 1983).

Успешность выкармливания у изучаемых видов не меняется. Исключение — мухоловка-пеструшка, у которой этот показатель вблизи завода падает почти в 1,7 раза. Если у других видов отмечены более высокие потери на стадии инкубации (велика доля неоплодотворенных яиц и погибших эмбрионов), то у мухоловки-пеструшки относительно выше отход птенцов. Это может быть связано с нарушениями их развития из-за дефицита кальция. Так, у некоторых птенцов и трупов мы отмечали размягчение костей конечностей и их переломы. В рационе этого вида обязательно присутствуют моллюски, за счет раковин которых птенцы получают кальций для формирования скелета. Вблизи завода обилие гастропод резко сокращается (см. раздел 7.7). С недостатком пищи связывают снижение успешности выкармливания у большой синицы во Франкфурте (Berressem et al., 1983). Здесь также потери на стадии выкармливания больше, чем на стадии инкубации.

Успешность гнездования в импактной зоне падает у всех видов. Наиболее резко снижается этот показатель у мухоловки-пеструшки и чечевицы. У первого вида велика эмбриональная и птенцовая смертность (66,5±10,4 % от числа яиц в полной кладке в импактной зоне против 17,1±3,0 % на фоновой территории). У чечевицы — открыто гнездящегося вида — значительно большую роль в успешности гнездования играет фактор хищничества: потери от хищников возрастают на загрязненных территориях из-за ухудшения качества укрытий для гнезд. Это происходит в результате преждевременного опадания листвы деревьев и кустарников под действием выбросов.

Количество слетков на гнездо (включая неуспешные гнезда) также снижается у всех видов в импактной зоне. Вариабельность этого показателя здесь превышает фоновую в 2—6 раз: у большой синицы коэффициент вариации увеличивается

с 15,7 до 79,5 %, московки — с 48,8 до 71,6, мухоловки-пеструшки — с 42,1 до 103,9, чечевицы — с 70,3 до 146,8 %. Наши материалы согласуются с данными других авторов по большой синице. В окрестностях завода минеральных удобрений средняя величина выводка (6,47±0,38) достоверно ниже фонового уровня (9,55±0,27), а коэффициент вариации возрастает с 13,2 до 22,5 % (Книстаутас, 1983). В черте города на пару больших синиц приходится 2,92 слетка против 6,26 в лесу (Schmidt, Steinbach, 1983). Авторы делают вывод, что при такой успешности гнездования группировка этого вида на данной территории не воспроизводит себя и существует за счет иммиграции. Изучаемая нами группировка больших синиц в импактной зоне, по-видимому, не переступила этот порог. В то же время у мухоловки-пеструшки и чечевицы количество слетков на гнездо явно недостаточно для воспроизводства их группировок в зоне максимального загрязнения. По В. А. Паевскому (1981), для восстановления популяции чечевицы необходимо не менее 2,2 слетка на взрослую птицу, в нашем же случае этот показатель равен 0,56.

Размеры яиц — высокозначимый репродуктивный параметр, поскольку он определяет запас питательных веществ для развития эмбриона. У многих видов от размеров яйца прямо зависят успешность вылупления (Мянд, 1988) и величина вылупившихся птенцов, влияющая на их жизнеспособность (Schifferli, 1973). Следовательно, по размерам яиц можно судить об их качестве.

Наши данные об уменьшении размеров яиц большой синицы и московки в условиях загрязнения согласуются с результатами других авторов (Книстаутас, 1982, 1983). У больших синиц в Германии (Hamann et al., 1989) минимальный объем яиц (1519±150 мм^3) отмечен в черте города с высоким уровнем загрязнения тяжелыми металлами, что ниже наблюдаемого нами в импактной зоне (1603,0±12,1 мм^3). Максимальное значение этого показателя в Германии (1709±290 мм^3). В промышленно развитых странах описана большая вариабельность яиц. Так, у пяти видов птиц в Германии отмечены аномальные яйца (карликовые, неправильной формы, окраски и т. д.), что связывается с техногенными загрязнениями (Henze, 1985). Эмбрионы в таких яйцах, как правило, не развиваются. Нами также подмечено возрастание вариабельности яиц большой синицы в импактной зоне. Коэффициент вариации их объема в фоновой зоне — 4,8, в буферной — 6,2, в импактной — 9,6. Вариабельность яиц московки и мухоловки-пеструшки почти не различается по зонам загрязнения.

Скорлупа яиц выполняет роль депо кальция для эмбриона, а также механическую функцию. Утончение скорлупы под действием поллютантов снижает успешность инкубации (Cooke, 1973). Закисление среды усиливает вынос кальция из экосисте-

мы и может привести к его дефициту. В Нидерландах отмечено утончение скорлупы у 40—57 % яиц оседлых больших синиц; у перелетных дуплогнездников такого эффекта не наблюдается (Drent et al., 1989). Выбросы окислов серы и азота в Литве также приводят к истончению скорлупы у 19,4 % яиц большой синицы (Книстаутас, 1983). Нами не обнаружено изменения средней толщины скорлупы у яиц большой синицы, но коэффициент вариации этого показателя вырос с 4,0 до 10,0 % в импактной зоне. Это может быть косвенным свидетельством нарушения кальциевого обмена.

Механизм действия поллютантов на параметры яиц изучен мало. Характеристики яиц птиц отражают физиологическое состояние и энергетический баланс размножающихся самок, они могут меняться под действием ряда природных и антропогенных факторов. При регистрируемых нами уровнях загрязнения возможно непосредственное токсическое действие поллютантов на организм самок. В то же время нельзя исключить и опосредованного влияния через изменение кормовых и других условий в результате деградации растительности.

Масса птенцов накануне вылета из гнезда характеризует энергоресурсы слетков и обусловливает их выживаемость в первый год жизни (Perrins, 1965). У изученных нами видов масса птенцов перед вылетом из гнезда уменьшается при увеличении загрязнения. Следовательно, можно полагать, что птенцы из гнезд в загрязненных зонах имеют меньше шансов на выживание в первый период самостоятельной жизни. Наши результаты согласуются с данными других авторов. Так, описано уменьшение массы птенцов большой синицы в городской черте по сравнению с лесным районом, хотя размер выводков в городе был меньше (Berressem et al., 1983). При этом коэффициент вариации массы птенцов увеличивался с 12,0 до 22,1 %. Причину авторы видят в изменении кормовых условий, но вероятна также роль загрязнения: у птиц во Франкфурте наблюдаются повышенные концентрации тяжелых металлов в оперении (Breidtschwerdt, Schmidt, 1987). В другом случае не отмечены различия в массе птенцов древесных ласточек при загрязнении территории свинцом (Grue et al., 1984). Однако это может быть связано с низкими уровнями поступления токсиканта.

Таким образом, промышленные выбросы приводят к определенным сдвигам на уровне сообщества, локальной популяции и организма у птиц. Наибольшие изменения видового состава, обилия населения птиц и структуры орнитокомплексов, плодовитости, успешности гнездования, параметров яиц и птенцов наблюдаются в импактной зоне. Здесь снижена общая плотность населения и выпали многие лесные виды. Локальные популяции некоторых видов на данной территории не воспроизводят себя и должны существовать за счет пополнения извне.

7.11. НАСЕЛЕНИЕ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ*

Мелкие млекопитающие — одна из наиболее многочисленных групп наземных позвоночных. Это традиционный и сравнительно хорошо изученный объект популяционной экологии. Содержащиеся в лабораторных условиях виды — один из наиболее распространенных модельных объектов токсикологии. Исследования на них служат основой для получения гигиенических нормативов. Благодаря этому действие различных токсикантов на лабораторные виды мелких млекопитающих изучено достаточно полно. Значительно меньше известно о реакциях «диких» видов на загрязнения от реальных источников.

Первые активные исследования действия химических загрязнений на мелких млекопитающих, обитающих в условиях природных экосистем, приходятся на начало 70-х годов. При этом бóльшая часть работ посвящена изменениям на тканевом, клеточном и субклеточном уровнях. Их анализ содержится в недавно опубликованном обзоре (McBee, Bickham, 1990). Показано, например, что возрастание концентрации сернистого газа в атмосфере вызывает повышение пролиферативной активности клеток роговицы глаза, селезенки и костного мозга (Катаев, 1984; Катаев, Попова, 1980). Увеличение числа хромосомных аберраций клеток костного мозга у домовой мыши и желтого суслика происходит под влиянием выбросов фтористых и сернистых соединений (Султанов, 1983), а у обыкновенной полевки — при загрязнении местообитаний минеральными удобрениями (Мажейките, Мальджюнайте, 1983).

При действии родентицида уменьшается доля беременных самок и учащается резорбция эмбрионов (Дьяконов, Кубанцев, 1976). Могут наблюдаться изменения и морфофизиологических показателей: уменьшение средней длины и массы тела, абсолютных размеров и индекса печени, увеличение размера и индекса селезенки (Катаев, 1984; Мартынов, 1980). При действии выбросов медеплавильного завода регистрируются изменения микросомального окисления в печени грызунов (Степанова, Садыков, 1986). Загрязнение среды тяжелыми металлами может приводить к летальным эффектам; сублетальные концентрации вызывают различные биохимические, физиологические, генетические и поведенческие сдвиги (McBee, Bickham, 1990).

Значительно меньше внимания уделялось анализу влияния загрязнений на уровне популяций и сообществ. Показано, что при действии токсикантов может происходить изменение соотношения полов в пользу самок до 58—67 % (Дьяконов, Кубанцев, 1978). Избирательное воздействие поллютантов на разные виды может вести к смещению видовых спектров сообществ мелких млекопитающих, в частности к возрастанию доли зерно-

* Авторы раздела А. Г. Герасимов и С. В. Мухачева.

ядных и насекомоядных животных (Баррет, 1974; Громова, Демидович, 1980; Мартынов, 1980). При этом увеличение численности одних видов может быть следствием снижения конкуренции с другими, оказавшимися более чувствительными к загрязнению (McBee, Bickham, 1990). Возле предприятий цветной металлургии регистрируется снижение видового разнообразия и общей численности мелких млекопитающих (Комплексная экологическая оценка..., 1992; Садыков, 1988б; Садыков и др., 1985).

В последние годы появились работы, посвященные различным аспектам популяционной экотоксикологии мелких млекопитающих (Безель, 1987; Безель, Оленев, 1987; Коросов, 1989; Лукьянова, Лукьянов, 1990; Катаев, 1987). Показано, что под действием поллютантов могут происходить изменения соотношения физиолого-функциональных групп, интенсификация процесса воспроизводства при снижении его эффективности, что ведет к уменьшению численности населения (Лукьянова, 1990). При этом основным фактором чаще всего выступает не прямое токсическое действие поллютантов, а общая пессимизация среды (Садыков, 1988б).

Чаще всего в биоиндикационных работах используются следующие наиболее информативные показатели: видовой состав и общая численность населения, возрастная структура популяций доминантных видов, соотношение полов и интенсивность размножения.

Методика

Отлов животных проводили осенью 1989 г., в апреле — сентябре 1990—1991 гг. и весной 1992 г. Пробные площади расположены в импактной (1—2,5 км от завода), буферной (3—4,5 км) и фоновой (20 км) зонах. Отлов осуществляли давилками Геро и живоловками. Ловушки устанавливали линиями по 25—30 штук на 4 сут. Всех пойманных животных взвешивали, измеряли по стандартной методике, определяли вид, пол и примерный возраст. При вскрытии внутренние органы взвешивали на торсионных весах, отмечали состояние репродуктивной системы. Более точное определение возраста проводили только для р. *Clethrionomys* по методике Г. В. Оленева (1983).

Всего на исследованной территории за 1989—1992 гг. отработано около 11,5 тыс. ловушко-суток и более 2,1 тыс. живоловко-суток. Отловлено 918 экз. 11 видов.

Результаты и обсуждение

Обилие населения мелких млекопитающих снижается в 1,7—2,1 раза по мере приближения к источнику выбросов (табл. 17, рис. 21). При этом ход сезонного движения численности имеет

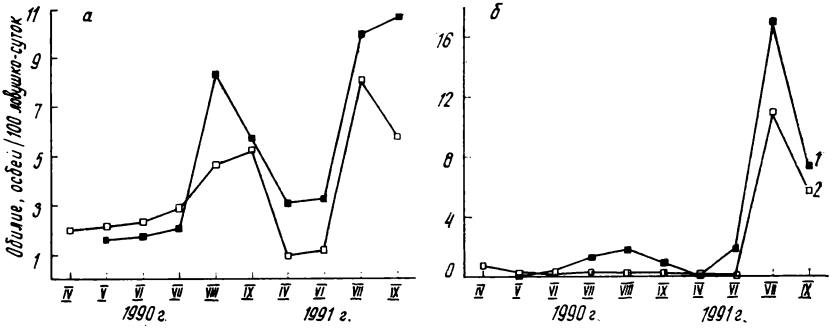


Рис. 21. Сезонная динамика численности мелких млекопитающих.
а — грызуны, *б* — насекомоядные. *1* — фоновая территория, *2* — импактная и буферная зоны

в целом одинаковый характер для техногенной и фоновой территорий. Наличие градиента плотности может свидетельствовать, что именно техногенное загрязнение — тот мощный фактор, который влияет на население импактной зоны. Структура населения мелких млекопитающих на импактной и фоновой территориях существенно различна (см. табл. 17). Это связано, в первую очередь, с техногенной трансформацией местообитаний, проявляющейся в увеличении мозаичности биотопов. Вследствие этого изменяется видовой состав: на нарушенной территории отмечено увеличение доли или внедрение в сообщество видов, тяготеющих к антропогенным и (или) разреженным местообитаниям — лесной, полевой и домовой мышей. Доминантом во всех случаях отмечена рыжая полевка, но ее доля в населении загрязненной территории ниже, чем фоновой (33 и 46 % соответственно). Это также, вероятно, связано с деградацией лесных фитоценозов. В импактной и буферной зонах произошла элиминация кротов. Хотя использованный нами метод учетов не пригоден для корректной оценки численности этой группы, данный вывод подтверждается полным отсутствием кротовин вплоть до удаления на 5—6 км от завода. Наиболее вероятная причина этого — резкое падение численности на загрязненной территории основного кормового объекта — дождевых червей (см. раздел 7.7).

Полученные нами результаты согласуются с картиной трансформации сообществ мелких млекопитающих, полученной другими авторами (Лукьянова, 1990).

На примере доминирующего вида — рыжей полевки — рассмотрим изменения на популяционном уровне.

В течение наблюдаемого периода численность рыжей полевки постепенно увеличивалась на обоих участках (рис. 22). Однако на импактной территории она оставалась в несколько

Таблица 17

Характеристики населения мелких млекопитающих в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона, год			
	Фоновая		Импактная	
	1990	1991	1990	1991
Общее относительное обилие (август — сентябрь), особей/100 ловушко-суток	10,12	18,00	4,82	10,73
Доля видов, %				
Clethrionomys glareolus	56,30	42,07	39,80	25,90
Cl. rutilus	0,00	0,61	21,50	3,70
Apodemus sylvaticus	16,70	4,88	30,10	11,10
Ap. agrarius	0,00	1,22	0,54	2,12
Mus musculus	0,00	0,00	1,08	0,53
Microtus agrestis	0,00	3,05	0,54	1,06
Sorex spp.	22,80	47,56	6,45	55,60
Talpa europeae	4,20	0,61	0,00	0,00
Популяция *Cl. glareolus*				
Доля ФФГ, %				
1	14,2	27,6	17,3	12,4
2	53,6	47,4	30,8	43,8
3	31,2	25,0	51,9	43,8
Выживаемость, %	51,5		40,3	
Индекс семенника (3 ФФГ)	11,84		15,91	

Примечание. Вне учетов отмечается *Ondatra zibethica*.

раз меньшей (в августе 1990 г.— в 4,1, в сентябре 1991 — в 2,6 раза).

К внешним причинам снижения численности можно отнести уменьшение площади и количества микроучастков, пригодных для обитания. Вид может сохраняться лишь в тех «осколках местообитаний», емкость которых позволяет поддерживать нормальную жизнедеятельность. Крайняя деградация лесной растительности импактной зоны значительно уменьшает их количество. При низкой численности интенсивность прямого действия поллютантов на популяцию возрастает, что в свою очередь может приводить к углублению депрессии и увеличению амплитуды популяционной динамики (Лукьянова, 1990).

Среди внутренних факторов следует выделить демографическую структуру населения и репродуктивные характеристики. Анализ половой структуры популяции рыжей полевки показал, что во всех зонах соотношение полов смещено в сторону самцов (в среднем на них приходится 67 % особей). При этом достоверных различий по данному показателю между загрязненной и фоновой территориями не обнаружено.

Возрастную структуру анализировали на основе функционального подхода (Оленев, 1983). Его суть состоит в учете

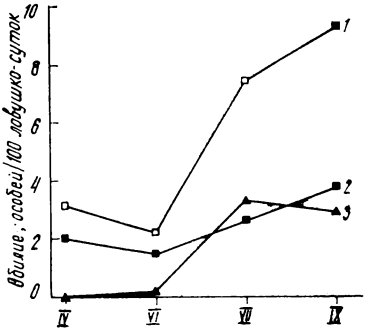


Рис. 22. Сезонная динамика численности рыжей полевки в 1991 г.
1 — фоновая территория, *2* — буферная, *3* — импактная зоны

физиологического и функционального состояния животных, связанного со скоростью роста, полового созревания и сроками вступления в размножение. Приняв за основу выделения сезонных группировок функциональное состояние животных, популяцию можно разделить на три физиолого-функциональные группировки (ФФГ): 1 — перезимовавшие животные, 2 — не размножающиеся в год рождения сеголетки, 3 — размножающиеся в год рождения сеголетки. Особи ФФГ качественно неравноценны по своей роли в популяции: «функция» 1 и 3 ФФГ — наращивание численности за счет активного размножения, 2 — определение численности в будущем году.

Один из важнейших показателей, определяющих демографическую структуру популяции,— выживаемость зверьков во время зимовки, которая рассчитывается как отношение числа животных 1 ФФГ в настоящем году к числу животных 2 ФФГ в предыдущем. Для зимы 1990/91 г. выживаемость в 1,3 раза ниже на загрязненной территории.

Зарегистрированы существенные различия в возрастной структуре популяции сравниваемых территорий. Доля сеголетков во всех зонах была одинаковой (в среднем за два года около 80 %). Половозрелых же сеголетков (3 ФФГ) в импактной зоне было значительно больше (в среднем за два года — 47,8 против 28,6 % на фоновой территории).

Судить об интенсивности размножения зверьков можно на основании прямых и косвенных данных. В качестве прямого показателя интенсивности размножения мы использовали индекс семенника (отношение массы органа в миллиграммах к массе тела в граммах) у размножающихся животных. Для 1 ФФГ индексы семенника близки во всех трех зонах, а для 3 ФФГ заметно различаются (см. табл. 17), хотя различия недостоверны из-за значительной вариабельности. Увеличение индекса семенника обычно свидетельствует о повышении репродуктивного напряжения у самцов. Полученные результаты согласуются с данными других авторов (Лукьянова, 1990), также зарегистрировавших увеличение индекса семенника при техногенных нагрузках.

Косвенно оценить интенсивность размножения зверьков можно по соотношению ФФГ. На импактной и фоновой терри-

ториях отношение числа размножающихся особей (1+3 ФФГ) к числу животных, не участвующих в размножении (2 ФФГ), достоверно различается. Преобладание на загрязненной территории 1 и 3 ФФГ свидетельствует о большей интенсивности размножения зверьков по сравнению с фоновой территорией.

Был также проведен анализ морфометрических показателей рыжей полевки, продемонстрировавший отсутствие достоверных различий между участками по индексу печени, сердца, почек и надпочечников. Отсутствие различий на организменном уровне при их значительности на популяционном свидетельствует о большей чувствительности популяционных параметров к техногенным нагрузкам и, следовательно, их большей информативности.

Таким образом, промышленные выбросы вызывают существенные изменения в населении мелких млекопитающих. Эти изменения проявляются в основном на популяционном уровне через изменение демографической структуры. Увеличение интенсивности размножения на загрязненной территории сопровождается повышением смертности. Основная причина, вероятно, заключается не в прямом токсическом действии поллютантов, а в техногенной трансформации местообитаний (Садыков, 1988б). В наиболее деградированных участках популяции мелких млекопитающих, возможно, не воспроизводят себя и поддерживаются за счет притока мигрантов с соседних территорий.

7.12. СООБЩЕСТВА ЭПИФИТНЫХ ЛИШАЙНИКОВ*

Высокая чувствительность эпифитных лишайников к атмосферному загрязнению была отмечена еще в прошлом веке. Тогда же высказана мысль о возможности их применения для индикации состояния воздушной среды. Основаниями для этого служат большая продолжительность жизни индивидуального слоевища, отсутствие органов водо- и газообмена, низкая способность к авторегуляции и, как следствие,— высокая степень зависимости от физико-химических параметров среды обитания (Мартин, 1987; Трасс, 1984). Применение лихеноиндикации дает хорошие результаты для регистрации содержания в воздухе сернистого ангидрида, фторидов, тяжелых металлов, кальцийсодержащей пыли и т. д. Являясь одним из наиболее чувствительных составляющих экосистем, лишайники могут быть использованы для ранней диагностики нарушений, когда реакции других компонентов еще не выражены.

Роль эпифитных лишайников в функционировании лесных экосистем часто недооценивается. Благодаря широкой амплитуде температур, при которых может происходить фотосинтез,

* Автор раздела И. Н. Михайлова.

большой удельной поверхности, а также механизмам адаптации к экстремальным условиям, позволяющим в короткий срок достигать оптимального уровня фотосинтеза, доля лишайников в газообмене нормально развитой лесной экосистемы представляется весьма значительной (Richardson, 1973). Кроме того, вследствие сильной рассеченности талломов лишайники могут играть более важную по сравнению с высшими растениями роль в процессах, связанных с площадью поверхности, например адсорбции веществ из воздуха и осадков (Nash, Boucher, 1989). За счет этого эпифиты существенно влияют на структуру гидрогеохимического потока, изменяя путем избирательного поглощения концентрации ионов в осадках, проходящих через крону и стекающих по стволу (Lang et al., 1976).

К настоящему времени установлено, что основная причина гибели лишайников в условиях промышленных районов — это газообразные поллютанты, главным образом двуокись серы и фториды. Пылевые частицы с адсорбированными на них тяжелыми металлами лишь усугубляют их действие (Горшков, 1990; Le Blanc, Rao, 1975). Опыты по трансплантации лишайников из природной среды в загрязненную позволили выявить основные морфологические и физиологические признаки поражения лишайников: обесцвечивание талломов, появление трещин и некротических пятен, отставание лопастей от субстрата, уменьшение образования соредий и изидий, снижение фиксации двуокиси углерода и т. д. (Nash, 1971; Sochting, Johnsen, 1978; и др.). Исследования биохимических и физиологических механизмов действия токсикантов выявили нарушения пигментного аппарата, дыхания, ферментативной деятельности (включая нитрогеназную активность у азотфиксирующих видов) и других метаболических процессов. Авторы исследований указывают пороговые концентрации токсикантов, вызывающие различные нарушения жизнедеятельности лишайников (Atlas, Schofield, 1975; Baddeley et al., 1972; Nash, 1973; Richardson, Puckett, 1973; и др.).

В результате изучения лишайниковых группировок, находящихся под воздействием промышленных выбросов, установлено обеднение видового богатства по мере приближения к источнику эмиссии. Также уменьшается общее проективное покрытие лишайниковых группировок (Будаева, 1989; Мартин, 1984; Brodo, 1966; Gilbert, 1969; LeBlanc et al., 1972; и др.). Для многих видов отмечено снижение фертильности (LeBlanc, De Sloover, 1970; Skye, 1968). Большинство подобных исследований выполнено для территорий крупных городов. Те из них, которые касаются реакции на загрязнение лишайникового покрова естественных сообществ, крайне малочисленны.

Результатом работ по изучению эпифитных лишайников городов и промышленных агломераций стали лихеноиндикационные карты, на которых отражены зоны деградации лишайни-

ковых группировок, соответствующие зонам с различной степенью загрязнения среды. Для построения карт наряду с традиционными характеристиками эпифитного покрова (количеством видов, покрытием, встречаемостью, жизненностью и др.) используют синтетические индексы, главным образом индекс чистоты атмосферы Де Слувера — ЛеБлана (De Sloover, LeBlanc, 1968) и индекс полеотолерантности Х. Х. Трасса (1984) и их модификации.

Материалы о деградации лишайникового покрова, как правило, сопоставляются со сведениями о содержании в воздухе отдельных токсикантов, полученными путем точечных замеров или на основе моделей атмосферного переноса. Это дает возможность определять критические концентрации. Результаты значительно варьируют в зависимости от местоположения района, структуры выбросов, применяемых методик и т. д. Так, в работе И. Бродо (Brodo, 1972) приведены данные разных авторов о концентрациях двуокиси серы, вызывающих образование «лишайниковой пустыни». Значения эти колеблются от 0,015 до 0,17—0,20 ppm. Имеются также сведения о концентрациях токсикантов, критических для отдельных видов (Hawksworth, Rose, 1970; Vick, Bevan, 1976).

Район наших исследований в отношении лихеноиндикации обладает определенной спецификой. Высокая концентрация промышленных предприятий, существующая на протяжении длительного периода времени, привела к возникновению высокого регионального уровня загрязнения атмосферы, что вызвало резкое снижение флористического разнообразия лишайников, их проективного покрытия, жизненности и т. д. Это затрудняет использование традиционных подходов. Установлено, что в данных условиях оптимальным показателем может служить видовая насыщенность, для которой отмечены наиболее тесная связь со степенью загрязнения и минимальное варьирование при одном уровне нагрузки. Информативны также проективное покрытие на основании ствола и высота поднятия по стволу доминирующего вида (Михайлова, 1990).

