

ПОЧВЕННО- ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ

Издательство
Московского университета

ПОЧВЕННО- ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ И ОХРАНА ПОЧВ

Под редакцией Д. С. Орлова
и В. Д. Васильевской

Рекомендовано Государственным комитетом
Российской Федерации по высшему образо-
ванию в качестве учебного пособия для
студентов высших учебных заведений, обу-
чающихся по специальностям «Агрохимия»
и «Почвоведение»

ИЗДАТЕЛЬСТВО
МОСКОВСКОГО УНИВЕРСИТЕТА
1994

ББК 40.3
П 65
УДК 631.417

Рецензенты:

кафедра почвоведения факультета почвоведения, агро-
химии и экологии ТСХА

(зав. кафедрой проф. *В. И. Кирюшин*);

доктор сельскохозяйственных наук *В. А. Большаков*

П 65 Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв:
Учеб. пособие / Под ред. Д. С. Орлова, В. Д. Васильев-
ской. — М.: Изд-во МГУ, 1994. — 272 с.: ил.

ISBN 5-211-02501-6.

В учебном пособии обоснованы принципы и задачи почвенного мониторинга как составной части экологического мониторинга, раскрываются понятия глобального, регионального и импактного мониторинга. Подробно рассмотрены фоновый мониторинг, мониторинг почв в условиях промышленного загрязнения, почвенно-мелиоративный мониторинг. Освещены роль почвенных организмов в контроле антропогенного воздействия на почвы и вопросы математического обеспечения почвенного мониторинга. Предложен перечень показателей почвенно-экологического мониторинга, сроки, периодичность и методики наблюдений.

Для студентов, аспирантов и специалистов в области почвоведения, экологии и охраны почв.

П 3702050000(4309000000)—038 41—94
077(02)—94

ББК 40.3

Учебное издание

ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ И ОХРАНА ПОЧВ

Зав. редакцией
И. И. Щехура

Редактор
Э. И. Кранс

Художественный редактор
Л. В. Мухина

Обложка художника
В. В. Тарбузова

Технический редактор
Т. А. Корнеева,
Н. И. Матюшина

Корректоры
Л. С. Клочкова,
Т. С. Милякова

ИБ № 6283

ЛР № 040414 от 27.03.92.

Сдано в набор 22.10.93

Подписано в печать 3.06.94

Формат 60×90^{1/16}. Бумага тип № 2. Гарнитура литературная. Высокая печать

Усл. печ. л. 17,00.

Уч.-изд. л. 19,49

Тираж 1000 экз.

Заказ № 571

Изд. № 2524

Ордена «Знак Почета» издательство Московского университета.
103009, Москва, ул. Герцена, 5/7.

АО «Чертановская типография»

113545, Москва, Варшавское шоссе, 129а.

ISBN 5-211-02501-6

© Коллектив авторов,
1994

Предисловие

Необходимость охраны почв и восстановления почвенного плодородия была известна уже на заре земледельческой эры. В Древнем Египте, государствах Ближнего Востока и Средней Азии применялись различные практические приемы борьбы с вторичным засолением почв, с водной эрозией. Большую тревогу многих исследователей вызывали процессы разрушения почвенного покрова горных склонов после сведения лесов. Однако до начала бурного развития промышленности и усиленной химизации сельского хозяйства эти негативные явления и процессы не представляли слишком большой опасности. Положение кардинально изменилось уже в 20—30-е годы XX века, когда стали проявляться не только простейшие последствия хозяйственной деятельности человека (эрозия, засоление почв, образование бедлендов), но и более сложные, зачастую опасные для развития растений и животных, для здоровья человека.

По мере развития промышленности прилегающие к промышленным зонам территории подвергаются все усиливающемуся потоку техногенных выбросов и отходов, территории сельскохозяйственного пользования — излишнему воздействию минеральных удобрений, ядохимикатов, пестицидов. Все это в целом приводит к очень серьезным нарушениям экологического состояния отдельных территорий. Деградация почв и почвенного покрова, почвенной биоты, растительного покрова во многих районах столь высока, что стали появляться так называемые техногенные пустыни, т. е. территории, полностью лишены живой растительности (иногда сохраняется сухой мертвый лес), а частично и почв; последующая эрозия обнажает почвообразующие и скальные породы. Такого рода техногенные пустыни зафиксированы в районах расположения ряда крупных промышленных комбинатов.

Выбросы промышленных предприятий, теплоцентралей, выхлопы авиационных двигателей попадают непосредственно в атмосферу и могут распространяться на десятки и сотни километров. В результате происходит региональное и глобальное загрязнение биосферы в целом и почвенного покрова в частности. Эти виды загрязнений пока не имеют столь катастрофических последствий, как это бывает в некоторых случаях локаль-

ного загрязнения, но зато оно охватывает большие территории и может иметь далеко и трудно прогнозируемые последствия.

Весь опыт, накопленный практикой, и результаты научно-исследовательских работ совершенно однозначно указывают, что охрана почв, охрана биосферы возможны только на основе хорошо организованного мониторинга и в первую очередь почвенно-экологического мониторинга. Экологические последствия загрязнения почв обычно проявляются позже, чем загрязнение атмосферы или гидросферы, но они более устойчивы и долговременны.

Задымление атмосферы, ее загазованность опасны и легко заметны, их быстро ощущает население, но при благоприятных погодных условиях, определенном перепаде давления, ветрах загрязняющие вещества быстро рассеиваются и воздух вновь становится пригодным для нормального жизнеобеспечения.

Несколько сложнее обстоит дело с процессами загрязнения наземных и подземных вод. В замкнутых водоемах химическое загрязнение воды может оказаться весьма устойчивым во времени, надолго ухудшая качество воды или делая ее вообще непригодной для питья. В проточных водоемах, в реках смена воды происходит непрерывно, но и при этом загрязнение распространяется на большие территории, а при использовании вод на орошение загрязняющие вещества уже попадают в почву и растительную продукцию. Но все же самоочищение наземных вод происходит в сравнительно короткие сроки (конечно, когда речь не идет о катастрофических уровнях загрязнения, когда уже мониторинг должен быть заменен экстренными мерами по восстановлению экологической безопасности).

Химическое загрязнение и деградация почв представляют совершенно особую проблему. Почвы медленно накапливают загрязняющие вещества, выполняя при этом протекторные функции в отношении других природных образований. Они защищают подземные воды от возможного химического загрязнения, удерживая загрязняющие вещества, которые содержатся в фильтрующихся через почвы водах. Почвы также связывают многие соединения в малоподвижные и недоступные растениям формы, предохраняя тем самым растительную продукцию от попадания тяжелых металлов или других элементов и веществ. Но выполняя эту защитную роль, почвы постепенно все в большей мере сами подвергаются загрязнению и на каком-то этапе оно может достичь таких уровней, когда почвенный покров становится или непригодным для сельскохозяйственного использования, или разрушается вовсе.

Следует иметь в виду, что восстановление разрушенного почвенного покрова требует десятилетий или столетий, а работы по рекультивации с помощью технических средств требуют очень больших затрат.

В теории и практике почвенно-экологического мониторинга

очень много нерешенных вопросов. Нет, в частности, общепринятых определений таких понятий, как «загрязняющие вещества», «опустынивание», «деградация почв», поскольку в литературе они часто используются с неодинаковым фактическим значением.

Многие неблагоприятные изменения свойств почвы могут происходить не только в результате человеческой деятельности (иметь антропогенный характер), но и формироваться вполне естественным путем под влиянием обычных природных факторов почвообразования. Так, образование засоленных почв — следствие как неправильного орошения, так и природных процессов импัลверизации солей, принося их с близкорасположенными грунтовыми водами. Генезис солонцов может быть связан с природными процессами миграции натриевых солей или быть вызван использованием для орошения вод с неблагоприятным отношением активностей ионов натрия и кальция. Аналогично, потеря гумуса, которую обычно связывают с интенсификацией земледелия, усиленной распахкой и т. п., происходит и в природной обстановке, когда наблюдается естественная смена биоклиматических условий.

Из изложенного достаточно ясно вытекает, что организация мониторинга должна быть достаточно широкой и дифференцированной. Нельзя выпускать из внимания естественные процессы, процессы, происходящие при обычном сельскохозяйственном использовании почв, изменения почв и почвенного покрова при техногенных нагрузках. Полная программа мониторинга должна включать даже такие явления, как изменения почвенных свойств в рекреационных зонах.

Теоретическое содержание почвенно-экологического мониторинга, рекомендуемые и используемые методы и контролируемые показатели существенно изменились за последние 10—15 лет. Изменилось и содержание курса «Охрана почв». Поэтому возникла необходимость в новом учебном пособии по этому курсу. В настоящем пособии обсуждаются, конечно, не все проблемы охраны почв и почвенного мониторинга, но наиболее актуальные и мало освещенные в прежних руководствах. Обширные материалы представлены по изменению почвенного покрова земли под влиянием деятельности человека, которые, в частности, показывают опасную тенденцию резкого ускорения деградации почв, потери гумуса, образования бедлендов в эпоху интенсивного развития промышленности и новых технологий. С этими проблемами тесно связаны вопросы устойчивости почв к антропогенным воздействиям, а также проблема аридизации суши и опустынивания, которые в XX веке проходят как ясно выраженное следствие использования человеком недостаточно продуманных и теоретически обоснованных приемов орошения, обводнения, осушения и других видов мелиоративных работ.

В качестве одного из наиболее токсикологических опасных

проявлений следует в настоящее время признать загрязнение почв тяжелыми металлами и кислотными выпадениями, к ним близко примыкают проблемы загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами, различными углеводородами, в том числе и канцерогенными. Если кислотные выпадения, а нередко и поступление тяжелых металлов приобрело уже почти глобальный (или четко выраженный региональный) характер, то загрязнение углеводородами большей частью проявляется лишь импактно, но от этого оно не становится менее опасным, поскольку лишает почвы плодородия, нередко полностью, а в некоторых местах возникают резко опасные для здоровья ситуации, особенно в зонах добычи нефти, газа, вблизи буровых установок и нефтепроводов. Контроль за нефтезагрязнением довольно сложен, поскольку далеко не все количество углеводородов извлекается из почвы обычно принятыми растворителями. В связи с этим приобретает важнейшее значение метод дистанционного мониторинга по отражательной способности почв, резко снижающейся в условиях нефтезагрязнения. Этот же метод удобен и для общей характеристики состояния почв и растительности, включая оценку изреженности растительности, потерю или накопление гумуса, засоление, развитие эрозионных процессов и дефляции.

Сравнительно мало внимания до сих пор уделялось мониторингу отдельных регионов и биоценозов, многие из которых нуждаются в специфических методах контроля, и для их оценки нужны особые, дифференцированные по зонам и биоценозам показатели. Такие данные приведены в некоторых главах настоящего пособия. Отражено также и проведение так называемого биомониторинга, направленного на использование таких параметров, как изменение характера почвенной биоты под влиянием антропогенной нагрузки.

Конечно, изложенные в учебном пособии материалы не раскрывают все проблемы почвенно-экологического мониторинга и охраны почв. Но главная цель пособия в том и состоит, чтобы раскрыть студентам и аспирантам некоторые стороны этой проблемы, которые не вошли еще в грифованные учебники и анализ которых возможен только по оригинальным научным публикациям. Новизна постановки ряда вопросов не могла не сказаться на характере изложения материала, и поэтому в некоторых разделах преобладает поисковый или научно-повествовательный характер изложения. Авторы полагают, что это не противоречит задачам и назначению учебного пособия, поскольку осваивающие курс охраны почв студенты и аспиранты должны читать не только учебную, но и научную литературу.

Учебное пособие посвящено памяти профессора Л. А. Гришпиной, которая слишком рано ушла из жизни, не успев закончить начатые и задуманные исследования по охране почв и почвенному мониторингу. Леонора Александровна внесла большой вклад в изучение гумусного состояния почв, его изменения при антропогенных нагрузках, ею разработаны важ-

нейшие проблемы влияния кислотных выпадений на почвы и растительность. Часть этих материалов представлена в соответствующем разделе настоящего пособия. Л. А. Гришина была и соавтором первого учебника «Охрана почв», который был выпущен Издательством Московского университета в 1985 году. Авторы надеются, что настоящее учебное пособие будет положительно воспринято всеми заинтересованными читателями и будет достойной памятью Леоноре Александровне Гришиной.

ОСНОВНЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ЗЕМЛИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ЧЕЛОВЕКА

Почва в системе земных сфер играет роль одной из оболочек — педосферы, выполняя в этой системе ряд важнейших глобальных функций, имеющих непосредственное экологическое значение, т. е. важных с точки зрения среды обитания организмов, включая человека.

ГЛОБАЛЬНЫЕ ФУНКЦИИ ПОЧВЫ

1. Обеспечение жизни на Земле. Эта функция определяется тем, что именно в почве концентрируются на земной поверхности необходимые организмам биофильные элементы в доступных им формах химических соединений. Кроме того, почва обладает способностью аккумулировать необходимый для жизнедеятельности первичных продуцентов наземных экосистем запас воды, обеспечивая их водой весь период вегетации. И наконец, почва служит оптимальной средой для укоренения наземных растений, обитания многочисленных позвоночных и беспозвоночных животных, многообразных микроорганизмов. Эта глобальная функция почвы характеризуется понятием **плодородие**.

2. Обеспечение постоянного взаимодействия большого геологического и малого биологического круговоротов веществ на земной поверхности. Все биогеохимические циклы элементов, включая циклы таких важнейших биофилов, как углерод, азот, кислород, а также потокообразующие циклы воды, осуществляются именно через почву, при ее регулирующем участии в качестве геомембраны, с одной стороны, и в качестве аккумулятора биофилов — с другой. Почва — это связующее звено и регулирующий механизм в системах геологической и биологической циркуляции элементов в биосфере на поверхности Земли.

3. Регулирование состава атмосферы и гидросферы. Газовая, или атмосферная, функция почвы осуществляется благодаря ее высокой пористости (40—60% объема) и плотной заселенности организмами (корни растений, животные, микроорганизмы), что способствует постоянному газообмену между почвой и приземной атмосферой. Из почвы в атмосферу идет поток различных газов, включая и «парниковые газы» — CO_2 , CH_4 ,

N_2O ; выделяется и много микрогазов. Одновременно идет поглощение почвой кислорода из атмосферы, в том числе для поддержания интенсивных окислительных процессов. «Дыхание почвы» вместе с фотосинтезом и дыханием живых организмов поддерживает постоянство состава атмосферного воздуха. В системе почва—атмосфера почва является генератором одних газов и стоком для других.

В результате круговорота воды почва избирательно отдает в поверхностный и подземный сток растворимые в воде химические соединения, определяя в значительной степени гидрохимическую ситуацию суши и прибрежной акватории океана, что связано с гидрофизическими свойствами почвы и ее обменной физико-химической поглотительной способностью.

4. Регулирование интенсивности биосферных процессов (плотности и продуктивности организмов на поверхности суши и в мелководьях).

5. Накопление на земной поверхности специфического активного органического вещества — гумуса и связанной с ним химической энергии. В постоянно идущих на земной поверхности биологических циклах синтеза и разложения органического вещества почва играет заметную роль, являясь аккумулятором остаточных продуктов этих циклов, обеспечивающих в значительной степени их устойчивость через функцию почвенного плодородия.

6. Защитная роль почвы по отношению к литосфере. Почва планеты — это не только геомембрана, но одновременно и гео-дерма, «кожа» планеты, защищающая литосферу от слишком интенсивного воздействия экзогенных факторов и соответственно от разрушения. Благодаря почве обеспечивается нормальное протекание геологической денудации суши, препятствующее слишком быстрому уходу продуктов выветривания горных пород с суши в океан.

По отношению к человеку почва имеет еще одну специфическую функцию, являясь **важнейшим незаменимым природным ресурсом**. Это главное средство сельскохозяйственного производства и место поселения людей.

Указанные функции почвы весьма динамичны и подвержены сильному изменению под воздействием хозяйственной деятельности человека, причем их изменения могут быть как позитивными, так и негативными, вплоть до полной утраты тех или иных функций при разрушении почвы или ее деградации. Имея в виду все расширяющиеся масштабы воздействия человека на природные экосистемы, приходится весьма внимательно анализировать экологические последствия этих воздействий, в том числе и на почву.

СОВРЕМЕННАЯ ДИНАМИКА ЗЕМЕЛЬНЫХ РЕСУРСОВ МИРА, ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ И СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ

Согласно последним опубликованным данным ФАО, в 1986 г. площадь обрабатываемых земель и многолетних насаждений составила 1473,590 млн га, или около 11,3% общей площади суши земного шара (обрабатываемые земли — 1373,432 и многолетние насаждения — 100,158 млн га). Площадь орошаемых земель составила 227,520 млн га, или 13,1% от общей площади обрабатываемых земель и многолетних насаждений. Таким образом, за два года (с 1986—1988 гг.) величина мировой пашни уменьшилась примерно на 0,5 млн га (табл. 1).

В 1986 г. на каждого жителя планеты (при общей численности населения мира 5 млрд человек) приходилось в среднем 0,3 га пашни. Размер пашни порядка 1,5 млрд га (с небольшими годовыми колебаниями в ту или иную сторону) практически не меняется вот уже около 25 лет, а число людей на Земле растет постоянно. Соответственно размер пашни на душу населения постоянно снижается.

Таблица 1

**Главные виды земельных ресурсов мира в 1989 г.
(млн га)**

Континент	Пахотные земли и мно- голетние культуры	Пастбища	Леса и кустар- ники	Иные земли	Общая пло- щадь
Мир в целом	1473	3110	4052	4443	13079
Африка	184	762	695	998	2639
Северная и Цент- ральная Амери- ка	274	362	660	991	2287
Южная Америка	139	457	928	592	2116
Азия (без СССР)	455	644	523	492	2119
Европа (без СССР)	140	85	155	88	468
СССР *	232	373	929	985	2519
Австралия и Океания	49	427	158	297	931

* Согласно данным Госкомприроды СССР (1989) на 1.01.1988 г. площадь пашни и многолетних насаждений составила 232,5 млн га, пастбищ и сенокосов — 871,8 млн га.

Этот процесс пока продолжается, причем в ускоренном темпе, и характеризует **относительное уменьшение продуктивных земельных ресурсов планеты.**

Если бы указанное относительное снижение площади сопровождалось адекватным или более быстрым ростом средней мировой урожайности выращиваемых на продовольствие, сырье

	1960 г.	1975 г.	1985 г.	Прогноз на 2000 г.
Площадь пашни мира, млрд. га	1,5	1,5	1,5	1,5
Население мира, млрд. человек	3,0	4,0	5,0	6,5
Площадь пашни на ду- шу населения, га	0,50	0,38	0,30	0,23

и корм скота сельскохозяйственных культур, то большой проблемы не было бы. Показано, что при современной средней агро-технологии минимальный размер пашни на душу населения земли для обеспечения присмлемого уровня жизни и особенно питания должен быть 0,5 га, т. е. уже сейчас он значительно ниже; в будущем положение будет ухудшаться.

Уже начиная с 60-х годов существующий (отраженный в статистических сводках) прирост пахотных земель мира практически прекратился, оставляя общую площадь пашни на уровне 1,5 млрд. га, а рост производства продовольствия продолжался. Соответственно был сделан вывод о всемирной смене экстенсивного развития земледелия его интенсификацией. В целом это действительно так. Однако анализ динамики земельных ресурсов как отдельных стран, так и мира в целом, показывает, что этот вывод не вполне точен. Дело в том, что в большинстве стран мира продолжается вовлечение все новых и новых земель в земледелие, а общая площадь пашни при этом практически не растет.

«Стабильная» площадь пашни мира оказывается весьма динамичной. Ежегодно выводится из пахотного фонда вследствие потери продуктивности путем отчуждения для несельскохозяйственного пользования из экономических или почвенных соображений около 6 млн га продуктивных пахотных земель. Эта площадь ежегодно компенсируется путем распашки целинных земель, прежде всего лучших пастбищных, луговых, лесных. Соответственно имеет место следующая динамика земельного фонда мира: для поддержания стабильной пашни и компенсации текущих земельных потерь постоянно со скоростью 6 млн. га/год уменьшается площадь пастбищ, лугов, лесов и зарослей и на ту же величину увеличивается площадь непродуктивных земель (пустыни, бедленды, овраги, застроенные, затопленные земли и др.). Описанный процесс — это **абсолютное уменьшение продуктивных земельных ресурсов планеты.**

Рост общей сельскохозяйственной площади привел к освоению земель низкого качества, так называемых «маргинальных», т. е. на грани пригодности, которые значительно менее устойчивы против деградационных процессов, особенно против эрозии всех видов. Согласно Р. Брауну, к концу 1970-х годов темпы эрозии почвы превышали скорость почвообразования минимум на одной трети всей обрабатываемой земледельческой территории, особенно в наиболее крупном земледельческом регионе Среднего Запада США. По утверждению Службы охраны

полностью все лучшие высокопродуктивные земли, а остались хотя и пахотно-пригодные, но земли худшего качества, малопродуктивные, требующие больших капиталовложений на их введение в оборот и мелнирацию.

Сказанное свидетельствует о нарастании предкризисной экологической ситуации в области земельных ресурсов, что кроме социально-экономических негативных последствий влечет обострение и экологической обстановки.

ФИЗИЧЕСКАЯ ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ

Уплотнение корнеобитаемого слоя — основная форма физической деградации почвы, наблюдаемая на интенсивно используемых полях и пастбищах. Наиболее склонны к уплотнению структурно-инертные почвы, содержащие мало органического вещества и преимущественно малоактивную глину. С другой стороны, при орошении переуплотняются и многогумусные черноземы с большим содержанием высокоактивных смектитовых глин.

Среди процессов уплотнения почвы важную роль играет слитизация, особенно на орошаемых полях. Если обычное уплотнение почвы вследствие техногенной нагрузки может быть исправлено при соответствующей агротехнологии, то при слитизации почва деградирует исключительно сильно, практически теряя свою структуру.

Переуплотнение почв есть прежде всего результат многократного прохождения по полям тяжелой сельскохозяйственной техники. Оно усиливается в том случае, если почва в момент нагрузки находится в переувлажненном состоянии. В России около 10% почвенного покрова полей уплотнено в слабой степени, 50 — в средней и 40% — в сильной.

ДЕГУМИФИКАЦИЯ ПОЧВ

Процесс дегумификации почв известен давно, однако его количественная оценка и планетарные масштабы вскрыты лишь в последние годы.

Когда уничтожается естественная растительность и целинные земли распахиваются, происходит резкое изменение всего биологического круговорота веществ и гидротермического режима в экосистеме, в том числе резко меняется биогеохимический цикл углерода. Первый результат такого воздействия на почву — резкое снижение ее гумусированности. Обычно в течение нескольких первых лет распахки запас гумуса в почве снижается на 25—50% от исходного на целине. Последующая эволюция гумусового состояния почвы определяется используемой технологией земледелия.

С одной стороны, в условиях использования культурных ресурсосберегающих технологий, направленных на эффективное ведение хозяйства и расширенное воспроизводство почвенного

плодородия, имеет место стабилизация гумусного состояния почвы или даже его улучшение по сравнению с исходной целиной. Формируются почвы (огородные, садовые, плантационные, польдерные, поливные), выделяемые в настоящее время в особый класс **антросолей** в мировой систематике почв и известные в Западной Европе как плаггенши, культосоли, хортисоли, ригосоли.

С другой стороны, показано, что в различных провинциях черноземной зоны за 100 лет потеря гумуса черноземами составила 50—270 т/га, т. е. 17—69% от исходного запаса, в среднем — 25—30%.

Была сделана попытка оценить глобальный процесс дегумификации педосферы планеты в исторической перспективе вследствие отмеченных выше потерь продуктивных земель и распахивания больших территорий, особенно интенсивной в последние 300 лет развития товарного земледелия в Евразии и Северной Америке и в последние десятилетия демографического взрыва и послевоенного постколониального развития. Подсчеты дали следующие результаты.

До того как деятельность человека начала играть важную роль в эволюции почв, средняя мощность гумусного слоя составляла 0,5 м; средняя плотность — $1,3 \text{ м}^{-3}$; среднее содержание органического углерода — 2,0%; средний запас органического С — $13\,000 \text{ т/км}^{-2}$; общий запас органического С в гумусфере планеты — 1700 млрд. т., или $1,7 \cdot 10^{18} \text{ г}$.

Современное состояние в почвах, подвергшихся воздействию человека:

а) в пахотных почвах мира (15 млн. км^2) средняя мощность гумусового слоя 0,5 м; его средняя плотность — $1,2 \text{ т/м}^{-3}$; среднее содержание органического С — 1,5%; средний запас органического С — 900 т/км^{-2} ; общий запас органического С — 135 млрд. т, или $1,35 \cdot 10^{17} \text{ г}$;

б) в антропогенном «бедленде» мира (бывшие продуктивные земли, трансформированные человеком в пустыни, бедленты, водохранилища, дороги, карьеры, застроенные земли и т. п. — 20 млн. км^2) средняя мощность гумусового слоя — 0,1 м; его средняя плотность — $1,4 \text{ т/м}^{-3}$; среднее содержание органического С — 0,25%; средний запас органического С — 350 т/км^{-2} ; общий запас органического углерода — 7 млрд. т, или $7 \cdot 10^{15} \text{ г}$.

В почвах, не подвергавшихся воздействию человека, запас гумуса остался по существу стабильным и оценивался в 1290 млрд. т органического С, или $1,29 \cdot 10^{18} \text{ г}$.

Современный общий запас органического С в почвенном покрове планеты соответственно составляет 1432 млрд. т, или $1,4 \cdot 10^{18} \text{ г}$.

Приведенные расчеты показали, что за период земледельческой цивилизации (последние 10 тыс. лет) почвенный покров мира потерял органического углерода 253 млрд. т, или $2,53 \cdot 10^{17} \text{ г}$ за счет антропогенного «бедленда», 60 млрд. т, или

$0,6 \cdot 10^{17}$ г за счет современных пахотных земель, в целом 313 млрд. т, или $3,13 \cdot 10^{17}$ г, что составляет 15,8% от его исходного запаса 10 тыс. лет назад.

Дополнительные расчеты показали, что за период земледельческой цивилизации имела место следующая динамика дегумификации педосферы планеты:

1) 313 млрд. т С за 10 тыс. лет со среднегодовой потерей 31,3 млн. т;

2) 90 млрд. т С за последние 300 лет со среднегодовой потерей 300 млн. т;

3) 38 млрд. т С за последние 50 лет со среднегодовой потерей 760 млн. т.

Таким образом, современная скорость дегумификации почвенного покрова планеты за последние 50 лет стала в 24,3 раза выше среднеисторической.

Многими исследователями показано 4—6-кратное превышение скорости разложения почвенного органического вещества в тропиках по сравнению с умеренными широтами. Это, в частности, означает, что прогнозируемое повышение средней глобальной температуры на несколько градусов в связи с «парниковым эффектом» приведет к резкому усилению дегумификации почв умеренного пояса.

Потеря гумуса почвенным покровом — это повышение концентрации диоксида углерода в атмосфере. Вероятная оценка прибавки CO_2 в атмосфере за счет минерализации почвенного гумуса составит около 1000 млрд. т, что весьма существенно для «парникового эффекта» наряду с другими факторами (сжигание ископаемого и живого органического топлива, метаногенез, эмиссия закиси азота и техногенных аэрозолей). Однако уверенно сказать, что наблюдаемые потери почвенного гумуса в ближайшем будущем могут стать экологически опасными в случае непринятия необходимых превентивных мер в глобальном масштабе, нельзя. С другой стороны, процесс будет все более ускоряющимся, поскольку дегумификация педосферы ведет к росту концентрации CO_2 в атмосфере, что сопровождается усилением «парникового эффекта», ведущего к потеплению климата, что влечет еще большее ускорение дегумификации. Это не цикл, а расширяющаяся спираль с непредсказуемыми экологическими последствиями, вероятнее всего негативными, вплоть до катастрофических.

ЭРОЗИЯ И ДЕФЛЯЦИЯ ПОЧВ

Эрозия почв остается пока на первом месте среди проблем деградации почв под влиянием хозяйственной деятельности человека. В то же время в оценке этой большой экономической и экологической проблемы появились новые тенденции, в том числе несколько неожиданные.

Большинство специалистов считают эрозию почв резко отрицательным деградационным процессом, влекущим за собой

негативные экономические и экологические последствия.

Однако Г. Дрегне считает, что необходимо быть более сдержанным и осторожным в оценке последствий эрозии, этот процесс не во всех случаях является катастрофическим и негативным, как это рисуется большинством специалистов и публицистов.

Главный аргумент Г. Дрегне состоит в том, что общая оценка количества сносимой почвы без учета свойств остающегося на месте субстрата ничего не дает для характеристики продуктивности экосистемы, особенно агроэкосистемы, где технологические приемы могут полностью сбалансировать эффект эрозионного сноса. По его мнению, в глобальном масштабе эрозия может оказать в длительной перспективе лишь незначительное влияние на снижение продуктивности земледелия. Весьма острым (заниженным?) представляется и показ им распространения эрозии почв на континентах. Однако эта точка зрения совершенно не учитывает иных последствий эрозии: заиливания водоемов, усиления наводнений, деградации рельефа, загрязнения природных вод. Все это, вместе взятое, ведет к ухудшению окружающей среды и экологическому стрессу.

Согласно имеющимся оценкам, потери урожаев от эрозии могут колебаться от 5—10% за 50 лет и даже 4% за 100 лет на мощных однородных почвах высокого естественного плодородия до полной потери в весьма короткий срок — за 10 лет на маломощных почвах низкого естественного плодородия. В зависимости от почвенных и климатических условий эрозия может способствовать повышению урожаев, не оказать на них никакого влияния, слегка снизить урожай или даже привести к их полной потере.

АНТРОПОГЕННОЕ ОПУСТЫНИВАНИЕ

Опустынивание — это снижение или разрушение биологического потенциала земли, которое в конечном итоге может привести к условиям пустыни, связано оно с нерациональным использованием человеком природных ресурсов аридных и семиаридных территорий.

Б. Г. Розанов (1981) главное внимание при определении и оценке опустынивания уделяет необратимому изменению в сторону аридизации почвенного покрова и экосистемы в целом, т. е. уменьшению способности экосистемы обеспечивать растительность и другие организмы продуктивным запасом воды.

Засушливые территории составляют около одной трети суши земного шара (табл. 2).