Методика

Исследования проведены в июне 1990 г. на пробных площадях, расположенных в узлах километровой сетки 20×5 км (см. рис. 14). На каждой площади описаны эпифитные лишайники на 20 деревьях одной породы (сосны, березы или ели). В описаниях указывалось флористическое разнообразие (количество видов на пробной площади), видовая насыщенность (количество видов на дерево), проективное покрытие на основании ствола и на высоте 1,3 м (по квадрат-сетке 10×10 см со стороны наибольшего покрытия), высота поднятия по стволу доми-

нирующего вида *Hypogymnia physodes* (на отрезке от 0 до 180 см). Всего использовано 1800 описаний на 85 пробных площадях.

Результаты и обсуждение

Из изученных пород деревьев стволовые сообщества наиболее хорошо развиты на сосне и березе. Для них отмечены максимальное флористическое богатство и видовая насыщенность. Лихенофлора ели значительно беднее, так как здесь могут обитать лишь особенно теневыносливые и влаголюбивые виды (Рябкова, 1965). При этом параметры лишайникового покрова данной породы существенно зависят от характеристик кроны отдельных форофитов, что приводит к значительному варьированию признаков при одном уровне загрязнения. Это существенно затрудняет использование лишайниковых группировок ели в целях биоиндикации и нормирования.

На основе параметров эпифитного лишайникового покрова на изученной территории были выделены три зоны, характеристика которых приведена в табл. 18. Флористическое разнообразие и видовая насыщенность — показатели, основанные на количестве видов, способных существовать при данном уровне загрязнения,— связаны между собой тесной линейной зависимостью (коэффициент корреляции 0,91). Поэтому реакция данных показателей на техногенную нагрузку проявляется сходным образом. Отмечается резкое уменьшение видового богатства эпифитов при приближении к источнику выбросов. На расстоянии до 3—4 км от источника количество видов на сосне и березе уменьшается в 6—7 раз по сравнению с фоновой территорией, на ели — в 2—3 раза (лихенофлора представлена двумя-тремя наиболее устойчивыми видами, главным образом *Cladonia coniocraea, Hypocenomyce scalaris* и *Scoliciosporum chlorococcum*). Видовая насыщенность уменьшается при этом в 9—10 раз на сосне и березе и более чем в 20 раз на ели.

Вблизи источника загрязнения отмечено уменьшение проективного покрытия лишайников как в прикомлевой части ствола, так и на высоте 1,3 м. При этом лишайники на основании ствола оказываются менее уязвимы, так как в значительной степени экранированы травостоем и подлеском. Кроме того, условия в прикомлевой части более благоприятны для заселения и размножения лишайников благодаря особенностям структуры коры. В импактной зоне на основании стволов березы и сосны проективное покрытие составляет менее 10 %, что в 10—25 раз меньше фоновых значений, на ели — 15—22 % (2—4-кратное уменьшение). На высоте 1,3 м в этой зоне лишайники отсутствуют.

Высота поднятия по стволу *H. physodes* — дополнительная мера обилия доминирующего вида. В импактной зоне *H. physo-*

Таблица 18

Параметры лишайникового покрова в разных зонах нагрузки

Параметр	Зона и расстояние до завода, км		
	Импактная (0—4)	Буферная (5—12)	Фоновая (>13)
Сосна			
Количество видов	0—4	4—5	12—15
Видовая насыщенность	0,0—2,8	3,0—4,3	5,0—5,6
Проективное покрытие, %			
на основании ствола	0—8	10—27	63—74
на высоте 1,3 м . . .	0—1,5	0,5—35	29—75
Высота поднятия, см . . .	0—20	180	180
Береза			
Количество видов	0—3	2—7	10—14
Видовая насыщенность	0,0—1,0	1,0—4,8	3,6—5,7
Проективное покрытие, %			
на основании ствола	0—10	19—78	61—95
на высоте 1,3 м . . .	0	0,0—6,5	0,5—13
Высота поднятия, см . . .	0—15	0—78	68—150
Ель			
Количество видов	0—4	4—7	6—8
Видовая насыщенность	0,0—0,4	1,1—2,0	2,3—3,1
Проективное покрытие, %			
на основании ствола	0—22	17—51	18—38
на высоте 1,3 м . . .	0	0—3,5	0—10
Высота поднятия, см . . .	0—25	0—25	0—70

des достигает высоты 10—15 см на стволах березы и сосны и 25—30 см на стволах ели. На стволах сосны принятая максимальная отметка — 180 см — обнаружена на расстоянии 13 км от источника загрязнения. На ели фоновые величины — 70—80 см — отмечены на расстоянии 8—9 км.

Следует отдельно остановиться на вопросе о варьировании показателей. Из всех рассмотренных параметров наиболее вариабельно покрытие на высоте 1,3 м (особенно на ели и березе, где коэффициент вариации практически при всех уровнях нагрузки превышает 200 %). Варьирование этого показателя на сосне несколько меньше (50—160 %). Видовая насыщенность — наименее вариабельный показатель. Для нее характерно четкое увеличение степени варьирования по мере приближения к источнику выбросов. При этом коэффициент вариации для ели возрастает до 435,9 % (фоновый — 39,5 %). Коэффициенты вариации для сосны и березы, как правило, не превышают 50 %. Варьирование покрытия на основании ствола также увеличивается с возрастанием нагрузки. Это наиболее четко выражено для ели (от 75,8 до 435,9 %). Коэффициенты вариации для сосны и березы находятся в пределах 100 %.

Таблица 19

Распространение некоторых видов лишайников в исследуемом районе

Вид	Зона нагрузки		
	Импактная	Буферная	Фоновая
Cladonia coniocraea	+	+++	+++
Hypocenomyce scalaris	+	+++	+++
Scoliciosporum chlorococcum	++	+++	+++
Cetraria pinastri		+	+
C. saepincola		++	++
Cladonia fimbriata		+	+
Hypogymnia physodes		++	+++
Lecanora pulicaris		++	++
Parmeliopsis ambigua		++	++
Bryoria implexa			+
Cladonia cenotea			++
Evernia mesomorpha			++
Parmelia sulcata			++
Parmeliopsis pallescens			+
Usnea spp.			+

Примечание. «+» — единичная встречаемость, «++» — встречаемость 50—80 %, «+++» — встречаемость 80—100 %.

Анализ материала позволил установить разницу в реакции на загрязнение отдельных видов эпифитов. По степени чувствительности лишайники могут быть разделены на три группы токситолерантности, встречающиеся соответственно в трех зонах нагрузки. В табл. 19 приведены данные лишь о наиболее распространенных и легко идентифицируемых видах, встречающихся на березе и сосне. Сведения о лишайниках ели мы не приводим вследствие нечеткости границ между группами и значительного варьирования показателей.

Реакция некоторых видов лишайников на загрязнение отличается от их реакции на загрязнение сходного типа (сернистым ангидридом и металлами) в других регионах. Так, В. В. Горшков (1990), изучавший эпифитные лихеносинузии сосновых лесов Кольского полуострова, приводит как чувствительные виды *Cladonia cenotea*, *H. physodes* и *Hypocenomyce scalaris*, которые в наших условиях являются соответственно очень чувствительным, чувствительным и устойчивым. *Parmeliopsis ambigua*, отнесенный В. В. Горшковым к группе устойчивых, нами зачислен в группу чувствительных. Оценки чувствительности *Parmelia sulcata*, *Cetraria pinastri* и представителей сем. Usneaceae совпадают.

Таким образом, промышленные выбросы приводят к деградации лишайниковых группировок вплоть до полного их уничтожения. Это прежде всего проявляется в уменьшении флори-

стического богатства и видовой насыщенности, проективного покрытия и высоты поднятия по стволу. Территория, непосредственно примыкающая к заводу, представляет собой «лишайниковую пустыню».

7.13. ЭКОСИСТЕМА В ЦЕЛОМ

Завершая рассмотрение феноменологии техногенных трансформаций отдельных компонентов, попытаемся представить картину для экосистемы в целом. При этом мы не претендуем на полное раскрытие всех механизмов наблюдающихся изменений, а сделаем акцент лишь на тех моментах, которые имеют непосредственное отношение к установлению предельно допустимых нагрузок.

Нагляднее всего процесс трансформации можно представить как последовательную смену стадий. Такое представление традиционно в прикладной экологии (Аржанова, Елпатьевский, 1990; Крючков, 1991; Смит, 1985; Bormann, 1982; и др.). Используя принцип пространственно-временных аналогий, стадии трансформации можно интерпретировать как фазы техногенной сукцессии. В нашем случае схема может быть следующей (названия стадий даны по: Bormann, 1982).

1. Стадия выпадения чувствительных видов. Наблюдается элиминация наиболее чувствительных видов эпифитных лишайников. По большинству остальных параметров экосистемы не отличимы от фонового уровня.

2. Стадия структурных перестроек экосистемы. Регистрируется ухудшение санитарного состояния деревьев, но плотность древостоя и его запас не изменяются. Происходят изменения в травяно-кустарничковом ярусе (выпадают чувствительные виды лесного разнотравья). Значительно уменьшается численность дождевых червей. Замедлены процессы, осуществляемые почвенными микроорганизмами. Незначительно увеличивается толщина подстилки. Существенно уменьшаются разнообразие и обилие эпифитных лишайников. Параметры населения птиц и мелких млекопитающих остаются на уровне фона.

3. Стадия частичного разрушения экосистемы. Древесный ярус угнетен и изрежен, значительно уменьшены его запас и полнота, нарушено возобновление. В травяном ярусе почти отсутствуют лесные виды, которые заменены луговыми и видами-эксплерентами. Повышена кислотность верхних почвенных горизонтов, из них выносятся обменный кальций и магний. Активизируются эрозионные процессы. Биологическая активность почвы резко снижена. Крупные почвенные сапрофаги отсутствуют. Уменьшена скорость деструкции опада, который накапливается в виде толстого слоя подстилки. Лишайниковый покров сохраняется только у самого основания стволов, пред-

ставлен одним-тремя устойчивыми видами. Происходит элиминация крупных лесных видов птиц, меньше общая плотность орнитонаселения. В то же время наблюдается вселение синантропных видов и видов, приуроченных к открытым местообитаниям (это характерно для населения птиц, мелких млекопитающих и муравьев). Беспозвоночные-хортобионты увеличивают численность.

4. Стадия полного разрушения («коллапса») экосистемы. Древесный ярус полностью разрушен, сохраняются лишь отдельные сильно угнетенные экземпляры деревьев. Травяной ярус представлен одним-двумя видами злаков, в увлажненных местах встречается хвощ. В микропонижениях значительное развитие может получать одновидовой моховой покров. Лишайниковый покров отсутствует. На значительной части территории полностью смыты подстилка и верхние горизонты почвы (вплоть до горизонта В). В микропонижениях встречаются «захоронения» неразложившегося опада. Биологическая активность почвы снижена до нуля. Типично почвенные животные отсутствуют (только под куртинами мха и в «захоронениях» опада встречаются личинки щелкунов и литобииды). Группировки птиц и мелких млекопитающих не поддерживают свою структуру и существуют за счет притока мигрантов с соседних участков.

Приведенное деление на стадии достаточно условно, поскольку между ними имеются соответствующие переходы. Тем не менее характерные сообщества разных стадий отличаются друг от друга достаточно отчетливо.

Общее направление техногенных смен противоположно ходу естественных сукцессий и может быть охарактеризовано как движение вспять. Состояние экосистем в зоне техногенной пустыни аналогично стадии пионерного сообщества при демутационных сукцессиях. По мере увеличения нагрузки экосистема как бы продвигается к нему от климаксного (фонового) состояния через ряд последовательных стадий. Но в значительной степени это сходство внешнее, поскольку механизмы, лежащие в основе техногенных и естественных смен, различны.

Техногенная сукцессия сопровождается снижением общего биологического разнообразия, падением продуктивности и упрощением структуры, замедлением и разрывом круговорота биогенов. Тормозятся как продукционные, так и деструкционные процессы, нарушается баланс между ними. Ряд структурных элементов полностью элиминируется (лесное разнотравье, почвенные сапрофаги, эпифитные лишайники и др.). Все это дает основание рассматривать наблюдающиеся изменения не просто как трансформацию экосистемы, а именно как ее деградацию. Две последние стадии очевидно патологичны. Переход к ним означает для экосистемы полную потерю устойчивости как способности возвращаться в исходное состояние. Поэтому вводимые

нормативы должны безусловно предотвращать наступление этих стадий. Текущий норматив должен обеспечивать удержание экосистемы в начале стадии структурных перестроек, а перспективный — в начале стадии выпадения чувствительных видов.

Подробный анализ причинно-следственных связей техногенной трансформации представляет собой крайне сложную задачу, выходящую далеко за рамки настоящей монографии. В упрощенном виде схема механизмов наблюдающихся изменений в экосистеме под действием выбросов медеплавильного производства представлена на рис. 23 (включены только исследованные нами компоненты). Сразу оговоримся, что осуществить строгое разделение прямого токсического действия загрязнения и опосредованного через изменение других компонентов не представляется возможным и на схеме это сделано с достаточной долей условности. Увеличение потока поллютантов — внешняя причина изменений. В дальнейшем включаются разнообразные механизмы самоиндукции (контуры с положительной обратной связью), усиливающие негативные изменения. Примером этого может быть следующий контур: увеличение токсичности почвы→угнетение деструкторов→уменьшение потока органики в почву→увеличение токсичности.

Ключевую роль в механизмах трансформации всей экосистемы играет почва. Аккумулируя в себе тяжелые металлы и переводя их из-за повышенной кислотности в биологически активные формы, она приобретает большой потенциал токсичности. Кроме того, меняются водно-физические свойства, что резко ухудшает условия жизни почвообитающих организмов. Это приводит к гибели или резкому угнетению почвенной биоты, замыкающей биологический круговорот. Его разрыв, обусловливающий дефицит доступных биогенов, а также прямое действие токсикантов, аккумулированных в почве, ведет к подавлению растений всех жизненных форм и кардинальной перестройке всего фитоценоза. Нельзя исключить также токсическое действие алюминия, железа и марганца, переведенных из-за увеличения кислотности в почвенный раствор, и снижение доступности биогенов, связанных в нерастворимые соединения фтором. Дополнительный фактор подавления возобновления древесного и травяно-кустарничкового ярусов — развитие мощного слоя лесной подстилки, обусловленное уменьшением активности почвенной биоты. Трансформация растительности и прежде всего уменьшение эдификаторной доли древостоя (его изреживание, ведущее к увеличению освещенности и повышению общего разнообразия микробиотопов) имеет следствием изменение всех других компонентов — населения птиц, мелких млекопитающих, муравьев и др. Часть этих изменений связана с выпадением лесных видов, часть — с внедрением в сообщество видов, характерных для открытых местообитаний. Таким образом, именно

через почву замыкаются основные причинно-следственные связи трансформации экосистем.

На ранних этапах трансформации аккумулирующая способность почвы выступает в качестве основного механизма устойчивости лесной экосистемы к техногенному загрязнению. Кардинальная трансформация экосистемы начинается именно тогда, когда преодолена буферная способность почвы по отношению к тяжелым металлам и кислотным агентам.

Возможен и иной взгляд на механизм трансформации, если принять, что основное звено — прямое поражение растительности сернистым ангидридом, ведущее к ее гибели, а уже в дальнейшем к деградации почвы. Для ответа на вопрос, какое из объяснений более соответствует действительности, требуется проведение специальных экспериментальных работ. В любом случае роль почвы и растительности как основных звеньев в механизме трансформации всей экосистемы и как главных ее регуляторов определяет их первостепенное значение для экологического нормирования. Нормативы должны прежде всего предотвращать кардинальную трансформацию этих компонентов, что обеспечит (при анализируемом типе загрязнения) сохранность большинства других.

Изложенный в этой главе материал дает возможность сделать несколько выводов методического характера. Первый из них касается большей консервативности результирующих параметров (общей численности и биомассы) по сравнению со структурными. Причина заключается в компенсаторном увеличении обилия более толерантных к загрязнению видов как реакции на уменьшение конкуренции за ресурс с более чувствительными, которые в условиях загрязнения угнетены или элиминированы. Так проявляется один из механизмов устойчивости экосистемы, для которой виды-эксплеренты — это своеобразный резерв. Это же обусловливает и бóльшую информативность структурных параметров, таких, например, как доля видов определенной трофической или функциональной группы в общей биомассе.

Другой вывод подчеркивает малую информативность параметров тех групп организмов, которые могут успешно защищаться от действия загрязнения. Стратегии такой защиты различны и обеспечиваются разными уровнями «эшелонированной обороны» (Экосистемы..., 1989) против нагрузок. Группы, характерный пространственный масштаб миграционных перемещений которых составляет километры, оказываются менее чувствительными к нагрузкам, чем оседлые или неподвижные формы. Прежде всего это касается мелких млекопитающих и птиц. Даже в условиях «техногенной пустыни» не наблюдается кардинальных изменений их населения. Пополняясь за счет притока со смежных территорий, локальные популяции этих групп создают впечатление относительного внешнего благополучия по сравнению с полной деградацией травянистой растительности,

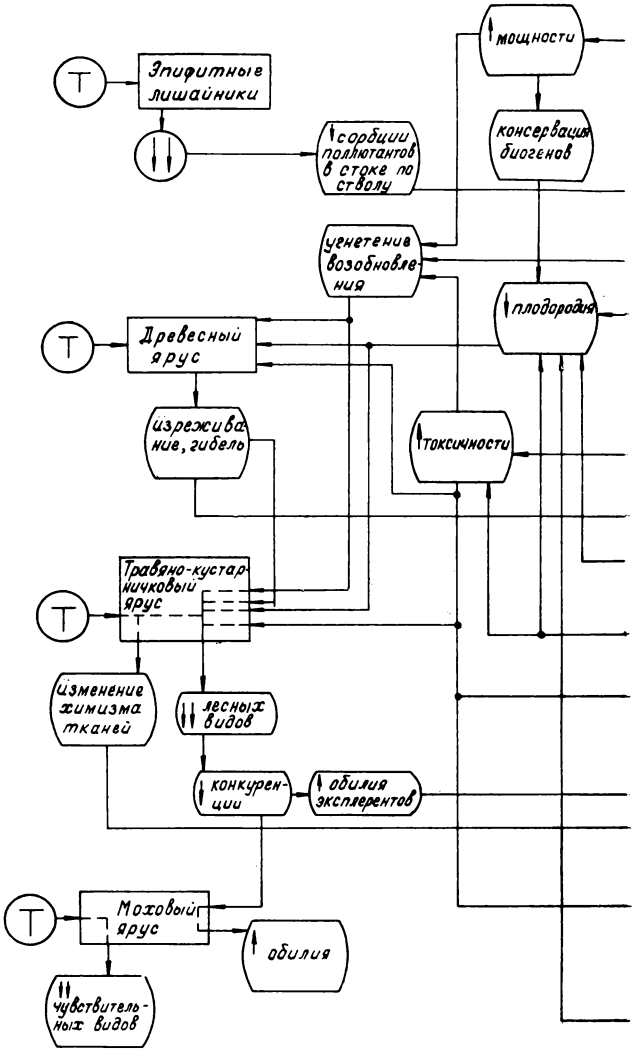
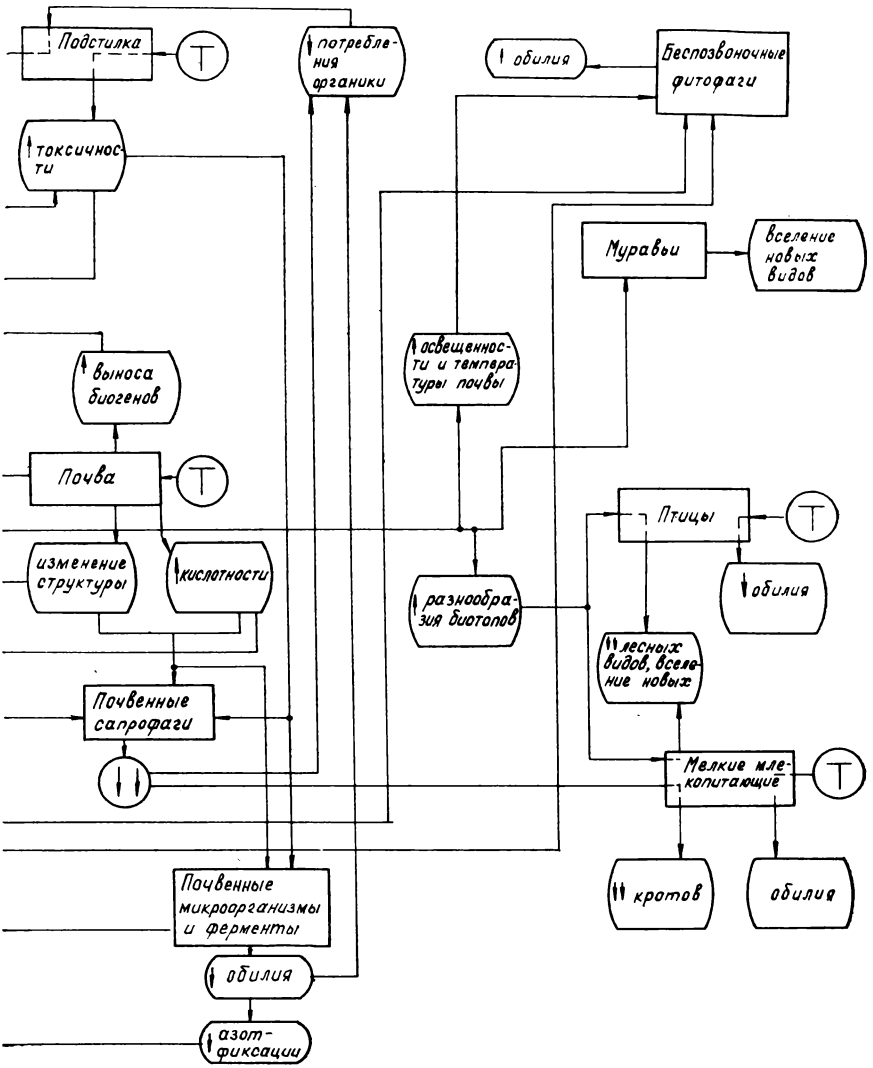


Рис. 23. Концептуальная схема трансформации лесной
В прямоугольниках — компоненты экосистемы, *в овалах*
поток поллютантов, *стрелка вверх* — увеличение, *стрелка*



экосистемы при загрязнении выбросами медеплавильного комбината.
и окружностях — причины и следствия. Т — прямое токсическое действие или *вниз* — уменьшение, *две стрелки вниз* — элиминация

почвенной биоты, эпифитных лишайников и других компонентов. Ряд групп имеют другие стратегии защиты. У муравьев, например, это экранирующее действие гнезд, у беспозвоночных-фитофагов — особенности трофики (питание клеточным соком с малым содержанием токсикантов), у хищных многоножек — широкий спектр жертв и малый контакт с токсичными субстратами и т. д. И лишь группы, обладающие недостаточно эффективными или быстро исчерпаемыми механизмами защиты, полностью элиминируются на техногенных территориях. При этом возле источника выбросов образуются различные «пустыни» — лишайниковая, люмбрицидная, мелкотравная, кротовая и т. д. Параметры именно этих компонентов наиболее информативны, поскольку имеют максимальную амплитуду изменений и, следовательно, достаточно надежно индицируют наступление различных стадий трансформации.

Глава 8

ИЗМЕРЕНИЕ ВЕЛИЧИНЫ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Приведем результаты измерений уровней загрязнения экосистем на полигоне исследований и проиллюстрируем процедуру выбора меры нагрузки, используя подход, изложенный в главе 6.

Пробы взяты на постоянных пробных площадях и площадях, расположенных в узлах километровой сетки 5×20 км (см. рис. 14). В качестве субстратов для измерения концентраций поллютантов использовали снег и верхний (0—5 см) слой почвы. Их выбор традиционен и обусловлен тем, что содержание поллютантов в снеге отражает уровень ежегодного «входа» токсиканта в систему, в почве — результирующую величину многолетнего депонирования. Для выбора меры нагрузки использовали результаты альготестирования наших проб снеговой воды, проведенного Р. Р. Кабировым. Всего в анализ включено 90 проб. К сожалению, информация о загрязнении снега имеется не для всех пробных площадей, поэтому расчет нагрузки в дальнейшем (главы 9, 10) осуществляли на основе концентраций поллютантов в почве.

Методика

Снег отбирали на всю глубину в конце снежного периода (февраль — март 1990 года) с помощью пластиковой трубы (диаметр 100 мм). Полученные результаты отражают накопление поллютантов за зимний период и позволяют ориентировочно судить о годовых выпадениях. После оттаивания пробы измеряли ее объем. Снеговую воду фильтровали через плотный бумажный фильтр и концентрировали в 10 раз. Далее методом атомно-абсорбционной спектроскопии (на спектрофотометре AAS-3 фирмы Карл Цейс) определяли содержание приоритетных поллютантов — Cu, Zn, Cd, Pb, Cr. В осадке после перевода в раствор мокрым озолением измеряли кислоторастворимые формы тех же элементов. Пересчет выпадений проводили на единицу площади. На каждой площадке анализировали пять индивидуальных проб.

Металлы из верхнего слоя почвы (0—5 см) экстрагировали 5 %-м раствором азотной кислоты (соотношение почва : экстрагент равно 1 : 5, время экстракции — 1 сут). Дальнейший анализ вытяжки после фильтрации делали так же, как проб снега. Данная методика позволяет охарактеризовать содержание доступных для биоты подвижных форм элементов. На каждой площадке анализировали одну среднюю пробу, составленную из пяти индивидуальных.

Альготестирование снеговой воды осуществляли на стандартных чувствительных тест-объектах — одноклеточных зеленых водорослях *Chlorella vulgaris* и синезеленых водорослях *Synechocystis aquatilis*. В колбу с тестируемой жидкостью вносили суспензию клеток со стартовой плотностью 10 тыс. кл/мл. После инкубации в течение 10 сут измеряли оптическую плотность суспензии клеток. В благоприятных условиях оптическая плотность благодаря размножению водорослей возрастает. Коэффициент токсичности рассчитывали как отношение оптической плотности суспензии в опытном варианте к контрольному. В качестве последнего использовали среду Бристоль, оптимальную для культивирования микроскопических водорослей.

Результаты и обсуждение

Представление об уровнях загрязнения основными поллютантами территории возле источника выбросов дают рис. 24 и 25. Содержание меди в снеге в окрестностях завода превышает фоновый уровень в 8,8—27,5 раза для водорастворимых форм и в 14,1—29,5 — для кислоторастворимых. Соответствующие величины для свинца составляют 3—7 и 23,7—28,8, кадмия — 20,5—30,5 и 20—31,5 раза. Столь же значительно превышены концентрации подвижных форм металлов в почве: меди — в 5—7, свинца — в 13,8—19,5, кадмия — в 7,4—12,3 раза. Цинк и хром менее техногенны. Максимальное превышение фонового содержания хрома в снеге составляет 2,7—4,1 для кислоторастворимых форм и до 8 раз — для водорастворимых. Соответствующие величины для цинка — 13,8 и 12 раз. Таким образом, территория возле исследуемого источника выбросов характеризуется как ярко выраженная техногенная геохимическая аномалия.

Картина распределения поллютантов в пространстве возле источника в целом не отличается от «классической»: с удалением от завода концентрации экспоненциально уменьшаются. В то же время наблюдаются существенные отклонения от этой закономерности, обусловленные неоднородностью рельефа. Так, выпадения меди в импактной зоне в пределах одного удаления могут различаться в 4,6—5,2 раза для водорастворимых форм и в 3—9 раз для кислоторастворимых, кадмия — в 2,0—5,2 и 3—9 раз соответственно. Различия для буферной и фоновой

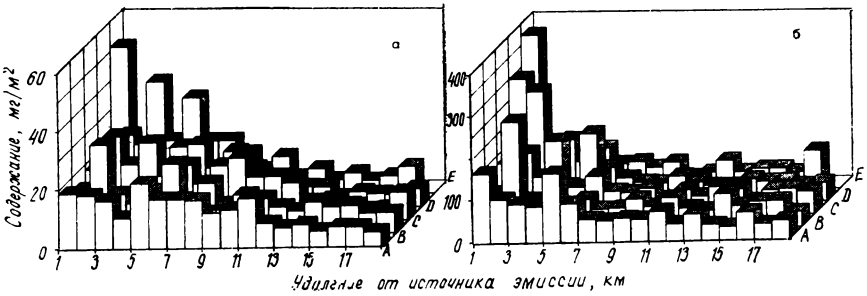


Рис. 24. Изменение выпадения меди за зимний период (по данным загрязнения снега) в зависимости от расстояния до источника выбросов.

а — водорастворимые формы, *б* — кислоторастворимые. *Буквы* соответствуют обозначению площадок на рис. 14

зон не столь велики, но также могут доходить до 2 раз. Это может служить иллюстрацией неадекватности расстояния до источника как меры нагрузки, а значит — необходимости оперирования более валидными показателями. Кроме того, очевидна рискованность пространственных экстраполяций: нагрузка должна измеряться строго на той площадке, где анализируются параметры биоты.

Перейдем к вопросу о выборе меры нагрузки. Прежде всего сравним реакцию разных тест-объектов (табл. 20). В целом можно говорить о слабой или средней тесноте связи между концентрациями металлов и токсичностью снеговой воды. Корреляционное отношение лежит в пределах 0,19—0,47, коэффициент корреляции достигает —0,36. Но поскольку объем выборки достаточно велик, во многих случаях меры связи оказываются достоверными на принятом уровне значимости. Их небольшие значения объясняются, вероятно, характером тест-объектов. Априорно предполагалось уменьшение скорости роста однокле-

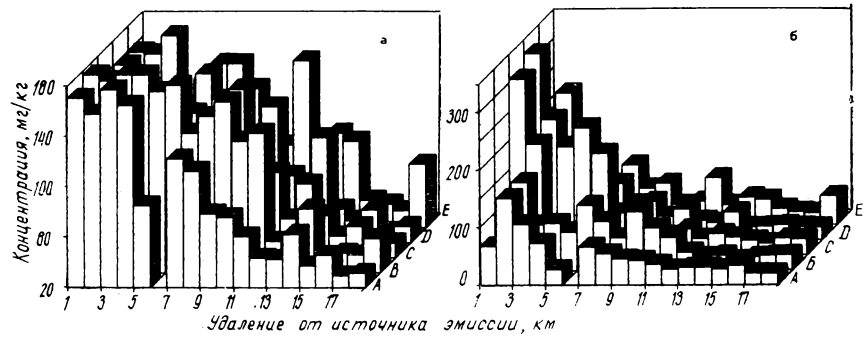


Рис. 25. Изменение концентраций подвижных форм тяжелых металлов в верхнем (0—5 см) слое почвы в зависимости от расстояния до источника выбросов.

а — медь, *б* — свинец. *Буквы* соответствуют обозначению площадок на рис. 14

Таблица 20

Теснота связи между концентрациями металлов и альготоксичностью снеговой воды

Металл	Коэффициент корреляции		Корреляционное отношение	
	1	2	1	2
	Кислоторастворимые формы			
Cu	—0,21 *	—0,23 *	0,24	0,37 *
Zn	—0,23 *	—0,20	0,25	0,23
Cd	—0,24 *	—0,11	0,29	0,18
Pb	—0,22 *	—0,36 *	0,21	0,40 *
Cr	—0,30 *	—0,21 *	0,35 *	0,32
	Водорастворимые формы			
Cu	—0,08	—0,33 *	0,23	0,47 *
Zn	—0,14	—0,30 *	0,31	0,31
Cd	—0,07	—0,29 *	0,22	0,38 *
Pb	—0,18	—0,07	0,19	0,19
Cr	—0,17	0,03	0,35 *	0,35 *
	Сумма кислото- и водорастворимых форм			
Cu	—0,17	—0,31 *	0,25	0,45 *
Zn	—0,20	—0,28 *	0,25	0,39 *
Cd	—0,17	—0,26 *	0,27	0,36 *
Pb	—0,19	—0,25 *	0,22	0,35 *
Cr	—0,26 *	—0,03	0,31	0,27

Примечание. 1, 2 — тест-объекты: 1 — *Chlorella vulgaris*, 2 — *Synechocystis aquatilis*. *Звездочкой* отмечена 95 %-я достоверность.

Таблица 21

Теснота связи (корреляционное отношение) между мерами нагрузки и альготоксичностью

Мера	Полный набор			Набор без Zn и Cr		
	1	2	3	1	2	3
*F*1	0,27	0,35 *	0,42 *	0,37 *	0,29	0,35 *
*F*2	0,26	0,35 *	0,39 *	0,35 *	0,29	0,35 *
*F*3	0,37 *	0,32	0,36 *	0,37 *	0,29	0,35 *
*F*4	0,35 *	0,38 *	0,30	0,39 *	0,47 *	0,30
*F*5	0,21	0,35 *	0,29	0,21	0,32	0,38 *
*F*6	0,43 *	0,40 *	0,33	0,34	0,20	0,32
*F*7	0,25	0,35 *	0,32	0,30	0,29	0,32

Примечание. Здесь и в табл. 22, 23: 1 — кислоторастворимые формы, 2 — водорастворимые, 3 — сумма кислото- и водорастворимых форм. *Звездочкой* отмечена 95 %-я достоверность.

точных водорослей в присутствии тяжелых металлов. Однако малые концентрации оказывают стимулирующий эффект, следствием чего и является снижение тесноты связи между параметрами. Концентрации водорастворимых форм теснее связаны с токсичностью, чем кислоторастворимых. Из всех металлов наибольшую тесноту связи демонстрирует медь. Тест на синезеленых водорослях дает лучший отклик на изменение концентраций металлов, чем тест на зеленых. Поскольку он более информативен, в дальнейших расчетах использовали именно его.

Было сформировано шесть массивов данных: 1) кислоторастворимые формы металлов; 2) водорастворимые формы; 3) сумма кислото- и водорастворимых форм; 4) кислоторастворимые формы без Zn и Cr; 5) водорастворимые формы без Zn и Cr; 6) сумма кислото- и водорастворимых форм без Zn и Cr. Исключение Zn и Cr в последних трех группах обсуловлено их меньшей техногенностью. Для каждого массива рассчитаны агрегационные индексы по формулам (24)—(30) (табл. 21). Проанализирована также устойчивость связей. Для этого в каждом случае с помощью генератора случайных чисел организованы подвыборки из анализируемой выборки, в которых рассчитывались коэффициенты линейной корреляции. Объем подвыборок составлял половину объема выборки. Устойчивость определяли как коэффициент вариации коэффициентов корреляции для десяти подвыборок. Результаты представлены в табл. 22.

Различные меры нагрузки демонстрируют разную тесноту связи с величиной токсичности. Крайние варианты различаются более чем в 2 раза, что сказывается на характере статистических выводов: в одних случаях на принятом уровне значимости связь достоверна, в других — нет. Это может служить хорошей иллюстрацией тезиса о важности формы агрегационного индекса. Существенное значение имеет также характер массива данных, по которому проводятся расчеты (различия в пределах одного индекса также достигают 2 раз). При полном наборе элементов более высокую тесноту связи демонстрируют водорастворимые формы, при редуцированном — кислоторастворимые. Устойчивость связей также зависит от формы индекса и характера массива данных. Наименее устойчивы связи для водорастворимых форм. Исключение из набора элементов Zn и Cr в целом повышает устойчивость. Информация об устойчивости связей столь же важна, как и об их тесноте, поскольку характеризует надежность выводов.

Для более наглядного сопоставления мер нагрузки был рассчитан индекс их качества:

$$A \times 0{,}5 + (1 - B) \times 0{,}4 + (1 - C) \times 0{,}1,$$

где A — корреляционное отношение, B — устойчивость связи, C — нелинейность связи (разность квадратов коэффициента

Таблица 22

Устойчивость связей между мерами нагрузки и альготоксичностью среды (коэффициент вариации), %

Мера	Полный набор			Набор без Zn и Cr		
	1	2	3	1	2	3
*F*1	15,0	81,5	10,7	16,9	33,2	23,2
*F*2	15,3	70,2	12,2	14,4	34,1	24,4
*F*3	18,2	100,0	11,6	14,4	32,5	23,4
*F*4	19,0	27,4	12,9	13,0	28,5	27,5
*F*5	29,2	50,2	14,9	19,7	62,6	23,8
*F*6	15,7	23,4	14,0	13,3	38,5	21,3
*F*7	23,9	31,4	10,2	16,2	35,6	43,3

корреляции и корреляционного отношения); 0,5; 0,4; 0,1 — весовые коэффициенты, определяющие приоритет показателей (предварительно все исходные величины были нормированы к единице). Индекс качества теоретически изменяется от 0 до 1: чем он выше, тем мера нагрузки лучше. Результаты представлены в табл. 23. Ни одна из рассмотренных мер не показала кардинальных преимуществ перед другими. Большое значение имеет характер массива данных. В то же время могут быть выделены лучшие и худшие показатели. К первым относятся *F*4 и *F*6, ко вторым — *F*5 и *F*7. Заметим также, что наиболее высокие значения качества демонстрируют не агрегационные индексы, а содержание меди и кадмия. Следовательно, в данном случае они представляют наиболее оптимальную форму для меры токсической нагрузки.

Завершая рассмотрение процедуры выбора нагрузки, отметим следующее. Мы столкнулись с ситуацией, подтверждающей

Таблица 23

Качество различных мер нагрузки

Мера	Полный набор			Набор без Zn и Cr		
	1	2	3	1	2	3
*F*1	0,62	0,44	0,85	0,73	0,55	0,66
*F*2	0,60	0,49	0,81	0,72	0,54	0,65
*F*3	0,73	0,32	0,77	0,74	0,55	0,65
*F*4	0,69	0,72	0,68	0,79	0,85	0,57
*F*5	0,46	0,56	0,64	0,50	0,46	0,68
*F*6	0,81	0,80	0,72	0,72	0,40	0,63
*F*7	0,56	0,64	0,72	0,66	0,54	0,53
Cu	0,85	0,85	0,80	—	—	—
Zn	0,66	0,66	0,76	—	—	—
Cd	0,73	0,73	0,70	—	—	—
Pb	0,26	0,26	0,67	—	—	—
Cr	0,31	0,31	0,21	—	—	—

Рис. 26. Распределение токсической нагрузки (суммы превышений над фоном концентраций Cu, Pb, Cd в верхнем слое почвы) в исследованном районе.

Буквы соответствуют обозначению площадок на рис. 14

правоту классического для биометрии высказывания, что качество помола в первую очередь определяется качеством зерна. В то же время определенное значение в нашем случае имеет и качество «жерновов» — агрегационных индексов. Это убеждает, что форма меры нагрузки должна выбираться не априорно, а на основе специально организованных исследований. Собственно, это и было целью наших выкладок — показать возможность выбраковки отдельных мер нагрузки и отбора наилучшей в результате осуществления формальной процедуры сравнения их качества. Можно полагать, что если бы имели место более тесные связи между концентрациями металлов и реакцией тест-объекта, выбор меры нагрузки по предложенной схеме был бы нагляднее.

В дальнейшем анализе из-за неполноты соответствующих данных будем оперировать параметрами загрязнения почвы, а не снега. В то же время мы, к сожалению, не располагаем информацией о реакциях тест-объектов на токсичность почвы и потому не можем осуществить выбор меры нагрузки по описанной схеме. Из-за этого приходится поступать так, как не надо бы — осуществлять выбор на основе теоретических соображений. Наиболее легко интерпретируется индекс $F3$ — сумма превышения над фоном концентраций приоритетных поллютантов. Для почвы его можно считать аналогом индекса $F4$, показавшего наилучшие свойства при анализе загрязнения снега. Использование же $F4$ затруднено тем, что для почвы ПДК менее определенны (в отношении формы металлов и типа почвы), чем для воды. Исходя из сказанного для последующих расчетов был выбран индекс $F3$. Характер его распределения в исследованном районе показан на рис. 26.

Глава 9

РЕАКЦИЯ ЭКОСИСТЕМ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ. ЗАВИСИМОСТИ ДОЗА — ЭФФЕКТ

Дополним и конкретизируем картину техногенной трансформации экосистем, полученную ранее (глава 7). Конкретизация касается построения дозовых зависимостей, анализ которых позволяет точнее устанавливать значения критических нагрузок. Для получения зависимостей, кроме оригинальных материалов, мы использовали данные, предоставленные нашими коллегами: по растительности — Г. Н. Ахметшиной и Е. В. Хантемировой, по эпифитным лишайникам — И. Н. Михайловой. К сожалению, мы не располагаем необходимой информацией о некоторых компонентах (почве, населении птиц, мелких млекопитающих и др.), поскольку они проанализированы на ограниченном количестве пробных площадей.

Аппроксимация зависимостей и расчет характеристик кривых доза — эффект осуществлены в соответствии с подходом, изложенным в приложении 2. При этом мы везде использовали логистические уравнения первого порядка (формула 47). Для каждого из проанализированных показателей можно было бы привести график зависимости, но мы ограничимся лишь несколькими примерами иллюстративного свойства (рис. 27—37). В тех же целях экономии печатной площади в ряде случаев показана только аппроксимирующая зависимость кривая без эмпирических точек.

Полная информация о зависимостях доза — эффект для всех рассмотренных параметров содержится в табл. 24. Интерес представляют прежде всего абсциссы трех критических точек функции, соответствующих началу, середине и концу быстрых изменений. Величина нагрузки при этом выражена в относительных единицах. Как указано в главе 8, мы использовали сумму превышений над фоном концентраций подвижных форм Cu, Pb и Cd в верхнем слое почвы. Минимальное значение этой меры нагрузки в нашем случае 4,2, максимальное — 42,3. Плавность кривой характеризуется индексом крутизны ступени. Информацию о качестве аппроксимации дает доля объясняемой логистическим уравнением дисперсии. Закономерность изменения переменной вдоль градиента загрязнения характеризуют корреляционное отношение и коэффициент корреляции.

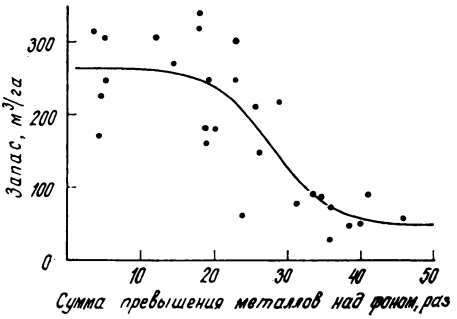


Рис. 27. Зависимость доза — эффект для общего запаса древостоя

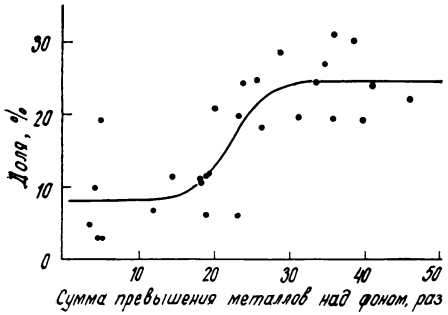


Рис. 28. Зависимость доза — эффект для доли сухостоя пихты по запасу древостоя

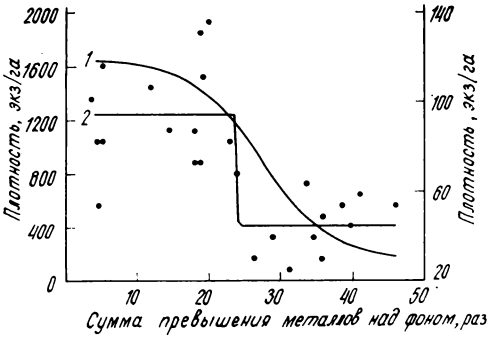


Рис. 29. Зависимость доза — эффект для параметров возобновления ели.

1 — плотность самосева, экз/га (правая шкала), эмпирические точки опущены, *2* — то же подроста (левая шкала)

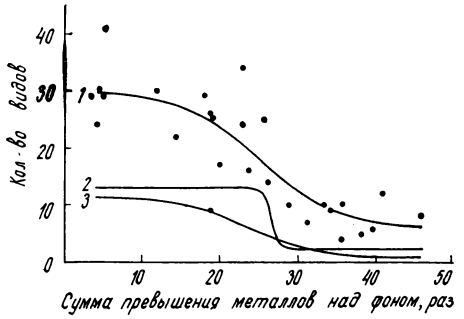


Рис. 30. Зависимости доза — эффект для видового богатства травяно-кустарничкового яруса.

1 — общее количество видов, *2* — количество видов крупнотравья (эмпирические точки опущены), *3* — то же мелкотравья

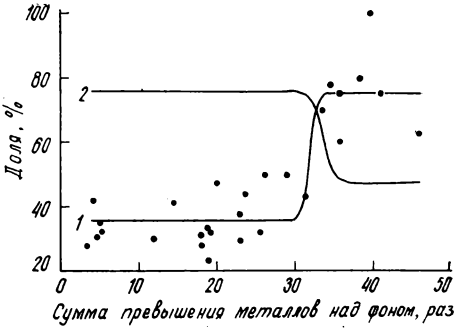


Рис. 31. Зависимости доза — эффект для структуры видового богатства травяно-кустарничкового яруса.

1 — доля видов-эксплерентов, *2* — то же лесных видов (эмпирические точки опущены)

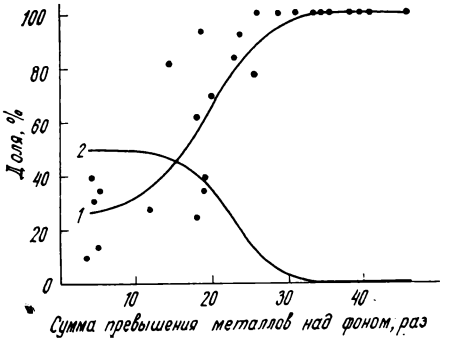


Рис. 32. Зависимости доза — эффект для структуры биомассы травяно-кустарничкового яруса.

1 — доля биомассы эксплерентов, *2* — то же крупнотравья (эмпирические точки опущены)

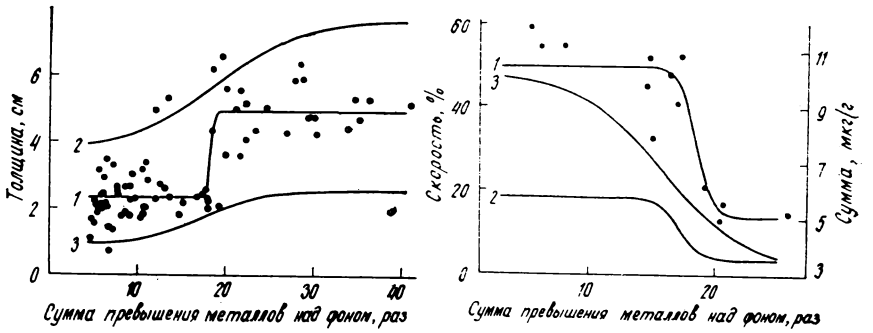


Рис. 33. Зависимости доза — эффект для толщины лесной подстилки (рассматриваются все типы леса).

1 — среднее значение, *2* — максимальное значение на площадку (эмпирические точки опущены), *3* — минимальное значение на площадку (эмпирические точки опущены)

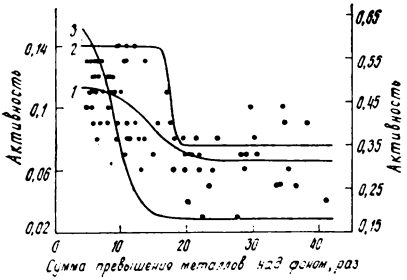
Рис. 34. Зависимости доза — эффект для параметров функционирования почвенного микробоценоза.

1 — скорость деструкции целлюлозы (*in situ*), % в год (левая шкала), *2* — потенциальная скорость деструкции целлюлозы, % в месяц (левая шкала, эмпирические точки опущены), *3* — сумма накопленных аминокислот, мкг/г субстрата (правая шкала, эмпирические точки опущены)

В тех случаях, когда параметр остается неизменным на всем градиенте загрязнения (низкие значения корреляционного отношения), критические точки не рассчитывали. В другом варианте критические точки не приведены из-за того, что аппроксимирующая кривая выходит на плато в области нереальных значений нагрузки (т. е. критические точки соответствуют отрицательным нагрузкам или нагрузкам ниже фоновых величин). Хотя в приложении 2 изложены «рецепты» преодоления этой проблемы, мы в большинстве случаев не смогли ими воспользоваться из-за недостаточного объема той части выборки, которая приходится на фоновый и слабый уровни нагрузки. Такие ситуации оказались не столь редкими (особенно для чувствительных компонентов). Это убеждает в необходимости уделять значительно больше внимания при проведении натурных исследований фоновым территориям и участкам со слабым уровнем загрязнения.

Количество точек, по которым построена кривая, колеблется от 13 до 88. В большинстве случаев этого оказалось достаточно для удовлетворительной аппроксимации дозовых зависимостей, к анализу которых мы и переходим.

Прежде всего заметим, что приведенные дозовые кривые достаточно красноречиво характеризуют процесс техногенной трансформации лесной экосистемы. Они подтверждают положение, что в рассматриваемом нами случае химическое загрязнение выступает ведущим фактором, определяющим структуру и функционирование всех основных компонентов экосистемы. Градиент нагрузки достаточно велик — максимальные значения



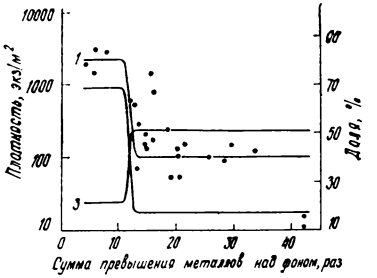


Рис. 35. Зависимости доза — эффект для активности почвенных ферментов.
1 — инвертаза, мг субстрата/г почвы в час (левая шкала), *2* — то же фосфатазы (левая шкала, эмпирические точки опущены), *3* — дегидрогеназы, мг субстрата/10 г почвы в сутки (правая шкала, эмпирические точки опущены)

Рис. 36. Зависимости доза — эффект для параметров населения почвенной мезофауны.
1 — общая численность населения (левая шкала), *2* — доля сапрофагов (правая шкала, эмпирические точки опущены), *3* — то же зоофагов

превышают фоновые в 10 раз. Именно это делает реакции очень контрастными и объясняет высокие значения мер тесноты связи параметров с нагрузками, несмотря на то что в ряде случаев имеется большой разброс эмпирических точек.

Один из важнейших выводов относительно формы реакции большинства параметров касается наличия ярко выраженной «ступенчатости» в зависимости доза — эффект. Реакция экосистем на загрязнение существенно нелинейна — имеется два уровня средних значений (соответствующих фоновому и импактному состояниям) с очень резким переходом между ними. Другими словами, экосистема реагирует на увеличение загрязнения не постепенным изменением параметров, а по закону «все или ничего». Существование порога в реакции экосистемы, т. е. области нагрузок, при которых не обнаруживается существенных изменений, есть проявление феномена устойчивости экосистемы, наличия у нее эффективных механизмов саморегуляции. Соответственно подпороговые значения нагрузок оценивают «запас гомеостатичности» экосистемы (Экосистемы..., 1989), в пределах которого воздействия на нее допустимы. Именно это дает объективное обоснование для вводимых экологических нормативов.

Участок градиента нагрузки, на котором происходит скачок между уровнями, крайне узок: его доля в общей длине обычно составляет 5—15 % (а в ряде случаев даже 0,3—1 %, т. е. линия перехода почти параллельна оси ординат). Лишь небольшая часть параметров изменяется плавно (доля участка градиента между верхней и нижней точками составляет 30—40 %).