Приведенные в табл. 2 регионы засушливых земель, согласно классификации ЮНЕСКО 1977 г., определяются следующими количественными показателями:

1) **супераридные территории** — годовые осадки менее 100 мм; отсутствует растительность за исключением эфемеров и кустар-

**Площадь засушливых территорий мира
(млн га)**

Регионы	По оценке П. Мейгса, 1956	По карте ЮНЕСКО, 1977
Супераридные	581	900
Аридные	2174	2680
Семиаридные	2126	1750
Всего	4881	5330

ников по руслам водотоков; земледелие и животноводство невозможны, за исключением оазисов; это «настоящие» пустыни с индексом аридности 0,03 (индекс аридности — отношение среднегодовой суммы осадков к потенциальной эвапотранспирации, вычисленной по формуле Пенмана);

2) **аридные территории** — годовые осадки 100—200 мм; скудная, разреженная и однолетняя растительность; земледелие возможно при орошении, а скотоводство лишь кочевое; индекс аридности 0,03—0,20;

3) **семиаридные территории** — годовые осадки 200—400 мм; полупустынная и кустарниковая растительность с прерывистым покровом; возможно неустойчивое богарное земледелие и развитое пастбищное животноводство; индекс аридности 0,20—0,50.

Поскольку супераридные территории — это уже «настоящие» пустыни, то процесс современного антропогенного опустынивания интенсивно прогрессирует в аридных и семиаридных регионах.

Согласно проведенному обследованию, опустынивание угрожает благополучию 850 млн. человек и охватывает территорию 3,5 млрд. га, из которых 3,1 млрд. га составляют пастбища, 335 млн. га — богарные пахотные земли и 40 млн. га — орошаемые земли. Ежегодно 21 млн. га вследствие опустынивания теряют свою продуктивность до полной экономической нецелесообразности их использования.

Опустынивание прогрессирует, процесс опустынивания затрагивает все континенты мира, а в наиболее разрушительной степени — засушливые территории Южной Америки, Азии и Африки, где до 18,5% (870 млн. га) продуктивных земель подверглись серьезному опустыниванию. Особенно сильно от опустынивания страдает судано-сахельская зона Африки и страны к югу от нее, где этот процесс непосредственно угрожает благополучию 80—85% населения.

После «пустынного удара» конца 60-х — начала 70-х годов, который произошел из-за нерациональной эксплуатации природных ресурсов, Африка так и не смогла оправиться, хотя с тех пор здесь несколько раз засушливые климатические перио-

ды сменялись более влажными. Экологическая, а за ней и социально-экономическая обстановка в аридных регионах континента продолжает ухудшаться.

В настоящее время в районах Приаралья, Прибалхашья, Прикаспия, на равнинах Туркменистана, Узбекистана, Казахстана, Калмыкии, Дагестана, Азербайджана возникли сложные экологические проблемы. Здесь антропогенным опустыниванием в разных формах и в разной степени затронуты огромные территории. Причины опустынивания: нерациональное использование природных ресурсов, превышающее порог экологической устойчивости природных экосистем, за которым следует их разрушение, часто необратимое, потребление природных ресурсов без заботы об их воспроизводстве.

В Калмыкии, например, согласно данным космической съемки, уже в 1983 г. только на территории Черноземельского и Яшкульского районов было более 500 тыс. га разбитых голых песков, занимавших более 30% площади пастбищ (ранее песков было всего 2—3%) и расширяющихся на 10% в год, к 1989 г. их стало уже более 800 тыс. га, и площадь их продолжает расти.

В результате деградации пастбищ образовался крупнейший в стране очаг антропогенного опустынивания. Главная причина — избыток скота на бедных аридных пастбищах. В Яшкульском районе, например, выборочная проверка на четырех стоянках в 1983 г. показала такое же количество неучтенных овец, сколько и «законных», а более поздние проверки на 24 стоянках показали, что число неучтенных овец в отарах иногда превышало число «законных» в 20 раз. Такой перегрузки, естественно, не может выдержать ни одно пастбище.

В Калмыкии сейчас орошается около 100 тыс. га земель. Никто не знает, сколько здесь еще имеется земель так называемого «инициативного» орошения, основанного не на государственных инженерных оросительных системах, а на водоподаче из любых водисточников насосами разного типа. Практически все 100% орошаемых земель засолены в той или иной степени, а ведь это не только и не столько потери урожая, сколько потенциал роста солончаковой пустыни, потеря продуктивности земель.

В настоящее время вода Сырдарьи и Амударьи полностью разбирается вдоль по течению в основном для целей орошения, а сток в Аральское море практически прекратился.

Четко установлено, что неумеренный, нерегулируемый забор воды в верховьях рек в засушливых районах ведет к деградации земель и их опустыниванию в низовьях. Именно это наблюдается в Приаралье. Общий годовой запас водных ресурсов в бассейне Аральского моря составляет в среднем 126,7 км³. Из них в 1940 г. для орошения 3,5 млн. га использовали 44,4 км³, в 1960 г. для орошения 4,3 млн. га — 54,1 км³, а в 1985 г. для орошения 7 млн. га — 108 км³. Кроме того, толь-

ко в Узбекистане в 1980 г. расходовалось на промышленные, коммунальные и иные нужды 6,2 км³ в год. При этом в реки сбрасываются соленые дренажно-коллекторные воды. Всего за последние 25 лет уровень вод моря снизился на 13 м, соленость воды выросла с 9 до 24—26 г/л, площадь акватории уменьшилась на 30—35%, а объем воды уменьшился более чем наполовину. Усыхание моря продолжается, зона осушения уже составила около 2,1 млн. га. Южная береговая линия отступила на 60—80 км. На высохшем морском дне и по его периферии формируется песчано-солончаковая пустыня, площадь которой достигла 2,6 млн. га.

Обсыхающая территория вокруг Арала стала крупным источником солепылевого материала, выдуваемого и переносимого ветровыми потоками на многие сотни километров. Эти соли осаждаются на окружающих пространствах, губя растительность и засоляя почвы. Со скоростью до 1 км/год продвигаются к югу формирующиеся на бывшем морском дне песчаные массивы. Особенности нового аэрозольного компонента заметно отразились на всех атмосферных процессах. Вследствие существенного изменения отражательных свойств обсыхающей территории (альбедо выросло более чем в 7 раз, величина отраженного излучения — более чем в 3 раза) увеличилась континентальность климата региона. Климатические изменения в сторону аридизации распространяются до 400 км, охватывая площадь около 50 млн. га. Отсюда падение продуктивности и без того бедных полупустынных пастбищ, переход их в пустынные. Годовая потеря пастбищных кормов в районе бедствия оценивается в 5 млн. т., причем эта оценка представляется заниженной, если иметь в виду всю территорию вокруг Арала, подвергающуюся аридизации и опустыниванию.

Таким образом, антропогенное опустынивание прогрессирует во всем Аральском бассейне, причем первопричиной его служит экстенсивное развитие орошаемого земледелия при его низкой эффективности (КПД оросительных систем всего около 0,5—0,6) и без тщательного учета регионального водного баланса бассейна.

В разной степени подвержено опустыниванию на равнинах Средней Азии и Южного Казахстана около 60% всей территории, причем большая доля оставшейся, не подвергающейся современному опустыниванию территории — это уже пустыни. Наиболее интенсивно деградация природных систем, приобретающая экологически опасный характер, развивается в Туркменистане и Узбекистане.

В аридных районах мира разными формами опустынивания (от умеренного до очень сильного) поражена следующая доля сельскохозяйственных земель: в орошаемом земледелии — 21%, в богарном земледелии — 77, на пастбищных угодьях — 82%.

Главные формы деградации почв при опустынивании: эрозия ветровая (преимущественно пастбищ и богарных земле-

дельческих территорий) и эрозия ирригационная, а также засоление орошаемых земель.

Таким образом, антропогенное опустынивание засушливых территорий мира в настоящее время является одной из наиболее опасных и тяжелых по своим последствиям глобальных экологических проблем, угрожая ресурсной базе развития современного и грядущих поколений. Оно не только вызывается непосредственной хозяйственной деятельностью человека на подвергающихся опустыниванию засушливых землях, но усиливается еще и климатическими изменениями в сторону потепления и аридизации, тоже связанными с человеческой деятельностью, но уже в глобальном масштабе.

ИЗМЕНЕНИЕ ПОЧВ НА ОРОШАЕМЫХ ЗЕМЛЯХ

Более половины общей площади орошаемых земель мира, которая достигла в 1986 г. 228 млн. га (данные ФАО), страдает от вторичного засоления (около 140 млн. га).

До 1 млн. га орошаемых земель ежегодно выпадает из оборота вследствие сильного засоления, а эта потеря постоянно компенсируется освоением новых земель под орошаемое земледелие, которое не только стабилизирует, но и постоянно пока наращивает площадь орошения. Еще столько же земель, вероятно, превращается в соленую пустыню или в солевые марши вдоль каналов, водохранилищ, в районах конечных приемников дренажно-сбросных вод.

Исследования показали, что с 1700 до 1986 г. площадь орошаемых земель мира выросла с 5 до 228 млн. га, причем особый рост орошаемых площадей имел место за последние 50 лет. За то же время в результате вторичного засоления около 50 млн. га были заброшены и трансформированы в «иные» земли, т. е. в солевую пустыню. Кроме того, около 50 млн. га были потеряны вследствие подтопления и засоления неорошаемых земель вдоль каналов и водохранилищ, опустынивания низовий рек из-за изъятия воды на орошение в верховьях, засоления в местах сброса дренажных вод, затопления сбросными водами.

Точных статистических данных учета состояния орошаемых земель, к сожалению, нет. Однако обобщение и интерполяция фактических материалов ряда публикаций позволяют дать общую картину и оценить ситуацию как с экологической, так и с экономической позиции. Например, очень тревожная картина вскрывается для крупного региона орошаемого земледелия Средней Азии.

Земли в бассейне Амударьи, особенно в среднем и нижнем течении, уже с 70-х годов постоянно орошаются водой с минерализацией более 1,5 г/л, что превышает все имеющиеся нормы, причем минерализация оросительных вод все время растет. То же имеет место и в долине Сырдарьи. Это ведет к росту за-

соления почв, увеличению оросительных норм минимум на 25%, в конечном итоге, к существенному недобору сельскохозяйственной продукции и потерям водных ресурсов. Объем потерь воды на непродуктивное испарение в регионе достигает 60 км³, или почти половины всех его водных ресурсов. Кроме того, в регионе практически отсутствуют пригодные для орошаемого земледелия природно незасоленные почвы, что требует больше мелиоративных работ при их освоении и соответствующих расходов.

По оценке Е. И. Панковой с соавт., в крайне неудовлетворительном (земли, на которых более 50% площади подвержено сильному и очень сильному засолению, а остальная часть засолена в меньшей степени) и слабоудовлетворительном (сильное засоление проявляется на площади от 20 до 50%, а остальная часть засолена в меньшей степени) состоянии на период космической съемки 1972—1982 гг. находилось в Узбекистане 60,7% всех орошаемых земель, в Кыргызстане — 39, в Туркменистане — 89,4, в Таджикистане — 35,2%. Остальные орошаемые земли указанных регионов находились в удовлетворительном состоянии, на которых сильное и среднее засоление проявлялось на площади менее 20%, а остальная часть земель была не засолена или засолена в меньшей степени. В целом же в Средней Азии около 60% орошаемых земель характеризуется неудовлетворительным или слабоудовлетворительным состоянием.

Засоление и снижение продуктивности почв при орошении в аридных регионах сопровождается рядом других негативных экологических последствий, в частности существенным загрязнением пресноводных источников, как поверхностных, так и подземных. Это не только засоление речных и грунтовых вод, но и их загрязнение остаточными количествами химических удобрений, включая азотные и фосфорные соединения, пестициды, их метаболитами и другими ядохимикатами.

Особое внимание почвоведов привлекают проблемы орошения черноземов.

Оценивая в целом имеющиеся материалы по антропогенным изменениям орошаемых почв и их негативным экологическим последствиям, можно дать их следующую обобщающую сводку:

- 1) потеря земельных ресурсов и превращение продуктивных земель в непродуктивные соленые марши или солевую пустыню вследствие подтопления и вторичного засоления на больших территориях (1—2 млн. га в год);

- 2) снижение продуктивности земель вследствие вторичного засоления, осолонцевания, либо слитизации (около 140 млн. га);

- 3) образование растущих соленых водоемов в местах сброса дренажно-коллекторных вод;

- 4) резкое ухудшение качества воды в реках вследствие сброса в них дренажно-коллекторных вод;

- 5) засоление и деградация ландшафтов в низовьях рек вследствие большого водозабора в верховьях;

- 6) загрязнение поверхностных и подземных вод избытком солей, минеральных удобрений, пестицидов, ядохимикатов;
- 7) загрязнение поверхностных и подземных вод нитратами;
- 8) обострение водоснабжения, особенно питьевого, на больших территориях;
- 9) загрязнение токсикантами местообитаний дикой фауны, в том числе и охраняемой и занесенной в Красные книги, особенно перелетных водоплавающих птиц, ведущее к исчезновению видов;
- 10) распространение болезней среди населения, обитающего непосредственно среди орошаемых территорий, и в местах сброса дренажного стока, особенно в местах усиленного применения ядохимикатов, как, например, в хлопкосеющих районах;
- 11) загрязнение избытком нитратов сельскохозяйственной продукции вследствие усиленного применения азотных удобрений на орошаемых полях;
- 12) необратимые гидрологические и гидрогеологические изменения, в частности исчерпание подземных водных ресурсов, местами сопровождающееся просадочными явлениями;
- 13) нарастание стрессовых явлений в окружающей среде, ведущее к социально-экономическим и политическим стрессам.

АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОЧВ ГОРНЫХ ЭКОСИСТЕМ И ВЛАЖНЫХ ТРОПИЧЕСКИХ ЛЕСОВ

Горные экосистемы чрезвычайно ранимы, что обусловлено целым рядом их особенностей. Крутизна склонов, неравномерность распределения солнечного излучения и осадков и связанное с этим интенсивное развитие денудации затрудняют освоение горных территорий и являются причиной интенсивного изменения ландшафтов гор под антропогенным прессом.

В зависимости от плотности населения, давности освоения и системы использования горные страны подвергаются антропогенным нагрузкам различной интенсивности, и последствия этих воздействий варьируют от катастрофически деградационных (Эфиопское нагорье) до проградационных, как, например, орошаемое рисоводство на террасируемых склонах Гималаев или агролесоводство в Альпах.

Наибольшую роль традиционные системы земледелия, такие как подсеčno-огневая и переложная, играют в тропических областях, где вторичная растительность, быстро распространяясь и развиваясь, восстанавливает в значительной мере утерянное почвенное плодородие.

На высокогорных пастбищах, где природные условия значительно более пригодны для скотоводства, чем в джунглях низкогорий, наблюдается серьезная деградация почв за счет перевыпаса. Интенсивно развиваются эрозия и солифлюкционные процессы, изменяется состав травостоя. Эти пастбища нужда-

ются в серьезном окультуривании или выводе из использования на несколько десятилетий.

В Африке наиболее пострадавшим от землепользования в экологическом плане регионом является Эфиопское нагорье, где в процессе многовековой эрозии сформировались крупные каньоны. В значительной мере этому способствовало распространение здесь сформированных на базальтах тяжелосуглинистых почв с низким коэффициентом фильтрации. За счет этого верхний горизонт сильно переувлажнялся, порой до разжижения. Для улучшения дренажа уже много веков крестьяне пахут вдоль склона, что только усугубляет эрозионные процессы.

Процессы эрозии в горах изменяют экологическую обстановку морских побережий. Увеличивается площадь мелководий, что способствует развитию водорослей, ухудшению условий отдыха туристов, а значит, влечет не только экологические, но и экономические потери. Так, например, остров Нью-Мур, сформированный в Бенгальском заливе наносами Ганга, растет с каждым годом и до последним данным достиг размеров 24×11 км.

Необходимо отметить, что вина за усиление эрозии лежит не только на земледелии, но и на дорожном строительстве. Подрезание склонов дорогами приводит к интенсификации оползневой и эрозионной деятельности.

Дорожное строительство прямо и косвенно способствует развитию основного экологического бедствия среднегорий — обезлесению. В Таиланде правительство приняло решение о передаче безземельным крестьянам двухкилометровой полосы вдоль дорог. Новые поселенцы предпочитают не террасировать склоны под рис, а распахивать земли вдоль склона для улучшения дренирования, засевая поле кукурузой и маниоком. За 2—3 года плодородие падает, и колонисты отправляются на новые места.

Основной причиной деградации земель в горах П. Блайки считает рост населения, увеличение нагрузки на почвы и интенсификацию земледелия. Однако Д. Ивс отмечает, что и без роста населения эти процессы имеют тенденцию развиваться и носят в значительной мере геологический характер.

В настоящее время особенно волнует исследователей усиление денудационных процессов на склонах. В горных районах Китая, Непала, Японии, Индонезии, Юго-Восточной Азии, стран региона Анд Центральной и Южной Америки устройство террас исторически позволяло земледельцам осваивать крутые склоны, которые без этого очень быстро потеряли бы свой почвенный покров в результате эрозии. Потребовались столетия для их сооружения и поддержания в порядке. Сейчас растущая нагрузка на землю заставляет земледельцев этих районов осваивать новые склоны с такой интенсивностью, которая не позволяет устраивать террасы того же качества. Наспех построенные террасы на горных склонах поэтому быстро разрушаются, что приводит к катастрофическим оползням, разрушающим поселения и несущим гибель людям. Страх перед оползнями стал факто-

ром повседневной жизни для многих жителей Анд, Гималаев и других горных систем. То же сейчас наблюдается в Таджикистане и на Кавказе.

ХИМИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ

Главными источниками химического загрязнения почв служат: отходы сельскохозяйственного производства, отходы переработки сельскохозяйственной продукции, животноводства, особенно стойлового содержания животных, минеральные удобрения, нефтедобывающие и нефтеперерабатывающие предприятия, «кислотные дожди», атмосферные выпадения в радиусе действия промышленных предприятий (особенно химических и металлургических) и добычи полезных ископаемых, автотранспорт, химические вещества, используемые в сельском хозяйстве (пестициды, ядохимикаты, стимуляторы роста, ретарданты и др.), тепловые и атомные электростанции.

Значительная часть источников загрязнения почв имеет локальное действие, но ряд действует в региональном или даже глобальном масштабе, особенно при загрязнении через атмосферные выпадения или при использовании источников загрязнения, например минеральных удобрений, на больших площадях.

Практически все виды человеческой деятельности сопровождаются загрязнением окружающей среды, в том числе почвы. Источниками загрязнения почвы тяжелыми металлами могут быть добыча твердых полезных ископаемых, добыча горючих ископаемых, производство энергии, промышленное производ-

Таблица 3

Основные источники загрязнения почвы

Промышленность и энергетика	Твердые промышленные отходы. Сточные воды. Вибросы и атмосферу. Радиовзрывные отходы
Добыча полезных ископаемых	«Пустая» порода в отвалах и хвостохранилищах. Запыление атмосферы. Сточные воды, включая шахтные. Запыление окружающих территорий
Транспорт	Выхлопные газы в атмосфере. Потери при транспортировке руд, горючего, химикатов. Остатки смазочных масел и других нефтепродуктов
Сельское хозяйство	Минеральные удобрения. Мелиоранты. Оросительные воды. Стоки и твердые отходы животноводческих комплексов. Бициды разных видов. Структурообразователи. Соленые грунтовые воды
Коммунальное хозяйство	Дымовые газы. Бытовые твердые отходы. Бытовые химикаты

во всех видов, транспорт, коммунальное хозяйство, земледелие животноводство (табл. 3).

Общую картину дают следующие данные:

производство минеральных удобрений	$(3-5) \cdot 10^8$ т/год
индустриальная пыль	$2,5 \cdot 10^8$ т/год
мусор, отходы, отбросы	$200 \cdot 10^8$ т/год
выемки рудных пород	$50 \cdot 10^8$ т/год
аэрозоли и газовые выбросы	$10 \cdot 10^8$ т/год
индустриальные и городские сточные воды	$55 \cdot 10^{11}$ м ³ /год

Количественно общее поступление загрязнителей в окружающую среду в глобальном масштабе огромно.

Естественно, в разных участках земной поверхности поступление загрязнителей существенно различается. Максимальным оно будет в местах концентрации промышленного производства и добычи полезных ископаемых, в районах интенсивного сельского хозяйства (в хлопкосеющих и рисосеющих районах).

Промышленное загрязнение почв идет в основном через атмосферу путем осаждения на поверхности паров, аэрозолей, пыли, сажи или растворенных веществ с дождем, снегом, сухими выпадениями. В воздух основная доля загрязнителей поступает из дымовых труб и вентиляционных каналов, а также путем развевания отвалов, терриконов, хвостохранилищ и т. п., при аварийных выбросах в атмосферу. Большая часть их осажается вблизи (1—2 км) предприятий и других источников загрязнения, некоторая часть загрязнителей разносится в атмосфере на расстояния 10—50 км в соответствии с розой ветров в данной местности, а определенная доля поступает в верхние слои атмосферы и разносится на многие сотни и тысячи километров. Выброс радиоактивных загрязнителей, например при Чернобыльской аварии, был зарегистрирован в почвах Канады и Японии; следы промышленных загрязнителей регистрируются на поверхности Антарктиды. Такое загрязнение почв происходит разными путями: в форме атмосферных пылевых, твердых и жидких выпадений и газопоступления; в растворенной форме из ирригационных, поверхностных стоковых, паводковых и грунтовых вод, путем непосредственного внесения химических веществ в сельском и лесном хозяйстве; за счет поступления веществ из отвалов, свалок, мест складирования продукции или отходов; за счет разливов нефти. Каждый источник загрязняющих веществ соответственно характеризуется своими особыми путями поступления в почву.

Как отмечают многие авторы, особое внимание на данном этапе привлекает проблема подкисления почв, в частности в связи с выпадением «кислых» дождей.

Выщелачивание и подкисление особенно характерны для гумидных районов с почвами, в которых доминируют низкоактивные глины и содержится мало гумуса. Избыточное выщелачивание влечет за собой потерю Ca, Mg, K, Na и аккумуляцию Al и Mn. В ряде случаев потеря оснований связана с потерей глинистого материала. Потеря оснований и глины вызывает негативные изменения химических и физических свойств почвы. В гумидных и субгумидных тропиках, например, потеря оснований и подкисление связаны с уничтожением лесов и интенсивной полевой культурой. Некоторые удобрения, особенно сульфат аммония, усиливают скорость подкисления почвы. Аммонийные удобрения приводят к подкислению почвы вследствие нитрификации при превращении NH_4^+ в NO_3^- .

Можно выделить следующие факторы и следствия подкисления почв.

Если подкисление почвы вызывается нетоксичными компонентами, то неблагоприятные процессы и их следствия могут быть предотвращены или исправлены известкованием. При этом подчеркивается необходимость регулярного известкования вследствие больших потерь CaCO_3 из почв при их подкислении, без которого эффект удобрений снижается и может быть даже отрицательным.

Большое внимание в литературе уделяется загрязнению почв тяжелыми металлами и токсичными элементами, которые содержатся в тех или иных количествах в отходах всех источников загрязнения.

Металлы-токсиканты, поступая в почву, вступают в различные химические реакции, адсорбируются органическим веществом, глинистыми минералами, оксидами, причем в разных почвах соотношения этих форм и поведение тяжелых металлов различны. Однако главное — это их накопление в корнеобитаемом гумусовом поверхностном горизонте почв; часть элементов-загрязнителей в элювиально-иллювиально дифференцированных почвах может выноситься в нижние горизонты, аккумулируясь в иллювиальном горизонте, а в элювиальных почвах может выноситься и за пределы почвенного профиля в грунтовые воды.

Что же касается предельно допустимых концентраций тяжелых металлов и других загрязнителей в почвах, то этот вопрос пока находится лишь в стадии разработки. Отмечается, что унифицированные уровни загрязняющих веществ в почвах не могут быть установлены. Они неизбежно должны сильно варьировать в зависимости от конкретной экологической ситуации, в том числе от свойств почвы, климатических условий, вида растительности; на пахотных землях — от вида и сорта культур, системы агротехники и удобрений.

Обоснованную тревогу исследователей вызывает растущее загрязнение почв тяжелыми металлами, особенно свинцом и цинком, от автотранспорта вдоль больших магистралей и в городской среде.

Нарастает поток публикаций по загрязнению почв пестицидами разных видов, применяемых всюду в широких масштабах для борьбы с вредителями и болезнями сельскохозяйственных растений на полях, а также для борьбы с вредителями леса и кровососущими паразитами животных и человека. Высокая экономическая эффективность пестицидов обуславливает неуклонный рост их применения, особенно в интенсивных технологиях. Годовое производство пестицидов в мире к настоящему времени превысило 2 млн. т. Загрязнение биоцидами почв сопровождается загрязнением ими природных вод, включая поверхностные и грунтовые, особенно при распылении с самолетов.

Кроме ядохимикатов в загрязнении почв и природных вод существенную роль играют минеральные удобрения, поток которых на поля все возрастает. Особую роль в загрязнении не только почв, но и всей окружающей среды играют азотные и фосфорные удобрения, составляющие главную массу всех агрохимикатов.

Начиная с 1960 г. в некоторых европейских реках концентрация нитратов росла со скоростью 0,15 мг/л в год и периодически превышала допустимый уровень 22,6 мг/л. Констатируется проникновение нитратов, нитритов, аммония в подземные воды на десятки метров толщи водоносных горизонтов. Загрязнены агрохимикатами с обрабатываемых полей 57% площади озер.

В практике земледелия до 30—50% вносимых минеральных удобрений сносится с полей в поверхностные и подземные воды. Из 23 млн. т азота удобрений, вносимых в почву, с урожаем выносятся только 12 млн. т, а остальное попадает в атмосферу путем денитрификации (7—8 млн. т) и уходит с поверхностным и подземным стоком (2 млн. т). Выделение азотных соединений из почвы в атмосферу — это не только экономические потери, но и прямая угроза озоновому экрану планеты и вклад в «парниковый эффект» и соответственно потепление климата Земли.

Главный источник загрязнения фосфором водоемов — это снос фосфорных удобрений с полей за счет эрозионных процессов. Соединения фосфора практически не мигрируют в растворенной форме и, казалось бы, должны быть малоподвижными, но тем не менее интенсивно поступают в озерные и речные воды, в водохранилища, вызывая эвтрофикацию водоемов. Согласно убеждению многих ученых, земледелие, особенно орошаемое, становится все более «грязным» вследствие обильного использования агрохимикатов, включая удобрения, мелиоранты и средства защиты и стимулирования роста растений. Отсюда поиски альтернативных систем земледелия, не влекущих загрязнения почв, природных вод, сельскохозяйственной продукции.

С 1972 г. существует международная ассоциация «Движение за органическое сельское хозяйство», объединяющая более 80 членов-групп из 30 различных стран, преимущественно про-

мышленно развитых. Это движение пропагандирует так называемое биологическое земледелие, включающее:

1) биолого-динамическое направление, рассматривающее не только проблемы сельского хозяйства, но и человека и окружающей среды в целом и являющееся, по сути, не только технологической инновацией, сколько определенным мировоззрением;

2) органо-биологическое направление, называющееся также биолого-органическим, органическим, натуральным, экологическим, альтернативным.

Первое из этих направлений делает упор на ручной труд и полное исключение химикатов, второе — на системы обработки почвы и допускает минимальное использование пестицидов. В целом удельный вес ферм, применяющих альтернативные системы земледелия, остается пока незначительным: в Нидерландах — 0,15%, в Швеции — 0,07%.

Как отмечают специалисты США, в случае массового перехода к органическим системам земледелия средняя урожайность пшеницы снижается с 29—31 до 16—19 ц/га. Даже на образцовых фермах, практикующих биологическое земледелие, урожайность зерновых культур в среднем на 25% ниже, чем на обычных, однако рентабельность таких ферм достаточно высока ввиду экономии на минеральных удобрениях, пестицидах, но главным образом — за счет более высокой цены на экологически чистую продукцию.

Почва может инактивировать ряд вредных для здоровья людей загрязнителей, но эта ее особенность не компенсирует негативных эффектов химического загрязнения.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ

Почва, как продукт выветривания литосферы и ее взаимодействия с атмосферой (геодерма и геомембрана), имеет определенную фоновую радиоактивность.

Искусственно повышенная радиоактивность почв может быть связана с различными видами использования радионуклидов, включая их добычу, переработку и использование, в том числе производство топлива для атомных энергетических установок и производство и использование атомного оружия. Потенциально повышением фоновой радиоактивности почв может грозить антропогенное нарушение магнитосферы планеты и ее озонового экрана, в частности при взаимодействиях с закисью азота на высотах 15—50 км.

Что касается радиоактивных выпадений в связи с экспериментальными надземными взрывами атомного оружия в 50-х годах, то их следы до сих пор остаются в почвенном покрове в измеряемых количествах ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Чернобыльская авария, конечно, привела к весьма интенсивному загрязнению почвы во всей Европе, причем степень загрязнения, максимальная близ эпицентра аварии, сильно изме-

нялась в зависимости от атмосферной циркуляции в момент аварии. Различия по странам показаны в табл. 4.

Таблица 4

**Радиоактивные выпадения в странах Западной Европы
и Северной Америки после Чернобыльской аварии**

Страна	Максимальные выпады, КБк/м ²		Отношение максимальных выпадов к средним	
	Общий Cs	¹³⁷ I	Общий Cs	¹³⁷ I
Швеция	190	950	23	22
Норвегия	100	?	9	?
Италия	100	500	15	16
Германия	65	160	11	10
Австрия	60	700	2,6	5,8
Швейцария	41	180	5,1	4,9
Финляндия	30	190	3,3	3,7
Греция	28	60	5,3	2,6
Ирландия	22	16	4,4	2,3
Великобритания	20	40	14	8
Нидерланды	9	26	3,3	1,2
Франция	7,6	?	4	?
Люксембург	7,3	40	1,8	2,1
Дания	4,6	4,2	2,7	2,5
Бельгия	3,0	10	2,3	2,6
Турция	0,9	8	11	9,1
Исландия	0,1	сл.	—	—
Испания	0,04	0,09	10	9
Португалия	0,01	0,01	4	2,6
Канада	0,07	0,24	1,5	2,4
США	сл.	1,9	—	13

Поскольку основная опасность загрязнения почв радионуклидами связана с возможностью их попадания в питьевую воду и сельскохозяйственную продукцию, существенное внимание уделяется их переходу из почвы в культурные растения, причем установлены весьма сильные различия на разных почвах и для разных культур.

Однако экологические последствия радиоактивного загрязнения более разнообразны и представляют весьма большую опасность:

Главные крупномасштабные эффекты	Экологические последствия
Загрязнение биосферы радиоактивными продуктами	лучевое поражение экосистем, изменение электрических свойств биосферы
Загрязнение атмосферы аэрозольными продуктами	изменение радиационных свойств атмосферы, изменения климата и погоды, ухудшение состояния экосистем

Перечисленные негативные экологические последствия антропогенных изменений почв и почвенного покрова проявляются на разных участках суши планеты в очень разной степени: местами они только намечаются, а местами уже приняли катастрофические размеры в форме настоящего экологического кризиса, ведущего часто к необратимой утрате биосферного потенциала той или иной территории. Анализ литературных данных свидетельствует о нарастании экологических проблем биосферы. Предпринимаемые попытки противостоять неблагоприятным экологическим последствиям хозяйственной деятельности человека пока не дают ощутимых результатов в глобальном масштабе, несмотря на имеющиеся локальные успехи.