Обнаруженная ситуация не неожиданна. Именно она предсказывалась экологами на основе общих представлений об устойчивости экосистем (Экосистемы..., 1989; Dabrowska-Prot,

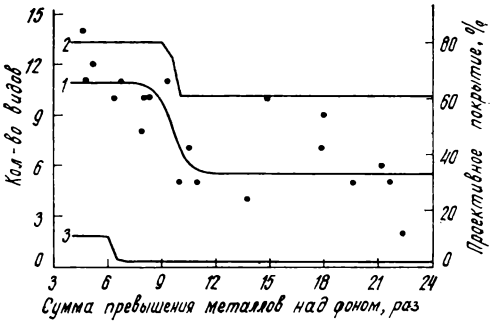


Рис. 37. Зависимости доза — эффект для параметров сообществ эпифитных лишайников березы.

1 — количество видов на площадке (левая шкала), *2* — проективное покрытие на основании ствола (правая шкала, эмпирические точки опущены), *3* — то же на высоте 1,3 м

1985; и др.). Представлены две теоретические модели возможного характера техногенной трансформации экосистем — линейная и нелинейная (рис. 38). Полученные нами результаты свидетельствуют об очевидном преимуществе второй модели.

Заметим, что *S*-образный характер кривых для параметров экосистемного уровня делает их сходными с дозовыми зависимостями на уровне организма, которыми оперирует классическая токсикология. Вероятно, это проявление общих закономерностей, лежащих в основе реакций биосистем разного уровня организации. Другая аналогия — сходство полученных зависимостей с характером изменений параметров в районе резких ландшафтных границ (например лéса и лу́га в горах) или границ между разными типами экосистем (например луга и болота) (Экосистемы..., 1989).

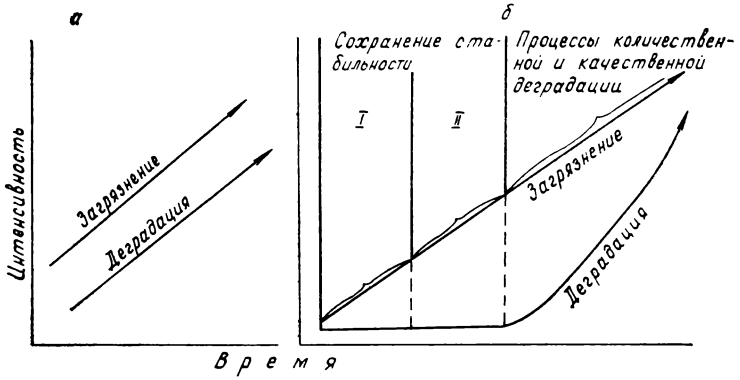


Рис. 38. Концептуальные модели трансформации экосистем под действием загрязнения (по Dabrowska-Prot, 1985).

а — простая модель (наиболее часто встречается в литературе), *б* — более реалистическая модель, базирующаяся на результатах натурных исследовний деградации экосистем. I — неизменность всех экосистемных процессов, II — повышение интенсивности адаптационных процессов

Таблица 24

Характеристики зависимости доза — эффект для параметров лесных экосистем

Параметр	N	Теснота связи		Критические точки			K	D
		R	r	Верхняя	Средняя	Нижняя		
Древесный ярус								
Средняя высота								
ели	28	0,56	—0,23	26,0	26,5	27,0	0,97	32,89
пихты	28	0,50	—0,44*	11,4	15,2	19,0	0,80	22,95
Средний диаметр								
ели	28	0,80**	—0,39*	27,5	28,8	30,1	0,93	46,47
пихты	28	0,77**	—0,67***	22,9	24,0	25,2	0,94	54,48
Плотность								
живой ели	28	0,49	—0,23	—	—	—	—	1,00
живой пихты	28	0,53	—0,36	35,2	35,3	35,5	0,99	26,25
живых лиственных	28	0,57	—0,30	—	—	—	—	2,00
всех живых пород	28	0,60	—0,46*	33,4	33,5	33,6	0,99	25,27
сухостоя ели	28	0,64	0,35	—	—	—	—	3,00
сухостоя пихты	28	0,65	0,29	26,2	26,5	26,9	0,98	24,01
сухостоя лиственных	28	0,66	0,31	—	—	—	—	2,00
сухостоя всех пород	28	0,72*	0,34	26,7	27,0	27,3	0,98	26,60
общая	28	0,59	—0,16	—	—	—	—	2,00
Доля по плотности								
сухостоя ели	28	0,76**	0,46**	31,6	32,3	33,0	0,96	36,13
сухостоя пихты	28	0,68*	0,55**	15,3	21,5	27,7	0,67	50,21
сухостоя всех пород	28	0,77**	0,59***	18,2	23,1	28,0	0,74	52,56
Запас								
ели	28	0,61	—0,27	30,8	31,0	31,3	0,99	30,64
пихты	28	0,73*	—0,72***	14,2	18,8	23,3	0,76	70,41
всех пород	28	0,81**	—0,76***	22,4	27,6	32,8	0,73	68,09
Доля по запасу								
сухостоя ели	28	0,73*	0,49**	24,6	27,6	30,6	0,84	44,03
сухостоя пихты	28	0,81**	0,75***	19,0	22,2	25,4	0,83	66,44
сухостоя всех пород	28	0,86***	0,73***	20,0	24,3	28,5	0,78	63,02
Полнота								
живой ели	28	0,68	—0,37	30,8	32,6	34,5	0,90	33,58
живой пихты	28	0,70*	—0,65***	19,0	20,8	22,7	0,90	56,35
сухостоя ели	28	0,38	0,17	18,5	19,3	20,0	0,96	14,86
сухостоя пихты	28	0,48	0,24	—	—	—	—	10,30
общая ели	28	0,63	—0,32	31,0	33,0	35,0	0,90	28,64
общая пихты	28	0,64	—0,58**	18,7	19,1	19,6	0,98	51,06
Доля по полноте								
сухостоя ели	28	0,71*	0,49**	25,9	28,6	31,2	0,86	44,28
сухостоя пихты	28	0,81**	0,75***	19,4	22,3	25,3	0,84	66,12
Сомкнутость полога	28	0,65	—0,53**	33,7	35,3	36,8	0,92	44,71
Количество видов подлеска	28	0,83***	—0,18	33,5	34,2	34,9	0,96	26,08
Параметры возобновления древостоя								
Плотность самосева ели	28	0,79**	—0,26	20,6	27,1	33,6	0,66	76,39

Продолжение таблицы 24

Параметр	N	Теснота связи		Критические точки			K	D
		R	r	Верхняя	Средняя	Нижняя		
самосева пихты	28	0,55	—0,01	—	—	—	—	0,10
надежного подроста ели	28	0,63	—0,34	23,6	24,0	24,4	0,98	56,15
надежного подроста пихты	28	0,74*	—0,23	—	—	—	—	3,60
общая подроста ели	28	0,62	—0,32	23,8	23,8	23,9	0,99	64,40
общая подроста пихты	28	0,73*	—0,39*	23,9	23,9	24,0	0,99	37,23
Доля подроста ненадежного ели	28	0,60	0,31	35,7	36,3	37,0	0,96	39,35
ненадежного пихты	28	0,74*	0,02	10,8	11,3	11,8	0,97	14,45
Травяно-кустарничковый ярус								
Количество видов злаковых	28	0,70*	0,62***	—	—	—	—	39,64
мелкотравья	28	0,84***	—0,78***	25,9	26,6	27,2	0,97	76,07
крупнотравья	28	0,83***	—0,82***	17,7	23,6	29,5	0,69	71,64
эксплерентов	28	0,77**	—0,62***	13,0	21,3	29,6	0,56	50,52
лесных	28	0,88***	—0,83***	18,8	25,4	32,0	0,65	73,84
всех травяного яруса	28	0,85***	—0,81***	18,6	25,1	31,7	0,66	69,80
Доля количества видов злаковых	28	0,92***	0,83***	28,0	29,1	30,2	0,94	79,19
мелкотравья	28	0,75**	—0,53**	31,1	31,8	32,6	0,96	42,61
крупнотравья	28	0,81**	—0,71***	21,3	23,5	25,6	0,89	57,71
эксплерентов	28	0,94***	0,78***	31,4	32,0	32,5	0,97	80,18
лесных	28	0,87***	—0,62***	32,9	33,7	34,6	0,96	75,36
Биомасса мха	28	0,84***	0,74***	28,3	36,7	—	—	68,19
злаковых	28	0,51	—0,41*	20,6	37,6	—	—	16,89
мелкотравья	28	0,65	—0,53**	—	—	—	—	52,21
крупнотравья	28	0,77**	—0,72***	—	—	—	—	56,80
хвоща	28	0,52	0,38*	12,1	15,7	19,3	0,81	17,37
эксплерентов	28	0,49	0,31	18,1	18,5	18,8	0,98	12,66
лесных видов	28	0,45	—0,08	—	—	—	—	0,30
общая травостоя	28	0,45	—0,08	—	—	—	—	0,50
Доля биомассы злаковых	28	0,59	—0,33	—	—	—	—	13,87
мелкотравья	28	0,70*	—0,64***	—	—	—	—	38,86
крупнотравья	28	0,73*	—0,72***	18,7	22,6	26,6	0,79	57,57
хвоща	28	0,84***	0,82***	16,1	20,7	25,3	0,76	79,16
эксплерентов	28	0,49	0,81***	14,1	19,6	25,2	0,71	78,20
лесных	28	0,47	—0,04	—	—	—	—	4,50
Лесная подстилка								
Ельники-пихтарники Максимальная толщина	35	0,55	0,46**	18,5	21,7	25,0	0,83	23,54
Минимальная толщина	35	0,56	0,52**	18,1	18,3	18,5	0,99	39,26

Продолжение таблицы 24

Параметр	N	Теснота связи		Критические точки			K	D
		R	r	Верхняя	Средняя	Нижняя		
Средняя толщина	33	0,66*	0,62***	17,6	19,9	22,2	0,88	45,17
Размах значений	35	0,50	0,28	24,1	24,4	24,7	0,98	12,38
Сосняки								
Максимальная толщина	19	0,66	0,60**	—	—	—	—	42,37
Минимальная толщина	19	0,91***	0,87***	—	—	—	—	84,17
Средняя толщина	19	0,84**	0,79***	—	—	—	—	68,71
Размах значений	19	0,40	0,30	—	—	—	—	12,24
Березняки								
Максимальная толщина	30	0,73**	0,34	29,8	32,5	35,3	0,86	48,50
Минимальная толщина	30	0,60	0,43*	14,4	16,0	17,7	0,91	33,59
Средняя толщина	30	0,69*	0,55**	15,7	18,4	21,1	0,86	65,84
Размах значений	30	0,71**	0,18	27,5	30,2	33,0	0,86	42,45
Почвенный микробоценоз								
Скорость деструкции целлюлозы								
актуальная (*in situ*)	14	0,90*	—0,83***	17,6	18,5	19,3	0,96	84,12
потенциальная	19	0,87***	—0,85***	16,0	17,1	18,2	0,94	70,35
Накопление аминокислот	17	0,85**	—0,84***	11,4	15,8	20,3	0,76	70,73
Интенсивность азотфиксации	15	0,84*	—0,65**	—	—	—	—	63,56
Почвенные ферменты								
Целлюлаза	18	0,89***	—0,88***	11,3	15,8	20,3	0,76	79,80
Инвертаза	88	0,65***	—0,60***	10,7	14,2	17,7	0,82	50,81
Фосфатаза	86	0,44*	—0,37***	16,9	17,4	18,0	0,97	16,07
Дегидрогеназа	88	0,34	—0,23*	6,5	8,9	11,2	0,88	38,56
Почвенная мезофауна								
Плотность энхитреид	26	0,67*	—0,58**	11,6	11,9	12,1	0,99	87,27
дождевых червей взрослых	26	0,64	—0,55**	9,6	10,1	10,5	0,98	71,54
коконов дождевых червей	26	0,58	—0,55**	9,9	10,4	10,9	0,97	91,60
пауков	26	0,75**	—0,64***	15,6	16,4	17,2	0,96	44,28
диплопод	26	0,81***	—0,35	—	—	—	—	50,55
геофилид	26	0,65	—0,64***	8,6	11,3	14,0	0,86	80,95
литобиид	26	0,81**	—0,65***	11,7	12,2	12,6	0,98	73,17
жужелиц	26	0,84***	—0,58**	11,0	11,5	11,9	0,98	85,75
стафилинов	26	0,79**	—0,62***	8,2	8,7	9,1	0,98	88,59
элатерид	26	0,57	—0,36	—	—	—	—	12,20
долгоносиков	26	0,41	—0,36	12,0	12,3	12,6	0,98	40,06
личинок мух	26	0,63	—0,47*	12,2	12,4	12,5	0,99	51,08
клопов	26	0,91***	—0,58**	11,8	12,0	12,2	0,99	70,31

Окончание таблицы 24

Параметр	N	Теснота связи		Критические точки			K	D
		R	r	Верхняя	Средняя	Нижняя		
моллюсков	26	0,59	—0,48*	12,8	13,1	13,4	0,98	56,83
всех групп	26	0,71*	—0,60**	11,6	11,8	12,1	0,99	79,42
Доля								
сапрофагов	26	0,78**	—0,63***	11,6	11,9	12,1	0,99	51,27
зоофагов	26	0,76**	0,50**	11,6	11,8	12,0	0,99	36,84
фитофагов	26	0,63	0,44*	11,7	12,0	12,2	0,99	21,65
Эпифитные лишайники								
На ели								
Число видов на площади	29	0,75**	—0,70***	—	—	—	—	50,77
Видовая насыщенность	29	0,65	—0,59***	11,6	19,6	27,5	0,58	55,17
Покрытие на основании ствола	29	0,55	—0,48**	14,5	18,8	23,1	0,77	25,96
Покрытие на высоте 1,3 м	29	0,55	—0,38*	9,1	9,3	9,5	0,99	51,68
Высота поднятия *H. physodes*	29	0,64	—0,53**	11,7	12,4	13,2	0,96	36,17
На сосне								
Число видов на площади	13	0,71	—0,70**	—	—	—	—	54,25
Видовая насыщенность	13	0,80	—0,78***	—	—	—	—	65,07
Покрытие на основании ствола	13	0,79	—0,73**	—	—	—	—	66,72
Покрытие на высоте 1,3 м	13	0,62	—0,55	7,7	8,3	8,8	0,97	63,38
Высота поднятия *H. physodes*	13	0,83	—0,74**	8,2	8,7	9,2	0,97	95,69
На березе								
Число видов на площади	22	0,81***	—0,68***	9,0	9,6	10,2	0,97	59,03
Видовая насыщенность	22	0,83***	—0,69***	—	—	—	—	52,36
Покрытие на основании ствола	22	0,60	—0,44*	9,5	9,6	9,7	0,99	25,28
Покрытие на высоте 1,3 м	22	0,54	—0,36	6,2	6,3	6,4	0,99	36,94
Высота поднятия *H. physodes*	22	0,58	—0,48*	9,3	9,9	10,5	0,97	18,36

Примечание. N — количество пробных площадок, R — корреляционное отношение, r — коэффициент линейной корреляции (уровни значимости: * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$), K — параметр «крутизны ступени», D — доля объясняемой логистическим уравнением дисперсии, %. Прочерк — ситуация, когда критические точки кривой находятся вне области реальных значений либо отсутствует закономерное изменение параметра в градиенте загрязнения.

Интерпретация полученных дозовых кривых может быть осуществлена с двух различных точек зрения, в зависимости от того, какой концепции придерживаться — организмизма или редукционизма. Основываясь на первой, зависимости можно представить как реакцию одной экосистемы на увеличивающиеся дозы нагрузки (по аналогии с реакцией лабораторных животных в токсикологических экспериментах). При этом дозовая кривая может рассматриваться как траектория «поведения» экосистемы в пространстве соответствующих координат. Безусловно, это существенное упрощение ситуации. Но такая интерпретация дает возможность оперировать понятием устойчивости, физическими аналогиями, привлекать модельные представления, например теорию катастроф Тома и т. д.

Более реалистичен по сравнению с организмизмом редукционистский взгляд. Переход между уровнями означает, что в определенной области градиента при мало различающихся величинах загрязнения наблюдается весь спектр значений параметров — от почти фоновых до почти импактных. Из-за этого реально установить в пространстве возле источника эмиссии границу между уровнями крайне сложно, поскольку она «закамуфлирована» резко увеличенной вариабельностью переменных. Это может быть связано со следующим обстоятельством. При определенных (средних или, по крайней мере, не очень больших) значениях нагрузки система становится неустойчивой и чутко реагирует на мозаичность естественных экологических факторов. Они могут как «подталкивать» ее в сторону импактного уровня, так и «удерживать» на фоновом. Поясним это условным примером. Растительность двух участков, различающихся буферностью почв, по-разному будет реагировать на одинаковый средний уровень загрязнения. На участке с высокой буферностью действие загрязнения окажется незаметным, с низкой — ярко выраженным. Сильное же загрязнение будет одинаково губительным независимо от буферности или действия других модифицирующих факторов.

Итак, анализ дозовых кривых позволяет говорить, что экосистема в процессе трансформации находится в трех качественно различающихся состояниях — двух относительно стабильных (гомеостатических) и одном неустойчивом (критическом). Первое из стабильных состояний соответствует фоновому уровню с высокой жизнеспособностью экосистемы, второе — импактному с почти нулевой жизнеспособностью. При этом экосистемы в разных состояниях — это фактически совершенно различные системы, отличающиеся друг от друга и набором основных элементов, и структурой связей. Переход из одного состояния в другое осуществляется через область неустойчивости и очень быстро, по типу триггера. В теории катастроф такой переход соответствует топологической фигуре типа «складка» (Экосистемы..., 1989). Одно из проявлений триггерного механизма — рез-

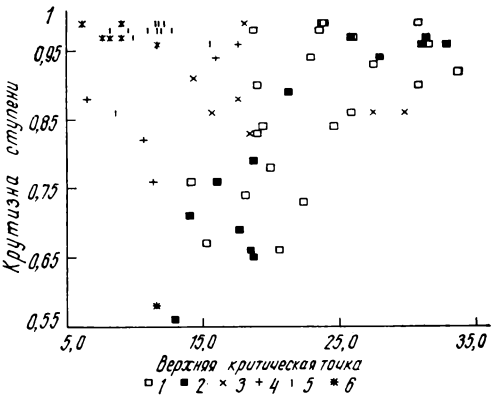


Рис. 39. Зависимость крутизны ступени от величины абсциссы верхней критической точки для параметров: *1* — древесного яруса и подроста, *2* — травяно-кустарничкового яруса, *3* — подстилки, *4* — почвенного микробоценоза и ферментов, *5* — почвенной мезофауны, *6* — эпифитных лишайников. В анализ включены зависимости, для которых доля объясняемой логистическим уравнением дисперсии больше 30 %

кость границы между двумя гомеостатическими состояниями. Другая характерная черта такого перехода — высокая степень ее контрастности.

Переход от фонового состояния к импактному в рассматриваемом временном масштабе можно считать необратимым. «Давление жизни», обычно приводящее к быстрому восстановлению нарушенных территорий, в данном случае неэффективно. Импактная территория служит как бы токсической ловушкой для мигрантов и диаспор. Даже если в какой-либо момент поступление поллютантов будет полностью прекращено, накопленный потенциал токсичности не даст возможности лесной экосистеме самопроизвольно восстановиться до фонового уровня, как это произошло бы, например, при обычной вырубке. Лишь значительное внесение энергии в виде рекультивационных мероприятий позволит преодолеть барьер токсичности и сделает переход обратимым. Причем рекультивация должна касаться не столько интенсификации «давления жизни» на импактную территорию, сколько уменьшения потенциала токсичности почвы.

Таким образом, рассматриваемый нами критический переход, по классификации А. Д. Арманда (Экосистемы..., 1989), может быть отнесен к типу резких необратимых с уменьшением жизнеспособности экосистемы.

Анализ связи индекса крутизны ступени с величинами абсцисс верхних критических точек позволяет выявить определенную закономерность (рис. 39): чем дольше параметр остается на фоновом уровне, тем более резко в дальнейшем он изменяется. Другими словами, чем меньше запас устойчивости, тем более плавный переход между уровнями. Упрощая ситуацию, можно сказать, что имеется два типа траекторий: начинаются и заканчиваются они в одинаковых точках, но одна соединяет их плавной линией, а другая — ступенчатой (например, на рис. 42 это соответствует кривым с индексом крутизны ступени 0,47

и 0,95). Вероятно, это связано с тем, что элементы экосистемы обладают несколькими механизмами устойчивости, включающимися последовательно, т. е. имеют несколько уровней обороны против воздействия. Чем дольше элемент противодействует нагрузке, тем больше уровней обороны преодолено и тем беспрепятственнее в дальнейшем он подвергается воздействию (т. е. более резко изменяется). Те же элементы, которые не обладают «...глубоко эшелонированной обороной» (Экосистемы..., 1989), теряют устойчивость почти сразу и плавно отслеживают увеличение нагрузки. От этой закономерности уклоняются параметры наиболее чувствительных компонентов — эпифитных лишайников и почвенной мезофауны, демонстрирующие максимальную резкость перехода вне зависимости от величины верхней критической точки, что также связано с отсутствием эффективной обороны. Вопрос о конкретных механизмах обнаруженной закономерности остается пока без ответа и нуждается в дополнительном изучении.

Сопоставление значений верхних и средних критических точек для наиболее чувствительных и физиономичных параметров, а также материалы главы 7 позволяют построить следующий ориентировочный ряд чувствительности различных компонентов экосистем к загрязнению: лишайники > крупные почвенные сапрофаги > почвенные ферменты = почвенные микроорганизмы > лесная подстилка > лесное разнотравье > древесный ярус > подрост > население птиц = население млекопитающих > беспозвоночные-фитофаги = муравьи.

Подчеркнем, что данный ряд построен на основе анализа параметров надорганизменного уровня. Вполне вероятно, что при рассмотрении параметров организменного и суборганизменного уровней он может быть существенно модифицирован. Полученный ряд имеет важное значение для биоиндикационных исследований и экологического нормирования, поскольку является эмпирическим обоснованием выбора наиболее чувствительных компонентов экосистем.

Анализ признаков, диагностирующих различные стадии трансформации экосистем (см. раздел 7.13), позволяет установить значения нагрузок, при которых происходят переходы между стадиями. Стадия выпадения чувствительных видов наблюдается, когда фоновая нагрузка превышена в 1,5—2,0 раза, стадия структурных перестроек экосистемы — в 2,7—4,0 раза, частичного разрушения экосистемы — в 6,0—7,0 раз, полного разрушения экосистемы — в 10 и более раз. Интересно отметить, что величины нагрузок, соответствующие началу стадий трансформации, совпадают с аналогичными величинами, приводимыми В. С. Аржановой и П. В. Елпатьевским (1990). В их схеме техногенной трансформации горно-лесных экосистем начальная стадия соответствует двукратному превышению потока тяжелых металлов, а последняя — 10-кратному. Маловероятно,

чтобы это было случайным совпадением. Сходные величины приводит В. В. Крючков (1991) для схемы деградации северотаежных экосистем: стадия начальной деградации соответствует превышению концентрации меди в почве над фоновым уровнем (по терминологии автора, фон — это стадия самой начальной деградации) в 2,5 раза, стадия сильно разрушенных экосистем — в 10 раз. Расхождения с нашей ситуацией касаются зоны техногенной пустыни. По В. В. Крючкову, она наблюдается при превышении концентрации меди в 50 раз. Но при этом в качестве депонирующего субстрата для данной стадии используется не почва, а подстилка, обладающая большей аккумулирующей способностью. Устранение этого несоответствия, вероятно, уменьшило бы наблюдаемые расхождения.

Подводя итог рассмотрению дозовых зависимостей, отметим, что пороговость в реакции экосистем на загрязнение, выражающаяся в наличии двух резко обособленных, качественно различающихся уровней состояния, имеет важнейшее следствие для практики экологического нормирования. Она позволяет достаточно объективно устанавливать величину норматива как нагрузку, соответствующую началу перехода от одного уровня к другому. Если бы зависимость доза — эффект имела вид прямой линии или плавной кривой, такого объективного критерия не существовало бы. Это потребовало бы поиска других подходов к нормированию либо вынудило устанавливать нормативы произвольно. Таким образом, пороговость в дозовой зависимости существенно упрощает решение задачи нормирования, а экологические нормативы получают объективное обоснование. Фактически они задают положение области критического перехода в пространстве возле источника выбросов так, чтобы граница между уровнями не выходила за пределы отчуждаемой территории. В то же время пороговость реакции экосистем создает определенную трудность для нормирования. Можно сказать, что экосистемы успешно сопротивляются действию загрязнения до последней черты, за которой наступает полный крах. Это означает, что даже небольшая ошибка в определении величины норматива может оказаться роковой в их судьбе.

Глава 10

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ НОРМАТИВЫ

Обобщим приведенные в главе 9 результаты по анализу дозовых зависимостей. Поскольку все натурные исследования проведены возле одного источника выбросов и на однотипных пробных площадях, не возникает проблем несопоставимости результатов. Следовательно, полученные для каждого из компонентов предельные величины нагрузок могут сравниваться без каких-либо корректировок.

Приведем минимальные из полученных для основных компонентов лесных экосистем величины предельных нагрузок:

Компонент	Группа переменных	
	Основные	Коррелятивные
Древесный ярус	11,4	10,8
Травяно-кустарничковый ярус . . .	—	12,1
Подстилка	14,1	—
Почвенный микробоценоз	16,0	11,4
Почвенная мезофауна	9,6	8,2
Почвенные ферменты	—	6,5
Эпифитные лишайники	—	6,2

Видно, что по каждой из групп переменных величины предельных нагрузок для разных компонентов довольно схожи. Это вселяет уверенность, что полученные результаты действительно отражают реальные закономерности техногенных трансформаций экосистем. В качестве норматива предельно допустимой экологической нагрузки (ПДЭН) для всей экосистемы мы принимаем наименьший из нормативов для рассмотренных компонентов. При этом норматив по списку основных переменных — текущий, а по списку коррелятивных — перспективный. Таким образом, для исследованного нами случая текущий норматив ПДЭН равен 9,6, перспективный — 6,2.