ВОЗДЕЙСТВИЕ КИСЛОТНЫХ ОСАДКОВ НА ПОЧВЫ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ИЗМЕНЕНИЯ ПОЧВЕННЫХ СВОЙСТВ

Среди актуальных проблем загрязнения окружающей среды одно из важнейших мест занимает антропогенная эмиссия в атмосферу оксидов серы и азота. Значительно усилившееся в последние десятилетия воздействие промышленной деятельности человека на формирование природных циклов серы и азота привело к обострению проблем, связанных с выпадением на поверхность суши и водоемов кислотных атмосферных осадков.

Соединениями серы принадлежит одно из приоритетных мест среди кислотообразующих веществ, загрязняющих атмосферу. Ежегодно техногенными источниками выбрасывается более 100 млн. т сернистого ангидрида, на долю которого приходится более 95% эмиссии газообразных соединений серы. Подобный поток в 7 раз превышает поступление в атмосферу элемента в результате естественных природных процессов и в 20 раз выше среднего его содержания в атмосфере. Развитие промышленности и рост потребления топлива обуславливают дальнейшее увеличение количества серосодержащих веществ, поступающих из антропогенных источников. По некоторым прогнозам к 2000 г. ожидается расширение антропогенного потока SO_2 до 200—300 млн. т в год. Поступление в атмосферу оксидов азота, образующихся при сжигании топлива и в ряде индустриальных процессов, оценивается величиной около 50 млн. т в год, что в 10—20 раз меньше эмиссии связанного азота в результате микробиологической денитрификации в почвах и водах. В то же время тенденция к прогрессирующему расширению потока оксидов азота из антропогенных источников выражена более отчетливо, чем для сернистого газа.

Поступившие в атмосферу оксиды серы и азота, а также кислые продукты их превращения в реакциях окисления и гидратации сохраняются в атмосфере в течение нескольких суток. За это время они могут быть перенесены с воздушными потоками на сотни, а иногда и на тысячи километров от источника выбросов, и проблема загрязнения атмосферы приобретает региональный характер.

Атмосферные осадки — мощный, постоянно действующий фактор миграции и круговорота веществ в природе, являющийся эффективным средством очищения подоблачного тропосферного слоя от примесей загрязняющих веществ. С осадками из

атмосферы может выводиться более 80% кислотообразующих поллютантов, в связи с чем их минерализация возрастает. Еще в 50-е годы на большей части Русской равнины с осадками поступало более 10 кг/га серы в год — ниже этой величины выпадение серы было к северу от широты Санкт-Петербурга. Последующие наблюдения показали, что изолиния 10 кг/га в год постепенно перемещается к северу и уже продвинулась более чем на 100 км. Сейчас в районах трансграничного переноса поллютантов на почвенно-растительный покров ежегодно поступает до 25 кг S/га, а около городов и в крупных промышленных районах — до 60—100 и более кг S/га в год. В промышленно развитых странах Северного полушария ежегодное поступление 40—60 кг S/га является обычным и распространено практически повсеместно, тогда как в индустриальных центрах атмосферная нагрузка может достигать 150—200 и даже до 1000 кг S — SO₄²⁻/га в год. Те же закономерности характерны и для поступления из атмосферы связанного азота. Если в 60-е годы этот поток оценивался в 3—5 кг/га в год, то к началу 80-х в ряде районов, не прилегающих непосредственно к источникам азотсодержащих атмосферных выбросов, достиг 10—19 кг N/га в год (что для естественных экосистем представляет значительный вклад в круговорот азотсодержащих соединений), а вблизи крупных источников — 100 и более кг N/га в год.

Вклад серной и азотной кислот в формирование реакции среды кислотных атмосферных выпадений составляет, как правило, 3:1. Поскольку значение pH определяется балансом основных и кислотных компонентов, связь реакции среды осадков с содержанием в них ионов SO₄²⁻ и NO₃⁻ неоднозначна. Возможна как прямая корреляция между кислотностью и концентрациями кислотообразующих анионов, так и отсутствие подобной связи из-за нейтрализации осадков примесями щелочных компонентов. В соответствии с равновесием, устанавливающимся между водой и растворенной в ней двуокисью углерода в стандартных условиях, принято считать, что pH незагрязненных осадков составляет примерно 5,6 ед. Присутствие же в атмосферных выпадениях разнообразных примесей терригенного происхождения расширяет диапазон естественного варьирования pH до 5—7 ед.

Наиболее низкие значения pH атмосферных осадков отмечаются вблизи крупных металлургических комбинатов. В тех случаях, когда сернистый ангидрид, выбрасываемый в атмосферу, не нейтрализуется соответствующей эмиссией щелочных компонентов, pH дождевых и снеговых вод может опускаться ниже 3,0 ед., а самое низкое за всю историю исследования химии атмосферных осадков значение pH дождя было зафиксировано в США и составило 1,9 ед. В настоящее время в мире существуют два крупных региона с хронически кислыми атмосферными осадками. Первый — на Северо-Востоке США, где

средневзвешенный рН атмосферных выпадений равен 4,1—4,2, второй — в Центральной и Северной Европе — рН осадков 4,1—4,5. В нашей стране помимо локальных выпадений кислотных дождей существует проблема трансграничного переноса кислотообразующих поллютантов, имеющая региональный характер. Наиболее заметны проявления трансграничного переноса в Прибалтике, где при западных и юго-западных потоках воздушных масс содержание сульфатов в осадках достигает 20 мг/л, нитратов — 6 мг/л, минимальные значения рН дождей опускаются до 3,7, а среднемесячный рН составляет 4,4—4,8 ед.

Атмосферные осадки, насыщенные продуктами антропогенных выбросов, становятся источником опасности для окружающей среды. Основную нагрузку кислотных выпадений принимают на себя наземные экосистемы. Оценки ущерба, наносимого природе и экономической деятельности человека закислением окружающей среды в Европе и Северной Америке, указывают на прогрессирующее развитие неблагоприятных процессов в природе и на рост экономических потерь, главным образом в лесном и сельском хозяйстве. Согласно современным данным, от 20 до 50% лесов в странах Центральной Европы повреждены вследствие воздействия кислотных поллютантов атмосферы. В регионах, где отмечаются кислотные выпадения, наблюдается угнетение роста и репродуктивности, а иногда даже массовая гибель лесных насаждений, в особенности хвойных пород. Продуктивность лесов на севере Европы падает в среднем на 1% в год, и, по оценке экспертов стран ЕЭС, выпадение кислотных осадков вызывает ежегодное снижение производства валового национального продукта на 3—8%. Данные Британского института экологии земли свидетельствуют о 10%-м снижении урожайности ряда сельскохозяйственных культур вследствие развития феномена антропогенного закисления. В результате ущерб сельскохозяйственному производству в некоторых странах Центральной Европы оценивается в 500 млн. долларов в год, а в России только на северо-западе в 80-е годы ежегодно тратилось дополнительно по 100 млн. руб., из которых 40 млн. руб. идет на вынужденное известкование почв.

Почва как компонент биогеоценоза во многом определяет устойчивость ландшафта к закислению. Знание потенциальных возможностей почвы в нейтрализации, аккумуляции и трансформации кислотных выпадений необходимо для своевременного выявления и оценки тенденций изменения свойств способных оказать негативное воздействие на биогеоценозы. В этой связи для мониторинга состояния почв, подвергающихся воздействию кислотных осадков, в оптимальном варианте необходимо наличие информации о свойствах почвы эталонного (для ряда биогеоценозов или почвенно-растительных зон) участка. К сожалению, доступность такой информации очень ограничена по ряду причин. Главные среди них — естественные сукцессии в растительных сообществах, изменения в природопользо-

вании территорий. переход к новым аналитическим методам исследования почв и, наконец, ограниченность количества и качества комплексных долговременных исследований состояния почв на территориях, подверженных в настоящее время кислотным выпадениям. Тем не менее в ряде экологических исследований (в основном, в странах Скандинавии и Центральной Европы) удалось установить закономерности изменения свойств почв, произошедших за последние 30—50 лет, которые ученые склонны связывать с влиянием кислотных дождей. Изменения касаются прежде всего свойств подзолов как наиболее чувствительных к закислению почв и выражаются в уменьшении значений pH на 0,3—0,7 единиц, потере из верхних горизонтов профиля 30—50% обменных оснований, накоплении подвижного алюминия и тяжелых металлов, уменьшении количества доступного фосфора.

Изменение почвы как среды обитания в процессе ее антропогенного закисления определило необходимость разработки подпрограммы «Химия почвы» в программе комплексного глобального мониторинга экосистем (International Cooperative Programme on Integrated Monitoring, 1989). Создание сети станций мониторинга и проведение на них долговременных наблюдений за показателями состояния почвенного покрова позволит получить более обширную и достоверную информацию о характере и интенсивности происходящих в почве процессов, необходимую для долгосрочного прогнозирования изменений свойств почв.

Исследование влияния кислотных атмосферных выпадений на почву затруднено не только большим разнообразием показателей ее состояния с характерной для каждого параметра пространственной и сезонной вариабельностью, но также и относительной инерционностью почвенных свойств, время изменения которых не всегда сопоставимо с динамикой процесса закисления осадков. Кроме того, почва обладает известной устойчивостью к внешним воздействиям и способностью противостоять кислотному антропогенному прессингу, по крайней мере в пределах определенного интервала значений pH осадков.

На основе показателя pH водной суспензии почвы условно выделяют 5 буферных систем или зон, в пределах которых происходит потребление протонов (табл. 5). Компоненты буферных систем (за исключением карбонатов) присутствуют в той или иной степени в каждой почве, однако в различных интервалах значений pH одна из зон получает ведущую роль. Кислотные осадки, поступая в почву, нейтрализуются в течение времени, определяемого буферной емкостью действующей зоны. После исчерпания природных ресурсов нейтрализации протонов происходит активизация соседней, более кислой, зоны буферности. Одновременно со связыванием протонов в почве протекают характерные для каждого диапазона буферности реакции,

Буферные зоны почвы (Ulrich, 1980)

Буферная зона	Диапазон значений	Процесс, обеспечивающий проявление буферности	Буферная емкость
Карбонатная	$6,2 < pH < 8,6$	переход карбонатов в биокarbonаты с высвобождением в почвенный раствор Са	150 кмоль H^+ /га дм на 1% карбонатов
Силикатная	$5,0 < pH < 6,2$	выветривание силикатов с высвобождением в почвенный раствор катионов I—III групп	6 кмоль H^+ /га дм на 1% глинистых минералов
Катионообменная	$4,2 < pH < 5,0$	высвобождение кислот катионов в ППК с вытеснением в почвенный раствор обменных оснований	0,10—0,15 кмоль H^+ /га дм на 1% коллоидных частиц
Алюминиевая	$3,0 < pH < 4,2$	растворение алюмосодержащих минералов с высвобождением в почвенный раствор мономерного Al^{3+}	100—150 кмоль H^+ /га дм на 1% коллоидных частиц
Железная	$2,5 < pH < 3,0$	растворение полуторных окислов с образованием ионов Fe^{3+}	

которые отражаются на составе и свойствах жидкой фазы и почвенной массы в целом.

Средняя скорость внутрипочвенного потребления протонов колеблется для разных почв в пределах 0,2—2,0 кмоль H^+ /га в год. Поэтому считается, что опасность антропогенного закисления не грозит большинству типов почв, если с кислотными дождями ежегодно будет поступать не более 0,1—0,2 кмоль H^+ /га. Балансовые расчеты, проведенные для малого водосбора лесной территории, который получает из атмосферы 0,2 кмоль H^+ /га в год, показывает, что в почве участка задерживается до 97% протонов (Stottlemeyer, Hanson, 1989). Однако в настоящее время с кислотными осадками на поверхность почвенно-растительного покрова ряда стран Северной Америки и Европы поступает в год до 1,0 кмоль H^+ /га, что, безусловно, может нарушить баланс внутрипочвенного продуцирования и потребления протонов и сместить сложившееся равновесие в сторону закисления почвы. В фоновых лесных экосистемах стран Прибалтики отмечено выпадение из атмосферы до 0,3 кмоль H^+ /га, а максимальная кислотная нагрузка на европейской территории нашей страны может превышать 0,6 кмоль H^+ /га в год.

В противовес быстрому и эффективному связыванию в почве протонов кислотных осадков анионные компоненты их состава сохраняют в почвенной среде высокую мобильность. Нитраты (за исключением тех количеств, которые потребляются растениями и вовлекаются во внутрипочвенный цикл азота) не образуют малорастворимых соединений и не способны к специфической сорбции в почве.

Интенсивность биологического связывания азота зависит от типа, возраста, продуктивности фитоценоза и от биохимических свойств почвы. В целом связывание азота атмосферных осадков в биомассе растительности и микроорганизмов — эффективный путь утилизации элемента при умеренном его поступлении в биогеоценоз: благодаря биологическому поглощению в фоновых экосистемах может накапливаться до 90% поступившего с атмосферными осадками азота. С ростом атмосферного поступления нитратов увеличивается не только абсолютный, но и относительный их вынос в грунтовые и поверхностные воды, достигающий 50% их выпадения на поверхность почвы и сопровождающийся выщелачиванием из почвы катионов питательных элементов. В результате в районах, подверженных влиянию кислотных осадков, часто создается парадоксальная ситуация, когда при высоком уровне содержания доступного азота наблюдается обедненность почвы другими элементами минерального питания.

Сульфаты могут переходить в твердую фазу почвы с образованием вторичных минералов джурбанита, алунита и базалуминита лишь в очень узком интервале кислых значений pH, поэтому специфическая адсорбция сульфатов является основ-

ным путем связывания в почве серных компонентов кислотных выпадений. Она происходит на положительно заряженных и нейтральных участках поверхности гидрооксидов Al и Fe и в этой связи наиболее ярко проявляется в пилувиальных горизонтах. Однако сорбция сульфатов в почве ограничена рядом условий и не идет при повышении рН среды более 4,5—6,0 и (или) увеличении содержания органического вещества (которое блокирует обменные позиции на поверхности полуторных оксидов). К тому же процесс адсорбции сульфатов полностью обратим, и поглощенные ионы могут впоследствии вытесняться из ППК анионами с большей специфичностью сорбции, например фосфатами или даже аквогруппами при интенсивном увлажнении почвы.

Таким образом, значительная часть поступивших из атмосферы сульфатов и нитратов сохраняет в почве свою мобильность и мигрирует с нисходящим током влаги. При этом анионы соединяются с основаниями ППК и вызывают их эквивалентное выщелачивание из почвы. Подобное явление получило название «анионного выноса» катионов. Сравнение эффективности «анионного выноса» нитратов и сульфатов показывает более высокую мобилизующую способность первых, в особенности по отношению к алюминию, который является фитотоксикантом широкого спектра действия.

Отмечено, что свойства почвы, подвергающейся воздействию кислотных осадков, — значительно более существенный фактор, контролирующий особенности происходящих процессов, чем кислотность и состав самих осадков. Не только кислотные осадки с одинаковыми значениями рН вызывают различные ответные реакции почв в зависимости от степени их восприимчивости, но и критические (для каждой почвы) кислотные нагрузки из атмосферы способны привести к последствиям, отличающимся в разных почвах по интенсивности и характеру проявления.

В этой связи вопрос об устойчивости почв к антропогенному закислению является одним из наиболее сложных и актуальных в комплексе проблем воздействия кислотных атмосферных выпадений на наземные экосистемы. Попытки создания классификаций почв по степени устойчивости к воздействию кислотных поллютантов предпринимаются сейчас во многих странах. Поскольку связывание компонентов осадков идет по преимуществу в реакциях ионного обмена, большинство исследователей предлагают использовать в качестве основных параметров устойчивости почв рН, сумму обменных оснований, степень насыщенности ППК, емкость катионного обмена. Эти параметры косвенно отражают и другие важные характеристики буферности почв — содержание гумуса и карбонатов, минералогический состав, которые некоторые авторы используют при классификации устойчивости и непосредственно (табл. 6). Важное значение имеют также и показатели водно-физических свойств поч-

Систематизация почв по чувствительности к действию кислотных атмосферных выпадений

Степень чувствительности почвы			Автор
чувствительные	слабочувствительные	нечувствительные	
Умеренно кислые ($4 < \text{pH} \leq 6$) малобуферные	—	нейтральные с $\text{pH} > 6$ и сильнокислые с $\text{pH} \leq 4$	Bache B. W., 1980
С $\text{EKO} \leq 6,2$ м·экв/100 г в слое 0—25 см	с $\text{EKO} 6,2—15,4$ м·экв/100 г в слое 0—25 см	с $\text{EKO} > 15,4$ м·экв/100 г в слое 0—25 см	Mc Fee W. W., 1983
Некарбонатные песчаные с $\text{pH} \approx 6$	некарбонатные глинистые с $\text{pH} \approx 6$; окультуренные с $\text{pH} \approx 5$; кислые с $\text{pH} < 5$	карбонатные	Wilkander L., 1979
Умеренно кислые песчаные и опесчаненные с содержанием гумуса < 200 т/га	умеренно кислые легкосуглинистые на лёссах с содержанием гумуса < 200 т/га; умеренно кислые суглинистые и глинистые с содержанием гумуса > 200 т/га	карбонатные	Varallyay G. et al., 1989

вы, определяющие пространственно-временные особенности взаимодействия почв с осадками. В этой связи в виде качественного параметра устойчивости почв используется гранулометрический состав, интегрально характеризующий эти свойства.

Таким образом, наиболее чувствительны к действию кислотных выпадений почвы легкого гранулометрического состава, с высокой водопроницаемостью, низким содержанием обменных оснований и гумуса, слабой сульфат-адсорбционной способностью, кислой реакцией и низкой степенью насыщенности ППК. По своим природным свойствам этой характеристике более всего соответствуют песчаные подзолы, которые и называются обычно в качестве наиболее сенситивного типа почв. Изменение одного или нескольких признаков из приведенного перечня (например, нейтральная реакция среды, высокая насыщенность ППК основаниями, обилие органического вещества и т. д.) определяет повышение буферной емкости почвы и, вследствие этого, устойчивости к влиянию кислотных дождей и возрастает. Некоторые исследователи (Wilkander, 1979; Bache, 1980) относят к нечувствительным или слабочувствительным очень кислые почвы с $pH < 5$ или < 4 , полагая, что будучи исходно насыщенными кислыми компонентами и имея высокую буферную емкость кислой алюминиевой зоны, они способны эффективно связывать большие количества поступающих с осадками протонов. При этом упускается из виду то, что закисление почвы не ограничивается формальным падением величины pH , и мобилизация в почвенный раствор алюминия с последующим внедрением его в ППК является чрезвычайно опасным для фитоценозов явлением.

Все приведенные варианты классификации почв по степени устойчивости к кислотным атмосферным выпадениям основаны на их свойствах. Они не учитывают процессы потребления протонов в реакциях внутрипочвенного выветривания и возможные изменения баланса элементов в процессах их биологического круговорота и геохимической миграции. Попытки использовать количественные характеристики этих процессов предпринимаются при установлении критических кислотных нагрузок для разных по устойчивости почв и экосистем в целом. Под критической кислотной нагрузкой понимают максимальное количество осаждающихся кислотных компонентов, которое не вызывает химических изменений, приводящих к долговременным негативным воздействиям на структуру и функционирование экосистемы (Sverdrup et al., 1990).

Критические нагрузки определяются отдельно для почв, подземных и поверхностных вод и существенно различаются в пространстве в зависимости от чувствительности системы. В качестве критической нагрузки для экосистемы в целом должно использоваться минимальное из полученных значений. Примером расчета критических кислотных нагрузок на почву может быть простой балансовый метод, исходящий из предположения

о равновесном состоянии процессов ионного обмена. Гидрологические параметры и скорость выветривания почвенных минералов при этом принимаются постоянными и характеризуются среднегодовыми величинами. Исходя из уравнения кислотно-основного баланса в почве, критическая кислотная нагрузка может быть рассчитана по уравнению (Sverdrup et al., 1990):

$$CL(AC) = BC_w - BC_u - ANC_L - AC_N,$$

где $CL(AC)$ — критическая нагрузка кислотности, BC_w — скорость высвобождения основных катионов (Ca, Mg, K, Na) при выветривании минералов, BC_u — поглощение основных катионов корнями растений, ANC_L — потери кислотно-нейтрализующей способности с поверхностным и внутрипочвенным стоком, AC_N — продуцирование ионов водорода при трансформации азота в почве.

Хотя приведенный балансовый метод не учитывает всей совокупности почвенных процессов и изменения их интенсивности по почвенному профилю, он использовался шведскими экологами для расчета критических нагрузок для лесных почв. Скорость выветривания почвенных минералов (или скорость высвобождения катионов при выветривании), характеризуя единственный источник катионов в почве, является ключевым параметром при расчете критических нагрузок. Если скорость притока в почву протонов кислотных осадков становится сопоставима со скоростью их потребления в реакциях выветривания минералов, естественные процессы не могут компенсировать снижение pH и выщелачивание катионов. Чем более устойчивы слагающие почву минералы, тем меньше способность пополнять запас обменных оснований в ППК и скуднее резерв буферности. Скорость выветривания в почвах таежной зоны, подсчитанная на основе бюджетных данных гидрохимического мониторинга и анализа химического состава различных почвенных горизонтов и пород, составляет 0,15—0,80 кэкв/га в год (Sverdrup, Warfvinge, 1988; de Vries, 1989). Придерживаясь концепции внутрипочвенного баланса элементов, были установлены критические уровни поступления протонов из атмосферы для разных классов устойчивости почв. В основе оценки устойчивости при этом лежат минералы, преобладающие в разных почвообразующих породах (табл. 7). Сравнение критических уровней с реальными среднегодовыми поступлениями загрязняющих веществ из атмосферы показало, что в настоящее время многие почвы Скандинавии находятся под угрозой закисления.

Поскольку свойства почвы находятся в тесной зависимости от факторов почвообразования, то можно считать, что в условиях гумидного климата наиболее чувствительны к закислению относительно бедные и малобуферные почвы элювиальных фаций ландшафта. В транзитных и супераквальных условиях

Критические нагрузки для лесных почв в зависимости от их минералогического состава (Nilsson, Greenfelt, 1988)

Класс устойчивости почв	Минералы, контролирующе выветривание	Критическая нагрузка, Н+ кмоль/км ² /год
Очень чувствительные	кварц, К-полевые шпаты	<20
Чувствительные	мусковит, плагиоклазы, биотит	20—50
Средней чувствительности	биотит, амфиболы	50—100
Слабочувствительные	пироксены, эпидот, оливины	100—200
Нечувствительные	карбонаты	>200

почвы, как правило, менее выщелочены, более тонкодисперсны, обогащены органическим веществом и основаниями, имеют дополнительный источник поступления элементов в виде поверхностного и внутрипочвенного стока, что обуславливает большую их устойчивость к антропогенному кислотному прессингу.

В проблеме устойчивости почв к кислотным атмосферным выпадениям важное место занимает вопрос о том, как долго каждая конкретная почва способна выдержать ту или иную нагрузку атмосферных поллютантов без существенного изменения состава и свойств. Для этого используются попытки численного моделирования процесса закисления различных типов почв на основе прогнозирования изменений рН, степени насыщенности ППК и содержания обменного алюминия. В настоящее время, когда данных по взаимодействию естественных кислотных выпадений с нативными почвами недостаточно, большое значение для разработки прогностических математических моделей имеют лабораторные эксперименты по физическому моделированию ускоренного притока в почву кислотных компонентов. Подобные эксперименты широко используются для установления индикаторных параметров закисления почвы, а также для оценки допустимых уровней протонной и анионной нагрузок на экосистемы.

В нашей стране имеются единичные исследования влияния кислотных осадков на почвы. Авторы настоящей главы проводили многолетние исследования, включая многочисленные полевые и лабораторные эксперименты по физическому моделированию взаимодействия почвы с кислотными осадками. Работа выполнялась на территории Литовского национального парка (восточная Литва). Территориальная близость Прибалтики к промышленно развитым странам Западной Европы обуславливает развитие здесь процесса закисления окружающей среды в связи с дальним переносом атмосферных поллютантов.

Основу структуры почвенного покрова в национальном пар-

ке составляют чувствительные к кислым осадкам автоморфные иллювиально-гумусово-железистые подзолы, формирующиеся на флювиогляциальных песках. В то же время для региона характерно широкое распространение карбонатных пород (морены), которые подстилают флювиогляциальные пески на большей или меньшей глубине. Выход на поверхность карбонатной морены обуславливает развитие на выщелоченной от карбонатов толще породы более устойчивых, менее ненасыщенных основаниями бурых лесных почв. В супераквальных фациях ландшафта в этих условиях формируются торфяно- и перегнойно-глеевые почвы, профиль которых генетически связан с жесткими грунтовыми водами. Эти почвы характеризуются высокой емкостью катионного обмена и насыщенностью ППК основаниями.

Были изучены ионообменные свойства, состав почвенного раствора, подвижность микроэлементов, трансформация форм соединений железа и алюминия, разложение растительных остатков и трансформация гумуса, почвенная биота и биохимические процессы в почвах. Полученные результаты и анализ многочисленных исследований зарубежных авторов позволили определить и оценить количественно основные потенциальные эффекты воздействия кислотных осадков на свойства почв.

ИОНООБМЕННЫЕ СВОЙСТВА ПОЧВЫ

Интегральным показателем изменения физико-химических свойств почвы под влиянием кислотных осадков может считаться снижение значений pH водной и солевой суспензии почв, первая из которых характеризует актуальную, а вторая — потенциальную кислотность среды. Значение pH как логарифмическая величина часто изменяется относительно малозаметно, особенно на фоне сезонных колебаний, которые могут достигать в ряде случаев 1 и даже более единиц.

Наиболее значительно процесс закисления почвы проявляется в поверхностных горизонтах, хотя иногда тенденция к снижению pH прослеживается и до глубины в несколько десятков сантиметров. В исходно сильноокислых минеральных горизонтах подзолистых почв актуальная кислотность повышается в меньшей степени, чем в менее кислых почвах. Следует, однако, отметить, что эти изменения в достаточно высокобуферных почвах происходят лишь при интенсивной кислотной нагрузке.

Более подробное изучение изменения структуры потенциальной кислотности почвы показывает, что под влиянием кислотных осадков идет увеличение как обменной, так и гидролитической форм, но проявляется оно в разной степени. Так, в кислых малогумусных почвах в большей степени возрастает обменная кислотность, тогда как в нейтральных гумусированных протоны закрепляются в менее подвижных позициях, увеличивая гидролитическую кислотность. Относительный рост обмен-

ной кислотности в кислых почвах зависит от степени насыщенности их ППК основаниями. В меньшей степени кислотность возрастает в сильноненасыщенных основаниями минеральных горизонтах подзолов, где большинство обменных позиций исходно занято ионами Al^{3+} и H^+ . Более насыщенный основаниями поглощающий комплекс бурой лесной почвы имеет достаточное количество обменных позиций для внедрения H^+ кислотных осадков и мобилизуемого в почве Al^{3+} , и, как следствие, обменная кислотность в таких почвах увеличивается более существенно (рис. 1).

Повышение обменной кислотности в органогенных и гумусово-аккумулятивных горизонтах происходит в основном за счет увеличения содержания обменного алюминия. Если обычно в органогенных горизонтах кислых почв обменная кислотность создается в значительной степени протонами карбоксильных и фенолгидроксильных групп, то под влиянием кислотных осадков участие ионов алюминия в формировании обменной кислотности может возрастать до 50% и более, что является одним из наиболее ярких эффектов закисления. В минеральных горизонтах кислых почв благодаря активному внедрению и прочному закреплению в ППК алюминий часто обуславливает обменную кислотность и в отсутствие антропогенного воздействия. Как результат этого, при антропогенном закислении почвы повышение содержания обменного алюминия в нижних горизонтах относительно малозаметно.

Усиление роли ионов H^+ и Al^{3+} в составе обменных катионов в условиях промывного водного режима ведет к соответствующему вытеснению из ППК оснований с последующим выщелачиванием их из почвы. Многие исследователи видят в этом процессе главную причину негативного влияния на почву протонного прессинга. В наибольшей мере выщелачивание обменных оснований затрагивает лесную подстилку. Изучение в многочисленных модельных опытах влияния кислотных осадков с рН 3,5 и ниже показало, что за 5 условных лет эксперимента из лесной подстилки подзола теряется до 90% обменных кальция и магния и до 30% обменного калия. Это чрезвычайно неблагоприятное явление, ибо подстилка — один из основных источников минерального питания растений в бедных лесных почвах. Процесс выщелачивания оснований может наблюдаться и в подподстилочных горизонтах, однако глубже обеднение ППК происходит лишь при интенсивных кислотных нагрузках. В иллювиальных горизонтах профильно-дифференцированных почв может происходить даже увеличение содержания обменных кальция и магния вследствие их переноса из вышележащих горизонтов.

Воздействие кислых растворов ведет не только к прямому обмену оснований ППК на H^+ и Al^{3+} , но и обуславливает ускоренное выветривание ряда минералов и переход необменных форм элементов в обменные. Возможность этого процесса была

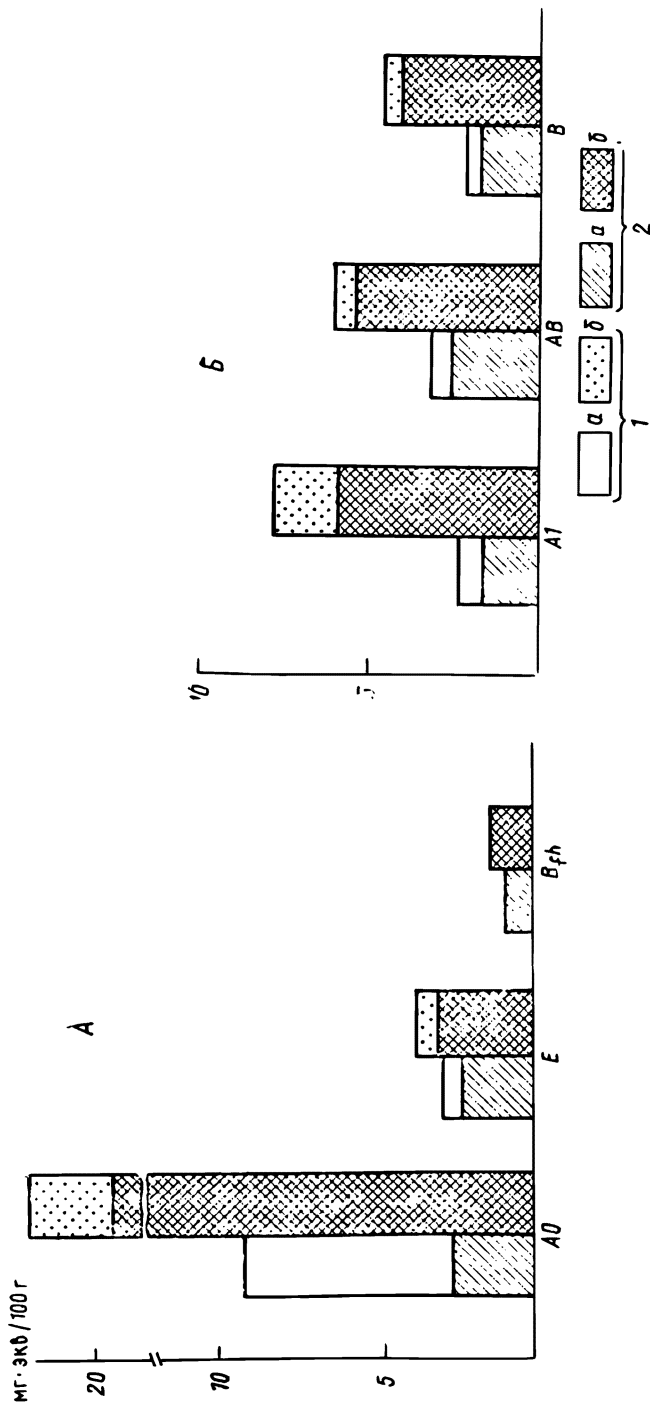


Рис. 1. Пример изменения потенциальной кислотности подзола (А) и бурой лесной почвы (Б) под воздействием модельных кислотных осадков: 1 — обменная кислотность, 2 — обменный алюминий; а — контроль, б — воздействие кислотных осадков

доказана в экспериментах, где под влиянием кислых растворов наблюдалось ускоренное выветривание слюд, плагиоклаза, оливина, авгита. При обработке раствором с pH 3 происходит снижение интенсивности и расширение дифракционных максимумов от иллита, смектита и каолинита, что свидетельствует о растворении глинистого материала и потере им окристаллизованности. В соответствии с наименьшей термодинамической устойчивостью и максимальной удельной поверхностью в наибольшей степени изменяется рентгеновский спектр смектитовых минералов (Blumel, 1986). В результате балансовые расчеты часто демонстрируют превышение суммы выщелоченных элементов и содержания их обменных форм в почве, подверженной антропогенному подкислению, по сравнению с контролем.

Сопоставление данных разных авторов по интенсивности выноса элементов из почв под влиянием кислотных осадков показывает, что процесс выщелачивания оснований носит селективный характер и кроме химизма элемента отражает вещественный состав ППК и почвы в целом, а также особенности биогеохимических циклов в данных почвенно-экологических условиях. Так, в нейтральных богатых гумусом почвах с высокой степенью насыщенности ППК преобладает протонно-кальциевый обмен, в кислых субарктических и подзолистых почвах максимально интенсивно выносятся магний, в дерново-подзолистых почвах — марганец и магний, в бурых лесных — кальций и магний.

Таким образом, показатель степени насыщенности ППК основаниями, который отражает противоречия в содержании основных и кислотных компонентов, является достаточно тонким индикатором процесса закисления.

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОЧВЕННОГО РАСТВОРА

Почвенный раствор — наиболее активная и мобильная часть почвенной среды, поэтому его изучению отводится чрезвычайно важное значение. Анализ фильтрующихся через почвенный профиль вод позволяет оценить эффективность нейтрализации кислотных осадков в отдельных горизонтах и изменение закономерностей миграции элементов с вертикальным внутрипочвенным стоком.

Эффективная нейтрализация кислотных осадков начинается уже в лесной подстилке, а в минеральных горизонтах профиля лесных почв завершается практически полным связыванием поступивших с осадками протонов. Выявить временной тренд изменения реакции среды почвенного раствора под влиянием кислотных осадков достаточно сложно. Многочисленность компонентов почвенного раствора, разнообразие взаимодействий между ними и с твердой фазой почвы приводит к нелинейному снижению pH во времени. Наиболее быстрое снижение pH фильтрующихся вод происходит в те периоды, когда почва на-

ходится в состоянии перехода из одной буферной зоны в другую, тогда как при активном действии одной из буферных систем интенсивность закисления раствора минимальна.

Главный источник оснований в почвенном растворе — ионы HPO_4^{2-} , вытесняемые H^+ и компенсирующие избыточное поступление анионов серной и азотной кислоты. Высокий уровень корреляционной связи между содержанием в подкисленном почвенном растворе ионов оснований и SO_4^{2-} является важным аргументом сторонников теории анионной регуляции выщелачивания катионов из почвы. Они полагают, что интенсивного выноса оснований из почвы не происходит пока неисчерпана ее сульфат-адсорбционная способность. Однако необходимо отметить, что не менее важная роль в изменении миграционной способности элементов принадлежит собственно процессу повышения кислотности почвы и почвенного раствора при антропогенном воздействии. Экспериментально показано, что с повышением кислотности в фильтрующихся водах увеличивается содержание Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , K^+ , NH_4^+ и некоторых других ионов. Наиболее чутко реагируют на закисление почвенного раствора кальций, магний и марганец, тогда как тренды к повышению выхода в раствор K^+ и NH_4^+ могут затухать с их высокой биогенностью.

Повышение концентрации алюминия в почвенном растворе обычно рассматривается в качестве одного из наиболее неблагоприятных последствий антропогенного закисления почв. Однако его содержание в почвенном растворе определяется помимо реакции среды рядом факторов, важнейшим из которых является содержание способных к хелатированию низкомолекулярных органических и фульвокислот. В природных условиях в почвенных растворах органогенных, гумусово-аккумулятивных и элювиальных горизонтов преобладают органические комплексы алюминия с относительно простыми алифатическими и ароматическими кислотами, а также более сложные комплексы с гумусовыми кислотами. В растворах более глубоких минеральных горизонтов преобладают неорганические соединения алюминия в виде комплексов с ионами OH^- , ионных пар AlSO_4^+ , а в кислых условиях присутствуют и собственно токсичные мономерные ионы Al^{3+} .

В связи с этим в поверхностных горизонтах почв концентрация алюминия в почвенном растворе в значительной мере контролируется поведением органоминеральных комплексов и в меньшей степени определяется гидролизом гидроксидов и алюмосиликатов. Таким образом, алюминий, мобилизованный при умеренной кислотной нагрузке из состава минеральных соединений, взаимодействует с органоминеральными компонентами, увеличивая их насыщенность элементом. Комплексы при этом теряют свою подвижность и переходят из почвенного раствора в твердую фазу. Именно этот механизм предлагается шведскими экологами для объяснения снижения содержания органиче-

ского вещества в растворах, мигрирующих в антропогенно подкисляемых ландшафтах, и, как следствие, необычайной прозрачности воды в кислых озерах на юге Швеции.

Уровень кислотной нагрузки на почву, исходное содержание водорастворимого органического вещества и его насыщенность ионами металлов контролируют, с одной стороны, размеры мобилизации алюминия, с другой — его взаимодействия с органоминеральными комплексами и осаждение. При умеренной кислотной нагрузке, высоком содержании водорастворимых комплексов и их исходной насыщенности металлами практически весь мобилизованный алюминий идет на осаждение комплексов из почвенного раствора. В результате одновременно со снижением концентрации водорастворимого органического вещества может наблюдаться и уменьшение количества в растворе алюминия. Такое явление в целом характерно для верхних горизонтов лесных почв. Снижение концентрации токсичного элемента в почвенном растворе — лишь кажущийся положительным эффект, поскольку происходит аккумуляция алюминия в подвижных (включая обменные) формах органоминеральных соединений. Концентрация железа, представленного в почвенном растворе преимущественно органоминеральными соединениями, в результате этих процессов также снижается (рис. 2). При уси-

лении кислотного воздействия избыток мобилизованного алюминия (сверх емкости связывания его органоминеральными комплексами) находится в растворе в виде минеральных ионов, оказывая токсическое воздействие на корневые системы растений и микроорганизмы.

Совершенно иная картина наблюдается в нижележащих горизонтах почвы, в частности в иллювиальных горизонтах подзолистых почв. Здесь при отсутствии в растворе достаточных количеств органических комплексообразователей концентрация

алюминия контролируется растворением гидрооксидных соединений элемента. При этом рост количества алюминия происходит при более высоких значениях pH: растворы, фильтрующиеся из элювиального горизонта, уже частично нейтрализованные в нем, тем не менее заметно повышают содержание алюминия в почвенном растворе иллювиальных горизонтов (рис. 3). Временной тренд изменения содержания алюминия в фильтрующихся через почву растворах зависит от природы и емкости функционирующей системы буферности. Так, интенсивное кислотное воздействие на подзол, обладающий минимальной бу-

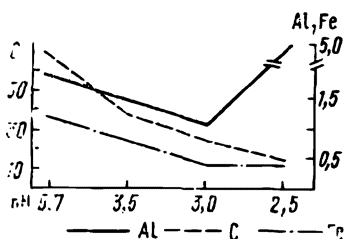


Рис. 2. Концентрация углерода, алюминия и железа (мг/л) в почвенном растворе элювиального горизонта подзола при разном уровне кислотной нагрузки

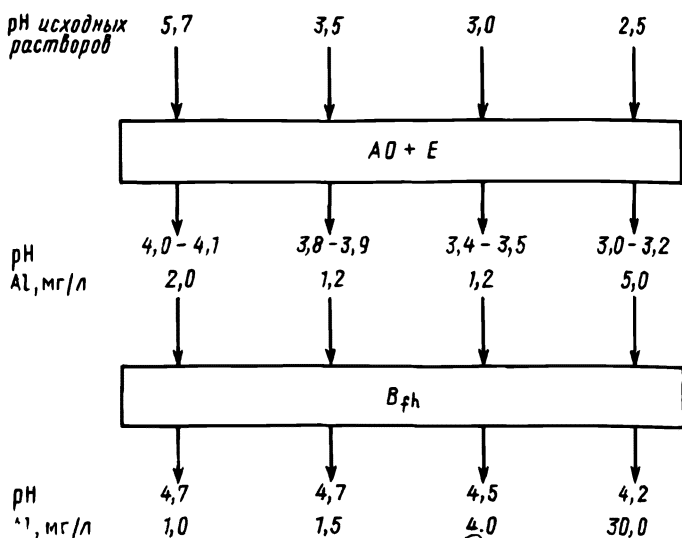


Рис. 3. Концентрация алюминия и рН растворов, фильтрующихся через горизонты подзола при кислотном воздействии

ферной емкостью в катионообменной зоне, приводит к интенсивной мобилизации алюминия уже на первых этапах взаимодействия. Поскольку запасы обменных оснований в этой почве чрезвычайно низки, они достаточно быстро выносятся из почвы, их роль в ионообменных реакциях и поддержании рН почвенного раствора быстро исчерпывается, и кислотность на уровне рН 4,0—4,2 поддерживается алюминиевой буферной зоной (рис. 4).

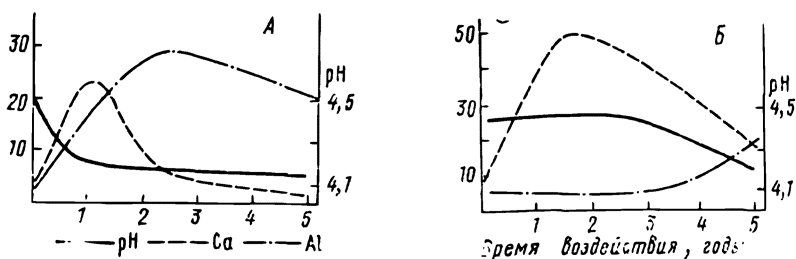


Рис. 4. Изменение рН и концентраций кальция и алюминия (мг/л) в почвенном растворе иллювиального горизонта подзола (А) и горизонта В бурой лесной почвы (Б) при кислотном воздействии

Иная картина характерна для бурой лесной почвы, обладающей существенно большей буферностью и запасом обменных оснований. Здесь ионообменные реакции в почвенном поглоща-

ющем комплексе приводят к активной мобилизации обменных оснований и обеспечивают поддержание исходной кислотности почвенного раствора в течение нескольких лет взаимодействия. Только после того, как запасы обменных оснований начинают исчерпываться, активизируется алюминиевая буферная зона, и почвенный раствор несколько подкисляется.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ФОРМ СОЕДИНЕНИЙ ЖЕЛЕЗА И АЛЮМИНИЯ

В результате длительного воздействия на почву кислотных осадков происходят изменения в содержании и распределении по профилю форм соединений железа и алюминия. Эти процессы связаны как с изменением закономерностей миграции железо- и алюмогумусовых комплексов, так и собственно с трансформацией гидрооксидных соединений и алюмосиликатов.

Подвижное железо (растворяющееся в ацетатно-аммонийном буфере) по мере усиления кислотной нагрузки прогрессивно накапливается в верхних горизонтах многих почв (подзола, бурой лесной, перегнойно-глеевой). В наиболее чувствительном к кислотным осадкам подзолу этот процесс аналитически диагностируется уже при воздействии осадков с рН 4,5 в течение нескольких лет. При более интенсивном воздействии содержание подвижного железа может увеличиваться в 3—5 раз. Одновременно в верхней (элювиальной) части профиля подзолистых почв накапливаются и менее подвижные (аморфные) соединения железа настолько, что их профильное распределение перестают диагностировать подзолистый процесс. Балансовые расчеты, однако, показывают, что происшедшее за 5 лет воздействие кислотных осадков накопление в элювиальном горизонте железа, переходящего в вытяжку Тамма, лишь на 10—20% обусловлено снижением его выноса с фильтрующимися растворами. Основное же количество железа накопилось вследствие перехода окристаллизованных форм соединений элемента в аморфные. По мере усиления кислотного воздействия процесс трансформации окристаллизованных соединений в аморфные распространяется и на иллювиальный горизонт: аморфные формы накапливаются и здесь, и вновь их профильное распределение приобретает диагностическое значение для подзолистого процесса (рис. 5).

В целом же те закономерности характерны для трансформации форм соединений алюминия. В результате кислотного воздействия происходит увеличение содержания подвижного алюминия в поверхностных горизонтах практически всех лесных почв, как в очень низкобуферных подзолах, так и в более устойчивых бурых лесных. Лишь экстремальная кислотная нагрузка приводит к снижению содержания подвижного алюминия и его аморфных соединений в верхних горизонтах подзола в результате абсолютной потери элемента из почвенного про-

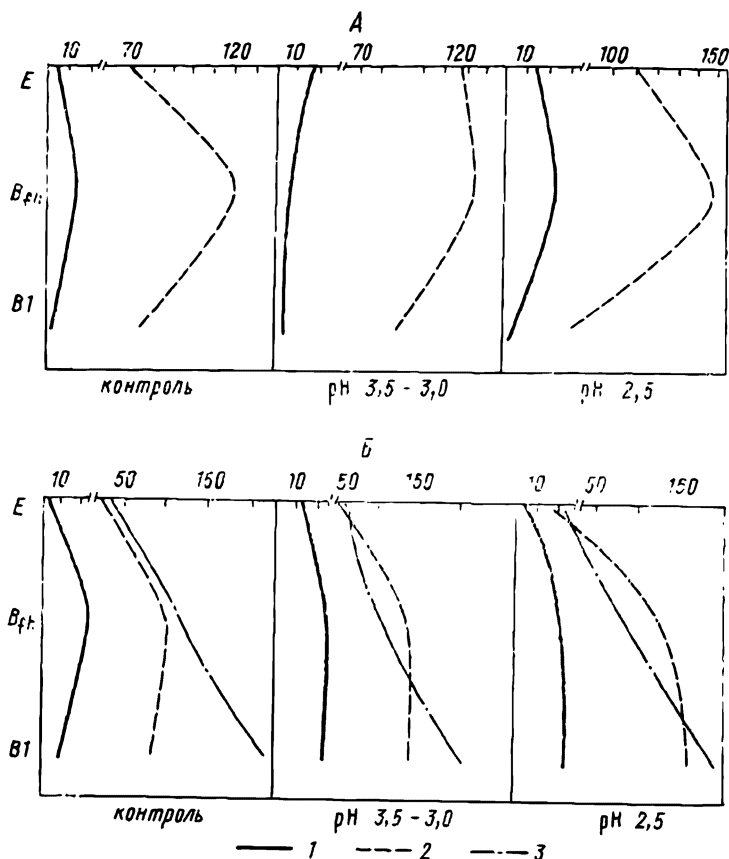


Рис. 5. Распределение по профилю подзола свободных форм соединений (мг/100 г) железа (А) и алюминия (Б) под воздействием кислых осадков: 1 — подвижные формы; 2 — аморфные формы; 3 — окристаллизованный алюминий

филя. В богатом алюминием иллювиальном горизонте снижение содержания этого элемента не выглядит столь резким. Большая (в сравнении с железом) насыщенность алюминием органоминеральных соединений почвенного раствора, осаждаемых в элювиальной части профиля при кислотном воздействии, способствует тому, что относительная аккумуляция здесь металла, переходящего в вытяжку Тамма, на 30—40% обусловлена снижением его выноса в иллювиальные горизонты.

Очевидно, что под воздействием кислых растворов в элювиальном горизонте подзола происходит высвобождение алюминия из состава алюмосиликатов, так как увеличение содержания аморфных форм не сопровождается соответствующим уменьшением количества алюминия несиликатных окристалли-

зованных соединений. Однако подобное увеличение общего содержания несиликатного алюминия происходит лишь в элювиальном горизонте, обедненном окристаллизованными соединениями и испытывающем наибольший кислотный прессинг. В иллювиальных же горизонтах накопление аморфных форм сопровождается соответствующим уменьшением количества окристаллизованных. При этом по всему профилю возрастает доля аморфных форм в составе несиликатных соединений алюминия, т. е. элемент становится более подвижным, и возрастает опасность проявления его токсичных свойств.

РАЗЛОЖЕНИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОСТАТКОВ, СОДЕРЖАНИЕ И КАЧЕСТВО ГУМУСА

Деструктивные процессы — важное звено круговорота элементов в экосистемах, поскольку обеспечивают постоянное пополнение запасов доступных форм элементов минерального питания. Подавление или разрыв цикла разложения органических остатков способны привести к изменениям запасов и состава гумуса и отразиться на уровне почвенного плодородия.

По мнению ряда исследователей, кислотные осадки могут оказывать влияние на скорость разложения в почве органического материала, однако экспериментальные подтверждения этому обнаруживаются лишь при высоких уровнях кислотных нагрузок и приводят к противоречивым выводам. Если не до конца ясно, каково же влияние кислотных осадков на процессы деструкции свежепоступившего растительного опада, то процессы дальнейшей трансформации грубогумусного материала достоверно замедляются при повышении кислотной нагрузки. Влияние кислотных осадков на скорость минерализации гумуса имеет особое значение для обеспечения плодородия почв, так как многие основные элементы питания растений находятся в связанной органической форме. Длительное подкисление среды тормозит минерализацию гумуса и, следовательно, перевод фосфора и азота в доступные для растений неорганические формы.

Наряду с изменением скорости преобразования почвенного гумуса меняется и его качественный состав. При искусственном снижении pH в лесной подстилке и в гумусово-аккумулятивном горизонте происходит повышенное высвобождение в раствор некоторых относительно простых органических кислот, таких как ди- и трикарбоновые. Такие кислоты обладают высокой хелатирующей способностью и могут мобилизовать в почвенный раствор значительно больше железа, алюминия, микроэлементов, чем минеральные кислоты сравнимой концентрации.

Одновременно с увеличением содержания в почвенном растворе простых органических кислот может происходить изменение подвижности специфических гумусовых соединений. Гумусовые кислоты почвенного раствора вступают в конкуренцию за мобилизованные ионы-комплексобразователи, прежде всего

Al и Fe. Насыщение органоминеральных комплексов катионами металлов ведет к их осаждению, и, как результат, количество водорастворимых органических соединений в умеренно кислом интервале pH при этом уменьшается.

Воздействие кислотных осадков с высоким содержанием серы может отразиться даже на элементарном уровне строения гумусовых кислот, в которых резко повышается содержание серы при одновременном уменьшении количества углерода и азота.

ПОЧВЕННАЯ БИОТА И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ПОЧВАХ

Воздействие кислотных осадков на процессы разложения растительных остатков и на гумусообразование в основном опосредованы через изменения в активности почвенной биоты. Они в свою очередь связаны со снижением pH среды и с мобилизацией токсичных элементов.

Снижение pH нейтральных почв, как правило, вызывает уменьшение общей численности бактерий и актиномицетов при одновременном увеличении доли споровых форм в популяции бактерий. Среди бактерий наиболее сильно угнетаются нитрофицирующие и аммонифицирующие формы.

Микроскопические грибы более устойчивы к подкислению почвы, поэтому может наблюдаться рост их численности в результате уменьшения конкуренции со стороны других гетеротрофных организмов в низкой области значения pH. Это важно для лесных почв, в которых грибы являются основными деструкторами растительного опада и играют определяющую роль в трансформации органического вещества. Более подробное исследование ответных реакций грибной микрофлоры на воздействие кислотных осадков показало, что увеличение биомассы мицелия происходит при умеренных кислотных нагрузках, рост которых ведет к снижению этого показателя. Длительное кислотное воздействие может приводить к полному лизису мицелия.

В результате изменений количественных и качественных характеристик микробного сообщества почвы могут произойти снижение общей биологической активности и изменения в частных биохимических процессах. Наиболее часто в качестве показателя биологической активности почвы используется скорость выделения углекислого газа, который образуется в почве за счет метаболизма растений и микроорганизмов, минерализации растительных остатков и гумусовых веществ. Очевидно, подобно многим характеристикам микробного сообщества почвы интенсивность дыхания может не изменяться или стимулироваться при умеренной кислотной нагрузке, но угнетаться под воздействием экстремальных доз. Данные по влиянию кислотных осадков на компоненты биохимического цикла азота в почве весьма противоречивы. Разные авторы по-

лагают, что воздействие кислотных осадков может вызвать ингибирование, стимулирование или независимость процессов азотификации, аммонификации, нитрификации, денитрификации. Столь же неоднозначна связь между воздействием на почву кислотных осадков и активностью энзимов, т. е. при установленном влиянии антропогенного закисления на общую микробиологическую активность в почве неясно, как и в какой степени оно воздействует на микробиологические превращения важнейших биофильных элементов.

ПОКАЗАТЕЛИ МОНИТОРИНГА ПОДКИСЛЕНИЯ ПОЧВ

Широкий спектр изменений почвенных свойств под воздействием кислотных осадков представлен в табл. 8. Свойства, изменяющиеся наиболее быстро и глубоко, можно использовать в качестве показателей мониторинга антропогенного закисления. В наибольшей мере реагирует на кислотную нагрузку почвенный раствор, однако его химический состав подвержен значительной пространственно-временной изменчивости, так что естественные флуктуации затрудняют выявление тренда закисления почвы. Это характерно и для быстро меняющихся биохимических свойств. Одновременно стабильные компоненты почвенной среды, такие как первичные и вторичные минералы, гумусовые вещества, изменяются медленно, что часто не позволяет с уверенностью говорить о происходящих процессах. Средней скоростью отражения изменений в условиях окружающей среды обладают компоненты почвенного поглощающего комплекса, являющиеся как бы промежуточным звеном, обеспечивающим взаимодействие между твердой и жидкой фазами почвы. Это придает понообменным характеристикам почвы особое экологическое значение и позволяет считать их наиболее надежными индикаторами трансформации почвенных свойств под влиянием кислотных осадков. Среди них можно выделить реакцию почвенной среды ($pH_{\text{воды}}$ и $pH_{\text{сол}}$), буферную емкость в кислой области, содержание обменных оснований, количество обменного алюминия и производные величины — степень насыщенности ППК основаниями и эквивалентное отношение кальция к алюминию.

Значение pH почвы позволяет предварительно определить ее положение в ряду буферных зон, численная величина буферности — оценить емкости характеристики связывания почвой компонентов кислотных осадков, показатель суммы обменных оснований отражает «запас» буферных свойств в катионообменной и силикатной зонах, определение содержания обменного алюминия в ППК позволит своевременно оценить опасность перехода почвы в алюминиевую зону буферности. Таким образом, перечисленные показатели важны с точки зрения характеристики стадии закисления почвы. Особого внимания среди параметров закисления почвы заслуживает показатель степени

Возможные изменения свойств почвы при воздействии кислотных осадков

Комплекс почвенных свойств	Характер изменений	Наличие изменений по разным литературным источникам
Кислотно-основные свойства почвы	снижение $pH_{водн}$ и $pH_{сол}$	+
	увеличение обменной и гидролитической кислотности	+
	повышение доли Al^{3+} в структуре обменных катионов ППК	±
Катионообменные свойства почвы	выщелачивание Ca, Mg, K из ППК	+
	снижение степени насыщенности ППК основаниями	+
Содержание и качество гумуса	снижение скорости деструкции растительных остатков	±
	торможение процессов минерализации гумуса	+
	повышение подвижности фульвокислот и агрегация гуминовых кислот	±
	уменьшение содержания водорастворимых органических соединений	±
	изменение элементного состава гумусовых кислот	±
		±
Формы соединений железа и алюминия	аккумуляция подвижных форм соединений металлов в верхних горизонтах профиля	±
	увеличение доли аморфных соединений за счет трансформации несиликатных окристаллизованных и силикатных форм	±
		±
Содержание и подвижность микроэлементов	мобилизация в почвенный раствор Mn, Zn, Cd, Ni	+
	уменьшение подвижности Mo и Cr	+
	уменьшение подвижности Pb, Cu при умеренных кислотных нагрузках и мобилизация их при повышении кислотности	±
		±
Микробиоценоз и биохимические свойства почвы	снижение общей численности бактерий и актиномицетов	+
	рост численности микроскопических грибов	+
	снижение интенсивности «дыхания» почвы	±
	изменение закономерностей биохимического цикла азота	±
		±

насыщенности ППК основаниями, который отражает противоречия в содержании в почве основных и кислотных компонентов, а также коэффициент эквивалентных отношений Ca^{2+}/Al^{3+} , поскольку эти ионы доминируют в ППК в разных интервалах значений pH и являются антагонистами в физиологии корневого питания растений.

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ СВОЙСТВ ПОЧВЫ ПОД ВЛИЯНИЕМ КИСЛОТНЫХ ОСАДКОВ

Изменения почвенных свойств, индуцируемые воздействием кислотных осадков, способны отразиться на жизненном состоянии и структуре растительной компоненты биогеоценоза. Помимо подобного косвенного эффекта кислотных выпадений они способны оказывать на растения и прямое воздействие — путем контакта осадков с кронами деревьев, приводящего к повреждению кутикулы и эпидермиса листьев, выщелачиванию питательных элементов, нарушению репродуктивных процессов. Массовое заболевание хвойных лесов, сопровождающее совокупное (прямое и косвенное) воздействие кислотных осадков на почвенно-растительный покров, получило название «депрессии нового типа». К 1985 году поврежденные леса составили в Германии 62%, в Швейцарии — 34, в Чехословакии — 27, в Австрии — 26, в Польше — 7% (Giesen, 1985). При этом увеличение площадей пораженных лесов происходило с очень высокой скоростью.

Рассмотрим подробнее, каким образом изменение под влиянием кислотных осадков жизненно важных для растений почвенных свойств может отразиться на состоянии фитоценозов.

Изменение кислотно-основного равновесия в почве влияет на мембранный потенциал корней, так как при снижении pH почвенного раствора подавляется диссоциация активных групп липидов, протеинов и других компонентов клеточной мембраны, понижается отрицательный заряд поверхности корней, и как следствие, преимущественное поглощение катионов из раствора затрудняется. Нарушение процессов поглощения питательных веществ корневыми системами растений усугубляется изменениями в составе почвенного раствора. Доступность важных биофильных элементов — кальция, магния, калия — падает в результате их выщелачивания из ризосферы в более глубокие почвенные горизонты.

Поскольку интенсивность выноса различных оснований неодинакова, может наблюдаться относительно большее затруднение корневого потребления одних элементов в сравнении с другими. В наибольшей степени затрудняется корневое поглощение магния, который вследствие этого определяется как критический элемент выноса для многих почв, подверженных воздействию кислых осадков. В растениях магний является одним из важнейших минеральных элементов, так как выполняет многочисленные каталитические функции. Недостаток кальция также может иметь пагубные последствия для метаболизма растений, поскольку этот элемент имеет особое значение в регуляции поглощения других ионов, поддерживая структуру мембраны. Более того, важно наличие в почве активного кальция, превышающего физиологические потребности в нем растений, так как именно этот элемент играет важную роль в создании

ценной для плодородия структуры почвы, увеличении ее водо- и воздухопроницаемости, т. е. в улучшении свойств почвы как среды обитания.

Одно из главных негативных последствий антропогенного закисления почвы — повышение мобильности алюминия, который обладает свойствами прямого и косвенного фитотоксиканта. При мобилизации в почвенный раствор он подавляет процессы клеточного деления в корне, уменьшает интенсивность дыхания, нарушает поглощение и транспорт в растениях питательных элементов, снижает доступность фосфора и молибдена из-за связывания их в труднорастворимые соединения. Наличие в почве подвижного алюминия ведет к снижению общей биомассы корней, в еще большей степени отражается на процессах их ветвления, что приводит к существенному уменьшению площади поглощательной поверхности корневой системы.

Снижение токсичности алюминия в кислых почвах происходит в присутствии органических кислот, склонных к комплексообразованию. Поэтому растительные ассоциации органогенных почв редко страдают от алюминиевой токсичности, даже если они кислые, а общее количество алюминия в почвенном растворе велико. В жизни лесного сообщества важную роль в защите от токсичности алюминия играет образование микоризы, которая выделяет в почву органические кислоты с высокой хелатирующей способностью. Связывание подвижного алюминия в труднорастворимые соли при $pH > 5$ способны обеспечить фосфаты. Однако этот процесс имеет и обратную сторону, поскольку снижение токсичности алюминия сопровождается повышением дефицита фосфора.

Под влиянием кислотных осадков повышают мобильность и некоторые другие элементы, обладающие фитотоксическими свойствами. К ним относятся марганец, цинк, кадмий, кобальт, никель, т. е. элементы, активно мигрирующие в кислых почвах в виде минеральных ионов. Почти все они — биохимические антагонисты железа: повышенное их поглощение корневыми системами растений ведет к возникновению хлороза, обусловленного железистой недостаточностью. Марганец и цинк — антагонисты меди, выполняющей важные функции в метаболизме растений. Возможность возникновения дефицита железа и меди в почвах, подверженных воздействию кислотных осадков, связана как с биохимическим антагонизмом активно мобилизуемых микроэлементов, так и с уменьшением абсолютного их содержания в почвенном растворе в результате иммобилизации органоминеральных комплексов, которые являются основными миграционными соединениями этих элементов в автоморфных почвах.