Для дальнейшего использования нормативы ПДЭН должны быть выражены в соответствующей форме (табл. 25). Величины получены путем соотнесения с максимальным (42,3) и минимальным (4,2) уровнями нагрузки. Основное значение среди приведенных форм норматива имеет кратность снижения существующего уровня выбросов. Все прочие формы несут вспомогательные функции. Предельные концентрации (выпадения)

Таблица 25

Первичные экологические нормативы допустимой нагрузки на лесную экосистему

Формулировка норматива	Норматив	
	Текущий	Перспективный
Допустимое превышение фоновой нагрузки, раз	2,3	1,5
Допустимая доля от максимальной нагрузки, %	27,0	14,7
Необходимая кратность снижения существующего уровня выбросов, раз . . .	4,4	6,8
Предельно допустимая концентрация в верхнем (0—5 см) слое почвы * подвижных форм, мг/кг . . .		
Cu	35,6—59,6 (33,6—48,1)	23,3—38,9 (21,9—31,3)
Pb	37,7—51,! (40,9—48,5)	24,6—33,3 (26,7—31,6)
Cd	2,6—5,1 (0,7—1,6)	1,7—3,3 (0,5—1,1)
Zn	49,4—89,2 (76,8—106,9)	32,3—58,2 (50,1—69,3)
Предельно допустимое выпадение (валовое содержание), мг/м^2 в год		
Cu	91,1—187,7	59,4—122,4
Pb	20,2—45,3	13,2—30,9
Cd	1,4—3,7	0,9—2,4
Zn	94,8—213,9	61,8—139,5

* Значения приведены для серой лесной почвы. Экстрагент — 5 %-я HNO_3; в скобках — ацетатно-аммонийный буфер (pH=4,8) с добавлением ЭДТА. Размах величин определяется разбросом фоновых концентраций.

тяжелых металлов не могут быть использованы изолированно, а включаются в комплексную характеристику.

Таким образом, мы получили первичные нормативы ПДЭН. Они имеют следующий смысл: если у предприятия выбросы уменьшатся на величину норматива, прилегающие к его территории экосистемы не будут претерпевать недопустимых изменений. Если соблюдается текущий норматив, гарантируется сохранность основных параметров экосистем. Выполнение перспективного норматива обеспечивает сохранность всех исследованных компонентов.

Однако необходимо подчеркнуть, что это гипотетический случай. Сокращение объема выбросов уже действующего пред-

приятия может привести к восстановлению прилегающих экосистем только после очень длительного периода демутационных сукцессий, для ускорения которого необходимо осуществление широкомасштабных рекультивационных мероприятий. Поэтому найденные нормативы, скорее, применимы к «молодым» или проектируемым предприятиям.

Подчеркнем также, что приводимые нами конкретные величины нормативов — ориентировочные, они служат больше примером реализации методики нормирования, чем окончательным результатом. Это обусловлено тем, что схема получения нормативов (см. главу 6) нами реализована не полностью (нет информации о некоторых важнейших компонентах экосистем, недостаточно данных о коррелятивных переменных, не проведено сопоставление экологических и гигиенических нормативов). В то же время они, вероятно, достаточно близки к истинным значениям и могут служить предварительными нормативами для рассматриваемого типа источников выбросов.

Достигнуть выполнение экологических нормативов можно двумя путями: либо сокращением производства (и соответственно — выбросов), либо уменьшением удельных показателей выбросов при сохранении существующих объемов выпуска продукции. Для пояснения представим технологический цикл в виде следующего элементарного уравнения материального баланса:

$$M_1 = M_2 + M_3 + M_4 + M_5,$$

где M_1 — масса сырья, M_2 — масса продукции, M_3 — масса утилизированных в дополнительную продукцию отходов, M_4 — масса складированных отходов, M_5 — масса выбросов в атмосферу. Данная схема может быть детализирована для нескольких видов сырья, продукции и нескольких ингредиентов выбросов вплоть до полного соответствия реальному технологическому циклу. Экологический норматив устанавливает предельную величину выбросов в атмосферу — M_5. При этом она может быть достигнута как уменьшением массы M_1 и соответственно массы продукции M_2, так и увеличением массы утилизируемых и складируемых отходов, т. е. уменьшением отношений M_5/M_1 и M_5/M_3. Кроме того, технологический цикл может быть изменен таким образом, чтобы уменьшить соотношение M_5/M_2.

Для перехода от первичных экологических нормативов к вторичным вновь обратимся к параметрам выбросов предприятия (см. раздел 7.1). Соотнеся существующие показатели выбросов и первичные нормативы, находим вторичные экологические нормативы (табл. 26). При этом учитываются оба возможных пути их достижения. Следует подчеркнуть, что выполнение нормативов означает достижение требуемых величин по каждому ингредиенту, а не по какому-либо одному из них. Это обстоятельство определяется тем, что норматив получен только для данной структуры выбросов.

Таблица 26

Вторичные экологические нормативы допустимой нагрузки

Ингредиент	Допустимая масса выбросов, т/год	Допустимые удельные выбросы (кг/т) при сохранении объемов производства на единицу	
		сырья	продукции
	Текущий норматив		
SO_2	30474,7	30,90	223,91
HF	30,1	0,23	1,70
Cu	593,2	0,60	4,36
Zn	398,6	0,40	2,93
As	145,3	0,15	1,07
Pb	128,0	0,13	0,89
	Перспективный норматив		
SO_2	19610,5	19,89	144,09
HF	148,5	0,15	1,10
Cu	381,8	0,39	2,81
Zn	256,5	0,25	1,88
As	93,5	0,09	0,69
Pb	82,4	0,08	0,57

В заключение отметим, что приведенные первичные и вторичные экологические нормативы выражены именно в той форме, которая позволяет непосредственно использовать их на практике — включать в проектную документацию и контролировать выполнение. Конкретные же вопросы изменений технологических циклов и организации эффективного контроля выходят за рамки настоящей работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов В. А. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе гидробиологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 93—99.

Абалаков А. Д., Медведев Ю. О. Нормирование антропогенных нагрузок на экосистемы // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 3—4.

Абрамчук А. В. Оптимизация состава и структуры лугового биогеоценоза // Ботанические исследования на Урале. Свердловск, 1988. С. 4.

Авакян З. А. Токсичность тяжелых металлов для микроорганизмов // Микробиология. Итоги и техники. М., 1973. Т. 2. С. 5—45.

Адлер Ю. П., Маркова Е. В., Грановский Ю. В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М.: Наука, 1976. 279 с.

Азотфиксация в лесных биоценозах. М.: Наука, 1987. 148 с.

Айвазян С. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика. Основы моделирования и первичная обработка данных. М.: Финансы и статистика, 1983. 471 с.

Александрова Т. Д. Нормирование антропогенно-техногенных нагрузок на ландшафты как научная задача // Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. М., 1988. С. 4—15.

Александрова Т. Д. Поиски путей нормирования антропогенных нагрузок // Территориальные взаимосвязи хозяйства и природы. М., 1990а. С. 62—75.

Александрова Т. Д. Нормирование антропогенных нагрузок на ландшафт. Состояние проблемы. Возможности и ограничения // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1990б. № 1. С. 46—54.

Александрова Т. Д., Лебедева Н. Я., Долгушин И. Ю. Принципы и методы определения норм нагрузок на ландшафты. М., 1987. 32 с.

Александрова Т. Д., Лебедева Н. Я., Долгушин И. Ю. Нормирование нагрузок на ландшафты: принципы, подходы, методы // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 5—8.

Алексеев А. С., Леплинский Ю. И. Особенности седиментации атмосферных загрязнений и их влияние на состояние древостоев ели // Экология и защита леса. Л., 1988. С. 6—11.

Алексеев А. С., Тарасов Е. В. Количественный анализ связи состояния древостоев ели и загрязнения снегового покрова // Экология и защита леса. Л., 1990. С. 3—7.

Алексеев А. С., Лайранд Н. И., Поповичев Б. Г., Яценко-Хмелевский А. А. Прогноз состояния древостоев, подверженных токсическому действию атмосферных загрязнителей // Ботан. журн. 1986. Т. 71, № 11. С. 1567—1571.

Алексеев В. А. Особенности описания древостоев в условиях атмосферного загрязнения // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллинн, 1982. С. 97—115.

Алексеев В. А. Некоторые вопросы диагностики и классификации поврежденных загрязнением лесных экосистем // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л., 1990. С. 38—54.

Алексеев В. А., Рак Л. Д. Признаки ослабления деревьев ели под

влиянием атмосферного загрязнения // Лесоведение. 1985. № 5. С. 37—43.

Аржанова В. С., Елпатьевский П. В. Трансформация и степень устойчивости горно-лесных экосистем в условиях аэротехногенного воздействия // Проблемы устойчивости биологических систем. Харьков, 1990. С. 337—339.

Арманд А. Д., Кайдакова В. В., Кушнарева Г. В., Добродеев В. Г. Определение пределов устойчивости геосистем на примере окрестностей Мончегорского металлургичского комбината // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1991. № 1. С. 93—104.

Артемьева Т. И. Комплексы почвенных животных и вопросы рекультивации техногенных территорий. М.: Наука, 1989. 111 с.

Асеева И. В., Лавренева В. А., Коновалова О. Е. Влияние аэротехногенного загрязнения на биохимическую активность дерново-подзолистой почвы // Экотоксикология и охрана природы. Рига, 1988. С. 18—19.

Баевский Р. М. Прогнозирование состояний на грани нормы и патологии. М.: Медицина, 1979. 298 с.

Базилевич Н. И., Гребенщиков О. С., Тишков А. А. Географические закономерности структуры и функционирования экосистем. М.: Наука, 1986. 296 с.

Баррет Г. В. Стрессовые явления, вызванные пестицидом в популяциях мелких млекопитающих в развивающихся экосистемах // Международный териологический конгресс: Тез. докл. М., 1974. Т. 1. С. 45—46.

Безель В. С. Популяционная экотоксикология млекопитающих. М.: Наука, 1987. 129 с.

Безель В. С., Оленев Г. В. Внутрипопуляционная структура грызунов в условиях техногенного загрязнения среды обитания // Экология. 1989. № 2. С. 40—45.

Безель В. С., Кряжимский Ф. В., Семериков Л. Ф. Экологическое нормирование и его роль в оптимизации среды // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 18—19.

Белицина Г. Д., Дронова Н. Я., Скворцова И. Н., Томилина Л. Н. Изменение некоторых показателей биологической активности почв под влиянием антропогенной нагрузки // Почвоведение. 1989. № 1. С. 140—144.

Беккер А. А., Резниченко Т. И. Изучение пространственной и временной структуры загрязнения атмосферного воздуха в городе // Урбоэкология. М., 1990. С. 207—217.

Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия, 1985. 528 с.

Бессолицына Е. П. Структура мезонаселения почв подтаежного ландшафта и ее изменение в условиях техногенного воздействия // Проблемы почвенной зоологии: Матер. докл. 9 Всесоюз. совещ. Тбилиси, 1987. С. 35—37.

Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта. М.: Мир, 1988. 350 с.

Блинов В. В. Влияние выбросов химического предприятия на муравьев // Проблемы почвенной зоологии: Матер. докл. 9 Всесоюз. совещ. Тбилиси. 1987а. С. 39—40.

Блинов В. В. Влияние промышленных выбросов на структуру мирмекокомплексов // Муравьи и защита леса. Новосибирск, 1987б. С. 56—58.

Богачева И. А. Изменения в подстилочном комплексе членистоногих березовых лесов под действием фтора // Проблемы почвенной зоологии: Тез. почвенной зоологии: Тез. докл. 8 Всесоюз. совещ. Ашхабад, 1984. Кн. 1. С. 43—44.

Большаков В. Н., Садыков О. Ф., Бененсон И. Е. и др. Актуальные проблемы популяционного мониторинга // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Л., 1987. Т. 10. С. С. 47—63.

Брагинский Л. П. Теоретические аспекты проблемы «норма и патология» в водной экотоксикологии // Теоретические вопросы водной токсикологии. Л., 1981. С. 29—40.

Бугровский В. В., Бутсов О. Б., Воронов А. Г. и др. О «природном потенциале» сухих степей Убсунурской котловины // Информационные

проблемы изучения биосферы. Эксперимент «Убсу-нур». Пущино, 1986. С. 205—212.

Бугровский В. В., Меллина Е. Г., Пьявченко Н. И., Цельниккер Ю. Л. Биосферный потенциал леса // Докл. АН СССР. 1984. Т. 278, № 2. С. 498—502.

Будаева С. Э. Эпифитные лишайники окрестностей целлюлозно-картонного комбината // Экология. 1989. № 4. С. 78—89.

Булавко Г. И., Наплекова Н. Н. Влияние различных соединений свинца на биологическую активность почв // Изв. СО АН СССР. Сер. биол. наук. 1982. № 10, вып. 2. С. 85—90.

Бутовский Р. О. Автотранспортное загрязнение и энтомофауна // Агрохимия. 1990. № 4. С. 139—150.

Быстрова А. К. Экология и капиталистический город. М.: Наука, 1980. 173 с.

Бялобок С. Регулирование загрязнения атмосферы // Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л., 1988. С. 500—531.

Важенин И. Г. Почва как активная система самоочищения от технического воздействия тяжелых металлов — ингредиентов техногенных выбросов // Химия в сел. хоз-ве. 1982. № 3. С. 3—5.

Важенин И. Г. О разработке предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве // Бюл. Почв. ин-та им. В. В. Докучаева. 1983. Вып. 35. С. 3—6.

Василевич В. И. Статистические методы в геоботанике. М.: Наука, 1969. 232 с.

Василенко В. Н., Назаров Н. М., Фридман Ш. О. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 180 с.

Венгеров П. Д. Эколого-морфологическая оценка состояния популяций птиц в трансформированных экосистемах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1991.

Вентцель Е. С. Методологические особенности прикладной математики на современном этапе // Математики о математике. Сер. «Математика, кибернетика». 1982. № 8. С. 37—55.

Винберг Г. Г., Алимов А. Ф., Балушкина Е. В. и др. Опыт применения разных систем биологической индикации загрязнения вод // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 124—131.

Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв / Под ред. Л. А. Гришиной. М.: Изд-во МГУ, 1990. 205 с.

Волков В. И. Конкурентоспособность биологической системы как интегральный показатель ее токсикорезистентности // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 154—157.

Волкова И. Н., Крылов М. П. Антропогенные нагрузки: нормирование ограничений и ограниченность нормирования // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 23—25.

Волкова О. Д., Самойлова Т. С. Методология экологического нормирования нагрузок выбросов автотранспорта на лесные экосистемы // Экологическое нормирование: проблемы и методы. М., 1992. С. 35—37.

Воробейчик Е. Л. Концепция экологической диагностики // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Харьков, 1990а. Ч. 1. С. 17—18.

Воробейчик Е. Л. Изменение населения педобионтов под действием выбросов крупного химического производства // Животный мир Южного Урала. Оренбург, 1990б. С. 9—11.

Воробейчик Е. Л. Изменение интенсивности деструкции целлюлозы под воздействием техногенной нагрузки // Экология. 1991а. № 6. С. 73—76.

Воробейчик Е. Л. О влиянии техногенных эмиссий фтора на животное население почвы // Очерки по экологической диагностике. Свердловск, 1991б. С. 75—81.

Воробейчик Е. Л. Изменение животного населения почвы под действием выбросов медеплавильного комбината // Проблемы почвенной зоологии: Матер. докл. 10 Всесоюз. совещ. Новосибирск, 1991в. С. 225.

Воробейчик Е. Л. О форме реакции почвенной биоты на техногенное загрязнение среды // Насекомые в естественных и антропогенных биоценозах Урала. Екатеринбург, 1992. С. 17—19.

Воробейчик Е. Л., Воробейчик Л. А. Влияние техногенного загрязнения среды на пространственную неоднородность скорости деструкции целлюлозы // Проблемы лесопатологического мониторинга в таежных лесах европейской части СССР: Тез. докл. Петрозаводск, 1991. С. 20—21.

Воробейчик Е. Л., Фарафонтов М. Г. Пространственные аспекты определения нагрузки на экосистемы (по данным загрязнения снежного покрова) // Проблемы устойчивости биологических систем: Тез. докл. Харьков, 1990. С. 88—90.

Воронцов А. И. Патология леса. М.: Лесн. пром-сть, 1978. 270 с.

Временные нормативы предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, оказывающих вредное воздействие на лесные насаждения в районе музея-усадьбы «Ясная Поляна». М., 1984. 12 с.

Вторжение в природную среду. Оценка воздействия. М.: Прогресс, 1983. 191 с.

Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 132—161.

Гельцер Ю. Г. Биологическая диагностика почв. М.: Изд-во МГУ, 1986. 80 с.

Гиляров А. М. Соотношение организмизма и редукционизма как основных методологических подходов в экологии // Журн. общ. биологии. 1988. Т. 49, № 2. С. 202—217.

Гиляров М. С. Учет крупных беспозвоночных (мезофауна) // Количественные методы в почвенной зоологии. М., 1987. С. 9—26.

Гиляров М. С., Покаржевский А. Д. Почвенные беспозвоночные как объект экологического мониторинга // Охраняемые природные территории Советского Союза, их задачи и некоторые итоги исследования: I Междунар. конгресс по биосферным заповедникам. М., 1983. С. 108—115.

Гиляров М. С., Стриганова Б. Р. Роль почвенных беспозвоночных в разложении растительных остатков и круговороте веществ // Итоги науки и техники. Сер. Зоология беспозвоночных. М., 1978. Т. 5. С. 8—69.

Глазовская М. А. Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // Земельные ресурсы мира, их использование и охрана. М., 1978. С. 85—89.

Глазовская М. А. Факторы устойчивости биогеоценозов к техногенным воздействиям и критерии экологического нормирования // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду: Тез. докл. Пущино, 1984. С. 39—41.

Гласс Дж., Стенли Дж. Статистические методы в педагогике и психологии. М.: Прогресс, 1976. 495 с.

Гончарук Е. И., Сидоренко Г. И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве: Руководство. М.: Медицина, 1986. 320 с.

Горшков В. В. Влияние атмосферного загрязнения окислами серы на эпифитный лишайниковый покров северотаежных сосновых лесов // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л., 1990. С. 144—159.

Грешта Я. Влияние промышленной загрязненности воздуха на сосновые и еловые древостои // Растительность и промышленные загрязнения. Свердловск, 1970. С. 20—25.

Григорян К. В., Галстян А. Ш. Диагностика загрязнения тяжелыми металлами орошаемых почв по активности фосфатазы // Почвоведение. 1986. № 8. С. 63—67.

Гришина Л. А., Фомина Г. Н. Влияние промышленного загрязнения на процессы трансформации органического вещества // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду: Тез. докл. Пущино, 1984. С. 51—53.

Гришина Л. А., Мягкова А. Д., Окунева и др. Защитная роль подстилки при атмосферном загрязнении почв // Роль подстилки в лесных биогеоценозах. М., 1983. С. 49—50.

Гродзинский А. М., Миркин Б. М., Головко Э. А., Туганаев В. В. Перспективы функциональной агрофитоценологии // Методологические проблемы аллелопатии. Киев, 1989. С. 15—28.

Гродзинский М. Д. Эмпирические и формально-статистические методы определения областей допустимых и нормальных состояний // Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. М., 1988. С. 215—224.

Громова Н. Н., Демидович А. П. Состояние териофауны как показатель загрязнения воздушного бассейна // Грызуны: Матер. 5 Всесоюз. совещ. М., 1980. С. 401—402.

Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. М.: Мир, 1979. 200 с.

Данилов Н. Н. Размножение мухоловки-пеструшки на Среднем Урале // Тезисы докладов 2 Всесоюзной орнитологической конференции. М., 1959. Ч. 2.

Демченко А. В. Особенности развития комплексов муравейников Лапландского заповедника (1981—1990). Влияние промышленных выбросов // Муравьи и защита леса. М., 1991. С. 30—34.

Джини К. Средние величины. М.: Статистика, 1970. 447 с.

Дзыбов Д. С. О некоторых методологических основах экологического нормирования // Экологическое нормирование: проблемы и методы: Тез. докл. М., 1992. С. 48—50.

Долгушин И. Ю. Основные тактические пути определения допустимой антропогенной нагрузки на ландшафты // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 26—28.

Дончева А. В. Ландшафт в зоне воздействия промышленности. М.: Лесн. пром-сть, 1978. 96 с.

Дьяконов В. Н., Кубанцев В. С. Влияние биологического метода борьбы на численность обыкновенной полевки // Антропогенные воздействия на природные комплексы и экосистемы. Волгоград, 1976. С. 94—104.

Евдокимова Г. А., Кислых Е. Е., Мозгова Н. П. Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере. Л.: Наука, 1984. 120 с.

Евтушенко Н. Ю., Сытник Ю. М., Осадчая Н. Н. Нормирование содержания тяжелых металлов в рыбах и формы нахождения их в воде // Проблемы устойчивости биологических систем: Тез. докл. Харьков, 1990. С. 171—172.

Егоров Ю. А. Радиационный экологический мониторинг в районе АЭС // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 16—25.

Елпатьевский П. В. Эколого-геохимические принципы установления ПДК тяжелых металлов в почве // Химия в сел. хоз-ве. 1982. № 3. С. 10—11.

Елпатьевский П. В., Филатова Л. Д. Почвенная мезофауна в аномальных эколого-геохимических условиях // География и природные ресурсы. 1988. № 1. С. 92—97.

Енсен К. Ф. Атмосферные загрязнения и рост лесных деревьев // Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллинн, 1982. Ч. 2. С. 116—131.

Жигаловская Т. Н., Колосков И. А. Оценка загрязненности атмосферных аэрозолей микроэлементами техногенного происхождения // Химия в сел. хоз-ве. 1982. Т. 20, № 3. С. 18—23.

Зайцев Г. Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1984. 424 с.

Заугольнова Л. В., Жукова Л. А., Попадюк Р. В., Смирнова О. В. Критическое состояние ценопопуляций растений // Проблемы устойчивости биологических систем. М., 1992. С. 51—59.

Захаров А. А. Экология муравьев // Итоги науки и техники. Зоология беспозвоночных. Т. 7. М., 1980. С. 132—205.

Зырин Н. Г. Распределение и варьирование содержания микроэлементов в почвах Русской равнины // Почвоведение. 1968. № 7. С. 77—87.

Зырин Н. Г., Обухов А. И., Малахов С. Г. и др. Научные основы разработки предельно допустимых количеств тяжелых металлов в почвах //

Доклады симпозиумов 7 съезда Всесоюзного общества почвоведов. Ташкент, 1985. Ч. 6. С. 276—281.

Иванов А. И. Каталог птиц СССР. Л.: Наука, 1976. 275 с.

Ивин А. А. Основания логики оценок. М.: Изд-во МГУ, 1970. 230 с.

Игамбердиев В. М. Методология экологического нормирования нагрузок химических мелиорантов из отходов промышленности на агроценозы // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 56—57.

Израэль Ю. А. Допустимая антропогенная нагрузка на окружающую природную среду // Всесторонний анализ окружающей природной среды: Тр. II Сов.-амер. симпоз. Л., 1976. С. 12—19.

Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеоиздат, 1984. 560 с.

Израэль Ю. А., Семенов С. М., Кунина И. М. Комплексный подход к экологическому нормированию загрязнения воздуха // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л., 1988. Т. 11. С. 10—23.

Израэль Ю. А., Семенов С. Н., Кунина И. М. Экологическое нормирование: методология и практика // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л., 1991. Т. 13. С. 10—24.

Ильин В. Б. О предельно допустимой концентрации тяжелых металлов в почве // Химия в сел. хоз-ве. 1982. № 3. С. 5—7.

Ильин В. Б. К вопросу о разработке предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах // Агрохимия. 1985. № 10. С. 94—101.

Ильин В. Б. О нормировании тяжелых металлов в почве // Почвоведение. 1986. № 9. С. 90—98.

Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва — растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.

Илькун Г. Н. Газоустойчивость растений. Киев: Наук. думка, 1979. 246 с.

Иноземцев А. А. Роль насекомоядных птиц в лесных биоценозах. Л.: Изд-во ЛГУ, 1978. 264 с.

Исаков Ю. А., Казанская Н. С., Тишков А. А. Зональные закономерности динамики экосистем. М.: Наука, 1986. 149 с.

Каваляускас П., Игнатонис И. Определение нормативных нагрузок при разработке региональных программ рекреационного освоения государственных природных заказников // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 144—146.

Казаков Л. К. Географический подход к экологическому нормированию воздействий на природную среду // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 60—61.

Кайданова О. В. Геохимические наблюдения // Принципы и методы геосистемного мониторинга. М., 1989. С. 58—63.

Калинин В. А., Крюк В. И., Луганский Н. А., Шавнин С. А. Модель оценки состояния пораженных древостоев // Экология. 1991. № 3. С. 21—28.

Камшилов М. М. Норма и патология в функционировании водных экосистем // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 22—25.

Карпенко А. Д. Оценка состояния древостоев, находящихся под воздействием промышленных эмиссий // Экология и защита леса. Л., 1981. Вып. 6. С. 39—43.

Катаев Г. Д. Мелкие млекопитающие — индикаторы антропогенного воздействия в условиях севера // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду: Тез. докл. Пущино, 1984. С. 90—93.

Катаев Г. Д. Влияние измененной окружающей среды на состояние мелких млекопитающих северной тайги // Влияние антропогенной трансформации ландшафта на население наземных позвоночных животных: Тез. Всесоюз. совещ. М., 1987. Ч. 2. С. 89—90.

Катаев Г. Д., Попова М. Ф. Оценка качества природной среды по

состоянию Micromammalia в окрестностях Мончегорска // Грызуны: Матер. 5 Всесоюз. совещ. М., 1980. С. 411—412.

Катаев О. А., Голутвин Г. И., Селиховкин А. В. Изменения в сообществах членистоногих лесных биоценозов при загрязнении атмосферы // Энтомол. обозр. 1983. Т. 62, № 1. С. 33—41.

Киященко Л. П., Пятницын Б. Н. К проблеме построения общей теории экологии // Ценностные аспекты науки и проблемы экологии. М., 1981. С. 217—236.