Помимо нарушения питательного режима растений вследствие выщелачивания из почвы оснований и повышения содержания фитотоксичных элементов действие кислотных осадков вызывает снижение устойчивости растений к насекомым, патоген-

ным грибам, бактериям и вирусам, ослабляет морозо- и засухоустойчивость. Поэтому часто наиболее заметное повреждение лесов проявляется после неблагоприятных в климатическом отношении периодов.

Функциональные нарушения, которые происходят при воздействии на лесные экосистемы экстремальных доз кислотных атмосферных выпадений, затрагивают клеточный, тканевый, системный и видовой уровень организации растительных сообществ. Изменение свойств закисляющихся почв способно оказывать влияние и на структуру целой растительной ассоциации. Среди деревьев наиболее чувствительны к закислению почвы хвойные, из низших растений — лишайники, которые вообще требовательны к чистоте атмосферного воздуха. Поскольку основные изменения почв приурочены к слою лесной подстилки и к верхним минеральным горизонтам, особый стресс от воздействия кислотных осадков могут испытывать древесный подрост, напочвенный растительный покров и деревья с поверхностной корневой системой.

Компоненты кислотных осадков, а также мобилизованные в почве элементы, если они не поглощаются биотой и не связываются в нижележащих горизонтах почвы или слоях подстилающих пород, могут попасть с внутрипочвенным стоком в систему почвенно-грунтовых и поверхностных вод. Пресноводные экосистемы характеризуются значительно меньшей буферностью, чем почвы, поэтому изменения в химическом составе вод проявляются более ярко и часто имеют более очевидные последствия, чем в наземных экосистемах. В настоящее время почти пять тысяч озер в Швеции имеют рН воды ниже 5. Устойчивость поверхностных вод к подкисляющему воздействию атмосферных осадков зависит от особенностей водосборной поверхности и гидрологического цикла. Поскольку площадь самого озера относительно мала по сравнению с площадью, на которой идет сбор и накопление вод для грунтового питания водоема, чрезвычайно важное значение в определении устойчивости вод к подкислению имеет почвенный покров водосборного бассейна. Почвы и подстилающие породы влияют на минерализацию и значение рН поверхностных вод. Хорошо развитые мощные нейтральные почвы с высокой буферностью, большим содержанием гумуса и высокой степенью насыщенности ППК основаниями или карбонатные почвы способны полностью нейтрализовать действие кислотных осадков, и грунтовый сток не изменяет гидрохимического состава поверхностных вод. Кислые маломощные почвы с низким значением буферности, развитые на слабовыветрелых породах, не могут полностью нейтрализовать действие кислотных осадков и способствуют формированию кислого внутрипочвенного стока, обогащенного токсичными компонентами. Подобный сток может привести к закислению слабоминерализованных речных и озерных вод.

Чувствительными к воздействию кислотных осадков приня-

то считать поверхностные воды со щелочностью менее 0,2 мг·экв/л. Критическое значение pH речных и озерных вод — 5,0—5,5 ед., однако некоторые биологические эффекты закисления могут проявляться и раньше. В закисленных водоемах отмечается подавление микробиологической активности, снижение популяций водорослей, фито- и зоопланктона, нарушение репродуктивных процессов у рыб и земноводных. В пресных водах с $\text{pH} < 5$ нарушается ионное и кислотно-щелочное равновесие в жабрах рыб. Наиболее чувствительны к закислению сиговые рыбы, форель, хариус, лосось, плотва, многие из которых являются ценнейшими промысловыми видами. Отрицательное воздействие на гидробионтов могут оказывать и вымываемые из окружающих почв токсические элементы и соединения. В особенности это касается алюминия, который осаждается в форме гидроксида на жабрах рыб, вызывая дисфункцию их работы. В результате снижается снабжение кислородом крови и нарушается в ней баланс солей (Acidification today..., 1982).

Экологическую опасность представляют также поступающие с кислотными осадками и вымытые из почвы нитраты. Химическая сорбция этих ионов в почвах весьма слаба. Поэтому несмотря на активное поглощение нитратов растениями и микроорганизмами в период вегетации в поверхностных водах их содержание может в 2—10 раз превышать концентрацию в осадках. Пики концентраций в водах сульфатов и нитратов наблюдаются обычно после весеннего снеготаяния или после обильных ливней. Если увеличение в поверхностных водах содержания ионов SO_4^{2-} вызывает озабоченность в основном в связи с эквивалентным выносом из почв оснований, алюминия и тяжелых металлов, то повышение концентрации ионов NO_3^- важно из-за опасности их для человека и животных.

В районах, где наблюдаются кислотные атмосферные выпадения, можно условно выделить 3 последовательные стадии закисления поверхностных вод (Acidification today..., 1982). На первой, самой длительной, изменений в гидрохимическом составе и состоянии гидробионтов не отмечается, однако идет ослабление буферных свойств почв водосборного бассейна в процессах утилизации компонентов кислотных осадков. На второй, когда полной нейтрализации внутрипочвенного стока не происходит, pH воды становится нестабильным и может снижаться временами до 5,5 и ниже. В это время возможно воздействие кислотных осадков на наиболее чувствительных гидробионтов, затрудняется воспроизводство отдельных видов рыб. На третьей стадии закисления pH воды падает до 4,5 и стабилизируется на этом уровне благодаря реакции гидролиза гидроксида алюминия. Увеличение содержания алюминия в водах и низкое значение pH оказывают токсическое действие на широкий спектр организмов, практически формируя новую гидросистему. Существуют характерные внешние признаки подобных водоемов — необычайно прозрачная и неокрашенная вода (так как произо-

шла коагуляция органоминеральных взвесей и гибель планктона) и распространение по берегам озера сфагновых мхов.

Таким образом, от устойчивости (или чувствительности) почвы к закислению во многом зависит судьба биогеоценоза и ландшафта в целом. Если почвы не обладают достаточной буферностью к воздействию кислотных атмосферных выпадений, то ухудшаются условия жизнеобитания растений, микроорганизмов и гидробионтов из-за изменения реакции среды, усиления подвижности фитотоксичных элементов, снижения доступности элементов минерального питания. В то же время в устойчивых к действию кислотных осадков почвах могут отмечаться лишь незначительные изменения параметров состояния среды, не имеющие столь негативных последствий.

Изучение почв, замыкающих ряд геохимического сопряжения в типичном холмисто-моренном ландшафте Восточной Литвы (в наибольшей степени подверженном воздействию кислотных осадков), позволяет в общих чертах дать прогноз устойчивости ландшафта к закислению. Очевидно, что при дальнейшем развитии феномена кислотных дождей и при более длительном взаимодействии почв с осадками подзолы элювиальной фации, составляющие основу почвенного покрова, не смогут противостоять их негативному влиянию, и лесорастительные условия территории ухудшатся. Однако на пути неполностью нейтрализованного внутрипочвенного кислого стока в водоем конечной аккумуляции существуют эффективные геохимические барьеры. Один из них — карбонатная морена, подстилающая другие почвообразующие породы на всей территории, а иногда выходящая на поверхность и служащая в этом случае субстратом материнской породы для более устойчивых к закислению бурых лесных почв. Другим буфером кислотного стока являются устойчивые к кислотным выпадениям перегнойно-глеевые почвы супераккумулятивной фации ландшафта. Эта система геохимических барьеров формирует условия, обеспечивающие полную нейтрализацию кислотного стока как вертикального в пределах почвенно-грунтовой толщи, так и горизонтального в направлении от элювиальной и аккумулятивной фации ландшафта. Благодаря этому процесс закисления в настоящее время и, по всей видимости, неопределенно долго впоследствии не грозит наиболее уязвимым компонентам ландшафта — речным и озерным водам Прибалтийского региона.

УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ К АНТРОПОГЕННЫМ ВОЗДЕЙСТВИЯМ

В связи с усилением антропогенного воздействия на почвенный покров возрастает обеспокоенность по поводу появления необратимых и нежелательных для человека его изменений. Встают задачи как прогнозирования и оценки изменяющейся ситуации, так и определения устойчивости почв к тем или иным формам вмешательства человека в почвообразование, поскольку способность их к самоочищению и сохранению нормального функционирования небеспредельна. Проблемы устойчивости комплексов природной среды, т. е. их реакции на разнообразные антропогенные воздействия, до сих пор разработаны весьма слабо. Наибольшее число работ посвящено анализу устойчивости геосистем.

Геосистема — это земное пространство всех размерностей, где отдельные компоненты природы находятся в системной связи друг с другом и как определенная целостность взаимодействуют с космической сферой и человеческим сообществом. В сборнике «Устойчивость геосистем» (1983) дан обзор точек зрения на понятие устойчивости геосистемы, которые могут быть отнесены с некоторыми оговорками и к почвам. Среди них можно отметить: 1) вероятность сохранения объекта в течение некоторого времени; 2) стабильность состояния во времени; 3) способность восстановления прежнего состояния после возмущения; 4) способность адаптироваться к изменяющимся условиям; 5) способность глушить внешние сигналы; 6) способность не реагировать на сигналы; 7) способность к длительному накоплению вредных веществ без видимого вреда; 8) способность сохранять производительные функции в социально-экономической системе; 9) способность легко пропускать загрязнители; 10) отсутствие или быстрое затухание колебаний в системе; 11) способность сохранять траекторию развития, направление тренда.

Применительно к почвам — буферным открытым динамическим системам, связанным с окружающей средой потоками вещества и энергии (определение М. А. Глазовской), — можно было бы применить такое определение устойчивости: **устойчивость** — это способность возвращаться после возмущения в исходное состояние и сохранять производительную функцию в социально-экономической системе (Устойчивость геосистем, 1983).

Для геосистем предложено выделять различные типы устой-

чивости: геохимическая устойчивость — способность к самоочищению от продуктов загрязнения; биологическая устойчивость — оценка восстановительных и защитных свойств растительности; физическая устойчивость литогенной основы (для почв — противоэрозионная устойчивость). Вводится также понятие интегральной устойчивости, которое определяет устойчивость геосистем ко всему комплексу антропогенных воздействий. Наиболее детально параметры устойчивости геосистем и почв к техногенезу (геохимическая устойчивость) разработаны М. А. Глазовской (1972, 1978, 1990). Под устойчивостью геосистем к техногенезу понимается способность их к самоочищению от продуктов техногенеза, зависящую от скорости химических превращений и интенсивности выноса последних из геосистем.

Для понимания устойчивости к химическому загрязнению важно понятие проточности геосистем (почв.). **Проточность** геосистемы — это механизм выноса чужеродных веществ в ходе нормального функционирования (Арманд, 1989). Так, проточностью обладают почвы гумидных ландшафтов. Проточность снижается биологическим поглощением элементов в экосистеме, и тем самым уменьшается ее устойчивость к загрязнению. Но в случае изъятия продукции (в агросистемах, например) проточность будет увеличиваться (Борисочкина, Кайданова, 1989).

При прогнозе способности почвы к самоочищению необходимо учитывать те процессы и свойства, которые увеличивают ее проточности. Следовательно, для оценки почв по устойчивости к техногенезу важно знать особенности их водного и теплового режима, сорбционные свойства почв, свойства и биохимическую активность гумусового горизонта, который, как пишет М. А. Глазовская, принимает на себя первый удар техногенного давления.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ (УСТОЙЧИВОСТЬ К ТЕХНОГЕНЕЗУ)

Условия миграции тяжелых металлов и других продуктов техногенеза в почвах тесно связано с щелочно-кислотными и окислительно-восстановительными условиями, характером органического вещества почв. В связи с этим при любых оценочных исследованиях по устойчивости почв к техногенезу необходимо определять положение данной почвы (или почв) в системе их геохимических ассоциаций (табл. 9). Подвижность элементов и, следовательно, опасность их сохранения и накопления в почвах существенно зависят от реакции среды. В табл. 10 приведена оценка степени подвижности элементов с учетом их валентности в различных геохимических ассоциациях почв.

Опасность загрязнения почв зависит как от параметров, характеризующих геосистемы в целом (степень расчлененности

**Основные геохимические ассоциации почв
(Глазовская, 1978)**

Реакция почв	Окислительно-восстановительные условия		
	окислительные	периподически-восстановительные	восстановительные
Кислая по всему профилю	кислые субаэральные (ульматно-фульватные)	кислые оглеенные (ульматно-фульватные)	кислые глеевые
Кислая в верхней, слабощелочная в нижней части профиля	кисотно-щелочные субаэральные (фульватно-гуматные)	кисотно-щелочные оглеенные (фульватно-гуматные)	кисотно-щелочные глеевые
Нейтральные или слабощелочные по всему профилю	нейтральные субаэральные (гуматные)	нейтральные оглеенные (гуматные)	нейтральные глеевые
Щелочные и сильнощелочные по всему профилю	щелочные субаэральные	щелочные оглеенные	щелочные глеевые

и дренированности территории, величина поверхностного и грунтового стока, соотношение осадков и испарения), так и от свойств собственно почв, определяющих их водный режим (гранулометрический состав, водопроницаемость, наличие мерзлоты). В качестве примера могут служить данные табл. 11. Такого рода качественная оценка возможной опасности загрязнения может, как мы увидим в дальнейшем, служить основой для ранжирования тех или иных свойств при комплексной оценке устойчивости почв к антропогенным воздействиям.

Таблица 10

**Подвижность биохимически активных микроэлементов
в различных ассоциациях субаэральных почв
(Глазовская, 1978)**

Геохимические ассоциации почв	Подвижность элементов		
	практически неподвижные	слабоподвижные	подвижные
Кислые субаэральные, pH < 5,5	Mo ⁴	Pb ²⁻⁴ , Cr ³⁻⁶ , Ni ²⁻³ , V ⁴⁻⁵ , As ³ , Se ³	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg, S ⁶
Слабокислые и нейтральные субаэральные, pH 5,5—7,5	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr ³⁻⁶ , Ni ²⁻³ , Co ²⁻³ , Mo ⁴ , Hg	Zn, V ⁵ , As ⁵ , S ⁶
Щелочные и сильнощелочные субаэральные, pH 7,5—9,5	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Cu, Cd	Mo ⁶ , V ⁵ , As ⁵ , S ⁶

Относительная опасность загрязнения подвижными биохимически активными элементами субэаральных почв (Глазовская, 1978)

Коэффициент увлажнения (K_h) и преобладающий тип водного режима	Гранулометрический состав и наличие мерзлоты			
	пески и супеси	суглинки	глины	различного гранулометрического состава с мерзлотой
>2 , резко промывной	+	++	+++	+++
$2-1$, преимущественно промывной	++	+++	++++	++++
$1-0,5$, непромывной	+++	++++	+++++	+++++
$<0,5$, резко непромывной	++++	+++++	+++++	—

Примечание. Опасность загрязнения: + — очень слабая, ++ — слабая, +++ — умеренная, ++++ — сильная, +++++ — очень сильная.

Аридизация климата, смена промывного типа водного режима непромывным, наличие мерзлоты в профиле существенно увеличивают опасность загрязнения почв и уменьшают способность почвы к самоочищению. Косвенным показателем типа водного режима может служить использованный в табл. 11 коэффициент увлажнения (K_h — отношение годовой нормы осадков к испаряемости). Тот же показатель можно вычислить и по сезонам, получив возможность выделить времена года благоприятные и неблагоприятные для самоочищения почв.

Накопление слабоподвижных форм биохимически активных элементов в почвах может идти также за счет таких процессов, как изоморфное замещение в решетке глинистых минералов (монтмориллонит > нонтронит > каолинит > галлуазит > иллит), сорбция элементов глинистыми минералами, соосаждение со свежевыпавшими полутораоксидами, особенно с оксидами железа, образование слабоподвижных металлоорганических комплексов с гумусовыми кислотами (Глазовская, 1978; табл. 12).

Таблица 12

Сравнительная опасность накопления биохимически активных элементов в почвах в слабоподвижных формах (Глазовская, 1978)

Содержание гумуса	Сорбционная способность почв		
	низкая	умеренная	высокая
	каолинит, галлуазит	иллит, смектит	монтмориллонит, аллофов, R_2O_3
Низкое	+	++	+++
Среднее	++	+++	++++
Высокое	+++	++++	+++++

Частной проблемой устойчивости почв к техногенезу является их способность противостоять действию кислотных осадков. Было показано, что степень проявления негативных процессов определяется характером и емкостью систем буферности почвы в кислой области. В этой связи интегральным показателем устойчивости почв к действию кислых осадков может служить величина емкости катионного обмена (ЕКО). Качественная и количественная характеристики ЕКО определяются прежде всего генезисом почв. Поэтому типовая принадлежность в первом приближении определяет и приуроченность к разным группам устойчивости почв. Основные факторы, определяющие ЕКО в пределах типа или подтипов почв: механический состав, остаточная карбонатность почвообразующей или подстилающей пород, проявление признаков гидроморфизма.

Совокупное изучение почв, составляющих ряд геохимического сопряжения, и анализ эффективности геохимических барьеров на пути кислого внутрипочвенного стока позволяют дать в общих чертах прогноз устойчивости ландшафта к закислению и оценить характер неблагоприятных изменений в разных типах почв. Учет современного состояния атмосферы и прогнозируемых уровней поступления в нее поллютантов дает возможность прогнозировать направленность эволюции почв в результате антропогенного кислотного воздействия.

В качестве теоретической основы классификации почв по устойчивости и техногенным воздействиям, в частности к действию кислотных осадков, М. А. Глазовской (1990) было сформулировано два понятия: **буферность почв** — способность противостоять понижению значений рН при воздействии кислот, и **устойчивость почв** — способность их при понижении значений рН противостоять до определенных пределов разрушению поглощающего комплекса почв, диспергации коллоидов и суспензий и их выносу за пределы профиля, появлению в растворе токсичных соединений алюминия, железа, марганца и других микроэлементов.

М. А. Глазовская показала, что этот вид устойчивости почв контролируется их исходным кислотным состоянием, окислительно-восстановительным и водным режимом, запасами реактивоспособных веществ, подавляющих не только повышение кислотности, но также и переход в мобильное состояние органических и минеральных соединений, образующихся при нейтрализации кислот. Была предложена система выделов почв, различающихся по уровню естественной кислотности, гранулометрическому составу, емкости поглощения, содержанию аморфных и окристаллизованных гидроксидов алюминия и железа и другим параметрам, которую можно использовать для матричных легенд карт устойчивости почв к действию кислотных дождей.

На табл. 13 представлена матричная легенда схематической прогнозной карты потенциальной устойчивости почв мира к тех-

Легенда схематической прогнозной карты потенциальной устойчивости почв мира к техногенным кислотным воздействиям
(Глазовская, 1990)

	Группы почв с различной буферностью и характером ответных реакций на техногенные кислотные воздействия				
	почвы сильно ухудшаются	почвы ухудшаются			почвы слабо изменяются или улучшаются
		кисотно-щелочные свойства исходных почв			
Буферность почв, ΔpH при воздействии 1 ммоль HCl на 10 г почвы	очень кислые ($pH < 4,7$) и кислые ($pH 4,7-5,7$)	слабокислые в гор. А ($pH 5,5-6,5$) и нейтральные в гор. В ($pH 6,5-7,5$)	нейтральные или слабощелочные в гор. А ($pH 6,5-7,5$) и щелочные в гор. В ($pH 7,5-8,5$)	щелочные в гор. А ($pH 7,5-8,0$) и силикощелочные в гор. В ($pH 8,5-9,5$)	карбонатные щелочные и сильнощелочные по всему профилю ($pH 8,5-9,5$)
очень низкая $\Delta pH > 3,5$	1	2			
низкая $\Delta pH 3,5-2,5$	3	4	5	6	
средняя $\Delta pH 2,5-1,5$	7	8	9	10	
выше средней $\Delta pH 1,5-1,0$	11	12	13	14	15
высокая $\Delta pH < 1,0$	16	17	18	19	20
очень высокая ΔpH не снижается	21			22	23

ногенным кислотным воздействиям масштаба 1 : 80 000 000 (Глазовская, 1990). В горизонтальных строках таблицы выделены группы почв с различными исходными значениями pH и характером их изменений по профилю почвы. В вертикальных столбцах выделяют подгруппы почв, различающиеся уровнями буферности. Для количественной характеристики уровней буферности были использованы имеющиеся в литературе данные о понижении значений pH по сравнению с исходной на начальных этапах воздействия кислоты. Всего выделено 23 прогнозных группы, ареалы которых нашли отражение на карте. В основу выделения контуров почв, обладающих сходной буферностью и устойчивостью, была положена почвенная карта мира.

РОЛЬ ЛЕСА В УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВ

Противоэрозионной устойчивости почв посвящена специальная глава в данном пособии, но, обсуждая устойчивость почв и экосистем в целом, необходимо обратить особое внимание на роль леса. Проблема роли леса в экологической оптимизации ландшафтов и их устойчивости к антропогенным воздействиям обширна и интересна (Паулюкявичус, 1989). Лесные насаждения сохраняют и восстанавливают гидрологические и химические свойства почв; они играют водорегулирующую роль, предотвращают загрязнение природных вод, ограничивают проявление водной и ветровой эрозии. Все это, несомненно, сказывается и на поддержании устойчивости почвенного покрова.

Почвоулучшающая роль леса весьма многогранна. Это и благоприятные для стабильности почвенного покрова изменения гранулометрического состава (более высокое содержание илистых частиц в верхних горизонтах почв под лесом, меньшая скелетность, меньшее содержание физического песка), и улучшение структуры почвы и ее водопрочности.

Поскольку противоэрозионная (механическая) устойчивость почв тесно связана с оструктуренностью, представляют интерес материалы по структурирующей роли лесной растительности по сравнению с сельскохозяйственными угодьями (табл. 14). Поэтому оценка устойчивости почв по этому показателю будет существенно различаться на пахотных и лесных угодьях. В данном случае сказывается влияние и типа леса. Самая худшая структура и низкая водопрочность наблюдаются под еловым древостоем: бедность почв катионами кальция и железа, неблагоприятный состав опада и другие факторы (Паулюкявичус, 1979). В целом же почвенные агрегаты лесных почв являются более водопрочными по сравнению с эродированными пахотными почвами. Наиболее водопрочная структура наблюдается в почвах под дубняками, осинниками и ясеневыми лесами.

Физико-химические свойства почв под лесной растительностью также существенно отличаются от окружающих их пахотных почв, особенно эродированных, что также отражается

Таблица 14

**Количество комков и коэффициент структурности
в верхнем гумусовом горизонте (Паулюкявичус, 1989)**

Механический состав почв	Геохимиче- ская фация	Раститель- ность	>0.25—10 мм	<0.25—10 мм	Коэффициент структурно- сти
Супесь	Т ^з	культурная	52,0	48,0	1,08
		лесная	65,0	35,0	1,86
		культурная	45,0	55,0	0,82
Легкий суглинок	Т ^з	лесная	52,0	48,0	1,08
		культурная	48,0	52,0	0,92
		лесная	77,0	23,0	3,35
		культурная	56,0	44,0	1,27
		лесная	69,0	31,0	2,23
Средний суглинок	Т ^з	культурная	44,7	55,3	0,81
		лесная	70,1	29,9	2,34
		культурная	58,6	41,4	1,42
		лесная	62,2	37,8	1,65
Глина	Т ^з	культурная	28,9	71,1	0,41
		лесная	69,8	31,2	2,24
		культурная	37,1	63,9	0,58
		лесная	69,7	30,3	2,30

в изменении показателей параметров их устойчивости. Так, лесные почвы, как правило, более кислые и в меньшей степени обеспечены фосфором, калием за счет применения на пашне известкования и внесения минеральных удобрений. Но такой важный фактор устойчивости почв, как содержание гумуса, более благоприятен в лесных почвах; запасы гумуса и азота в почвах моренных ландшафтов на различных почвообразующих породах всегда выше. В качестве примера можно проанализировать материалы табл. 15. Интересно, что по данным Г. Б. Пау-

Таблица 15

**Запасы гумуса и общего азота (т/га) в почвах,
развитых на двучленных наносах (Паулюкявичус, 1989)**

Раститель- ность	Фация	Гумус			Общий азот		
		0—20	20—50	0—50	0—20	20—50	0—50
Культур- ная	Т ^з	32,3	14,7	47,0	1,97	1,47	3,44
Лесная	Т ^з	73,7	26,3	100,0	3,16	1,61	4,77
Культур- ная	Т ^з	66,2	27,0	93,2	4,49	2,32	6,81
Лесная	Т ^з	85,4	56,9	142,3	4,26	4,64	8,90
Культур- ная	Т ^з	29,5	16,8	46,3	2,70	1,79	4,49
Лесная	Т ^з	23,9	24,4	48,3	2,29	2,44	4,73

люкявичуса (1989) в целом в лесных почвах Литвы между запасами гумуса (Н) и азота (N) наблюдается тесная связь: $N=0,05H+0,69$; $r=0,78$. В пахотных почвах такая связь отсутствует (коэффициент корреляции — 0,05). Это свидетельствует о том, что на пашне источником азота служат в основном минеральные удобрения.

На основании многолетних исследований в области распределения холмистых моренных ландшафтов на территории Литвы были разработаны нормативы лесистости, необходимой для поддержания экологической стабильности ландшафтов, и, следовательно, устойчивости к антропогенным воздействиям: для холмистых она составляет в зависимости от гранулометрического состава почв от 25 до 40%, для равнинных — 1—30%, для территорий, сложенных песчаными эоловыми отложениями, — больше 40% (Паулюкявичус, 1989).

В табл. 16 приведены параметры оптимального размещения лесных массивов, обеспечивающих наибольшее экологическое разнообразие агроландшафтов, рациональные размеры полей, занятые сельскохозяйственными угодиями, способствующими созданию благоприятного микроклимата, снегозадержанию.

Таблица 16

Параметры оптимального размещения лесных насаждений агроландшафта (Паулюкявичус, 1989)

Тип рельефа	Механический состав почв	Оптимальная площадь открытого пространства, га	Необходимая длина лесных опушек (экотон), м	Оптимальное расстояние между лесными насаждениями, м
Равнинный	пески, гравий, супесь	30—40	1500—1800	500×800
	суглинки, глины	60—80	2300—2500	600×1000
Холмистый	пески, гравий, супеси	15—20	1200—1400	400×500
	средние и тяжелые суглинки, глины	45—50	2500—2800	600×800

Роль лесных массивов чрезвычайно велика и в устойчивости почв к техногенезу, так как в них происходит очищение внутрипочвенного и поверхностного стока от нитратов и других загрязняющих компонентов. Экспериментальные исследования показали, что в местах соприкосновения лесных насаждений с агроценозами накапливаются продукты водной эрозии и дефляции, происходит трансформация химического состава природных вод (Паулюкявичус, 1989). Работами литовских ученых установлено, что при прохождении верховодки через лесную полосу ши-

риной 30—40 м содержание нитрат-иона снижается от 12,5 до 0,2 мг/л (Экологическая оптимизация..., 1987).

В связи с преобладанием горизонтального внутрипочвенного стока на значительной части территории таежной зоны роль лесной подстилки и верхних горизонтов почв трудно переоценить особенно в районах с интенсивным развитием карстовых процессов.

Наиболее важные параметры, относящиеся к характеристике лесной растительности, которые необходимо ранжировать при оценке относительной устойчивости почв таежной зоны, следующие: степень лесистости (%), тип леса (экспертная оценка), мощность и запасы подстилки (см или т/га), ее кислотность и буферность, емкость катионного обмена, биологическая продуктивность (годовой прирост в надземной и подземной сферах, ц/га), интенсивность разложения растительных остатков (подстильно-опадный коэффициент), скорость и емкость биологического круговорота веществ.

ПРОБЛЕМЫ СОХРАНЕНИЯ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА В ОБЛАСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ МНОГОЛЕТНЕМЕРЗЛЫХ ПОРОД

Техногенные нарушения поверхности территории (почвенно-растительного покрова) в области распространения многолетнемерзлых пород порождают и усиливают криогенные и другие процессы, изменяющие весь ландшафт, растительный и почвенный покров в нежелательном для человека направлении. Нарушение поверхности вызывает прежде всего изменение температурного режима почв и грунтов, которое способствует резкому ускорению криогенных процессов. В табл. 17 перечислены виды и причины техногенных механических нарушений. О влиянии мерзлоты на интенсификацию процессов техногенного химического загрязнения почв было упомянуто в разделе «Геохимическая устойчивость».

Непосредственной причиной появления, усиления или ослабления криогенных процессов является изменение теплового баланса. Частичное нарушение или полное удаление мохово-торфяного покрова на севере Сибири увеличивает радиационный баланс поверхности на 5—15%, что вызывает повышение среднегодовой температуры на 0,7—2,0° и увеличение глубины летнего протаивания почв в 2—3 раза. Интенсивность техногенного нарушения теплового баланса почв и грунтов в количественном отношении на несколько порядков больше, чем при естественных его изменениях (Мельников и др., 1977).

Степень сопротивляемости антропогенным воздействиям существенно зависит от степени развития дернины или торфянистого горизонта, так как при малой мощности профиля в области распространения многолетней мерзлоты и его большой влагонасыщенности они играют существенную защитную роль.

Виды техногенных механических нарушений поверхности в области вечной мерзлоты и их причины (Граве, 1980)

Вид	Причины
Уплотнение и разрыв растительного покрова, уплотнение снежного покрова	Проезд тяжелого транспорта, легкие строительные работы
Уничтожение растительного, снежного покрова	Интенсивное движение тяжелого транспорта, особенно летом, бурение и эксплуатация скважин, устройство просек, расчистка снега на стройплощадках и на дорогах, легкие строительные работы, пожары, интенсивный выпас животных
Уничтожение почвенного покрова и торфяников, оголение минерального грунта	Интенсивное строительство с планировкой местности, сельскохозяйственное освоение территории с вырубкой и раскорчевкой леса, распашкой земли
Эксплуатация и переотложение грунта, покрытие территории водой, осушение поверхности	Интенсивное строительство с ведением земляных работ и укладкой насыпей, дренажные и оросительные системы, горные работы открытым способом, дренажные полигоны, водохранилища
Нарушение целостности массивов горных пород	Подземная добыча полезных ископаемых (твердых, жидких, газообразных), устройство тоннелей и других подземных сооружений

В зоне лесотундры и северотаежных редколесьях Западной Сибири на озерно-аллювиальной равнине, где развиты бугристые и плоские торфяники, подстилаемые мерзлыми песками и суглинками, удаление мохового покрова при сохранении торфяного горизонта не приводит к заметному повышению температуры почвы и грунтов и глубины их протаивания; при удалении же торфяного слоя пески и суглинки протаивают глубоко и развивается термокарст, увеличивающий заболоченность территорий (Москаленко и др., 1978).

Наблюдения Хегинботтома (Heginbottom, 1973, 1975) на Аляске показали, что прокладка дорог и расчистка бульдозером территории без нарушения лесной подстилки не приводит к изменению характера протаивания почв и грунтов по сравнению с соседними ненарушенными участками леса. Если же нарушалась верхняя органическая часть почвенного профиля, то протаивание существенно увеличивалось и происходило оползание почв и грунтов. В таежной зоне Западной Сибири вызывают серьезные последствия вырубки леса, уменьшение мощности и уплотнение снежного покрова на оголенных от раститель-

ности участках, в результате чего возникают техногенные ландшафты с характерными процессами пучения и морозобойного растрескивания. Там, где удаление растительности и почвы обнажает пески, происходит их протаивание и развевание сильными ветрами, вследствие чего на обширных пространствах возникают ландшафты техногенных пустынь или «песчаных арен» (Шилова, Мамаев, 1977).

Н. А. Граве (1980) было предложено следующее определение понятия **устойчивости поверхности** — это способность противостоять появлению или активации криогенных процессов (пучение, морозобойное растрескивание, термокарст, солифлюкция) при техногенных воздействиях на поверхность осваиваемых территорий области вечной мерзлоты. Важными параметрами устойчивости, как мы видим из предыдущих материалов, служат защитные свойства почвенного и растительного покрова. В связи с этим при оценке устойчивости важно учитывать такие их параметры, как биологическая продуктивность, скорость биологического круговорота, мощность органогенного горизонта и запасы органического вещества.

Другой важный фактор, определяющий степень устойчивости почв в мерзлотных регионах, — наличие льда в почвенно-грунтовой толще: его количество, качество, характер залегания (Граве, 1980). Высокая льдистость почв и грунтов, наличие различных форм подземного льда при механических нарушениях поверхности и изменении теплового режима способствуют более активному проявлению таких процессов, как термокарст, солифлюкция (сползание грунта по склонам) и пучение. Предлагается несколько систем классификации мерзлотных грунтов по их устойчивости, учитывающих льдистость, наличие повторно-жильных и других типов льдов разной мощности (Втюрин, 1980). Так, при нулевой льдистости (сухая мерзлота) освоение территории возможно без какого-либо учета мерзлотности, до 20% — учет льдистости необходим, от 20 до 40% — освоение региона должно вестись с учетом мерзлотного состояния, при льдистости более 40% мерзлота при освоении должна быть сохранена. При мощности подземных льдов до 1—2 м — слабочувствительна, при мощности 2—3 м — среднечувствительна, при мощности больше 4 м (мощные льды) — территория сильночувствительна к хозяйственному использованию.

Эти и другие виды классификации геосистем и почв по мерзлотному состоянию могут быть учтены при картографировании и при ранжировании степени их чувствительности и устойчивости к антропогенным воздействиям.

СОСТАВЛЕНИЕ КАРТ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА

Проблема составления карт устойчивости почвенного или растительно-почвенного покрова разработана весьма

слабо. Наиболее развито почвенно-эрозионное картографирование, и в этой области достигнуты значительные успехи (см. раздел «Учет и оценка эрозионноопасных земель Нечерноземной зоны»). В данной главе мы уже указывали на подходы М. А. Глазовской к картографированию устойчивости почвенного покрова к кислотным выпадениям.

Есть и другие подходы к оценке и картографированию геохимической устойчивости почвы. Но одновременно разрабатываются и подходы к интегральной устойчивости почв, учитывающей и механическую (противозерозную устойчивость), и биологическую (сохранение почвенного покрова и почвенной биоты), и геохимическую устойчивость. Так, литовские ученые применяют систему составления на изучаемый регион серии карт, характеризующих устойчивость ландшафтов и почв (Паулюкявичус, Грабаускаене, 1986): карта возможной степени выноса техногенных веществ (данные по водопроницаемости и величине ионного стока), природного фона педохимически и биохимически активных элементов, вероятной интенсивности разложения органических техногенных продуктов и карта ландшафтно-геохимических барьеров. Комплекс карт позволил исследователям выделить около 400 участков с разными значениями интегральной геохимической активности, т. е. способности геосистем к обезвреживанию и утилизации отходов хозяйственной деятельности. Это дало возможность в дальнейшем дать численное выражение и оценку в баллах отдельных параметров и составить кадастр ландшафтов по устойчивости к техногенезу.

Интересные подходы к проблеме устойчивости геосистем и способности их к самоочищению разрабатываются иркутскими географами и почвоведом (Мартынов, 1983; Снытко и др., 1984). Устойчивость определяется ими на основе цикла режимных почвенных наблюдений в различных экосистемах: динамика запасов влаги, количество водорастворимого органического вещества, подвижных форм кальция и магния и др. На основании многолетних наблюдений на экспериментальном полигоне была составлена карта степени самоочищения различных экосистем (высокая, средняя, низкая, очень низкая) с показом основных направлений водной миграции веществ.

Л. К. Казаковым (Факторы и механизмы устойчивости...., 1989) на основании исследований в сферах влияния ТЭС, ландшафтной и почвенной карт, карты растительности была проведена оценка и составлена карта устойчивости ландшафтов европейской части нашей страны к кислотным выбросам тепловых электростанций. Устойчивость ландшафтов на этой карте оценена в относительных величинах, где за единицу принята наибольшая устойчивость. Автором выделено 8 категорий относительной устойчивости: 1 — ($<0,01$); 2 — ($0,01-0,019$); 3 — ($0,02-0,04$); 4 — ($0,05-0,15$); 5 — ($0,2-0,3$); 6 — ($0,4-0,5$); 7 — ($0,6-0,8$); 8 — ($0,9-1,0$). Наиболее устойчивыми к кислотным выбросам ТЭС среди зональных ландшафтов и почв являются природные

комплексы степной зоны, наименее устойчивы — ландшафты (и почвы) тундры и лесотундры.

В своей работе по составлению карты интегральной устойчивости почвенного покрова бассейна р. Унжи (левый приток Волги) мы воспользовались подходами И. И. Букс (1987), которая составила схематическую карту интегральной устойчивости почвенно-растительного комплекса Сибири. Для различных параметров ей была предложена система оценок в баллах; признаки ранжировались в порядке усиления их роли в поддержании устойчивости. В зависимости от общей суммы полученных баллов (от 6 до 24) территория была разделена на семь выделов, где почвенно-растительный покров характеризуется гаммой переходов от крайне неустойчивого до высоко устойчивого.

Ниже приводятся принципы и система оценок тех свойств почв и внешних факторов, которые были нами выбраны для оценки интегральной устойчивости почв речного бассейна (южно-таежные ландшафты). Для таких признаков, как рельеф, почвообразующая порода, условия увлажнения, теплообеспеченность даны экспертные оценки в баллах, не базирующиеся на каких-то строго количественных показателях. Для более крупномасштабных исследований, охватывающих большие регионы с контрастными климатическими условиями, при ранжировании теплообеспеченности и условий увлажнения могут быть использованы такие показатели, как сумма температур более 10°C , величины индекса сухости или коэффициента увлажнения и др. В работе условия увлажнения и теплообеспеченность были качественно оценены от 1 до 4 баллов в зависимости от степени дренированности территории, гранулометрического состава почв и характера растительного покрова.

Оценка в баллах характера рельефа и почвообразующих пород дала следующие результаты: моренные и озовые холмы и гряды — 1, моренные и флювиогляциальные равнины — 2, пониженные территории (депрессии, долины рек и др.) — 3, флювиогляциальные и древнеаллювиальные пески — 1, маломощные пески и супеси, подстилаемые тяжелосуглинистой мореной (двучлены), аллювиальные слоистые отложения, торфа — 2, легкие суглинки, подстилаемые тяжелосуглинистой мореной (двучлены), — 3, моренные суглинки и глины — 4, покровные суглинки и глины и карбонатные отложения — 5.

Сохранение и восстановление почвенного покрова, особенно его биологической устойчивости, при различных видах антропогенного воздействия тесно связано с такими параметрами, как биологическая продуктивность, интенсивность, разложения растительных остатков, запасы органического вещества в почве. Показателем первичной биологической продуктивности почв может служить величина годичного прироста растений (надземная и подземная части). Годичный прирост фитомассы (сухое вещество, надземная и подземная части) получил оценку:

1 балл — <40 ц/га, 40—60 ц/га — 2 балла, 60—80 ц/га — 3 балла, 80—100 ц/га — 4 балла, 100 ц/га — 5 баллов.

Интенсивность разложения растительных остатков была оценена в баллах на основании величины подстилочно-опадных коэффициентов для растительных сообществ, представленных на территории бассейна Унжи. Поскольку скорость разложения растительных остатков для сфагновых сообществ верховых болот ничтожна, мы сочли возможным дать им нулевую оценку. Интенсивность разложения растительных остатков в баллах следующая: верховые сфагновые болота — 0, низинные осоково-травяные болота — 1, хвойные леса — 2, хвойно-мелколиственные вторичные леса — 3, пойменные луга — 4.

Запасы гумуса в слое 0—20 см <10 т/га оценены в 1 балл, 10—20 т/га — 2, 20—40 т/га — 3, 40—60 т/га — 4, 60—80 т/га — 5, >80 т/га — 6 баллов. Кислотность почв (pH_{KCl}) получила следующую оценку: сильнокислые и кислые почвы (<4,5) — 1 балл, среднекислые и слабокислые почвы (4,6—5,5) — 2 балла, близкие к нейтральным и нейтральные почвы (>5,6) — 3 балла. Степень насыщенности почв основаниями <20% оценена в 1 балл, 20—40 — 2, 40—60 — 3, 60—80 — 4, 80% — 5 баллов.

Большую роль в снижении устойчивости почвенного покрова играет степень сельскохозяйственной освоенности. Это связано с усилением процессов эрозии, уменьшением в ряде случаев запасов органического вещества почвы, снижением биологической продуктивности агрофитоценозов по сравнению с естественными растительными сообществами, изменением характера биологического круговорота. По данным Т. М. Красовской и Е. Н. Александровой (1961), показатели чистой первичной продукции агрофитоценозов для севера европейской части нашей страны существенно ниже, чем для таежных экосистем. В связи с этим целесообразно было оценить степень сельскохозяйственной освоенности в баллах со знаком минус (от —1 до —3) и дать нулевую оценку тем почвам, которые практически не подверглись распахке.

В табл. 18 приведены результаты экспертной оценки почв, преобладающих на территории бассейна Унжи, с учетом характера почвообразующих пород и типа геохимического ландшафта, к которому приурочены данные почвы. Для характеристики почвенного покрова территории были использованы материалы Почвенной карты Нечерноземной зоны России масштаба 1:1 500 000.

В результате суммирования баллов выделялись определенные группы почв, которые в известной мере условно были отнесены нами к различным группам устойчивости по мере возрастания числа баллов. Эта оценка легла в основу составления схематической карты (рис. 6), которая позволяет оценить ту или иную территорию по интегральной устойчивости ее почвенного покрова к различным видам антропогенных воздействий (Васильевская, 1990). При известном усложнении карты и ле-

Экспертная оценка почвенного покрова по показателям, определяющим его интегральную устойчивость (баллы)

Степень устойчивости	Почвы, почвообразующие породы	Геохимический ландшафт	Рельеф	Почвообразующие породы	Увлажненность	Температура почвы	Годичный прирост	Интенсивность разложения растительных остатков	Запас гумуса	Насыщенность основными катионами	Кислотность	Сельскохозяйственная ценность	Суммарная оценка
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Неустойчивый	подзолы на флювиогляциальных и древнеаллювиальных песках	элювиальный	1	1	1	3	2	2	1	2	1	0	14
			0	0	0	0,66	0,25	0,50	0	0,25	0	1	2,66
Малоустойчивый	сильнопodzольные на покровных суглинках	элювиальный	1	5	1	2	3	2	2	2	1	—1	18
			0	1	0	0,33	0,50	0,50	0,20	0,25	0	0,66	3,44
	дерново-сильнопodzольные на покровных суглинках	»	1	5	1	2	3	2	3	3	2	—2	20
			0	1	0	0,33	0,50	0,50	0,40	0,50	0,50	0,33	4,06
	дерново-сильно- и среднеpodzольные на моренных суглинках	»	1	4	1	2	3	3	3	3	1	—2	19
			0	0,75	0	0,33	0,50	0,75	0,40	0,50	0	0,33	3,56
	дерново-сильно- и среднеpodzольные на двучлене	»	2	2	2	2	4	3	2	2	1	—3	17
			0,50	0,25	0,33	0,33	0,75	0,75	0,20	0,25	0	0	3,36
	болотные верховые на торфах	элювиальный	3	2	4	1	1	0	6	1	1	0	19
			1	0,25	1	0	0	0	1	0	0	1	4,25
	подзолы на флювиогляциальных и древнеаллювиальных песках	элювиальный	2	1	2	3	3	2	1	2	1	0	17
			0,5	0	0,33	0,66	0,50	0,50	0	0,25	0	1	3,74

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Относительно устойчивый	болотно-подзолистые на флювиогляциальных песках	»	2	1	3	3	3	2	1	2	1	0	18
	болотно-подзолистые на морене	»	0,5	0	0,66	0,66	0,50	0,50	0	0,25	0	1	4,07
			2	4	3	1	3	2	4	2	2	0	23
	дерново-сильно- и среднеподзолистые на двучлене	»	0,5	0,75	0,66	0	0,50	0,50	0,60	0,25	0,50	1	5,26
Устойчивый	болотно-подзолистые на двучлене	аккумулятивный	3	3	3	2	4	3	3	3	2	-3	23
			1	0,50	0,66	0,33	0,75	0,75	0,40	0,50	0,50	0	5,39
			3	3	4	3	4	2	4	3	2	0	28
	болотные низинные на торфах	»	1	0,50	1	0,66	0,75	0,50	0,60	0,50	0,50	1	7,01
аллювиальные на современных отложениях			3	2	4	1	2	1	6	4	3	0	26
			1	0,25	1	0	0,25	0,25	1	0,75	1	1	6,50
			2	2	4	4	5	4	5	4	3	-1	32
	дерново-глеевые и дерново-карбонатные на карбонатной морене и юрских глинах	»	0,50	0,25	1	1	1	1	0,80	0,75	1	0,66	7,69
			3	5	4	3	4	3	6	5	3	0	36
			1	1	1	0,66	0,75	0,75	1	1	1	1	8,16

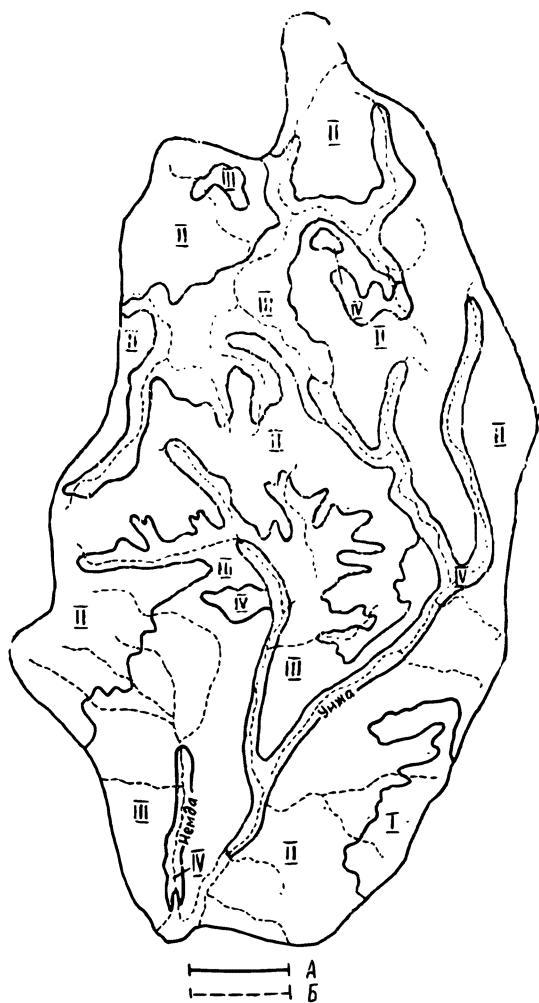


Рис. 6. Степень устойчивости почвенного покрова бассейна р. Унжи (левый приток Волги). Масштаб 1 : 1 500 000: I — неустойчивый; II — малоустойчивый; III — относительно устойчивый; IV — устойчивый (оценку в баллах см. табл. 18). А — границы контуров почв с разной степенью устойчивости; Б — речная сеть

генды можно дать почвенную нагрузку и добавить элементы прогноза снижения устойчивости в результате того или иного вида вмешательства человека, имея в виду снижение оценок по основным показателям, влияющим на устойчивость.

Надежность карт, характеризующих различные виды устойчивости почвенного покрова или его интегральную устойчивость,

может быть существенно повышена за счет учета большего числа параметров, влияющих на устойчивость, подбора наиболее важных показателей, от которых зависит тот или иной тип устойчивости, при введении различных способов математической обработки исходных данных для более надежного определения «веса» данного параметра в поддержании устойчивости почвы.

Для интегральной оценки необходимо использовать именно сумму баллов (а не средний, например), так как «неустойчивость» по 1—2 показателям сильно снижает общую оценку. Можно предположить также, что из соображений единообразия и учета вклада показателя вне зависимости от числа выбранных для него градаций целесообразно проводить нормирование баллов от 0 до 1 (0—0,25—0,50—0,75—1) и др.

В табл. 18 оценка в долях балла приведена под чертой. При этом способе ранжирования показателей сельскохозяйственная освоенность территории была также оценена от 0 до 1, но нулевая отметка была приурочена к наиболее освоенной в сельскохозяйственном отношении территории, а единица была дана лесным или пойменным территориям с естественной растительностью.

Проведенное исследование показало, что в пределах довольно типичного речного бассейна, расположенного в южной тайге, наиболее устойчивы дерново-глеевые и дерново-карбонатные почвы; характеризующиеся нейтральной реакцией, большими запасами гумуса, оптимальными условиями увлажнения. Эти почвы формируются на суглинистых и глинистых почвообразующих породах, богатых карбонатами кальция. Наименее устойчивы песчаные подзолы элювиальных ландшафтов. На территории большей части бассейна почвенный покров характеризуется малой интегральной устойчивостью к антропогенным воздействиям. Это обуславливается малыми запасами гумуса в почвах, их кислой реакцией, низкой степенью насыщенности основаниями, расчлененным моренным рельефом. Для предотвращения дальнейшего снижения устойчивости почв целесообразно сохранять лесные массивы на данной территории, а в случае сельскохозяйственного использования применять известкование, большие дозы органических удобрений, а в структуре севооборота иметь значительную долю многолетних трав.

Построение карт устойчивости ландшафтов, экосистем и почв к различным типам антропогенных воздействий позволяет оптимизировать размещение промышленных предприятий, степень очистки выбросов, загрязняющих природную среду веществ, проводить экологическую экспертизу территории.

СОДЕРЖАНИЕ, ЗАДАЧИ И МЕТОДЫ ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Наблюдение, контроль и прогноз состояния среды, или экологический мониторинг, предполагает оценку изменений в экосистемах (в том числе связанных с накоплением загрязняющих веществ), происходящих в результате промышленной и сельскохозяйственной деятельности человека. Почвенный мониторинг — одна из важнейших составляющих экологического мониторинга в целом и направлена на выявление антропогенных изменений почв, которые могут в конечном итоге нанести вред здоровью человека или состоянию экосистемы. Роль почвенного мониторинга обусловлена тем, что все изменения в атмосфере, гидросфере, биосфере неизбежно отражаются на составе, свойствах и плодородии почв. Огромное практическое значение может иметь национальная система почвенного мониторинга (при широком понимании его задач), включающая контроль антропогенных изменений свойств почв и почвенных режимов, обнаружение сезонных изменений в состоянии почв природных и антропогенных ландшафтов.

Контроль природной среды в нашей стране осуществляется в соответствии с национальными и международными природоохранными программами. В 1972 г. в Стокгольме состоялась конференция ООН по окружающей среде, где была принята программа. Ранее, в 1970 г., ЮНЕСКО принята международная программа «Человек и биосфера» (МАБ), цель которой — организация в разных районах мира комплексных многолетних наблюдений за последствиями воздействия человека на естественные процессы в биосфере и изучении обратного влияния этих процессов на самого человека. Выполняют программу 81 стран, в том числе Россия.

Общие принципы организации совместных научных исследований по программе МАБ изложены в 14 проектах. Основные задачи программы следующие: 1) определение и оценка изменений структуры, функционирования и динамики естественных, измененных и контролируемых экосистем; 2) разработка путей и средств измерения количественных и качественных изменений окружающей среды в целях определения научных критериев, которые могли бы служить основой для рационального использования естественных богатств и охраны природы; 3) развитие моделирования и других методов прогнозирования в качестве инструмента изучения окружающей среды и ее рационального использования.

Наша страна — участник Программы Международного комитета ученых по окружающей среде СКОПЕ, а также Программы ЮНЕП, которая предполагает организацию Глобальной системы мониторинга окружающей среды (ГСМОС). Основная задача ее — раннее предупреждение наступающих естественных или антропогенных изменений состояния природной среды, которые могут нанести вред человеку.

Мониторинг природных сред, окружающих человека, — одна из задач охраны природы. Слово «мониторинг» происходит от латинского слова «монитор» — тот, который напоминает, предупреждает. Современное понятие мониторинга — получение характеристик сегодняшнего состояния окружающей среды, испытывающей антропогенное влияние. В Программе ЮНЕСКО «Человек и биосфера» говорится: «Мониторинг рассматривается как система регулярных длительных наблюдений в пространстве и времени, дающих информацию о состоянии окружающей среды с целью оценки прошлого, настоящего и прогноза изменения в будущем параметров окружающей среды, имеющих значения для человека». Это действие не ограничено во времени. Контроль изменения свойств почв под влиянием загрязняющих веществ является одним из направлений почвенного мониторинга.

Почвенно-химический мониторинг в отношении загрязняющих веществ должен проводиться на локальном (импактном), глобальном (фоновом) и региональном уровнях. Размеры, объем и формы поступления загрязняющих веществ, контролируемые при локальном и фоновом мониторинге в почвах, обусловлены рядом антропогенных факторов. Распределение загрязняющих веществ в геохимическом ландшафте, в почвенном профиле зависят от геоморфологических, биоклиматических, почвенно-химических условий. Специфическое сочетание антропогенных факторов, поступления загрязняющих веществ и ландшафтно-геохимических условий их распределения в контролируемых почвах формируют определенный тип и уровень загрязнения почв.

По И. П. Герасимову, выделяется мониторинг **локальный, региональный, глобальный**. Каждый имеет свою специфику. **Локальный** мониторинг, или «санитарно-гигиенический», предполагает контроль за уровнем содержания в природных средах токсичных для человека загрязняющих веществ. Это слежение за процессами, имеющими местный характер; оно включает наблюдения за отдельными изменениями компонентов природной среды под влиянием конкретных видов воздействия местного значения (загрязнение воды, воздуха, почв возле отдельных предприятий, влияние стройки, мелноративной системы на растительность, водный режим, почвы).

Глобальный, или биосферный, мониторинг — это система наблюдений за общепланетарными изменениями объектов биосферы, которые происходят преимущественно в атмосфере и

гидросфере и обуславливают глобальное распространение различных видов загрязнения.

Региональный, или «геосистемный», мониторинг — это слежение за взаимодействием природы и человека в процессе природопользования. При этом дается характеристика привноса и выноса из природных систем вещества и энергии. Результаты рассматриваемого взаимодействия чаще всего проявляются на региональном уровне. Осуществляется контроль гидрометеослужбой, агрослужбой, гидрохимической, лесоустроительной, сейсмологической службами и т. п.

По Ю. А. Израэлю, мониторинг возможен **биотический** (биологический) и **абиотический** (геофизический), деление проводится с учетом сред наблюдения (воздух, вода, почва). Особое место занимает национальная система мониторинга, так как на этом уровне чаще всего принимаются и реализуются решения о защите окружающей среды.

Методология почвенно-химического мониторинга в отношении загрязняющих веществ должна быть основана на принципах и методах ландшафтно-геохимических и почвенно-геохимических исследований. При этом следует подчеркнуть, что и при локальном, и при глобальном мониторинге принципиальные подходы к выбору показателей состояния почв, контролируемых объектов и сроков наблюдений, как правило, идентичны.

Оценки состояния в почве загрязняющих веществ в целях локального, регионального и глобального мониторинга обязательно должны опираться на знание следующих исходных условий: 1) химические свойства загрязняющих веществ; 2) форма нахождения загрязняющих веществ в промышленных и коммунальных выбросах; 3) механизмы трансформации в почве поступивших извне загрязняющих веществ; 4) формы соединений загрязняющих веществ в почвах; 5) влияние химических свойств почв на состояние загрязняющих веществ в почве и влияние загрязняющих веществ на химические свойства почвы; 6) то же в отношении физических свойств почвы; 7) направление и темпы аккумуляции загрязняющих веществ в почве и ландшафте; 8) влияние климатических факторов (температуры, водного режима) на почвенно-химические процессы; 9) зависимость почвенно-химических процессов от геоморфологических условий.

Поскольку невозможно изучение компонентов биосферы в отрыве друг от друга, систему мониторинга следует понимать как комплексную. Чтобы почвенный мониторинг был эффективным, его нужно реализовать на трех уровнях: мониторинг состояния почвенного покрова, мониторинг состояния почв, мониторинг загрязнения почв. Содержание комплексного почвенного мониторинга представлено в табл. 19. Цели его определены теми коренными изменениями почв, которые возникают при длительном антропогенном воздействии: эрозионными процессами, накоплением токсичных элементов, прогрессирующим засолением, дефицитным балансом гумуса и азота, нарастанием кислот-

Содержание комплексного почвенного мониторинга

Цель	Задача	Объект
Раннее обнаружение неблагоприятных изменений свойств почв при различных видах их использования	Оценка среднегодовых потерь почв вследствие эрозии Обнаружение регионов с дефицитным балансом главных элементов питания растений Контроль за изменением кислотности и щелочности почв Контроль за изменением солевого режима Контроль за глобальным загрязнением Контроль за локальным загрязнением	Представительные почвы главных почвенно-климатических зон Почвы эрозийноопасных территорий Почвы интенсивного сельскохозяйственного пользования при длительной химической мелиорации Пахотные почвы при действующей или планируемой водно-солевой мелиорации Почвы заповедников или условно фоновых территорий Почвы зон концентрации промышленных предприятий
Контроль за состоянием почв по сезонам года под сельскохозяйственными культурами	Контроль за влажностью Контроль за температурой Контроль за водно-физическими свойствами Контроль за содержанием элементов питания растений	Почвы опорных пунктов на территории длительного интенсивного возделывания важнейших сельскохозяйственных культур

ности почв. Чтобы можно было прогнозировать и управлять плодородием почв, необходимо знать условия жизнеобеспеченности растений.

В полной мере комплексный почвенный мониторинг в настоящее время не проводится. Подсистема Общегосударственной системы наблюдения и контроля окружающей среды (ОГСНК) осуществляет сейчас контроль только за показателями загрязнения почв. Ведутся наблюдения за состоянием почв, испытывающих локальное и глобальное загрязнение.

Будучи системой более устойчивой, чем вода и воздух, почва способна сопротивляться загрязнению. Но когда внешнее воздействие преодолевает это сопротивление, почва несоразмерно дольше, чем вода и воздух, остается в загрязненном состоянии и тем самым представляет собой источник отрицательного влияния на здоровье людей и на биосферу в целом. Об этом свидетельствует Чернобыльская катастрофа.

Особое беспокойство вызывает глобальное загрязнение, главным образом связанное с опасностью общепланетарного загрязнения атмосферы. Глобальный характер антропогенного изменения окружающей среды впервые оценил В. И. Вернадский. Еще в 1934 г. он писал о геохимической работе человечества. Человек ввел в структуры планеты новую форму действия

на обмен атомов живого вещества с косной материей, распространил свое влияние на все химические элементы, изменил геохимическую историю всех металлов. С человеком появилась новая геологическая сила на поверхности нашей планеты. Равновесие в миграции элементов, которое устанавливалось в течение геологического времени, в настоящее время нарушается. Все резче меняется обратимость геохимических циклов всех элементов, все шире вводятся новые термодинамически неустойчивые соединения.

А. Е. Ферсман ввел понятие «техногенеза» — это воздействие промышленности на окружающую среду, на геохимию ландшафтов. Он показал, что концентрирование химических веществ — промежуточный этап процесса, конечным итогом которого является их безвозвратное распыление. Он отметил, что геохимическая миграция, обусловленная технической деятельностью, превышает по скорости природные процессы. О сопоставимости интенсивности деятельности человека и природных процессов свидетельствуют данные, приведенные В. А. Ковдой (табл. 20).

Таблица 20

Биогенные и техногенные характеристики биосферы

Живое вещество планеты, т/год	$n \cdot 10^{14}$
Биомасса, т/год	$n \cdot 10^{13}$
Годичный сток рек, м ³	$47 \cdot 10^3$
Потребление воды, км ³	$3 \cdot 10^3$
Твердый сток рек, т/год	$(1,6 \cdot 2,4) \cdot 10^{10}$
Химический сток рек, т/год	$3 \cdot 10^9$
Годичное производство удобрений, т	$(3-5) \cdot 10^8 - 5 \cdot 10^8$
Пыль индустриальная, т/год	$0,25 \cdot 10^9$
Мусор, отходы, отбросы, т/год	$20 \cdot 10^9$
Выемка рудных пород, т/год	$5 \cdot 10^9$
Индустриальные и городские сбросные воды, м ³ /год	$55 \cdot 10^{11}$
Аэрозоли и газовые выбросы, т/год	$n \cdot 10^9$

Загрязнение окружающей среды вызывает следующие явления: 1) рост заболеваемости людей в регионах, испытывающих загрязнение; 2) гибель растений, ухудшение качества растительной продукции; 3) гибель гидробионтов в загрязненных водах; 4) непригодность по химическому составу водоемных вод для питья, рыбного хозяйства, для использования в технических целях и отдыха людей; 5) невозможность тонких технологических операций из-за загрязнения воздуха.

Наибольшую опасность представляет действие загрязняющих веществ на здоровье людей. Неспецифическое действие загрязняющих веществ (хроническое) проявляется при низких концентрациях этих веществ. Оно способствует росту болезней, которые этиологически связаны с другими факторами. Хроническому действию загрязняющих веществ подвергаются особенно большие группы населения.

Специфическое действие загрязняющих веществ проявляется только при высоких концентрациях их, оно приводит к возникновению каких-либо определенных заболеваний, связанных с избирательным действием загрязняющих веществ на живые организмы: к поражению нервной системы, органов кроветворения, внутренней секреции, часто они вызывают канцерогенные процессы; падает рождаемость, особенно в наиболее загрязненных регионах.