Книстаутас А. Ю. Возможность использования лесных дуплогнездников в качестве индикаторов воздействия загрязнения воздуха на лесные экосистемы // 18 международный орнитологический конгресс: Тез. докл. и стенд. сообщ. М., 1982. С. 177.

Книстаутас А. Ю. Гнездование большой синицы в условиях загрязненной воздушной среды // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1983. Т. 88, вып. 2. С. 17—21.

Кобзев В. А. Взаимодействие загрязняющих почву тяжелых металлов и почвенных микроорганизмов (обзор) // Тр. Ин-та эксперимент. метеорологии. 1980. Вып. 10 (86). С. 51—66.

Ковда В. А. Патология почв и охрана биосферы планеты. Пущино, 1989. 35 с.

Козлов М. В. Влияние антропогенных факторов на популяции наземных насекомых. М., 1990. 192 с. (Итоги науки и техники. Энтомология; Т. 13).

Комплексная экологическая оценка техногенного воздействия на экосистемы южной тайги / А. М. Степанов, Р. Р. Кабиров, Т. В. Черненькова и др. М.: ЦЕПЛ, 1992. 246.

Коровин В. А. Структура и динамика населения птиц соснового леса на Среднем Урале // Фауна Урала и прилежащих территорий. Свердловск, 1982. С. 46—59.

Королева Е. Г. Почвенно-зоологические особенности биогеоценозов, находящихся под воздействием автомобильных дорог // Проблемы почвенной зоологии. Тез. докл. 8 Всес. совещ. Кн. 1. Ашхабат, 1984. С. 151—152.

Корольков А. А., Петленко В. П. Философские проблемы теории нормы в биологии и медицине. М.: Медицина, 1977. 393 с.

Коросов А. В. Мелкие млекопитающие Южного Прибайкалья и динамика их популяций в связи с антропогенными воздействиями // Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 1989. 27 с.

Кочуров Б. И. Изучение и нормирование загрязнения земель // Влияние пром. предприятий на окруж. среду. Тез. докл. Пущино, 1984. С. 101—103.

Крайнюкова А. Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения // Методы биотестирования вод. Черноголовка, 1988. С. 4—14.

Красовский Г. Н., Жолдакова З. И. Пограничные вопросы гигиенического и экологического нормирования // Методология экологического нормирования. Тез. докл. Ч. 1. Харьков, 1990. С. 31—32.

Криволуцкий Д. А., Федоров Е. А. Принципы экологического нормирования // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду: Тез. докл. Пущино, 1984. С. 104—106.

Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Проблемы экологического нормирования и действия ионизирующей радиации на биогеоценоз // Общие проблемы биогеоценологии. Тез. докл. Ч. 1. М., 1986а. С. 48—50.

Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А., Смирнов Е. Г. Биоиндикация и экологическое нормирование на примере радиоэкологии // Журн. общ. биол. 1986б. Т. 47, № 4. С. 468—478.

Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Биоиндикация и экологическое нормирование // Влияние пром. предприятий на окруж. среду. М., 1987. С. 18—26.

Криволуцкий Д. А., Степанов А. М., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988. С. 4—16.

Крючков В. В. Необходимость нормирования техногенных нагрузок на экосистемы // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 121—123.

Крючков В. В. Предельные антропогенные нагрузки и состояние экосистем севера // Экология. 1991. № 3. С. 28—40.

Куркин К. А. Параметры биогеоценозов и системный подход к их определению // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1980. Т. 85, вып. 3. С. 40—56.

Кулагин Ю. З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 180 с.

Кулагин Ю. З. Лесообразующие виды, техногенез и прогнозирование. М.: Наука, 1980. 116 с.

Лазарев Н. В. Общие основы промышленной токсикологии. М.; Л.: Гос. изд-во мед. лит., 1938. 388 с.

Лебедева Н. Я. Функции и виды норм антропогенных нагрузок на ландшафты // Территориальные взаимосвязи хозяйства и природы: Матер. совещ. М., 1990. С. 75—88.

Лебедева Н. Я., Воропаев А. И., Долгушин И. Ю. и др. Современное состояние и особенности разработки природоохранных норм // Научные подходы к определению норм нагрузок на ландшафты. М.. 1988. С. 15—34.

Левин С. В., Гузев В. С., Асеева И. В., Бабьева И. П. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охраны почв. М., 1989. С. 5—46.

Левич А. П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 181 с.

Левич А. П. Возможные пути отыскания уравнений динамики в экологии сообществ // Журн. общ. биологии. 1988. Т. 49, № 2. С. 245—254.

Леплинский Ю. И. Методика экологического нормирования аэральных промышленных загрязнений лесных экосистем // Экология и защита леса. Л., 1990. С. 22—28.

Лесные экосистемы и атмосферные загрязнения / Под ред. В. А. Алексеева. Л.: Наука, 1990. 197 с.

Лисицын Е. Н. Охрана природы в зарубежных странах. М.: Агропромиздат, 1987. 211 с.

Лопатин В. Д. О методике полевого изучения биогеоценоза и анализа полученных материалов // Экология. 1988. № 1. С. 23—28.

Лукьянов О. А. К проблеме оценки качества и состояния нарушенных экосистем // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск, 1990. С. 61—69.

Лукьянова Л. Е. Экологическая характеристика и особенности населения мелких млекопитающих в условиях техногенного воздействия: Автореф, дис ... канд. биол. наук. Свердловск, 1990.

Лукьянова Л. Е., Лукьянов О. А. Методы оценки состояния популяций мелких млекопитающих в условиях техногенного воздействия // Биоиндикация наземных экосистем. Свердловск, 1990. С. 50—55.

Мамитко А. В. Нормирование антропогенных нагрузок на почву // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 87—89.

Мамонтова Л. М. Проблема «норма и патология» и водная микробиология // Приемы прогнозирования экологических систем. Новосибирск, 1985. С. 86—89.

Маркин А. И. Особенности структуры лесных сообществ в разных зонах влияния Оскольского электрометаллургического комбината // Биоиндикация и биомониторинг. М., 1991. С. 149—155.

Мартин Л. Н. Лихеноиндикация в условиях различного загрязнения воздуха: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1984.

Мартин Ю. Л. Динамика лишайниковых синузий и их биогеохимическая роль в экстремальных условиях среды: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1987.

Мартынов В. Н. Влияние химического ухода за лесом на птиц и млекопитающих. М.: Лесн. пром-сть, 1980. 97 с.

Марфенина О. Е. Реакции микроскопических грибов на загрязнение почв тяжелыми металлами // Биол. науки. 1989. № 9. С. 89—93.

Махнев А. К., Мамаев О. А. Итоги исследования по проблемам создания защитных и декоративных насаждений в условиях медеплавильных заводов на Урале // Проблемы создания защитных насаждений в условиях техногенных ландшафтов. Свердловск, 1974. С. 3—47.

Махнев А. К., Трубина М. Р., Прямоносова С. А. Лесная растительность в окрестностях предприятий цветной металлургии // Естественная растительность промышленных и урбанизированных территорий Урала. Свердловск, 1990. С. 3—40.

Межейките Р. Б., Мальджюнайте С. А. Чувствительность клеток костного мозга и минеральные удобрения, применяемые на культурных пастбищах // Грызуны. Матер. 5 Всесоюз. совещ. М., 1983. С. 547—549.

Мелецис В. П., Спуньгис В. В., Штернбергс М. Т. Индикационное значение почвенных беспозвоночных в условиях индустриального загрязнения // Проблемы почвенной зоологии: Тез. докл. 7 Всесоюз. совещ. Киев, 1981. С. 136—137.

Методика определения предельно допустимых концентраций вредных газов для растительности. М., 1988. 15 с.

Методические рекомендации по оценке влияния химического предприятия на окружающую среду / Сост. О. Г. Воробьев, В. М. Кириллов. Л., 1983. 28 с.

Михайлова И. Н. О выборе показателей для лихеноиндикации промышленного загрязнения в условиях Среднего Урала // Проблемы устойчивости биологических систем: Тез. докл. Харьков, 1990. С. 317—319.

Моисеенкова Т. А. Эколого-экономическая сбалансированность промышленных узлов. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 1989. 211 с.

Морозов Н. П. Концепция экологического нормирования при ведении хозяйственной деятельности // Экологическое нормирование: проблемы и методы: Тез. докл. М., 1992. С. 94—96.

Москаленко А. П., Староста Р. Д. Некоторые аспекты оценки состояния природной среды при использовании пестицидов // Изв. Сев.-Кавказ. науч. центра высшей школы. Естеств. науки. 1988. № 4. С. 15—18.

Мотузова Г. В. Уровни и природа варьирования содержаний микроэлементов в почвах лесных биогеоценозов // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. С.-Пб., 1992. Т. 14. С. 57—68.

Мухина Л. И. Охрана природы и стандартизация // Основы стандартизации в области охраны ландшафтов. М., 1982. С. 6—19.

Мэнинг У. Дж., Тедер У. Н. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 143 с.

Мянд Р. Внутрипопуляционная изменчивость птичьих яиц. Таллинн: Валгус, 1988. 195 с.

Наумов Р. Л. Методика абсолютного учета птиц в гнездовой период на маршрутах // Зоол. журн. 1965. № 1. С. 81—92.

Некрасова Л. С. Влияние выбросов медеплавильного производства на беспозвоночных животных // Биоиндикация наземных экосистем. Свердловск, 1990. С. 31—49.

Никаноров А. М., Тепляков Ю. В. Проблемы изучения процессов трансформации загрязняющих веществ методами физического моделирования // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Харьков, 1990. Ч. 1. С. 46—47.

Николаевский В. С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979. 278 с.

Николаевский В. С. Биомониторинг, его значение и роль в системе экологического мониторинга и охраны окружающей среды // Методологические и философские проблемы биологии. Новосибирск, 1981. С. 341—354.

Николаевский В. С., Першина Н. А. Проблемы предельно допустимых концентраций загрязнений, воздействующих на растения и образуемые ими сообщества // Проблемы фитогигиены и охраны окружающей среды. Л., 1981. С. 117—121.

Никонов В. В., Лукина Н. В. Техногенная трансформация запаса

подстилки в еловых биогеоценозах Крайнего Севера // Деградация и восстановление лесных почв. М., 1991. С. 174—184.

Норвич А. М., Турксен И. Б. Построение функции принадлежности // Нечеткие множества и теория возможностей. М., 1986. С. 64—71.

Обухов А. И., Бабьева И. П., Гринь А. В. и др. Научные основы разработки предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах // Тяжелые металлы в окружающей среде. М., 1980. С. 20—28.

Оленев Г. В. Изменчивость возрастной структуры популяции рыжей полевки (методы исследования, анализ): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1983.

Оливериусова Л. Воздействие черной металлургии на почвенную фауну лесных и луговых природных комплексов южной тайги // Динамика географических систем. М., 1983. С. 76—79.

Остроумов С. А. Некоторые аспекты оценки биологической активности ксенобиотиков // Вестн. МГУ. Сер. Биология. 1990. № 2. С. 277—341.

Оценка состояния и устойчивости экосистем / В. В.Снакин, В. Е. Мельниченко, Р. О. Бутовский и др. М.: ВНИИприрода, 1992. 127 с.

Паевский В. А. Демографические показатели популяции обыкновенной чечевицы на Куршской косе // 10 Прибалт. орнитол. конф.: Тез. докл. Рига, 1981. Т. 2. С. 153—155.

Пасхавер И. С. Средние величины в статистике. М.: Статистика, 1979. 279 с.

Патин С. А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищ. пром-сть, 1979. 304 с.

Пен Р. З., Менчер Э. М. Статистические методы в целлюлозно-бумажном производстве. М.: Лесн. пром-сть, 1973. 120 с.

Пенев Д. Влияние на имисиите върху видовия и числения състав на насекомоядните птици в района на гр. Девня // Горскостоп. наука. 1987. Т. 24, № 5. С. 63—68.

Перцовская А. Ф., Панникова Е. Л., Тонкопий Н. И. и др. Схема гигиенического нормирования тяжелых металлов в почве // Химия в сел. хоз-ве. 1982. Т. 20, № 3. С. 12—13.

Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.

Петленко В. П. Основные методологические проблемы теории медицины. Л.: Медицина, 1982. 256 с.

Пинский Д. Л. Физико-химическое обоснование принципов нормирования загрязняющих веществ в почвах и ландшафтах // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 90—93.

Плотников В. В. Эволюционно-фитоценологические предпосылки конструирования биоценозов // Пограничные проблемы экологии. Свердловск, 1986. С. 50—59.

Покаржевский А. Д., Тэрыцэ К. В. Принципы экологического нормирования загрязнений почв и метод определения экологических нормативов // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Харьков, 1990. С. 120—121.

Порунов А. Н., Леплинский Ю. И., Тарасов Е. В. О разработке и использовании нормативов предельно допустимой емкости поглощения поллютантов экосистемами в планировании природоохранной деятельности // Экология и защита леса. Л., 1987. С. 3—5.

Правдин Н. С. Руководство по промышленной токсикологии. Т. 1. М.: Биомедгиз, 1934. 259 с.

Предварительная инструкция по геосистемному мониторингу в биосферных заповедниках / Под ред. В. Д. Утехина и А. М. Грина. М., 1985. 96 с.

Принципы и методы оценки токсичности химических веществ. Ч. 1. Женева: ВОЗ, 1981. 312 с. (Гигиенические критерии состояния окружающей среды; Вып. 6).

Прокаев В. И. Физико-географическое районирование Свердловской области. Свердловск, 1976. 137 с.

Пронин М. И., Пучкова Е. Л. Методические подходы к классифика-

ции рекреационных воздействий и определению допустимых нагрузок на лес // Основы стандартизации в области охраны природы. М., 1982. С. 84—96.

Пузаченко Ю. Г. Проблемы устойчивости и нормирования // Структурно-функциональная организация и устойчивость биологических систем. Днепропетровск, 1990. С. 122—147.

Пузаченко Ю. Г. Методологические основания экологического нормирования // Экологическое нормирование: проблемы и методы. М., 1992. С. 122—125.

Работнов Т. А. Фитоценология. М: Изд-во МГУ, 1983. 292 с.

Равкин Ю. С. К методике учета птиц в лесных ландшафтах // Природа очагов клещевого энцефалита на Алтае. Новосибирск, 1967. С. 66—75.

Равкин Ю. С., Лукьянова И. В. География позвоночных южной тайги Западной Сибири. Новосибирск: Наука, 1976. 362 с.

Рагустис А. Д. Влияние промышленного загрязнения на микробиологические параметры лесных подстилок и почв // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости: Тез. докл. Каунас, 1984. С. 157—158.

Раськова Н. В., Скворцова И. Н., Обухов А. И., Дерябин Н. Ф. Влияние свинца на биологическую активность почв // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Тр. 5 Всесоюз. совещ. Л., 1989. С. 289—296.

Рафес П. М. Массовое размножение потребителей листвы как заболевание лесного биогеоценоза // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1989. Т. 94, вып. 4. С. 3—14.

Розанов А. Б., Розанов Б. Г. Экологические последствия антропогенных изменений почв // Итоги науки и техники. Сер. Почвоведение и агрохимия. М., 1990. Т. 7. С. 3—153.

Ромашкевич Е. В., Обухов А. И. Влияние газопылевых выбросов промышленных предприятий на лесорастительные свойства почв // Деградация и восстановление лесных почв. М., 1991. С. 185—194.

Ружицкая С. С. Работы по стандартизации в области охраны ландшафтов // Основы стандартизации в области охраны ландшафтов. М., 1982. С. 19—24.

Рыжова И. М. Математические методы определения критических значений параметров экосистемы // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 129—130.

Рябинин В. М. Лес и промышленные газы. М.: Лесн. пром-сть, 1965. 112 с.

Рябинин Н. А., Ганин Г. Н. Трансформация сообществ почвенных беспозвоночных под влиянием сернокислотного производства // Проблемы почвенной зоологии: Матер. докл. 9 Всесоюз. совещ. Тбилиси, 1987. С. 247—248.

Рябинин Н. А., Ганин Г. Н., Паньков А. Н. Влияние отходов сернокислотного производства на комплексы почвенных беспозвоночных // Экология. 1988. № 6. С. 29—37.

Рябкова К. А. Основные эпифитные лишайники горного узла Урала «Денежкин Камень» // Новости систематики низших растений. М.; Л., 1965. С. 207—217.

Садыков О. Ф. Экотоксикология и проблемы нормирования антропогенной нагрузки на окружающую среду и природные комплексы // Экотоксикология и охрана природы. Рига, 1988а. С. 153—155.

Садыков О. Ф. Популяционные аспекты экотоксикологии // Экотоксикология и охрана природы. М., 1988б. С. 108—126.

Садыков О. Ф. Экологическое нормирование: проблемы и перспективы // Экология. 1989. № 3. С. 3—11.

Садыков О. Ф. Современные проблемы и перспективы прикладной экологии // Развитие идей академика С. С. Шварца в современной экологии. М., 1991. С. 143—213.

Садыков О. Ф., Любашевский Н. М., Богачева И. А. и др. Некоторые экологические последствия техногенных выбросов фтора // Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. М., 1985. С. 43—53.

Сает Ю. Е., Ревич Б. А. Эколого-геохимические подходы к разработке критериев нормативной оценки состояния городской среды // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1988. № 4. С. 37—46.

Салиев А. В. Моделирование воздействия атмосферных фитотоксикантов на растения — пространственный аспект // Основы биологического контроля загрязнения окружающей среды. М., 1988. С. 137—160. (Тр. Ин-та прикладной геофизики; Вып. 72).

Самойлова Т. С. Проблемы экологического нормирования нагрузки автотранспорта на экосистемы // Экологические проблемы охраны живой природы. М., 1990. С. 166.

Самойлова Т. С., Попова И. В., Ткачева Е. В. и др. Принципы разработки экологических нормативов по снижению нагрузки автотранспорта на придорожные сельскохозяйственные угодья // Методология экологического нормирования. Харьков, 1990. С. 54.

Санитарные правила в лесах СССР. М.: Гослесхоз СМ СССР, 1970. 16 с.

Санников С. Н. Экология и география естественного возобновления сосны обыкновенной. М.: Наука, 1992. 264 с.

Саноцкий И. В., Уланова И. П. Критерии вредности в гигиене и токсикологии при оценке опасности химических соединений. М.: Медицина, 1975. 328 с.

Сахаров В. Б. Оценка состояния байкальского фитопланктона методом функции желательности // Биол. науки, 1982. № 5. С. 64—68.

Сахаров В. Б., Ильяш Л. В. Метод функции желательности при анализе сезонной сукцессии планктона // Биол. науки. 1982а. № 1. С. 59—66.

Сахаров В. Б., Ильяш Л. В. Применение метода функции желательности к анализу результатов изучения действия цинка и хрома на фитопланктон Рыбинского водохранилища // Биол. науки. 1982б. № 8. С. 65—68.

Селиховкин А. В. Влияние промышленного загрязнения воздуха на насекомых-филлофагов // Чтения памяти Н. А. Холодковского. Л., 1987. Вып. 39. С. 3—42.

Серебренникова Л. Н., Горбатов В. С., Старцева Е. Ф. Вариабельность содержания тяжелых металлов (свинца, цинка, меди, кадмия) в почвах, растениях техногенных ландшафтов // Тяжелые металлы в окружающей среде. М., 1980. С. 34—39.

Сидоренко Г. И., Литвинов Н. Н. О создании единой эколого-гигиенической нормативной базы планирования и реализации общегосударственной природоохранной деятельности // Нормирование антропогенных нагрузок: Тез. докл. М., 1988. С. 8—11.

Слепян Э. И. О понимании нормы и патологии в водной токсикологии в связи с задачами фитогигиены // Норма и патология в водной токсикологии. Байкальск, 1977. С. 34—37.

Слепян Э. И. Система патогенных агентов, факторов риска и патотропных ситуаций в аспекте естественнонаучной картины мира // Биологическая индикация в антропоэкологии: Матер. 2 совещ. Л., 1984. С. 6—62.

Смирнов В. С. Нуль-гипотеза и ее применение в зоологических исследованиях // Журн. общ. биологии. 1970. Т. 31, № 1. С. 62—71.

Смирнов Е. С. Таксономический анализ. М.: Изд-во МГУ, 1969. 187 с.

Смит У. Х. Лес и атмосфера. Взаимодействие между лесными экосистемами и примесями атмосферного воздуха. М.: Прогресс, 1985. 429 с.

Снакин В. В., Кречетов П. П., Алябина И. О., Мельченко В. Е. Оценка состояния и устойчивости экосистем — основа экологического нормирования // Экологическое нормирование: проблемы и методы. Тез. докл. М., 1992. С. 134.

Снетков М. А., Вавилин В. А. Оценка степени загрязнения водоемов по интегральным показателям качества воды // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 65—78.

Соков М. К., Рожков А. С. Динамика сокращения прироста у хвойных деревьев под влиянием промышленных выбросов алюминиевых заводов //

Влияние антропогенных и природных факторов на хвойные деревья. Иркутск, 1975. С. 9—60.

Сорвачев К. Ф. Норма и патология на молекулярном уровне // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 121—131.

Спирин Д. А., Романов Г. Н., Федоров Е. А., Алексахин Р. М. Радиоэкологический сдвиг в фитоценозах и возможный критерий его прогнозирования // Экология. 1988. № 4. С. 25—29.

Стадницкий Г. В. Введение в общую теорию лесозащиты // Экология и защита леса. Л., 1988. С. 87—91.

Степанов А. М. К методике расчета индекса деградации биогеоценоза под воздействием выбросов промышленных предприятий // Мониторинг лесных экосистем. Каунас, 1986. С. 201—202.

Степанов А. М. Методология биоиндикации и фонового мониторинга экосистем суши // Экотоксикология и охрана природы. М., 1988. С. 28—108.

Степанов А. М. Экспериментальное определение допустимой антропогенногенной нагрузки на лесные экосистемы // Проблемы устойчивости биологических систем. Харьков, 1990. С. 352—353.

Степанов А. М. Биоиндикация на уровне экосистем // Биоиндикация и биомониторинг. М., 1991. С. 59—64.

Степанов А. М., Черненькова Т. М., Верещагина Т. Н., Безукладова Ю. О. Оценка влияния техногенных выбросов на почвенных беспозвоночных и растительный покров // Журн. общ. биологии. 1991. Т. 52, № 5. С. 699—707.

Степанова З. Л., Садыков О. Ф. О микросомальном окислении в печени грызунов, обитающих в окрестностях медеплавильного комбината // Экология. 1986. № 2. С. 78—80.

Стом Д. И. Об использовании физиологических критериев при решении вопросов нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 158—163.

Стриганова Б. Р. Питание почвенных сапрофагов. М.: Наука, 1980. 243 с.

Стриганова Б. Р. Зоогенная деструкция органических остатков в почве // Механизмы биотической деструкции органических веществ в почве. Чтения памяти академика В. Н. Сукачева. М., 1989. Вып. 7. С. 33—62.

Строганов Н. С. Принципы оценки нормального и патологического состояния водоемов при химическом загрязнении // Теоретические вопросы водной токсикологии. Л., 1981. С. 16—29.

Строганов Н. С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 5—21.

Султанов М. Воздействие выбросов некоторых промышленных предприятий на генетический аппарат грызунов // Популяционная изменчивость вида и проблемы охраны генофонда млекопитающих. М., 1983. С. 178—179.

Сыроид Н. А. Влияние газообразных отходов промышленных предприятий на фитоценозы окружающих территорий // Проблемы изучения и охраны природы Прибеломорья. Мурманск, 1987. С. 10—41.

Тихомиров Ф. А. Методологические аспекты проблемы охраны окружающей среды от загрязнений // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пущино, 1984. С. 191—193.

Тихомиров Ф. А., Розанов Б. Г. Методологические вопросы охраны почвенного и растительного покрова от загрязнения // Экология. 1985. № 4. С. 3—11.

Тонкопий Н. И., Григорьева Т. И., Перцовская А. Ф. О нормировании химических веществ в зависимости от типа почвы // Гигиена и санитария. 1981. № 9. С. 16—20.

Трасс Х. Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л., 1984. Т. 7. С. 122—137.

Трахтенберг И. М., Сова Р. Е., Шефтель В. О., Оникиенко Ф. А. Проблема нормы в токсикологии. М.: Медицина, 1991. 208 с.

Трешоу М. Введение // Загрязнение воздуха и жизнь растений. Л., 1988. С. 15—23.

Трофимов В. Н. Использование различных групп насекомых для мониторинга лесных биогеоценозов // Экология и защита леса. Л., 1990. С. 89—96.

Тэрыцэ К. В., Валтер П. Некоторые вопросы количественной оценки влияния тяжелых металлов на биологическую активность почв // Экология. 1988. № 2. С. 12—18.

Тэрыцэ К. В., Покаржевский А. Д. Методический подход к оценке влияния загрязняющих веществ на почвы (на примере мощных черноземов) // Биоиндикация и биомониторинг. М., 1991. С. 247—263.

Умаров М. М., Азиева Е. Е. Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. М., 1980. С. 109—115.

Федоренко Н. П., Реймерс Н. Ф. Экология и экономика — эволюция взаимоотношений. От «экономии природы» до «большой экологии» // Философские проблемы глобальной экологии. М., 1983. С. 230—277.

Федоров В. Д. Проблема предельно допустимых воздействий антропогенного фактора с позиций эколога // Всесторонний анализ окружающей природной среды: Тр. II Сов.-амер. симпозиума. Л., 1976. 192—211.

Федоров В. Д. Проблема оценки нормы и патологии состояния экосистем // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 6—12.

Федоров В. Д., Левич А. П. Анализ данных. Экспликация понятия «норма» и целостные свойства систем // Человек и биосфера. М., 1978. Вып. 2. С. 3—16.

Федоров В. Д., Сахаров В. Б., Левич А. П. Количественные подходы к проблеме оценки нормы и патологии экосистем // Человек и биосфера. М., 1982. Вып. 6. С. 3—42.

Фенева И. Ю., Незлин Н. П. Модельное исследование существенности элементов экологической системы на примере сообщества Рыбинского водохранилища // Человек и биосфера. М., 1982. Вып. 6. С. 177—183.

Филатова Л. Д. Пространственное изменение структуры стафилинид (Coleoptera, Staphylinidae) в зоне техногенной эмиссии // Проблемы почвенной зоологии: Тез. докл. 8 Всесоюз. совещ. Ашхабад, 1984. С. 137.

Филиппенко В. Е. Некоторые методологические аспекты экологического нормирования // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Харьков, 1990. Ч. 1. С. 66—67.

Флейшман Б. С. Системно-экологические аспекты аксиологии // Ценностные аспекты науки и проблемы экологии. М., 1981. С. 267—277.

Фокин А. Д. Проблема антропогенного загрязнения почв // Почвоведение. 1989. № 10. С. 85—93.

Фуфаев А. А. Величина кладки и успех размножения у воробьиных птиц Камского Предуралья // Гнездовая жизнь птиц. Пермь, 1982. С. 38—47.

Хазиев Ф. Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 203 с.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990. 189 с.

Хаус П. Моделирование среды как область поиска новых решений // Новые идеи в географии. М., 1979. С. 193—218.

Хеллауэл Дж. М. Сравнительный обзор методов анализа данных в биологическом надзоре // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977. С. 108—123.

Хотько Э. И. Современное состояние почвенной мезофауны запада лесной зоны европейской части СССР в связи с антропическим действием: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев, 1990.

Хотько Э. И., Артемьева Т. И. Основные принципы и методы изучения влияния антропогенных факторов на сообщества почвенных беспозвоночных. Минск, 1988. 19 с. Рукопись деп. в ВИНИТИ, № 2226—В.

Хотько Э. И., Ветрова С. Н., Матвеенко А. А., Чумаков Л. С.

Почвенные беспозвоночные и промышленные загрязнения. Минск: Наука и техника, 1982. 264 с.

Цветков В. Ф. Параметры критических этапов техногенной деградации сосновых насаждений Кольского полуострова // Проблемы устойчивости биологических систем: Тез. докл. Харьков, 1990. С. 330—331.

Черненькова Т. В. Методика комплексной оценки состояния лесных БГЦ в зоне влияния промышленных предприятий // Пограничные проблемы экологии. Свердловск, 1986. С. 116—127.

Черненькова Т. В. Фитоиндикация ранних стадий техногенного нарушения северотаежных биоценозов // Биоиндикация и биомониторинг. М., 1991. С. 114—120.

Черненькова Т. В., Степанов А. М. Подстилка как показатель нарушенности биогеоценоза в результате техногенного воздействия // Роль подстилки в лесных биогеоценозах. М., 1983. С. 207—208.

Черненькова Т. В., Степанов А. М., Гордеева М. М. Изменение организации лесных фитоценозов в условиях техногенеза // Журн. общ. биологии. 1989. Т. 50, № 3. С. 388—394.

Чертов О. Г. Влияние кислотных осадков на лесные почвы // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л., 1990. С. 65—72.

Чертов О. Г., Лянгузова И. В., Друзина В. Д., Меньшикова Г. П. Влияние на лесные почвы загрязнения серой в комплексе с тяжелыми металлами // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. Л., 1990. С. 65—72.

Чумаков Л. С. Изменение мезофауны почв в условиях воздействия выбросов предприятий искусственного волокна: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1988.

Шандала М. Г., Кондрусев А. И., Беляев Е. Н. и др. Гигиеническое и экологическое нормирование: методологические подходы и пути интеграции // Гигиена и санитария. 1992. № 4. С. 19—24.

Шварц С. С. Теоретические основы глобального экологического прогнозирования // Всесторонний анализ окружающей природной среды: Тр. II Сов.-амер. симпоз. Л., 1976. С. 181—191.

Шварц С. С. Проблемы экологии человека // Новые идеи в географии. М., 1979. С. 25—39.

Шеметова И. С. О трансформации растительного покрова под влиянием техногенных факторов // Динамика растительности на Дальнем Востоке. Владивосток, 1985. С. 105—109.

Штернбергс М. Т. Воздействие выбросов цементного завода на дождевых червей (Lumbricidae) березняков-кисличников // Загрязнение природной среды кальцийсодержащей пылью. Рига, 1985. С. 96—100.

Шялятене Я. А. Закономерности усыхания сосняков в зоне интенсивных промышленных выбросов // Лесн. хоз-во. 1988. № 2. С. 43—46.

Экологический мониторинг лесных ландшафтов Белоруссии / Е. А. Сидорович, А. И. Алехно, Е. Г. Бусько и др. Минск: Наука и техника, 1988. 206 с.

Экосистемы в критических состояниях / Под ред. Ю. Г, Пузаченко. М.: Наука, 1989. 155 с.

Яблоков А. В., Остроумов С. А. Охрана живой природы: проблемы и перспективы. М.: Лесн. пром-сть, 1983. 269 с.

Яглом А. М., Яглом И. М. Вероятность и информация. М.: Наука, 1973. 511 с.

Яковлев А. С., Гельцер Ю. Г., Егорова Л. О., Обухов А. И. Изменение биологической активности дерново-подзолистой почвы, загрязненной свинцом // Общие проблемы биогеоценологии: Тез. докл. М., 1986. Ч. 2. С. 47—48.

Alberti M., Parker J. D. Indices of enviromental quaiity. The searsh for credible measures // Environ. Impact. Assess. Rev. 1991. Vol. 11, № 2. P. 95—101.

Anton A., Antal M. Effect of sewage sludge on saccharase activity of different soils // Soil. Biol. Conserv. Biosphere: Proc. 9th Int. Symp. Budapest, 1987. Vol. 2. P. 771—775.

Atlas R. M., Schofield E. Responses of the lichens Peltigera aphthosa and Cetraria nivalis and alga Nostoc commune to sulphur dioxide, natural gas, and crude oil in Arctic Alaska // Astarte. 1975. Vol. 8, № 2. P. 35—58.

Baath E., Berg B., Lohm U. et al. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a scots pine forest // Pedobiologia. 1980. Bd 20. S. 85—100.

Badich H., Stotzky G. Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologie processes: a review and potential application to regulatory policies // Environ. Res. 1985. Vol. 36, № 1. P. 111—137.

Baddeley M. S., Ferry B. W., Finegan E. J. The effects of sulphur dioxide on lichen respiration // Lichenologist. 1972. № 5. P. 283—291.

Bahrmann R. Zur Stabilitat der Arthropoden fauna in natur- und industrienahen Rasenokosystemen // Zool. Jb. Syst. 1989. Bd 116. S. 255—275.

Beckett P. H., Davis R. D. Upper Critical levels of toxic elements in plants // New phytol. 1977. Vol. 79. P. 95—106.

Bengtsson G., Rundgren S. Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill // Pedobiologia. 1982. Bd 24, № 4. P. 211—218.

Bengtsson G., Rundgren S. Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils // AMBIO. 1984. № 1. P. 29—33.

Bengtsson G., Gunnarsson T., Rundgren S. Effects of metal pollution on the earthworm Dendrobaena rubida (Sav.) in acidified soils // Water, Air and Soil Pollut. 1986. Vol. 28, № 3—4. P. 361—383.

Bengtsson G., Nordstrom S., Rundgren S. Population density and tissue metal concentrations of Lumbricids in forest soils near a brass mill // Environ. Pollut. (Ser. A). 1983. Vol. 30. P. 87—108.

Berressem K. G., Berressem H., Schmidt K.-H. Vergleich der Brutbiologie von Hohlenbrutern in innerstadtischen undstadtfernen Biotopen // J. Ornithol. 1983. Bd 124, № 4. S. 431—445.

Beyer W. N. Metals and terrestrial earthworms (Annelida: Oligochaeta) // Workshop on the of earthworms in the stabilization of organic residues. Kalamazoo, Michigan. 1981. Vol. 1. P. 137—150.

Beyer W. N., Miller G. W., Gromartie E. J. Contamination of the 02 soil horizont by zinc smelting and its effect on woodlouse survival // J. Environ. Qual. 1984, Vol. 13, № 2. P. 247—251.

Bormann F. N. The effects of air pollution on the New England landscape // Ambio. 1982. Vol. 11, № 6. P. 338—346.

Breitschwerdt G., Schmidt K.-H. Populationsokologische Ergebnisse aus Biomonitoruntersuchungen bei der Kohlmeise (*Parus major*) // J. Ornithol. 1987. Bd 128, № 1. S. 111—113.

Brodo I. M. Lichen growth and cities: A study on Long Island, New York // Bryologyst. 1966. Vol. 69. P. 427—449.

Brodo J. M. Lichens and cities // In. symp. on identification and measurement of environmental pollutants. Ottawa, 1972. P. 325—328.

Burger J., Gochfeld M. Early postnatal lead exposure: behavioral effects in common tern chicks (Sterna hirundo) // J. Toxicol. Environ. Health. 1985. Vol. 16, № 6. P. 869—886.

Burton M. A. S. Biological monitoring of environmental contaminants (Plant). L.: MARC, 1986. 247 p.

Cate R. B. Jr., Nelson L. A. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes // Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 1971. Vol. 35. P. 658—660.

Colwell R. K., Futuyma D. T. On the measurement of niche breadth and overlap // Ecology. 1971. Vol. 52, № 4. P. 567—576.

Cooke A. S. Schell thinning in avian eggs by environmental pollutant // Environ. Pollut. 1973. Vol. 4. P. 85—152.

Coughtrey P. J., Jones C. H., Martin M. H., Shales S. W. Litter accumulatiton in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu // Oecologia (Berl.). 1979. Vol. 39, № 1. P. 51—60.

Custer T. W., Franson J. C., Moore J. F. Reproductive success

and heavy metal contamination in Rhode Island common terns // Environ. Pollut. (Ser. A). 1986. Vol. 41. P. 33—52.

Dabrowska-Prot E. The effect of industry on biocoenoses // Pol. Ecol. Stud. 1984. Vol. 10, № 1—2. P. 187—205.

De Sloover J., Leßlanc F. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity // Proc. of the symposium on advanced in tropical ecology. Varnasi, 1968. P. 42—56.

De Vries W. Critical deposition levels for nitrogen and sulfurs on dutch forest ecosystems // Water, Air and Soil Pollut. 1988. Vol. 42, № 1—2. P. 221—239.

Doelman P., Haanstra L. Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity // Soil Biol. Biochem. 1979a. Vol. 11. P. 475—479.

Doelman P., Haanstra L. Effects of lead on the decomposition of organic matter // Soil Biol. Biochem. 1979b. Vol. 11. P. 481—485.

Dohmen G. P., McNeill S., Bell J. N. B. Air pollution increases Aphis fabae pest potential // Nature. 1984. Vol. 307, № 5. P. 52—53.

Drent P. J., Woldendorp J. W. Acid rain and eggshells // Nature. 1989. Vol. 339, № 6224. P. 431.

Ebregt A., Boldewijn M. A. M. Influence of heavy metals in spruce forest soil on amylase activity, CO_2 evolution from starch and soil respiration // Plant Soil. 1977. Vol. 47, № 1. P. 137—148.

ECE Critical Levels Workshop. United Nations Economic Comission for Europe. Final Draft Report. Bad Harzburg, 1988. 146 p.

Fenn M. Increased site fertility and litter decomposition rate in hight-pollution site in the San Bernandino mountains // Forest Science. 1991. Vol. 37, № 4. P. 1163—1181.

Flousek J. Impact of industrial emissions on bird populations breeding in mountain spruce forests in Central Europe // Ann. Zool. Fenn. 1989. Vol. 26, № 3. P. 255—263.

Freedman B., Hutchinson T. C. Pollutant inputs from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada // Can. J. Bot. 1980. Vol. 58, № 1. P. 108—132.

Fuhrer E. Air pollution and the incidence of forest insect problems // Z. Ergew. Entomol. 1985. Vol. 99, № 4. P. 371—377.

Gadd G. M., Griffiths A. T. Microorganisms and heavy metal toxicity // Microbiol. Ecology. 1978. Vol. 4. P. 303—317.

Gilbert O. L. The effect of SO_2 on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne // Air pollution: Proc. of I european congress. Wageningen, 1969. P. 223—235.

Gorny M. Studies in the influence of industrial pollution on soil animals in pine stands, aims and methods of the soilblock model experiment // Progress in soil zoology. Prague, 1975. P. 357—362.

Grue C., O'Shea T. J., Hoffmman D. J. Lead concentrations and reproduction in highway — nesting barn swallows // Condor. 1984. Vol. 86, № 4. P. 383—389.

Hamann H.-J., Schmidt K.-H., Simmonis S. Der Einfluss der Hohenlage auf Ei- und Gelegegrosse bei Kohlmeisen (Parus major) // J. Ornithol. 1989. Bd 130, № 1. S. 69—74.

Hartenstein R., Neuhauser E. G., Collier J. Accumulation of heavy metals in the earthworm Eisenia foetida // J. Environ. Qual. 1980. Vol. 9. P. 23—26.

Hawksworth D. L., Rose F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide pollution in England and Wales using epiphytic lichens // Nature. 1970, 227. P. 145—148.

Henze O. Ist an zunehmenden Missbildungen von Singvogeleiern die Luftverschmutzung schuld? // Gefied. Welt, 1985. Bd 109, № 3. S. 79.

Heyer J. Über den Einfluss von Luftverunreinigungen auf Okosysteme. 18. Zur Vogelwelt im Gebiet eines Dungemittelwerkes // Wiss. Z. Friedrich-Schiller-Univ. Jena. Naturwiss. R., 1989. Bd 38, № 4—5. S. 563—567.

Hovland J. The effect of artificial acid rain on respiration and cellulase

activity in Norway spruce needle litter // Soil Biol. Biochem. 1981. Vol. 13. P. 23—26.

Hughes P. R., Laurence J. A. Relationship of biochemical effects of air pollutants on plants to environmental problems: insect and microbial interactions // Gaseous Air Pollutants and Metab. L. etc., 1984. P. 361—377.

Hughes P. R., Potter J. E., Weinstein L. H. Effects of air pollution on plant-insect interactions: Increased susceptibility of greenhouse-grown soybeans to the Mexican bean beetle after plant exposure to SO_2 // Environ Entomol. 1982. Vol. 11, № 1. P. 173—176.

Ineson P., Wookey P. A. Effects of sulphur dioxide on forest litter decomposition and nutrient release // Air Pollut. and Ecosyst.: Proc. Int. Symp. Dordrecht etc., 1988. P. 254—260.

Jensen S., Johnels A. G., Olsson M., Westermark T. The avifauna Sweden as indicators of environmental contamination with mercury and chlorinated hydrocarbons // Proc. 15 Intern. Orn. Congr., 1972. P. 455—465.

Jones R. H., Molitoris B. A. A statistical method for determining the breakpoint of two lines // Anal. Biochem. 1984. Vol. 141, № 1. P. 287—290.

Jordan M. J., Lechevalier M. P. Effects of zinc-smelter emissions on forest soil microflora // Can. J. Microbiol. 1975. Vol. 21, № 11. P. 1855—1865.

Klimaszewski S. M., Wojciechowski W., Gebicki C. et al. Ugrupowania owadow ssacych (Homoptera i Heteroptera) zbiorowisk trawiastych i zielnych w rejonie huty «Katowice» // Pr. Nauk. Uniw. Slask. Acta Biol. 1980. Vol. 8, № 343. S. 9—21.

Kohler G. Über den Einflub von Luftverunreinigungen auf Okosysteme. 6. Untersuchungen zur Einwirkung von Industriestaub auf Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae) // Wiss. Z. Friedrich-Schiller. Univ. Jena. Naturwiss. R. 1984. Bd 33, № 3. S. 321—327.

Kulhavy J. The effect of sulphur-pollutants on microorganisms and biochemical processes in forest soils // Soil Biol and Conserv. Biosphere: Proc. 9th Int. Symp. Budapest, 1987. Vol. 2a. P. 635—642.

Lang G. E., Reiners W. A., Heier R. K. Potential alternation of precipitation chemistry by epiphytic lichenes // Oecologia. 1976. Vol. 25, № 3. P. 229—241.

LeBlanc F., De Sloover J. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichenesand mosses in Montreal // Can. J. Bot. 1970. Vol. 48. P. 1485—1496.

LeBlanc F., Rao D. N. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes // Response of plants to air pollutants. L.; N. Y., 1975. P. 144—159.

LeBlanc F., Rao D. M., Comeau G. The epiphytic vegetation of Populus balsamifera and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario // Can. J. Bot. 1972. Vol. 50. P. 519—528.

Leetham J. L., Lauenroth W. K., Milchunas D. G. et al. Responses of heterotrophs // Ecol. Stud. 1984. Vol. 45. P. 137—159.

Likens G. E. Some aspects of air pollutant effects on terrestrial ecosystems and prospects for the future // AMBIO. 1989. Vol. 18, № 3. P. 172—178.

Lumeij J. T. Clinicopathologic aspects of lead poisoning in birds: a review // Vet. Quart. 1985. Vol. 7, № 2. P. 133—138.

Manning W. J., Keane K. D. Effects of air pollutants on interactions between plants, insects, and pathogens // Assess. Crop Loss from Air Pollutants: Proc. Int. Conf. L.; N. Y., 1988. P. 365—386.

Ma Wei-chun. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm Lumbricus rubellus, with observations on the influence of temperature and soil pH // Environ. Pollut. 1984. A33, № 3. P. 207—219.

McLaughlin S. B. Effect of air pollution on forest // Air. Pollution Control Association, 1985. Vol. 35. P. 512—534.

McBee K., Bickham J. M. Mammals as bioindicators of environmental toxicity // Current Mammology. 1990. Vol. 2. P. 37—88.

Moloney K. A., Stratton L. J., Klein R. M. Effects of simulated

acidic, metal-containing precipitation on coniferous litter decomposition // Can. J. Bot. 1983. Vol. 61, № 12. P. 3337—3342.

Müller H. J. Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. 7: Zikaden als Zeigerarten für imissionsbelastete Rasenokosysteme // Wiss. Z. Friedrich-Schiller-Univ. Jena. Naturwiss. R. 1985. Bd 34, № 4. S. 491—502.

Nash T. H. Lichen sensitivity to hydrogen fluoride // Bull. Torrey Club. 1971. Vol. 98. P. 103—106.

Nash T. H. Sensitivity of lichens to sulphur dioxide // Bryologist. 1973. Vol. 76. P. 333—339.

Nash T. H., Boucher V. L. The potential role of fruticose lichens in ecosystem processes // Amer. J. Biol. 1989. Vol. 76, № 6. Suppl. P. 2.

Nordgren A., Kauri T., Baath E., Soderstom B. Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area // Environ. Pollut. (Ser. A). 1986. Vol. 41. P. 89—100.

Olson T. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems // Ecology. 1963. Vol. 44. P. 322—321.

Peakall D. B., Tucker R. K. Extrapolation from single species studies to populations, communities and ecosystems // Methods for estimating risk of chemical injury: human and non-human biota and ecosystems (SCOPE 26). Chichester etc., 1985. P. 611—636.

Perrins C. M. Population fluctuations and clutch-size in the great tit. Parus major L. // J. Anim. Ecol. 1965. Vol. 34, № 3. P. 601—647.

Petal J. M. The effects of industrial pollution of Sileria on populations of ants // Pol. Ecol. Stud. 1980. Vol. 6, № 4. P. 665—672.

Port G. R., Thompson J. R. Outbreaks of insect herbivore on plants along motorways in the United Kingdom // J. Appl. Ecol. 1980. Vol. 17.

Port G. R. Auchenorryncha on roadside verges. A preliminary survey // Acta Entomol. Fenn. 1981. Vol. 38. P. 29—30.

Pytasz M., Wielgus-Serafinska E., Kawka E. Influence of lead intoxication on motoric activity and tissue acetylcholinesterase in Eisenia foetida (Savigny) (Oligochaeta) // Pr. Nauk. USI. Katowicach: Acta Biol. 1978. № 5. P. 9—17.

Rao M. V., Gupta C. K., Dubey P. S. Effects of relatively low ambient air pollutants on total sucking insect on Sorghum vulgare // Tropical Ecol. 1990. Vol. 31, № 2. P. 66—72.

Richardson D. H. S. Photosynthesis and carbogydrate movement // The Lichens. N. Y., L., 1973. P. 249—288.

Richardson D. H. S., Puckett K. J. Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens / Air pollution and lichens. L., 1973. P. 283—298.

Roberts B. L., Dorough H. W. Relative toxicities of chemicals to the earthworn Eisenia foetida // Environ. Toxicol. Chem. 1984. Vol. 3, № 1.

Rogers J. E., Li S. W. Effects of metals and other inorganic ions on soil microbial activity: soil dehydrogenase assay as a simple toxicity test // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1985. Vol. 34, № 6. P. 858—865.

Ruhling A., Tyler G. Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter // Oikos. 1973. Vol. 24, № 3. P. 402—416.

Ruhling A., Baath E., Norgen A., Soderstrom B. Fungi in Metal-Contaminated Soil Near the Gusum brass mill, Sweden // Ambio. 1984. Vol. 13, N 1. P. 34—36.

Schaefer M. Waldschaden und die Tierwelt des Bodens // Allg. Forstz. 1985. Vol. 40, № 27. S. 676—679.

Scheuhammer A. M. Monitoring wild bird populations for lead exposure // J. Wildlife Manag. 1989. Vol. 53, № 3. P. 759—765.

Schier G. A. Germination and early growth of four pine species on soil treated with simulated acid train // Can. J. Forest Res. 1987. Vol. 17.

Schifferli L. The effect of egg weight on the subsequent growth of nestling great tits Parus major // Ibis. 1973. Vol. 115. P. 549—558.

Schmidt K.-H., Steinbach J. Niedriger Bruterfolg der Kohlmeise

(*Parus major*) in stadtischen Parks und Friedhofen // J. Ornithol. 1983. Bd 124.

Sienhiegwieg J. Forest community changes as bioindicators of contaminations // Air Pollut. and forest Decline: Proc. 14th Int. Meet. Birmensdorf, 1989. Vol. 1. P. 245—248.

Singh A. K., Rattan R. K. A new approach for estimating the phytotoxicity limits // Environ. monit. and assessment. 1987. Vol. 9, № 3. P.269—283.

Singh V. P. Toxic metals in soil-plant system with special reference to cadmium // Int. J. Ecol. Environ. Sci. 1988. Vol. 14, № 2—3. P. 185—197.

Skye E. Lichen and air pollution // Acta Phytogeogr. Suec. 1968. Vol. 52.

Sochting U., Johnsen I. Lichens transplants as biological indicators of sulphur dioxide air pollution in Copenhagen // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1978. Vol. 19. P. 1—7.

Streit B. Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites): experimental results and a model // Oecologia. 1984. Vol. 64, N 3. P. 381—388.

Streit B., Jaggy A. Effect of soil type on copper toxicity and copper uptake in Octolasium cyaneum (Limbricidae) // New Trends Soil Biol. Proc. 8 Int. Colloq. Soil. Zool. Louvainla-Neuve, 1983. P. 569—575.

Strojan C. L. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter // Oecologia (Berl.). 1978a. Vol. 32, № 2. P. 203—212.

Strojan C. L. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods // Oikos. 1978b. Vol. 31, № 1. P. 41—46.

Temple S. A. Can birds be indicators of environmental hazards? // Passenger Pigeon. 1988. Vol. 50, № 4. P. 311—313.

The air quality standard for SO_2 and particles (Directive SO 2/779/EEC) and its significance for the other main air pollutants: Commission of the European Communities. Final Report. Luxembourg, 1986. 221 p.

Turski R., Stepniewska Z., Wojcikowska-Kapusta A., Kosiak A. Wpliw metali ciezkich na aktywnosc dehydrogenazowa i katalazowa w glebach // Rocz. Glebozn. 1985. Vol. 36, № 2. P. 29—42.

Tyler G. Heavy metal pollution and soil enzymatic activity // Plant Soil, 1974. Vol. 41. P. 303—311.

Tyler G. The impact of heavy metall pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden // Ambio. 1984. Vol. 13, № 1. P. 18—24.

Van Straalen N. M., Denneman C. A. J. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria // Ecotoxicol Environ. Safety. 1989. Vol. 18.

Vick C. M., Bevan R. Lichens and tar spot fungus (*Rhytisma acerinum*) as indicators of sulphur dioxide pollution on Merseyside // Environ. Pollut. 1976. Vol. 11. P. 203—216.

Voigt W. Über den Einflub von Luftverunreinigungen auf Okosysteme. 8: Die Wanzenfauna (Hemiptera, Heteroptera) im Immissionsgebiet eines Dungemittelwerkes // Wiss. Z. Friedrich-Schiller-Univ. Jena. Natutwiss. R, 1985. Bd 34, № 4. S. 503—516.

Walcott C. The birds: monitors of the environment // Perspect. Comput. 1987. Vol. 7, № 1. P. 67—74.

Williams S. T., McNeilly T., Wellington E. M. H. The decomposition of vegetation growing on metal mine waste // Soil Biol. Biochem. 1977. Vol. 9. P. 271—275.

White T. C. R. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants // Oecologia. 1984. Vol. 63, № 1. P. 90—105.

Wu R. S. S. Effects of taxonomic uncertainty on species diversity indices // Mar. Environ. Res. 1982. Vol. 6, № 3. P. 215—225.

Zwolinski J. Rozklad blonnika w glebach lesnych w rejonie oddzialywania prezemyslu metali niezelaznych // Pr. Inst. Badawczego Lesnictwa. 1990. № 714. S. 85—92.

Zwolinski J., Olszowski J., Olszowska G., Zwolinska B. The effect of industrial dusts from different emission sources on the biological activity of soils // Zesz. Nauk. AR Krakowie. Les. 1988. № 18. P. 105—123.