В Программе исследований СКОПЕ наиболее опасными элементами названы свинец, кадмий, ртуть, в рекомендациях ЮНЕП — кадмий, фтор, мышьяк, в программах США по окружающей среде рекомендуется контролировать в водах содержание сурьмы, мышьяка, бария, бериллия, кадмия, хрома, меди, железа, цинка, свинца, ртути, никеля, серебра. Контролю в воздухе подлежат мышьяк, бериллий, кадмий, фтор, свинец, ртуть. Согласно действующему у нас в стране ГОСТу «Классификация химических веществ для контроля загрязнения», выделено 3 класса загрязняющих веществ по степени их опасности (табл. 21).

Т а б л и ц а 21

**Классы загрязняющих веществ по степени их опасности
(ГОСТ 17.4.1.02-83)**

№	Класс	Химическое вещество
I	высоко опасные	мышьяк, кадмий, ртуть, селен, свинец, фтор, бензопирен
II	умеренно опасные	бор, кобальт, никель, молибден, медь, сурьма, хром
III	мало опасные	барий, ванадий, вольфрам, марганец, стронций, ацетофенон

Предполагается, что этот список будет пополняться. Выбор перечисленных элементов определяется тем, что соединения их наиболее токсичны, им свойственно накапливаться в естественных условиях, выброс их в окружающую среду носит массовый характер, они активно включаются в трофические цепи и наиболее устойчивы в природе.

Класс опасности химического вещества устанавливается при его соответствии не менее чем трем показателям из шести (табл. 22).

Следует признать, что критерии установления уровней названных показателей не всегда достаточно корректны. Не выявлены строго пока сами показатели и методы их определения.

Сложную задачу представляет разработка теоретических основ и практических методов определения предельно допустимых концентраций химических веществ (ПДК). Это показатель,

Показатели определения класса опасности химического вещества
(ГОСТ 17.4.1.02-83)

Показатель	Норма для классов опасности		
	I	II	III
Токсичность/ЛД ₅₀	< 200	200—1000	> 1000
Устойчивость в почве, мес	> 12	6—12	< 6
Устойчивость в растении, мес	> 3	1—3	< 1
ПДК в почве	< 0,2	0,2—0,5	> 0,5
Влияние на пищевую ценность сельскохозяйственной продукции	сильное	умеренное	нет
Миграция	мигрирует	умеренная	нет

который лежит в основе системы нормативов качества окружающей среды. Среда, отвечающая им, не ухудшает условия жизни людей (при этом пока в настоящее время учитываются только санитарно-гигиенические условия). Большинство нормативов разработано на основе представлений о непосредственном воздействии загрязняющих веществ на живые организмы.

Число ПДК, установленных для веществ, загрязняющих водоемисточники, превышает 800, загрязняющих атмосферу — около 300. Система санитарно-гигиенических ПДК сыграла положительную роль в деле охраны окружающей среды. Нормативные документы определили те предельные уровни содержания химических веществ, превышение которых в разных средах давало возможность службам Госкомгидромета предъявлять соответствующие требования к загрязняющим окружающую среду предприятиям, вплоть до их закрытия. Эти меры позволяли хотя бы частично ограничить сброс химических веществ в водоемы и в воздух.

Проблема ПДК окончательно не решена. Необходимы нормативы для защиты не только человека, но и экосистемы. Экологически обоснованными будут такие требования к ПДК, которые учитывают существование органической связи между всеми компонентами экосистемы и возможные отдаленные последствия поступления загрязняющих веществ в биосферу.

При разработке предельно допустимых концентраций химических веществ для почв возникает много трудностей. Эти работы начаты позже, чем разработка ПДК для других сред. Не случайно в настоящее время установлены ПДК лишь для двух-трех десятков веществ, по которым контролируется качество почв. Принципы нормирования химических веществ в почвах отличаются от таковых для водоемов, атмосферного воздуха, пищевых продуктов. Это связано, главным образом, с тем, что прямое поступление их из почвы в организм человека ограничено. Чаще всего оно происходит через другие среды, сопредельные с поч-

вой. Поступление загрязняющих веществ идет по биологическим цепям: почва — растение — человек, почва — растение — животное — человек, почва — вода — человек, почва — атмосферный воздух — человек.

Организация почвенного мониторинга представляет собой задачу более трудную, чем мониторинга водных и воздушных сред по следующим причинам:

1. Почва — сложный объект исследования, так как представляет собой биокосное тело, которое живет по законам и живой природы, и минерального царства.

2. Почва — многофазная гетерогенная полидисперсная термодинамическая открытая система, химические взаимодействия в ней происходят с участием твердых фаз, почвенного раствора, почвенного воздуха, корней растений, живых организмов. Постоянное влияние оказывают физические почвенные процессы (перенос влаги и испарение).

3. Опасные загрязняющие почвы химические элементы Hg, Cd, Pb, As, F, Se являются природными составляющими горных пород и почв. В почвы они поступают из естественных и антропогенных источников, а задачи мониторинга требуют оценки доли влияния лишь антропогенной составляющей.

4. Поступают в почву различные химические вещества антропогенного происхождения практически постоянно.

5. Природное пространственное и временное варьирование содержаний химических веществ в почвах велико, что нередко определяет трудность установления степени превышения исходного уровня содержания химических веществ в почвах.

Многие методические вопросы почвенного мониторинга не решены. Окончательно не определено понятие «фон», «фоновое содержание». Часто современное состояние биосферы оценивают, сравнивая его с прошлым состоянием с помощью косвенных методов: путем ретроспективной экстраполяции современных данных, сопоставлением со сведениями в прежних публикациях, определением содержания загрязняющих веществ в захороненных средах и музейных образцах, используя изотопный анализ химических веществ. Все эти методы не свободны от недостатков. Наиболее эффективным представляется для оценки локального загрязнения сравнивать загрязненные почвы с незагрязненными аналогичными, а при фоновом мониторинге оценивать изменение во времени фоновых почв.

[Под **фоновым** чаще всего понимают содержание химических веществ в почвах, удаленных от источников загрязнения. Имеется в виду его содержание в верхнем горизонте или в верхних 2—5 см.]

Для методологии почвенного мониторинга как совокупности методов исследования характерны приемы общего характера, применяемые в науке, и специальные. При решении экологических проблем, в том числе и задач мониторинга, необходимо постоянно иметь в виду, что природная среда — сложная систе-

ма, все компоненты которой взаимосвязаны. Ее можно охарактеризовать на основе лабораторных наблюдений, полевых опытов, достаточного объема статистических данных, характеризующих систему, обобщения результатов в форме некоторых закономерностей. Эксперимент в области экологии либо затруднен, либо практически невозможен. Единственным эффективным методом изучения столь сложной системы может быть анализ и синтез. На этапе анализа предполагается рассмотрение почвы как составляющей биосистемы, изучение ее специфических свойств, которые могут быть информативными с точки зрения цели исследования. Синтез предполагает последующее изучение взаимосвязи почвы и других компонентов биосферы. Получение количественных характеристик, прогноз состояния системы проводится с помощью системного анализа и математического моделирования.

Основные принципы и методы почвенного фонового мониторинга опираются на принципы и методы ландшафтно-геохимических и почвенно-химических исследований.

Еще не окончательно сформулирована научно обоснованная программа почвенного химического мониторинга, где определено, какие показатели состояния почв подлежат контролю, названы объекты, методы анализа и сроки периодических измерений. Специальные задачи почвенно-химического мониторинга, выполняемого на разном уровне (локальном, региональном, глобальном), различаются. Объединяет их общая цель: своевременное обнаружение неблагоприятных изменений свойств почв при различных видах их использования.

Локальный и региональный почвенно-химический мониторинг должен решать следующие задачи: 1) характеристика источника загрязнения и загрязняющих веществ; 2) определение уровней контролируемых показателей состояния почв, вод, растений на территории, подверженной действию источника загрязнения; 3) установление зон распространения почв с ухудшением контролируемых свойств; 4) определение характера действия загрязняющих веществ на почву, а также путей миграции, аккумуляции и направления трансформации загрязняющих веществ в почве; 5) оценка сопротивляемости почв загрязнению и возможности их самоочищения; 6) рекомендация мероприятий по снижению или ликвидации последствий загрязнения почв; 7) оценка экономического ущерба, нанесенного природе и сельскому хозяйству загрязнением почв.

При глобальном мониторинге должно проводиться следующее: 1) характеристика потока контролируемых химических элементов на почвы фоновых территорий; 2) определение уровней контролируемых показателей состояния почв; 3) выявление зон миграции, аккумуляции, направления трансформации контролируемых химических элементов в почве; 4) определение скорости накопления контролируемых химических элементов в почвах фоновых территорий.

Комплексное почвенное обследование при мониторинге предполагает использование совокупности приемов исследования свойств почвы, направленной на изучение (наблюдение, контроль) почвы как единого целого. Такой подход требует обоснованного выбора методов контроля, а именно: 1) комплекса контролируемых свойств почв различной природы (химические, физические, биохимические, микробиологические, морфологические и др.); 2) комплекса свойств почв, различающихся по характеру воздействия на них контролируемых химических веществ (прямые специфические показатели загрязнения, косвенные неспецифические показатели загрязнения, показатели устойчивости почв к загрязнению); 3) комплекса компонентов почв, подлежащих контролю (почвенные горизонты, играющие роль биохимических барьеров, тонкодисперсные фракции почв, поглощающие загрязняющие вещества и др.); 4) комплекса уровней наблюдения (почвенный покров, состояние почв, загрязнение почв; локальный, региональный, глобальный).

Наиболее важен в программе мониторинга вопрос о перечне показателей химического состояния почв, контроль за уровнем которых необходим для обнаружения неблагоприятных изменений. Эффективным мониторинг может быть при согласованном выборе небольшого числа наиболее информативных (необходимых и достаточных) почвенных показателей, которые чувствительны к смене экологической обстановки, хорошо воспроизводимы, контроль за которым будет доступен массовым лабораториям, а измерения просты и надежны.

Перечень контролируемых показателей состояния почв может быть различным в зависимости от уровня, на котором проводится мониторинг. При локальном и региональном загрязнении химические вещества оказывают прямое и косвенное отрицательное влияние на почвы, подверженные загрязнению, мониторинг их направлен на оценку степени этого влияния. На почвах фоновых территорий нет и не ожидается превышения допустимых уровней поступающих химических веществ; мероприятия по мониторингу в этом случае направлены на учет и контроль накопления веществ в почве.

Однако принципы выбора показателей химического состояния почв при разных видах мониторинга остаются одни и те же. Они опираются на закономерности поведения загрязняющих веществ в почве и ландшафте.

Согласно действующему ГОСТу, система регулярных наблюдений при проведении мониторинга включает: 1) наблюдения за фактическими уровнями загрязненности; 2) определение прогностических уровней загрязненности; 3) оценку последствий фактического и прогностического уровней загрязненности.

Исходя из этого, контролируемые показатели химического состояния почв можно разделить на три группы: 1) прямые показатели загрязненности почв, которые характеризуют уровень содержания в них загрязняющих веществ; 2) косвенные

показатели, отражающие неблагоприятные изменения химических свойств под влиянием загрязняющих веществ (кислотно-основных, ионообменных, коллоидно-химических свойств и др.), которое может быть причиной ухудшения качества почв и снижения их плодородия; 3) показатели, характеризующие способность почв противостоять изменению свойств при антропогенном воздействии на них и способность почв к самоочищению.

Такое деление, как и любая классификация, условно. Все названные показатели взаимосвязаны. К прямым показателям загрязнения относят общее содержание загрязняющих веществ и групповой (вещественный, фазовый, фракционный) состав их соединений. В зоне локального загрязнения общее содержание металлов повышается в десятки и сотни раз. На почвы фоновых территорий поток выпадений глобально рассеянных веществ мал.

Наряду с общим содержанием к прямым показателям относят содержание металлов в вытяжке 1 н. HNO_3 . Этот реагент позволяет вычленив техногенную составляющую, так как растворяет основную часть поступающих в почвы газопылевых техногенных выпадений.

Общее содержание загрязняющих веществ в почвах — показатель менее информативный, чем при оценке загрязнения воды или воздуха. Известно, что при одинаковом общем высоком содержании загрязняющих веществ в почвах состояние растений ухудшается в том случае, когда в почвах оказывается высокое содержание этих веществ в доступном для растений состоянии. Если доступность веществ ограничена, растения могут и не проявлять признаков угнетения. Сведений только об общем содержании металлов в почвах для оценки антропогенного загрязнения почв явно недостаточно. Необходимы и обязательны данные о подвижных соединениях химических элементов, так как именно они характеризуют способность загрязняющих веществ переходить в сопредельные среды, прежде всего в растения, а также в состав почвенных и грунтовых вод.

Среди соединений металлов в почвах можно выделить несколько групп, различающихся по степени доступности растениям и по миграционной способности, т. е. по степени их подвижности. Соединения, которые прочно удерживаются в структуре органических и органоминеральных соединений, представляют собой стратегический резерв химических элементов в почвах и непосредственного влияния на состав подвижных соединений не оказывают. Важную роль играют подвижные соединения элементов в почвенном растворе. Они являются непосредственным источником и резервом питания растений и наиболее миграционно способны. Входящие в состав твердых фаз почвы, подвижные соединения могут быть представлены сорбированными, ионообменными соединениями, неорганическими соединениями различной растворимости, соединениями с органическим веществом.

Подвижные соединения загрязняющих веществ характеризуются по содержанию их в почвенном растворе или в составе солевых вытяжек из почв. Запас подвижных соединений тяжелых металлов в составе твердых фаз почвы находят по анализам солевых вытяжек, вытяжек разбавленными кислотами и щелочами, экстрагирующее действие которых усилено присутствием комплексообразователей (такова, например, вытяжка ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4,8).

Содержание подвижных соединений загрязняющих веществ повышается в зоне локального загрязнения до десятков процентов от общего содержания металлов.

Считается, что при извлечении металлов из почвенного раствора растениями или нисходящим водным потоком потери их восполняются из запаса элементов в составе твердых фаз. При избыточном поступлении элемента в почву в растворенном состоянии он может из почвенного раствора переходить в состав твердых фаз, повышая запас подвижных соединений элемента. Таким образом почвы проявляют буферную способность по отношению к загрязняющим почвы элементам, стремясь поддерживать концентрацию элементов в почвенном растворе на постоянном уровне. Определить буферную способность можно в модельных опытах.

Буферная способность почв по отношению к загрязняющим веществам не зависит от общего содержания их в почвах. Она определяется химическими свойствами почв, качеством и количеством органических веществ и глинистых минералов, кислотнo-основными, ионообменными, окислительно-восстановительными свойствами и режимами. Изменение кислотнo-основных, ионообменных, окислительно-восстановительных, сорбционных свойств почв (косвенные педохимические показатели загрязнения почв) под влиянием загрязняющих веществ и само по себе может вести к ухудшению состояния растений. Буферная способность почв по отношению к загрязняющим веществам зависит от химических свойств, влияющих на подвижность поступающих в почву загрязняющих веществ, их способности прочно закрепляться в результате ионного обмена, хемосорбции, осаждения, комплексообразования. Так, например, установлено, что в пекарбонатных почвах распределение элемента между почвенным раствором и подвижными соединениями в твердых фазах обусловлено ионным обменом, т. е. уровень концентрации элемента в растворе и устойчивость почв к загрязнению зависят в таких почвах от качества и количества органических веществ, тонкодисперсных минералов, а также от кислотнo-основных условий. Большая роль принадлежит процессам осаждения — растворения в распределении минеральных соединений между почвенным раствором и твердыми фазами почвы. Этот процесс, в частности, существенно влияет на подвижность свинца в почве.

Не вызывает сомнений участие загрязняющих химических

веществ в совокупности параллельно протекающих в почве химических процессов. Выделение из их ряда на основе термодинамических расчетов и лабораторного моделирования лимитирующих реакций оказалось полезным при прогнозе уровня концентрации загрязняющих веществ в почвах с конкретными химическими свойствами. Например, по уровням показателей кислотно-основных и катионообменных свойств почв можно ориентировочно определить концентрации свинца и цинка в почвенном растворе некарбонатных почв (Орлов и др., 1989).

Для ряда химических элементов выявлены доминирующие реакции, ограничивающие уровни их подвижности в различных почвенно-геохимических условиях. Так, концентрация железа в жидких фазах малогумусных автоморфных почв практически обусловлена величиной pH почвенного раствора. Иными словами, контроль за величиной pH в таких почвах позволит прогнозировать и миграцию железа, и его влияние на почвенную биоту. При развитии восстановительных процессов состояние железа обуславливают два сопряженных процесса — образование $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и восстановление $\text{Fe}(\text{III})$. В этих условиях для контроля и прогноза состояния железа необходимо измерение величин pH и Eh. Эти же принципы пригодны для оценки поведения в почвах Pb, Fe, Mn, Hg, Cd. Например, показано, что при внесении в почву высоких доз свинца уровень его концентрации в почвенном растворе контролируется образованием гидроксида свинца.

В других случаях концентрация свинца в жидких фазах уменьшается, достигая уровня растворимости его фосфатных соединений. Когда концентрация компонента ниже растворимости его труднорастворимых соединений, среди процессов, ответственных за уровень его концентрации, может доминировать ионный обмен.

Развиваемые представления о взаимозависимости процессов и их количественная оценка на основе термодинамических уравнений химических равновесий позволяют во многих случаях заменить трудоемкое определение валового содержания и подвижных форм соединений тяжелых металлов на легкоконтролируемые показатели pH, Eh, ЕКО, содержание органического вещества и т. п. Не все влияющие факторы пока поддаются учету, но такой подход представляется перспективным.

Кислотно-основные условия влияют на поглощение химических веществ почвами. Влияние их многогранное. Эти условия определяют форму нахождения соединений элемента, знак и величину заряда частиц их в растворе (в форме катиона, аниона или нейтральной частицы находится элемент в растворе) их количество, удержанное почвой, и прочность связи. Ионнообменная адсорбция катионных форм поступающих веществ (металлы, неметаллы, пестициды) усиливается с понижением pH.

Для химических элементов, которые поглощаются почвой в

форме анионов, зависимость обратная: наибольшее количество арсенатов, например, сорбируется в слабощелочной среде, где преобладают анионы в двухзарядной форме (табл. 23). Установлена определенная зависимость поглощения почвами ртути от рН. Максимальное количество элемента удерживается при рН 4,8—6,5.

Т а б л и ц а 23

Поглощение мышьяка почвами и минералами

Почва, минерал	Поглощено, мг/г		Удельная поверхность, м ² /г	Удельное поглощение, мг/м ²	
	рН 8,2	рН 4,5		рН 8,2	рН 4,5
Гидроксид алюминия	89,70	64,19	105,7	0,9	0,6
Гидроксид железа	5,28	4,23	4,4	1,2	1,0
Каолинит	6,25	6,10	10,4	0,6	0,6
Гидромусковит	10,68	9,34	44,7	0,2	0,2
Бентонит	11,00	9,91	47,2	0,2	0,2
Дерново-подзолистая	4,23	2,29	2,76	1,5	0,8
Чернозем	5,32	5,00	2,75	1,8	1,8
Краснозем	11,57	10,95	17,0	0,7	0,6

Кислотно-основные условия влияют на растворимость соединений загрязняющих веществ. Она зависит от природы солей, от реакций, которые сопутствуют их осаждению и растворению. С увеличением кислотности раствора возрастает роль параллельно протекающих реакций протонизации, они идут с участием анионов солей. С увеличением щелочности усиливается вклад реакций комплексообразования, происходящих с участием катионов солей. В результате складывается определенная зависимость поглощения загрязняющих веществ почвами от рН раствора. Например, Zn из кислых растворов поглощается преимущественно ионообменно. При рН выше 6,5 сорбированное количество Zn превышает емкость поглощения почвами катионов. В этих условиях, по-видимому, выпадает осадок гидроксида цинка.

Установлена зависимость поведения в почвах загрязняющих веществ от минералогического состава, прежде всего от содержания глинистых минералов и свободных соединений полуторных окислов. Они могут удерживать химические вещества в результате ионного обмена, хемосорбции, осаждения и окклюзии. По величине максимального насыщения Zn, Mn, Cu, Hg, Pb, Cd минералы образуют ряд: гидроксид алюминия, бентонит, гидромусковит, каолинит. Существует положительная связь между количеством поглощенных Zn и As и удельной поверхностью почв. Прочность фиксации химических элементов различна. Например, монтмориллонит поглощает больше металлов, но прочность их удержания меньше, чем на каолините. Ко-

личество мышьяка, поглощенное каолинитом из расчета на единицу поверхности, выше, чем поглощенное монтмориллонитом. При сопоставлении поглощения As на единицу массы минерала картина обратная (табл. 23).

Коллоидно-химические и ионообменные свойства, оказывая влияние на поглощение загрязняющих веществ почвами, тем самым определяют подвижность этих веществ. В дерново-подзолистой почве, например, уровень концентрации Zn в почвенном растворе (I) связан с запасом подвижных соединений в твердых фазах почвы (Q), с актуальной и обменной кислотностью, с содержанием несиликатных соединений железа (табл. 24). А запас подвижных соединений Zn твердых фаз почвы зависит от емкости катионного обмена и содержания органического вещества.

Таблица 24

Корреляционная связь между показателями подвижности цинка и бора в некарбонатных почвах и химическими свойствами почв

Количество подвижных соединений	Показатели свойств почв						
	удельная поверхность	ЕКО	Сорг	pH _{H₂O}	pH _{HCl}	Fe _{амма}	Fe _{Мера—Джексона}
Бор, мг/кг	++	н. з.	+	—	—	—	—
Цинк, мг/кг (Q)	++	++	++	н. з.	н. з.	н. з.	—
Цинк, мг/л (I)	+	+	+	—	—	++	—

Связь положительная — ++ $P_{0,95}$, + $P_{0,75}$.

Связь отрицательная — — — $P_{0,95}$, — $P_{0,75}$.

Связь незначимая — н. з.

Велика роль органических веществ в поглощении химических элементов. Подвижность солей металлов с органическими веществами различна. В форме растворимых фульватов Zn, например, может передвигаться по почвенному профилю, а гуматы его образуют пленки на поверхности почвенных частиц. Образование комплексных соединений может расширить область подвижности металлов в ландшафте. При высоком содержании металлов они могут закрепляться в профиле в форме связанных с органическими веществами комплексных и сорбционных соединений.

Участие органических веществ в различных по природе реакциях взаимодействия с загрязняющими веществами диктует необходимость определения ряда показателей гумусного состояния почв при почвенном мониторинге, например общего

содержания гумуса, группового состава и водорастворимого гумуса. Контролю подлежат элементы ландшафта, почвы, отдельные горизонты и компоненты почв, где возможно накопление загрязняющих веществ. При их выборе целесообразно опираться на учение о геохимических барьерах.

А. И. Перельман разработал учение о геохимической обстановке в зоне гипергенеза и о геохимических барьерах, на которых происходит изменение этой обстановки. Геохимические барьеры — это такие участки, где происходит резкое избирательное уменьшение подвижности каких-либо химических элементов и изменение их концентрации. Учение о геохимических барьерах полностью применено для анализа и прогноза поведения химических веществ в загрязненных почвах.

Важнейшим депо, где накапливаются загрязняющие вещества, являются верхние гумусированные горизонты почв. Здесь создается для химических веществ биогеохимический барьер. Действие его основано на том, что Pb, Zn, Cd, As, Ba, Cr, B, Cu, V, I, Mo и ряд других элементов образуют слабоподвижные соединения с органическим веществом. Особенно велика роль биогеохимического барьера в нейтральных почвах, богатых гумусом.

Роль адсорбционного геохимического барьера играют иллювиальные горизонты кислых почв с выраженной элювиально-иллювиальной дифференциацией профиля. В них концентрируются Mo, B, As, Hg, V, Zn, Cr, Co, Cu, Ni. На карбонатном геохимическом барьере, когда хлоридная, сульфатная, гидрокарбонатная обстановка со слабоминерализованными водами сменяется жесткими водами, насыщенными углекислотой, накапливаются Ba, Sr. Примером может быть накопление металлов в карбонатных горизонтах черноземов и каштановых почв. Эти же элементы концентрируются на сульфатном геохимическом барьере засоленных почв.

На щелочном барьере, который создается при смене нейтральной и слабощелочной реакции на более щелочную (а такая ситуация может создаваться в переходных горизонтах выщелоченных черноземов), аккумулируются осадки, богатые Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cd, Cr. На кислых барьерах, при смене нейтральной и слабокислой реакции на более кислую, накапливаются элементы, наименее растворимые в кислых условиях, мышьяк и селен. Они же концентрируются в восстановительной глеевой обстановке. В восстановительной сероводородной обстановке накапливаются почти все элементы техногенеза, среди них особо опасны As, Cd, Hg.

Проявляются четкие географические закономерности распределения в почвах загрязняющих веществ. В северо-таежных условиях при избыточном увлажнении, кислой реакции и низких значениях окислительно-восстановительных потенциалов легко-растворимые соли выносятся за пределы ландшафта и поступают в гидросферу, тяжелые металлы перераспределяются в

ландшафтах, частично закрепляясь на геохимических барьерах, в подчиненных ландшафтах.

В южно-таежной зоне период господства восстановительных условий менее продолжительный, реакция почв менее кислая, миграция металлов в них несколько снижается, она осуществляется преимущественно в форме органоминеральных соединений и коллоидных растворов.

В степных условиях при недостатке влаги, окислительных условиях, нейтральной реакции, устойчивости гумуса подвижность металлов ограничена, они накапливаются в верхних горизонтах почв. В зонах карбонатной аккумуляции формируются осадки, содержащие стронций и барий. Подвижны В, F, Mo, V, As, мигрируя в форме истинных растворов. Они перераспределяются по почвенному профилю и в пределах ландшафта.

В почвах пустынной и полупустынной областей миграция всех элементов низка. В солевых аккумуляциях при испарении могут накапливаться Ag, Hg, В, Mo.

В засоленных почвах при щелочной реакции, в отсутствии соды, повышенной подвижности гумуса возрастает подвижность Mn, Fe, Cu, Mo, V, миграция их идет в форме комплексных соединений с органическими и минеральными комплексообразователями, в коллоидном состоянии и в форме простых солей.

Исходя из того, что почвы одной геохимической ассоциации обладают сходными кислотно-основными и окислительно-восстановительными условиями, а именно они в первую очередь определяют подвижность загрязняющих веществ в почвах, М. А. Глазовская выделила 12 почвенно-геохимических ассоциаций, которые объединяют химические элементы со сходной устойчивостью по отношению к загрязняющим веществам. В этой системе определены 4 уровня кислотно-основных условий: кислая среда по всему профилю почв, кислая реакция в верхней части профиля и слабощелочная в нижней части, нейтральная или слабощелочная, щелочная среда. Выделены 3 уровня окислительно-восстановительных условий: окислительная, периодически-восстановительная, восстановительная. Сочетание названных уровней и определило наличие 12 почвенно-геохимических ассоциаций (табл. 25).

Данные таблицы иллюстрируют влияние кислотно-основных условий на подвижность металлов: Cd, подвижный в кислых условиях, становится неподвижным в нейтральных и слабощелочных почвенных условиях, а As, малоподвижный в кислых и слабокислых условиях, приобретает подвижность в щелочных условиях. Сульфиды ртути, слабоподвижные в кислых и нейтральных почвах, переходят в раствор в щелочных почвах, содержащих сульфиды натрия. В щелочных почвах опасен избыток бора, который образует растворимые бораты натрия. В кислых условиях его подвижность ограничивается адсорбцией полутормыми окислами.

Классификация элементов по степени геохимической подвижности

Геохимическая ассоциация	Практически неподвижные	Слабоподвижные	Подвижные
Кислые субаэральные, pH < 5,5	Mo ⁴	Pb ¹⁻² , Cr ³⁻⁶ , Ni ²⁻³ , V ⁴⁻⁵ , As ³ , Se ³ , Co ²⁻³	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg, S ⁶
Слабокислые и нейтральные субаэральные, pH 5,5—7,5	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr ³⁻⁶ , Ni ²⁻³ , Co ²⁻³ , Mo, Hg	Zn, V ⁵ , As ⁵ , S ⁶
Щелочные и сильнощелочные субаэральные pH 7,5—9,5	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo ⁶ , V ⁵ , As, S ⁶

При проведении мониторинга имеются особенности в выборе объектов исследования. В зоне локального загрязнения участки для наблюдения выбирают в зависимости от расстояния от источника загрязнения с учетом направления преобладающих ветров и рельефа.

На фоновой территории в качестве тестовых участков выбирают те почвы, где ожидается наиболее раннее повышение концентрации загрязняющих веществ. Многочисленные данные свидетельствуют о накоплении химических веществ различной природы (катионогенные, анионогенные, пестициды) в почвах аккумулятивных ландшафтов. Они и должны в первую очередь быть обследованы при фоновом мониторинге.

В соответствии с программой Общегосударственной службы контроля за загрязнением природной среды в почвах пахотных угодий повсеместно и регулярно предполагается определение содержания остатков пестицидов, гербицидов и других загрязняющих веществ органической природы, а именно: ДДТ и его метаболиты (ДДД, ДДЭ), гексахлорциклогексан (ГХЦГ), полихлорпилен (ПХП), полихлоркамфен (ПХП), триазиновые гербициды (симазин, атразин, прометрин, котофор), гербициды типа 2,4 и 2М—4Х, фосфорорганические пестициды (карбофос, метафос, фозалон, фосфамид, бутифос). Ежегодно в каждой области должно быть обследовано примерно 20 хозяйств, равномерно расположенных по природно-экономическим районам, в каждом хозяйстве 3—5 полей под разными культурами, причем на 1—2 полях отбор почвенных проб следует проводить ежегодно, на остальных — раз в 5 лет. Образцы отбирают 2 раза в год: весной после таяния снега и осенью после урожая. Отбирать следует смешанные образцы из пахотных горизонтов, а также образцы по почвенным профилям; норма взятия образцов определяется категорией местности и почвенными условиями.

Для контроля за загрязнением почв металлами вокруг промышленных предприятий образцы должны быть отобраны пре-

имущественно с пахотных почв вокруг этих предприятий 1 раз в году летом. Пробы отбирают по четырем румбам и несколькими концентрическим окружностям, у начального румба направление должно совпадать с направлением преобладающих ветров в годовой розе ветров. Точки отбора размещаются на расстоянии 1—10 км. Один раз в 5 лет образцы отбирают по восьми румбам на расстоянии 0—50 км, в связи с высоким варьированием содержания металлов наиболее часто точки отбора располагаются в зоне 0—5 км. В этих фиксированных точках с площадок 2 га отбирают смешанные образцы почв. Берут образцы и по горизонтам представительных почв.

В почвах определяют содержание Pb, Co, Cd, Ni, Cu, Zn, а также их соединений, экстрагируемых 1 н. HNO_3 , ацетатно-аммонийным буфером и водой. Почвы анализируют также на содержание фтора. Количество этих элементов определяют в растениях, собранных с тех же участков, где были взяты образцы почв, а также в атмосферных выпадениях с разделением их на растворимую и нерастворимую фракции.