ПРИЛОЖЕНИЕ 1

СПИСКИ ПАРАМЕТРОВ ЭКОСИСТЕМ, ИНФОРМАТИВНЫХ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

ЛЕСНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Список основных переменных

А. Древесный ярус

1. Общий запас древостоя [относительная полнота, густота, бонитет насаждения, средние высота и диаметр доминирующих пород].

2. Доля сухостоя по запасу [доля по густоте, доля по полноте, обобщенный показатель поврежденности древостоя].

3. Масса отпада деревьев.

4. Продуктивность древостоя [средний радиальный прирост древостоя за год].

5. Масса фотосинтетически активных фракций [индекс листовой поверхности, соотношение биомасс ассимилирующих и запасающих органов].

6—7. Плотность подроста, всходов и самосева доминирующих пород.

Б. Живой напочвенный покров

8. Биомасса травяно-кустарничкового яруса [проективное покрытие].

9. Биомасса мохового яруса [проективное покрытие].

10. Доля биомассы рудеральных и адвентивных видов.

11. Продуктивность ягодников, лекарственных растений, съедобных грибов.

В. Почва

12. Скорость разложения активных фракций опада [масса подстилки, толщина подстилки, подстилочно-опадочный коэффициент, скорость деструкции экспонируемой в почве чистой целлюлозы].

13. Запас гумуса в почвенном профиле [толщина гумусных горизонтов, концентрация гумуса в верхнем горизонте].

14. Буферность почв против кислотных агентов.

15. Актуальная кислотность почвенного раствора верхних горизонтов.

16—17. Запас доступных растениям соединений азота и фосфора.

Г. Почвенная биота

18. Общая плотность почвенной мезофауны [биомасса].

19. Плотность дождевых червей [биомасса] (в широколиственных лесах — дополнительно диплопод).

20. Биомасса почвенных грибов [длина живого мицелия, число колониеобразующих единиц].

21—23. Интенсивность почвенного дыхания, азотфиксации и нитрификации.

Д. Фауна надземных ярусов

24. Плотность населения орнитофауны.

Список коррелятивных переменных

А. Древесный ярус

1. Сомкнутость крон.

2. Доля деревьев каждой из шести категорий санитарного состояния.

3. Средний возраст хвои.

4. Доля площади листьев (длины хвои), занятой некрозами [балл некротического поражения].

5. Интенсивность фотосинтеза [интенсивность замедленной флуоресценции, концентрация хлорофилла, соотношение хлорофилла и феофетина, морфологические изменения хлоропластов] доминантных видов.

6. Активность пероксидазы листьев [соотношение содержаний белкового и небелкового азота].

7. Средняя семенная продуктивность доминантных пород [всхожесть семян, доля морфологических аномалий семян, скорость прорастания пыльцы].

8. Ксероморфизм листьев — толщина кутикулы [плотность устьиц, густота опушения].

9. Частота хромосомных аберраций в меристемных тканях.

10. Выраженность горизонтальной структуры фитоценоза — количество выделяемых парцелл [коэффициент вариации площадей парцелл].

11. Количество видов подлеска.

12. Соотношение запасов доминирующих пород деревьев.

13. Средний возраст подроста.

14. Доля подроста соответствующего санитарного состояния (благонадежный, неблагонадежный, сухостой).

15. Выраженность модификации древостоем микроклиматических параметров (влажность, температура воздуха, температура почвы, освещенность).

Б. Внеярусная растительность

16. Количество видов эпифитных лишайников [проективное покрытие на основании ствола, то же на высоте 1,3 м, видовая насыщенность, высота поднятия по стволу доминантных видов, индекс полеотолерантности].

В. Живой напочвенный покров

17. Спектр онтогенетических состояний ценопопуляций доминантных видов сосудистых растений.

18. Количество видов сосудистых растений [индексы разнообразия].

19. Количество видов мхов [индексы разнообразия].

20—25. Доля количества видов [доля биомассы] злаков, крупнотравья, мелкотравья, луговых, лесных, мезофитов и гигромезофитов.

26. Сходство видового состава [структуры] с фоновыми сообществами.

27—32. Показатели 4, 5, 6, 9 из списка коррелятивных переменных для древесного яруса.

33. Соотношение надземной и подземной биомасс.

34. Соотношение биомасс мха и подстилки.

Г. Почва

35. Соотношение гуминовых и фульвокислот в верхних горизонтах.

36. Агрегатный состав — соотношение водопрочных агрегатов разных фракций.

37. Емкость катионного обмена.

38. Буферность почв к тяжелым металлам.

39. Окислительно-восстановительный потенциал.

40. Водопроницаемость верхнего горизонта почвы.

Д. Почвенная биота

41—46. Ферментативная активность: дегидрогеназная, инвертазная, целлюлазная, протеазная, фосфатазная, уреазная.

47. Пространственная неоднородность (коэффициент вариации) ферментативной активности [скорости микробиальной деструкции целлюлозы, интенсивности азотфиксации, нитрификации, почвенного дыхания].

48—53. Количество видов (надвидовых таксонов) [индексы разнообразия] почвенной мезофауны, микроартропод, простейших, водорослей, грибов, бактерий.

54—59. Количество экотипов [соотношения экотипов, трофических групп] указанных таксонов.

60. Плотность [биомасса] микроартропод.

61. Соотношение грибов и бактерий по обилию.

62. Плотность количества кротовин.

Е. Фауна надземных ярусов

63. Плотность муравейников куполообразующих видов [высота, объем куполов].

64. Плотность [биомасса] фитофагов древесного яруса [пло-

щадь погрызов листьев, экстенсивность повреждения листвы].

65. Количество видов [индексы разнообразия] населения орнитофауны.

66. Плотность населения мелких млекопитающих.

67. Количество видов [индексы разнообразия] населения мелких млекопитающих.

68. Эмбриональная смертность в группировках доминантных видов мелких млекопитающих.

69. Микросомальное окисление в печени у доминантных видов мелких млекопитающих [митотическая активность, доля клеток с хромосомными аберрациями, микроядрышковый тест].

ТУНДРОВЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Список основных переменных

А. Живой напочвенный покров

1. Биомасса мохово-лишайникового покрова [проективное покрытие].

2. Биомасса травяно-кустарничкового яруса [проективное покрытие].

Б. Почва

3. Глубина залегания вечной мерзлоты (глубина сезонно талого слоя в период максимального оттаивания).

4. Масса мохово-лишайникового очеса [толщина очеса, подстилочно-опадочный коэффициент, скорость деструкции экспонируемой чистой целлюлозы].

5. Запас гумуса в почвенном профиле [толщина органогенных горизонтов].

6. Буферность почв против кислотных агентов [актуальная кислотность почвы].

В. Почвенная биота

7. Плотность нематод и энхитреид [биомасса].

8. Плотность микроартропод [биомасса].

9—11. Интенсивность почвенного дыхания, азотфиксации и нитрификации.

Г. Надземная фауна

12. Плотность населения орнитофауны.

13. Ежегодная кратность прироста численности локальных популяций промысловых видов.

Список коррелятивных переменных

А. Живой напочвенный покров

1—3. Количество видов [индексы разнообразия] мхов, сосудистых растений, лишайников.

4. Соотношение надземной и подземной биомасс [соотношение мертвой и живой масс, биомасса ассимилирующих и запасающих органов].

5—7. Виталитет (жизненность) доминантных видов мхов, сосудистых растений, лишайников.

8. Сходство видового состава [структуры] с фоновыми сообществами.

Б. Почва

9. Окислительно-восстановительный потенциал.

10. Гидролитическая кислотность.

В. Почвенная биота

11. Ферментативная активность почвы.

12—15. Количество видов (надвидовых таксонов) [индексы разнообразия] микроартропод, мезофауны, простейших, микроорганизмов.

Г. Надземная фауна

16. Количество видов [индексы разнообразия] населения орнитофауны.

СТЕПНЫЕ И ЛУГОВЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Список коррелятивных переменных

А. Живой напочвенный покров

1. Биомасса травостоя [средняя высота, плотность].

2. Соотношение надземной и подземной биомасс.

3. Спектр онтогенетических состояний ценопопуляций доминантных видов.

4. Продуктивность лекарственных растений.

Б. Почва

5. Масса войлока [толщина, подстилочно-опадочный коэффициент, скорость деструкции экспонируемой в почве чистой целлюлозы].

6. Толщина гумусных горизонтов [запас гумуса в почвенном профиле].

7. Водопроницаемость верхних горизонтов почвы.

8. Бонитет почвы.

9—10. Запас доступных растениям соединений азота и фосфора.

11. Интенсивность засоления почвы [насыщенность почвенного поглощающего комплекса Na].

В. Почвенная биота

12. Плотность нематод [биомасса].

13. Плотность дождевых червей [биомасса].

14—16. Интенсивность почвенного дыхания, азотфиксации и нитрификации.

Г. Надземная фауна

17. Плотность беспозвоночных-герпетобионтов.
18. Плотность населения орнитофауны.
19. Плотность населения мелких млекопитающих.

Список коррелятивных переменных

А. Живой напочвенный покров

1. Выраженность ярусов травостоя.
2. Количество видов травостоя [индексы разнообразия, видовая насыщенность].
3. Спектр жизненных форм.
4. Спектр аспектов фитоценоза (аспективность).
5—10. Доля биомассы [количества видов] злаков, луговых, степных, лесных видов, мезофитов и ксерофитов.
11. Сходство видового состава [структуры] с фоновыми сообществами.
12. Доля площади листьев, пораженная некрозами.
13. Активность пероксидазы [соотношение белкового и небелкового азота].
14. Ксероморфизм листьев — толщина кутикулы [плотность устьиц, густота опушения].
15. Частота хромосомных аберраций в меристемных тканях.

Б. Почва

16. Буферность почв против кислотных агентов [актуальная кислотность почвенного раствора].
17. Соотношение водопрочных агрегатов различных фракций.

В. Почвенная биота

18. Ферментативная активность почвы.
19—20. Плотность [биомасса] мезофауны, микроартропод.
21—23. Количество видов [индексы разнообразия, количество экотипов] почвенной мезофауны, микроартропод, микроорганизмов.

Г. Надземная фауна

24. Плотность [биомасса] беспозвоночных-хортобионтов.
25. Количество видов [индексы разнообразия, количество экотипов] герпетобионтов.
26. Количество видов [индексы разнообразия] населения мелких млекопитающих.
27. Эмбриональная смертность в популяциях доминантных видов мелких млекопитающих.
28. Микросомальное окисление в печени у доминантных видов мелких млекопитающих [митотическая активность, доля клеток с хромосомными аберрациями, микроядрышковый тест].

РАСЧЕТ ПРЕДЕЛЬНЫХ ЗНАЧЕНИЙ НАГРУЗКИ

Предельные нагрузки рассчитываются как критические точки функции, аппроксимирующей зависимость доза — эффект. Целесообразнее всего в качестве аппроксимирующего уравнения регрессии использовать логистическую кривую вида

$$y = \frac{A - a_0}{1 + \exp(\alpha + \beta x)} + a_0 \qquad (47)$$

либо

$$y = \frac{A - a_0}{1 + \exp(\alpha + \beta x + \gamma x^2)} + a_0, \qquad (47a)$$

где y — оценка параметра, x — оценка нагрузки, α, β, γ — коэффициенты, a_0 — минимальный уровень y, A — максимальный уровень y.

Коэффициенты могут быть найдены двумя способами:

1) методом наименьших квадратов (МНК); с помощью логарифмирования (47) преобразуется в уравнение прямой

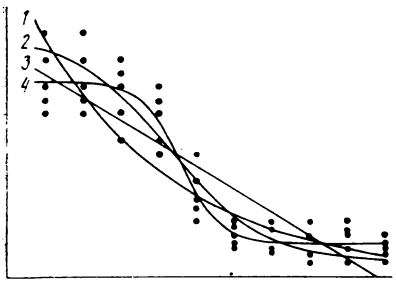
$$\ln\left(\frac{A - a_0}{y - a_0} - 1\right) = \alpha + \beta x, \qquad (48)$$

а (47а) — параболы

$$\ln\left(\frac{A - a_0}{y - a_0} - 1\right) = \alpha + \beta x + \gamma x^2. \qquad (48a)$$

Далее коэффициенты находятся по стандартным формулам (например: Зайцев, 1984);

2) итерационным методом численного оценивания Марквардта. Процедура требует значительного объема вычислений и поэтому эффективно может быть реализована только с использованием ЭВМ (она входит в популярные пакеты статистических расчетов для IBM — совместимых ПЭВМ (Statgraphics,



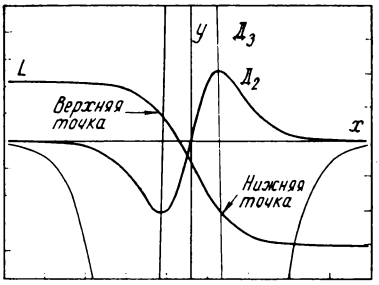


Рис. 40. Пример использования различных уравнений регрессии для аппроксимации данных.

1 — экспоненциальное уравнение (доля объясняемой дисперсии равна 78,2 %), *2* — логистическое уравнение с вычислением параметров традиционным методом наименьших квадратов (57,5 %), *3* — уравнение прямой (79,4 %), *4* — логистическое уравнение с вычислением параметров методом численного оценивания Марквардта (91,4 %)

Рис. 41. Математический анализ логистической кривой (пояснения в тексте).

L — логистическая кривая; $Д_2$, $Д_3$ — вторая и третья производные

SAS, Systat и др.). Суть метода сводится к следующему. Задаются начальные значения параметров (обычно это МНК-оценки). На каждом шаге итерации значения коэффициентов «подгоняются» таким образом, чтобы уравнение точнее описывало зависимость (т. е., чтобы минимизировалась сумма квадратов отклонений от кривой). Остановка процедуры происходит при достижении заданной величины различий между соседними шагами итераций.

Коэффициенты уравнения регрессии, полученные двумя рассмотренными способами, могут существенно различаться (рис. 40).

В первом случае параметры A и a_0 интерпретируются как верхняя и нижняя асимптоты, во втором — как средние значения верхнего и нижнего скопления точек. Очевидно, что второй вариант интерпретации более реалистичен. Причина этого в том, что классический вариант логистической кривой приложим для описания временны́х процессов, характеризующихся стабильным выходом на плато. Мы же имеем дело с описанием параметров в пространственном градиенте. При этом разброс значительно выше. Поэтому мы считаем, что для нахождения коэффициентов логистического уравнения целесообразнее воспользоваться вторым способом.

Для нахождения координат критических точек функции необходимо приравнять нулю ее производные разных порядков и решить полученные уравнения относительно x. На рис. 41 показано поведение логистической кривой, ее второй и третьей производных. Видно, что выделяются три критические точки — верхняя, средняя и нижняя ($x_в$, $x_с$ и $x_н$). Для уравнения (47)

их координаты легко находятся аналитически через значения коэффициентов:

$$x_в = \frac{-\alpha+\ln(2-\sqrt{3})}{\beta},\quad y_в = \frac{A-a_0}{3-\sqrt{3}} + a_0, \tag{49}$$

$$x_с = -\frac{\alpha}{\beta},\qquad y_с = \frac{1}{2}(A-a_0) + a_0, \tag{50}$$

$$x_н = \frac{-\alpha+\ln(2+\sqrt{3})}{\beta},\quad y_н = \frac{A-a_0}{3+\sqrt{3}} + a_0. \tag{51}$$

Для (47а) аналитическое представление координат критических точек затруднительно. Можно воспользоваться приближенным решением (Зайцев, 1984). Формула второй производной имеет вид

$$\frac{d^2y}{dx^2} = (A-a_0)\,\lambda\left\{\frac{2\gamma x+\beta}{1+\lambda}\right\}^2\left[2\left(\frac{\lambda}{1+\lambda} - \frac{\gamma}{(2\gamma x-\beta)^2}\right) - 1\right], \tag{52}$$

где $\lambda = \exp(\alpha + \beta x + \gamma x^2)$. Исследуя ее поведение, на положительном отрезке оси x можно установить абсциссы ее минимума, максимума и точки перегиба (где производная равна нулю). Они соответствуют $x_в$, $x_н$ и $x_с$ логистической кривой. Точность определения значений определяется шагом «опробования» производной.

Иногда бывает необходимо по известному значению y найти соответствующее значение x. Формулы имеют следующий вид:
для (47)

$$x = \frac{1}{\beta}\left[\ln\left(\frac{A-a_0}{y-a_0} - 1\right) - \alpha\right], \tag{53}$$

для (47а)

$$x = \frac{-\beta \pm \sqrt{\beta^2+4\alpha\left[\ln\left(\frac{A-a_0}{y-a_0}\right)-\gamma\right]}}{2\alpha}. \tag{53а}$$

Если (47а) не дает существенного выигрыша в точности аппроксимации по сравнению с (47), предпочтение необходимо отдать (47).

Еще несколько слов о критических точках этого уравнения. Верхняя точка — это начало, а нижняя — конец быстрых изменений. $X_с$ представляет собой «полулетальную дозу» (LD_{50}), аналогичную базовому параметру в токсикометрии. Если $y \in [0; 1]$, что достигается, например, преобразованием

$$y' = \frac{y-a_0}{A-a_0},$$

критические точки составляют фиксированную долю от максимального уровня: $y_в \approx 78{,}9\,\%\,[1/(3-\sqrt{3})]$, $y_н \approx 21{,}1\,\%\,[1/(3+\sqrt{3})]$, $y_с = 50\,\%$.

Выпишем также ряд полезных соотношений:

$$2y_c = y_в + y_н = A + a_0,$$
$$|x_в - x_c| = |x_c - x_н|.$$

При сравнении нескольких кривых удобно иметь показатель, характеризующий резкость перехода между верхним и нижним уровнями. Мы предлагаем использовать индекс крутизны ступени:

$$K = 1 - \left| \frac{x_н - x_в}{x_{max} - x_{min}} \right|, \qquad (54)$$

где x_{min}, x_{max} — начало и конец градиента нагрузки. Теоретически индекс изменяется от нуля (очень плавный переход) до единицы (максимально резкий переход). Индекс интерпретируется как доля градиента, где происходят плавные изменения параметра к общей величине градиента. Легко показать, что

$$x_в - x_н = \frac{1}{\beta} \ln \left(7 + 2\sqrt{3}\right), \qquad (55)$$

т. е. индекс — это удобно интерпретируемая форма тангенса угла наклона прямой, описываемой уравнением (48). Очевидно, что сравнивать различные кривые по параметру крутизны ступени можно только в том случае, если они построены на одном и том же градиенте. Параметры кривых с различными значениями K приведены на рис. 42. Аналогичные предложенному индексу показатели используются в практике токсикометрических исследований (Саноцкий, Уланова, 1975).

В ряде случаев нахождение критических точек рассмотренным способом оказывается невозможным. Это имеет место при сильном разбросе данных (или наличии статистических выбросов) в области фоновых и малых нагрузок. При этом логистическое уравнение приближается к экспоненциальному, а найденные обычным образом абсциссы критических точек оказываются вне области реальных значений (например, отрицательными или меньше фоновых). Можно предложить несколько рецептов выхода из этой ситуации.

1. Устранить статистические выбросы с помощью одной из стандартных процедур (при этом выборка формируется только по фоновым значениям).

2. Воспользоваться функцией желательности вида.

$$y_i' = \begin{cases} 1, \text{ если } y_i \geqslant \min\limits_i [y^j_{фон}], \\ \dfrac{y_i - y_{min}}{\min\limits_i [y^j_{фон}] - y_{min}}, \text{ если } y_i < \min\limits_i [y^j_{фон}], \end{cases} \qquad (56)$$

где y_i' — преобразованная величина y_i, y_{min} — минимальное значение показателя, $y_{ф}{}^{j}{}_{он}$ — подвыборка значений y_i в области фоновых величин. Данное преобразование нивелирует излиш-

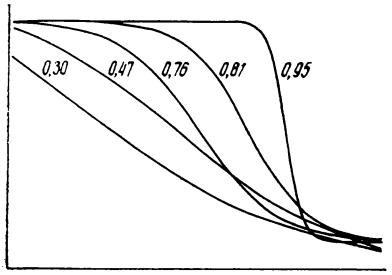


Рис. 42. Пример логистических кривых с различной величиной крутизны ступени

ний разброс, приписывая всем фоновым значениям максимальную желательность (единицу).

3. Если указанные способы не помогают и кривая не выходит на плато, либо отказаться от использования данной зависимости для нахождения критических точек, либо по уравнению (53) найти $x_в$, $x_н$ и $x_с$ приближенно (для $y=0{,}79y_{max}$, $y=0{,}21\,y_{max}$, $y=0{,}5\,y_{max}$ соответственно, где y_{max} — значение, рассчитываемое по уравнению (47) для минимального фонового уровня нагрузки).

В завершение раздела укажем приближенную формулу для нахождения статистической ошибки абсциссы критической точки (одинакова для $x_в$, $x_н$ и $x_с$):

$$\mathrm{var}\,(x_{кр}) = \frac{1}{\beta^2}\left[\mathrm{var}\,(\alpha) + x_{кр}^2\,\mathrm{var}\,(\beta)\right]. \qquad (57)$$

Дисперсии коэффициентов находятся по стандартным формулам (Зайцев, 1984).

SUMMARY

Ecological standardization problem is discussed in details as applied to the purpose of surface ecosystems critical aerotechnogenic loading determination resulted from the local sources. The suggested standardization concepts critical review is given here. Methods of approach to information about biota and pollution reduction, to the way of critical loadings determination are discussed. Ecological standardization author's conception is suggested, its main points are the following.

Anthropocentric approach is used in ecosystem standard determination. According to this, standard is a measure of a «good» ecosystem, i. e. limited with qualitatively changing region of conditions that satisfy the existing idea about environment high quality. Standard axiologic understanding requires value criteria specific setting. This system includes not only parameters providing socioeconomic functions direct fulfillment (for example, production of the definite structure), but also parameter responsible for ecosystem stability as a whole. Besides this, parameters providing necessary contribution of given ecosystem to higher order ecosystems functioning are taken into consideration.

The main object for standards development is ecosystem in the limits of elementary water collecting reservoir. Populations are not included to local standardization system-influence on them is regulated in the framework of regional and global standardization. The whole number of parameter that can be used for ecosystem description is divided in two subclasses: main and correlation. The first includes parameter directly satisfying human needs or providing ecosystem stable functioning and making contribution to the higher order ecosystems functioning, the second parameter correlatively connected with the first but directly not interpreted in value scales («outstripping» indicators).

Standards are obtained by critical points marking at dose-effect curve. To construct that curve, real ecosystems nature analysis in technogenic loading from real ejection sources gradient is necessary. The research ground must meet such main requirements: the emission source acts for a sufficiently long time (so that ecosystem transformation will get to stationary level); the ground serves as an adequate analogue for an object with regulated loading; ejection structure is slightly changed during the time of the source's action; test areas are genetically the same ecosystems situated within the same relief elements. In each gradient's point ecosystem parameters are compared with specially constructed toxical loading index (functional from pollutants concentrations in depository mediums). The analytical form of dose-effect correlation is the logistic curve equation. The equation coefficients can be found with the help of Marquardt's number evaluation procedure. The critical points (upper and

lower) can be found with the help of function's derivaties analyses. Critical points abscissas minimum value is taken as primary standard in variables list. Loadings minimum values using but not any form of data averaging is form of «weak link» principle realization. Loading index construction is carried on in such a way. Toxicants concentrations and biotest reaction (for example, unicellular algae) are determined at the same time in depositing pollutants substrata (snow, soil). Some loading index possible forms are calculated (for example, heavy metals sum concentrations, sum of concentrations exceeding over background values ect.). The best index form is chosen under maximum value, linearity and correlation with biotest reaction stability criteria.

Maximum permissible loading for the main parameters determines the current standard that is to be reached under the modern industrial technologies; for correlative parameters it is the acquaintance parameter that is reached with technologies changing. Standards are differentiated in botanic-geographical zones ecosystem types, industry types, nature management regimes.

The obtained standard means only the fact that with the determined loading level important for human being parameter in the given ecosystem type in the given region during the ejection source time of action wouldn't go out of the critical level. The results extrapolation through the outlined region is incorrect.

The primary standard has a meaning of multiple loading decreasing to values when ecosystem parameters wouldn't differ from background level or the whole area near the source. The secondary standards (permissible ejection volumes) are obtained as corresponding industry indices to primary standards correlation (taking into consideration differences in that enterprise and enterprise-analogue absolute ejection values).

The suggested approach to standardization is of applied character as there are the following sufficient limits: all reasonings are with the assumption that ecosystems in background and transformed condition are functioning at stationary regimes; standards are obtained for the definite ejection structure and after its sufficient changing new standard obtaining is necessary; the research scheme for standard obtaining can be correctly fulfilled only in the region where background environment slightly differs with preindustrial condition.

The suggested approach to ecological standardization is illustrated by research work in the Middle Urals results where forest ecosystems changing under copper-melting plant wastes action was studied during several years on the constant ground. Vegetation, soils, forest litter, soil enzymes system, soil mesofauna, birds, small mammals, epiphytic lichens communities technogenic transformation were revealed. Correlations of dose-effect type are plotted for some ecosystem parameters on the base of which limit loading standards are determined.

Научное издание

Евгений Леонидович Воробейчик
Олег Фагимович Садыков
Михаил Геннадьевич Фарафонтов

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ (ЛОКАЛЬНЫЙ УРОВЕНЬ)

Редактор **А. И. Пономарева**
Художник **В. А. Шатунов**
Технический редактор **Е. М. Бородулина**
Корректор **Н. В. Каткова**

ЛР № 020293 от 27.11.91
Сдано в набор 10.01.94. Подписано в печать 15.04.94. Формат 60×90$^1/_{16}$. Бумага типографская № 2. Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 17,5. Уч.-изд. л. 20,7. Усл. кр.-отт. 17,6. Тираж 1000. Заказ 509.

Уральская издательская фирма «Наука».
620219, Екатеринбург, ГСП-169, Первомайская, 91.

Издательско-полиграфическое предприятие
«Уральский рабочий».
Екатеринбург, ул. Тургенева, 13.