Все полученные данные о содержании пестицидов и металлов в пахотных почвах поступают в общегосударственную службу контроля за загрязнением окружающей среды, где обобщаются систематическая и экстренная информации, даются сведения об угрожающих уровнях загрязнения окружающей среды с целью принятия необходимых мер.

Режимная систематическая информация наряду с картой содержания загрязняющих веществ в почвах содержит справку, в которой приводятся характеристики источника загрязнения, почв, растительности, анализ фактических уровней загрязнения и тенденции его изменения, анализ случаев с наиболее высоким содержанием загрязняющих веществ (для пестицидов имеется в виду превышение ПДК, для металлов — многократное превышение фонового и кларкового содержания), оценка загрязнения снега металлами и водоемов пестицидами, характеристика почвенного профильного распределения загрязняющих веществ, оценка загрязнения растений.

Почвы в зонах импактного загрязнения экосистемы нефтепродуктами (нефтепромыслы, нефтепроводы, нефтеперерабатывающие заводы, нефтехранилища) подлежат регулярному контролю. Поскольку потоки нефти могут быть видимыми и невидимыми, оценка загрязнения проводится по анализу серии почвенных разрезов, принадлежащих профилям, которые располагаются в направлении движения поверхностного стока от места разлива до зоны промежуточной или конечной аккумуляции.

Состояние загрязненных почв характеризует и биохимическая активность, которую нередко оценивают по ферментативным показателям. Информативной является активность дегидрогеназы (класс оксидоредуктаз), так как уровень этого показателя зависит от интенсивности процессов нитрификации, азотфиксации, дыхания, поглощения почвой кислорода. Определяют

также активность уреазы и фосфатазы (класс гидролаз) и интенсивность дыхания почвы по выделению CO_2 .

Из показателей химического состояния определяют следующие: общее содержание углерода, водорастворимого органического вещества, подвижного фосфора, аммиачного и нитратного азота, содержание обменных сульфатов.

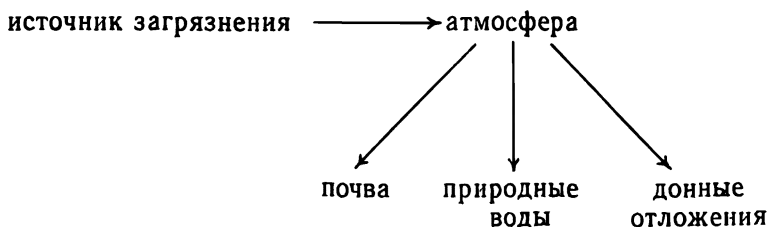
Методологические основы ландшафтно-геохимического (почвенно-химического в том числе) мониторинга частично разработаны; углубление и совершенствование их продолжается на базе основ почвоведения, геохимии, географии и других смежных дисциплин. Работы ведутся по следующим направлениям: анализ закономерностей формирования техногенных потоков загрязняющих веществ в различных ландшафтных зонах, изучение реакций отклика почв и природных ландшафтов геохимических систем в целом на техногенное воздействие, изучение в модельных опытах влияния загрязняющих веществ на почвы и процессы трансформации загрязняющих веществ, определение индикаторов загрязнения почв в целях мониторинга, обоснование мероприятий по прогнозу и снижению отрицательного воздействия техногенеза на почвы.

Для того чтобы учесть возможную трансформацию загрязняющих веществ в окружающей среде, выявить количественные связи между выбросами веществ в окружающую среду и уровнем загрязнения, дать комплексную оценку степени загрязнения природы с учетом экологических последствий, необходимо создать количественные модели миграции и поведения загрязняющих веществ в природе и с их помощью определить константы, которые являются параметрами окружающей среды. Учесть расчетным путем в полной мере весь обширный комплекс действующих факторов очень трудно. Поэтому эмпирический метод в этих исследованиях еще долго будет сохранять свою актуальность.

Можно определить два подхода к построению прогностических экологических моделей загрязнения окружающей среды. Эмпирический статистический метод основан на сборе возможно большей информации об уровнях загрязнения каждого объекта окружающей среды с последующим установлением корреляционных связей с параметрами, характеризующими объект. При этом предполагается существование аналогии в реакциях отклика окружающей среды на воздействие того или иного фактора.

Полуэмпирический метод с применением моделирования основан на исследовании процессов, которые определяют поведение загрязняющих веществ, на анализе механизмов процессов, связей скоростей процессов с параметрами окружающей среды, построении физико-химических моделей. При этом проводятся балансовые расчеты, учитывающие размер выбросов и распределение их в окружающей среде.

В модель экологической системы, испытывающей загрязнение, вводят следующие блоки:



Связь этих блоков анализируют.

С помощью математического моделирования решаются и частные задачи мониторинга. Например, проводится оценка размеров зоны загрязнения почв тяжелыми металлами в районах техногенного влияния. Этот метод позволяет установить влияние на концентрацию металлов в корнеобитаемом слое почвы следующих процессов: поступление элемента на поверхность, вынос с поверхностным водным стоком, миграция по почвенному профилю, отчуждение с урожаем, испарение.

$$Z < -\frac{1}{K} \ln \frac{P_0 \cdot dt}{h \cdot C_\phi \cdot \rho(r + v + f) - P_\phi \cdot t(1 - d)},$$

(где v , r , f , d — параметры, характеризующие часть запаса элемента, вынесенную соответственно водным стоком, урожаем, испарением; h — мощность корнеобитаемого слоя; C_ϕ — региональный фон концентрации элемента в почве; ρ — объемная масса почвы; P_0 — максимальная плотность потока элемента в районе промышленного комплекса; P_ϕ — фоновый уровень потока; t — промежуток времени; Z — расстояние от выброса; K — коэффициент, зависящий от направления и скорости ветра), рассчитано, что при максимальной плотности потока $0,45 \cdot 10^{-3}$ кг/м² в год загрязнение среднесуглинистой почвы Московской области кадмием будет происходить на площади радиусом не менее 26 км, а загрязнение свинцом — в радиусе не менее 17 км.

Математическое планирование эксперимента оказалось эффективным при изучении стойкости пестицидов в почве; с учетом воздействующих факторов и путей исчезновения пестицида в почве (табл. 26) было построено уравнение регрессии, по которому находили период полураспада пестицида линдана.

В целях повышения эффективности почвенно-химического мониторинга расширяют возможности современных методов исследования. Примером этого могут быть дистанционные методы аэрокосмического мониторинга. Для его проведения используют самолеты-лаборатории, спутники, космические корабли. Дистанционная регистрация проводится визуальным, фотографи-

Схема исчезновения пестицидов (Сова, 1985)

Воздействующие факторы		Пути исчезновения пестицидов	
Структура пестицида	начальная концентрация в почве, C_0	Сорбция	концентрация
Физические свойства		Испарение	пестицида
Условия применения		Транслокация Деструкция Микробиологические превращения	в почве в момент t , C_t
Тип почвы			
Климатические параметры			
Покровная культура			

ческим, телевизионным, спектрофотометрическим методами. С их помощью можно выявить места особенно сильного загрязнения, ареалы загрязненных территорий, дать оценку представительности непосредственных измерений на местах. Аэрокосмический мониторинг включает сопоставление повторных аэрокосмических снимков территории через определенные интервалы времени, при этом возможно проведение автоматического сравнения.

На основе систематических измерений определяется динамика изменения экосистем, строятся математические модели процесса, оцениваются временные тенденции изменения. Например, результаты аэрокосмических наблюдений позволяют предполагать рост процессов опустынивания из-за деградации почвенно-растительного покрова и нарушения его выпасом, воздействия транспорта и строительства. Сейчас есть технические средства для получения фотоснимков загрязненных территорий, но интерпретация их для оценки загрязнения почв металлами затруднена из-за трудности дешифрирования, так как поверхность почв экранирована растительностью.

Почва в биосфере действует как накопитель загрязняющих веществ, и тем самым она защищает от загрязнения гидросферу и атмосферу. Однако это явление оценивается неоднозначно. Ведь почва — источник питания растений, и при увеличении в ней содержания загрязняющих веществ растет опасность токсического действия их на все живые организмы.

Возможно ли самоочищение почв от загрязняющих веществ? Исключение из ландшафта поступивших загрязняющих веществ антропогенного происхождения практически невозможно. Самоочищение почв следует понимать как исключение загрязняющих веществ из биологического круговорота. Снижение общего содержания загрязняющих веществ может происходить в почве при разложении их до нетоксических соединений и при переходе

их из почвы в сопредельные среды в результате следующих процессов: испарения (в состав атмосферы), выноса с водными потоками (в гидросферу), выноса растениями.

Почва может быть очищена от биологически разлагающихся пестицидов; избавить почву от стойких пестицидов практически невозможно.

Особая опасность загрязнения почв металлами состоит в том, что самоочищение от них почв тоже, как правило, невозможно. Металлы относятся к стойким загрязняющим почву веществам. На рис. 7 показано профильное распределение свинца и цинка в почвах Кизеловского угольного бассейна, загрязненных техногенными потоками 5 и 50 лет назад. Через 50 лет самые верхние горизонты начали частично освобождаться от загрязняющих их металлов. Свинец и цинк переместились в элювиальную часть почвенного профиля, иллювиальный максимум сохранился. Очевидна малая эффективность самоочищения почв за такой продолжительный период времени, особенно если учесть, что миграции металлов способствовала кислая реакция почв.

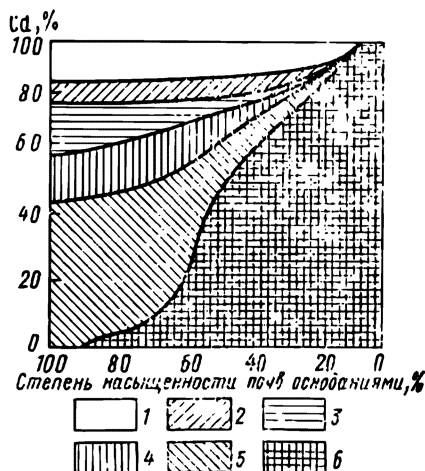
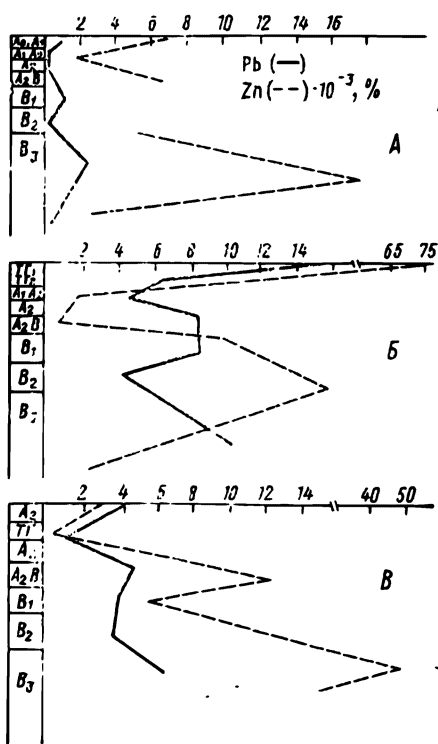


Рис. 7. Распределение свинца и цинка в профиле незагрязненных почв (А) и загрязненных техногенными потоками 5 (Б) и 50 (В) лет назад (Никифоров, Солнцева, 1983)

Рис. 8. Изменение содержания экстрагируемых соединений кадмия из дерново-подзолистого почвенного профиля при известковании: 1 — раствор Тамма, 2 — 1 н. HNO_3 , 3 — $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ (рН 4,8), 4 — $\text{NH}_4\text{CH}_3\text{COO}$ (рН 7); 5 — 1 н. KNO_3 (рН 7); 6 — остаток после 1 н. HNO_3 (Первунина, Зырин, Малахов, 1985)

Показателями высокой стабильности загрязнения почв металлами служат уровни концентрации их в почвах в зонах предприятий, которые в настоящее время не эксплуатируются. В литературе приводятся сведения о высоких уровнях содержания Cu, Zn, As, Pb на территории бывших заводов Корнуэлла (Англия), закрытых в конце прошлого века, о превышении в 2—5 раз фоновых концентраций Pb и Zn в почвах бывшего Алагирского серебряно-свинцового завода, который действовал в 1853—1894 гг.

Хотя почвенно-химический мониторинг не предполагает управления состоянием загрязненных почв, однако оценка возможной эффективности мероприятий по снижению вредного действия загрязняющих веществ на основе вышесказанного может быть сделана.

Наиболее радикальными могут быть технические меры: изменение технологии, усиление эффективности очистных сооружений, переход промышленности на безотходное производство. При загрязнении почв металлами рекомендуют механические, химические и агрохимические мероприятия.

Механические приемы: а) удаление верхнего, наиболее загрязненного слоя почвы и его захоронение, б) нанесение на загрязненную почву слоя чистой плодородной земли мощностью до 10 см. Прием может быть эффективным в зоне промывного водного режима. Опыт показывает, что в почвах с непромывным водным режимом положительный эффект наблюдался лишь первые 4—5 лет, а затем часто следует вторичное загрязнение почв в результате засоления солями загрязняющих элементов. Исправляли положение созданием двухслойного покрова на загрязненных почвах: насыпали слой карбонатного суглинки мощностью 10—15 см для создания экрана и защиты вышележащего насыпного гумусированного слоя.

Химические способы инактивации основаны на переводе загрязняющих веществ в малоподвижные соединения. Известкование почв ведет к ограничению подвижности и, следовательно, к снижению токсичного действия избытка Cd, Ni, Cu, Mn, Co, Pb, Zn, As на растения.

Таблица 27

Влияние известкования почвы на поступление кадмия в ячмень (Первунина, Зырин, Мзлахов, 1985)

Вариант опыта, Внесено извести, г/кг почвы	Вынос кадмия, г/сосуд	
	зерно	солома
0	17,6	146,7
0,85	8,4	54,7
1,43	8,1	32,5
1,74	4,9	30,3
K (без извести и кадмия)	0,5	7,0

Рис. 8 и табл. 27 показывают эффективность известкования загрязненной кислой ($\text{pH H}_2\text{O } 5,2$) дерново-подзолистой почвы. Кадмий вносили в количестве 5 мг/кг. Известкование обеспечило снижение содержания подвижных форм кадмия и выноса элемента растениями.

Внесение органического вещества (зеленого удобрения, торфа, навоза, компоста) снижает подвижность кадмия, никеля, кобальта. На рекультивированных землях положительный эффект, сопровождавшийся уменьшением содержания подвижных соединений металлов, был получен при внесении силикатов и гидросиликатов, при обработке почвы меркапто-8-триазином. Добавление серы в почвы вело к связыванию ртути. Эффективно внесение в почву ионообменных смол в виде гранулята или порошка, содержащих карбоновую и гидроксильную группы в H^+ -, Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, K^+ -формах. Загрязненные промышленные почвы промывают разбавленной соляной кислотой, а затем вносят в них фосфорно-магниевые удобрения и силикат кальция.

На всех загрязненных почвах полезно проведение агротехнических мероприятий: внесение минеральных удобрений ведет к созданию оптимального состояния растений и снижению токсического действия на них загрязняющих веществ. Необходимо выбирать устойчивые к загрязнению металлами сельскохозяйственные культуры (картофель, например, более устойчив, чем салат). На загрязненных почвах высевать культуры, у которых в пищу используются плоды, так как в репродуктивных органах растений концентрация загрязняющих веществ повышается позже (при более высоких концентрациях), чем в вегетативных. Перспективным фитогигиеническим мероприятием может быть выведение новых сортов сельскохозяйственных растений, устойчивых к загрязнению, и повышение устойчивости уже применяемых сортов.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ

Загрязнение окружающей среды — один из наиболее сильных факторов разрушения компонентов биосферы. Особое значение в последнее время приобрело загрязнение группой поллютантов, получившей общее название «тяжелые металлы». К тяжелым металлам относится более 40 химических элементов периодической системы Д. И. Менделеева с атомной массой выше 50 атом. единиц. Эта группа элементов активно участвует в биологических процессах, входя в состав многих ферментов. Группа «тяжелых металлов» по сути совпадает с понятием «микроэлементы», хотя здесь следует сделать терминологические оговорки. Под микроэлементами подразумеваются такие химические элементы, облигатные для растительных и живых организмов (по А. П. Виноградову), содержание которых измеряется величинами порядка $n \cdot 10^{-2}$ — $n \cdot 10^{-5}\%$. Также их называют «следовые», «малые», «редкие», «рассеянные». Недостаточное или избыточное содержание этих элементов в почвах обусловлено двумя группами причин:

- 1) биогеохимическими особенностями экосистем;
- 2) влиянием техногенных потоков вещества.

Районы, в которых концентрация химических соединений в силу природных причин оказывается выше или ниже оптимального уровня, называются, по А. П. Виноградову, **биогеохимическими провинциями**. Формирование биогеохимических провинций обусловлено особенностями почвообразующих пород, почвообразовательного процесса, а также присутствием рудных аномалий. В последней четверти двадцатого века происходит локальное, региональное и глобальное загрязнение биосферы химическими элементами и образование **техногенных аномалий**, в которых содержание химических элементов превышает в десять и более раз так называемое «фоновое» (или среднестатистическое содержание в незагрязненных ландшафтах). Повышенные концентрации в почвах элементов техногенного происхождения обусловлены выбросами промышленных (металлургических, энергетических, химических и др.) предприятий, бытовыми отходами, оросительными и сточными водами, влиянием авто-, железнодорожного и авиатранспорта, а также поступлением с различными видами органических, минеральных удобрений и пестицидов. Формирующиеся в результате этих воздействий техногенные геохимические аномалии подразделяются, по А. И. Перельману, на 3 типа:

- 1) глобальные, охватывающие весь земной шар;
- 2) региональные, охватывающие части материка, страны, области;
- 3) локальные, радиусом до нескольких десятков км и связанные с определенным источником загрязнения.

Для экзогенных, повышенных концентраций элементов термин «микроэлементы» непригоден. В таких случаях следует применять термин «тяжелые металлы». Таким образом, под термином «тяжелые металлы» (ТМ) подразумевают такие металлы, как свинец, цинк, кадмий, ртуть, молибден, марганец, никель, олово, кобальт, титан, медь, ванадий; селен и мышьяк по токсичности и ряду свойств близко стоят к вышеперечисленным тяжелым металлам. Ранее применявшееся определение «токсические» элементы следует считать устаревшим, так как они токсичны для живых организмов только при определенной концентрации и условиях окружающей среды.

ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Источники поступления тяжелых металлов (микроэлементов) подразделяются на **природные** и **техногенные**. К **природным** источникам относится выветривание горных пород и минералов, эрозионные процессы, вулканическая деятельность; к **техногенным** — добыча и переработка полезных ископаемых, сжигание топлива, влияние транспорта, удобрения.

Главный природный источник микроэлементов — породы магматические и осадочные и породообразующие минералы. Минералы в виде высокодисперсных частиц включаются в качестве аксессуарных (микропримеси) в массу горных пород. Примером таких минералов являются минералы титана (брукит, ильменит, апатит), хрома (Fe_2CrO_4) и других микроэлементов, входящих в состав кристаллических алюмосиликатов (полевых шпатов, слюд). Породообразующие минералы содержат рассеянные элементы в качестве изоморфных примесей в структуре кристаллических решеток, замещая макроэлементы с близким ионным радиусом: для K—Sr , Pb , B ; для Na—Cd , Mn , Sr , Bi ; для Mg—Ni , Co , Zn , Sb , Sn , Pb , Mn ; для Fe—Cd , Mn , Sr , Bi . Микроэлементы поступают в биосферу с космической и метеоритной пылью, с вулканическими газами, горячими источниками, газовыми струями.

Поступление тяжелых металлов в окружающую среду происходит путем их техногенного рассеяния. Пути техногенного рассеяния весьма разнообразны, основной из которых — выброс при высокотемпературных процессах (черная и цветная металлургия, обжиг, цементного сырья, сжигание минерального топлива). Важным источником загрязнения может служить орошение водами с повышенным содержанием тяжелых металлов, внесение осадков бытовых сточных вод в почвы в качестве удоб-

рения, вторичное загрязнение с отвалов рудников или металлургических предприятий водным или воздушным путем, поступление высоких количеств тяжелых металлов при постоянном внесении высоких доз органических, минеральных удобрений и пестицидов, содержащих тяжелые металлы (табл. 28).

Т а б л и ц а 28

Сельскохозяйственные источники загрязнения почв тяжелыми металлами (мг/кг сухой массы) (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989)

Элемент	Орошение сточными водами	Фосфатные удобрения	Известняки	Азотные удобрения	Органические удобрения	Пестициды, %
As	2—26	2—1200	0,1—24,0	2,2—120	3—25	22—60
Cd	2—1500	0,1—170	0,04—0,1	0,05—8,5	0,3—0,8	—
Co	2—260	1—12	0,4—3,0	5,4—12	0,3—24	—
Cr	20—40600	66—245	10—15	3,2—19	5,2—55	—
Cu	50—3300	1—300	2—125	1—15	2—60	12—50
F	2—740	8500—38000	300	—	7	18—45
Hg	0,1—55	0,01—1,2	0,05	0,3—2,9	0,09—0,2	0,8—42
Mn	60—3900	40—2000	40—1200	—	30—550	—
Mo	1—40	0,1—60	0,1—15	1—7	0,05—3	—
Ni	16—5300	7—38	10—20	7—34	7,8—30	—
Pb	50—3000	7—225	20—1250	2—27	6,6—15	60
Se	2—9	0,5—25	0,08—0,1	—	2,4	—
Sn	40—700	3—19	0,5—4,0	1,4—16,0	3,8	—
Zn	700—49000	50—1450	10—450	1—42	15—250	1,3—25

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Часть техногенных выбросов, поступающих в окружающую среду в виде тонких аэрозолей, переносится на значительное расстояние и вызывает глобальное загрязнение. Другая часть с гидрхимическим стоком попадает в бессточные водоемы, где накапливается в водах и донных отложениях и может стать источником вторичного загрязнения. Основная масса газопылевых выбросов осаждается в непосредственной близости от источника загрязнения на расстоянии до 10—50 км и более, в зависимости от длительности действия и мощности источника, особенностей климата и подстилающей поверхности в регионе, интенсивности преобладающих ветров и ряда других менее важных факторов. Через несколько дней после выброса эти вещества включаются в циклический обмен между поверхностью суши и приземным слоем атмосферы. Значительная часть техногенных металлов с выбросами попадает на поверхность почвы. Теоретически техногенные аномалии представляют систему концентрических окружностей, в которых концентрация поллютанта убывает от центра к периферии. В реальной природной обстановке форма и размеры зон загрязнения существенно отличаются от теоретических под влиянием рельефа, преобладающих ветров и других факторов, хотя наблюдается определен-

ная корреляция зон загрязнения с конфигурацией розы ветров.

Вокруг крупных предприятий цветной металлургии образуются сильные техногенные аномалии металлов, например типа медно-никелевого комбината в Садбери (Канада) или Норильского горно-металлургического комбината. Для таких предприятий характерно наличие зоны максимальных концентраций на расстоянии до 5 км от источника и зоны повышенных содержаний на расстоянии до 20—50 км. Далее содержание тяжелых металлов убывает до величин местного фона. В легкорастворимых малобуферных ландшафтах нередко формируется «техногенная пустыня» — территория сильноэродированная, с отсутствием верхнего гумусового горизонта, лишенная растительности, в которой содержание тяжелых металлов повышено в сотни и более раз по сравнению с фоновым.

Вокруг промышленных предприятий меньшей мощности зона максимального загрязнения простирается на расстояние до 1—2 км, и площадь загрязненных земель относительно невелика.

Локальные техногенные геохимические аномалии образуются также вокруг предприятий, которые перерабатывают сырье, содержащее тяжелые металлы в виде примесей. Так, геохимические аномалии меди, цинка, свинца, фтора образуются вокруг суперфосфатных заводов. Вокруг крупных тепловых электростанций появляются зоны загрязнения металлами 10—20 км в диаметре. Любые городские территории являются значительным источником загрязнения тяжелыми металлами. Сильное загрязнение тяжелыми металлами обнаружено вблизи автострад, особенно свинцом, а также цинком, кадмием. Ширина придорожных аномалий свинца в почве достигает 100 м и более.

Тяжелые металлы, поступающие на поверхность почвы, накапливаются в почвенной толще, особенно в верхних гумусовых горизонтах и медленно удаляются при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии и дефляции. Первый период полудаления (или удаления половины от начальной концентрации) тяжелых металлов сильно варьирует для различных элементов, но составляет достаточно продолжительные периоды времени: для Zn — от 70 до 510 лет; для Cd — от 13 до 110 лет; для Cu — от 310 до 1500 лет и для Pb — от 740 до 5900 лет.

Характер профильного распределения тяжелых металлов в естественных и техногенных ландшафтах существенно различается. Так, для техногенных территорий независимо от типа почвы характерен регрессивно-аккумулятивный тип распределения, проявляющийся в сильном накоплении металлов в гумусовом горизонте и резком понижении их содержания в нижележащих. В целом на характер перераспределения тяжелых металлов в профиле почв оказывает влияние комплекс почвенных факторов: механический состав почв, актуальная реакция почв, содержание органического вещества, катионообменная способность, наличие геохимических барьеров, дренаж.

Гранулометрический состав оказывает прямое влияние на закрепление тяжелых металлов и их освобождение, поэтому почвы тяжелого механического состава характеризуются меньшей потенциальной опасностью поступления тяжелых металлов в растения.

Реакция среды. Поглощение тяжелых металлов почвами существенно обусловлено реакцией среды, а также составом анионов почвенного раствора. Так, было показано, что в кислой среде преимущественно сорбируются свинец, цинк, медь, в щелочной — кадмий и кобальт (табл. 29). В присутствии хлорид-иона поглощение металла происходит интенсивнее. Установлено, что для минимального снижения доступности тяжелых металлов необходимо поддерживать величину pH почв на уровне 6,5.

Таблица 29

Поглощение тяжелых металлов почвой как функция аниона и pH (% от исходного количества)
(Quirk, Posner, 1975)

Катион	Анион	pH							
		4.7	5.2	5.5	5.9	6.4	7.2	7.5	8.0
Cu	NO ₃	9	44	76	89	—	—	—	—
	Cl	17	55	75	90	—	—	—	—
Pb	NO ₃	—	29	38	63	—	—	—	—
	Cl	—	43	56	75	—	—	—	—
Zn	NO ₃	—	—	—	11	19	61	—	—
	Cl	—	—	—	13	22	68	—	—
Cd	NO ₃	—	—	—	—	11	27	41	—
	Cl	—	—	—	—	23	44	53	—
Co	NO ₃	—	—	—	—	—	39	54	78
	Cl	—	—	—	—	—	39	54	78

Содержание органического вещества. Тяжелые металлы способны образовывать сложные комплексные соединения с органическим веществом почвы, поэтому в почвах с высоким содержанием гумуса они менее доступны для поглощения растениями.

Катионообменная способность обусловлена содержанием и минералогическим составом илстой фракции, а также содержанием органического вещества. Чем выше емкость катионного обмена, тем больше удерживающая способность почв по отношению к тяжелым металлам, что снижает доступность тяжелых металлов растениям и живым организмам.

Дренаж почвы. Избыток влаги в почве способствует появлению тяжелых металлов в низкой степени окисления и в более растворимых формах. Анаэробные условия повышают доступность тяжелых металлов растениям.

МИГРАЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ, ПРОЦЕССЫ ТРАНСФОРМАЦИИ

Характер распределения микроэлементов является чувствительным параметром к изменению среды выветривания. Различные микроэлементы образуют устойчивые ассоциации с макроэлементами в разнообразных геохимических условиях. Элементы с ионными потенциалами ниже 3-х преимущественно существующих в виде свободных ионов, элементы с ионными потенциалами 3—12 стремятся образовать гидролизированные или комплексные формы. Легкоподвижные элементы дают в водных растворах гидратированные ионы меньших размеров по сравнению с элементами малоподвижными (табл. 30). Свободная энергия, которая требуется для образования этих ионов, обычно ниже, чем энергия образования ионов менее подвижных элементов. Поведение элементов в процессах выветривания и

Таблица 30

Некоторые свойства
химических элементов (Кабата—Пендиас, Пендиас, 1989)

Элемент	pH осажде- ния гидро- ксидов	Ионный радиус, А	Электроотрица- тельность, кДж/моль	Ионный потен- циал *	Диаметр гидра- тированного иона в водном раство- ре, А
Pb ²⁺	7,2—8,7	1,6—1,4	7,5	1,9	4,5
Se ³⁺	—	0,8	5,4	3,7	9,0
Fe ²⁺	5,1—5,5	0,9—0,7	7,5	2,6	6,0
Cu ²⁺	5,4—6,9	0,8	8,4	2,5	6,0
Mo ⁴⁺	—	0,7	—	5,5	—
Mn ²⁺	7,9—9,4	1—0,8	6,3	2,0	6,0
Zn ²⁺	5,2—8,3	0,9—0,7	7,5	2,6	6,0
Fe ³⁺	2,2—3,2	0,7—0,6	7,9	4,4	9,0
Co ²⁺	7,2—8,7	0,8—0,7	7,1	2,6	6,0
Cd ²⁺	8,0—9,5	1,03	—	—	—
Ni ²⁺	6,7—8,2	0,8	7,1	2,6	6,0
Cr ³⁺	4,6—5,6	0,7	6,7	4,3	9,0
Mn ⁴⁺	—	0,6	—	6,5	—
Mo ⁶⁺	—	0,5	7,5	12,0	—
V ⁵⁺	—	0,5	—	11,0	—
Al ³⁺	3,8—4,8	0,6—0,5	6,3	5,6	9,0
Cr ⁶⁺	—	0,4	—	16,0	—
Sn ²⁺	2,3—3,2	1,3	7,5	1,5	—
Ti ⁴⁺	1,4—1,6	0,7	6,3	5,8	—

* Ионный потенциал = $\frac{\text{заряд}}{\text{радиус}}$; 1А = 10⁻¹ нм.

почвообразования существенно зависит от устойчивости исходных минералов и пород, а также от электрохимических свойств элементов. В обобщенном виде свойства элементов в различных условиях среды представлены в табл. 31.

Таблица 31

Поведение микроэлементов в различных средах при выветривании

Степень подвижности	Условия среды	Микроэлементы
Высокая	окислительные и кислые нейтральные или щелочные восстановительные	B, Br, I B, Br, I, Mo, Re, Se, U, V, W Br, I
Средняя	окислительные и кислые кислые восстановительные, с переменным потенциалом	Cs, Mo, Ra, Rb, Se, Sr, Zn Ag, Au, Cd, Co, Cu, Ag, Ni Mn, Nb, Sb, Sn, Tl, U, V
Низкая	окислительные и кислые нейтральные или щелочные	Ba, Be, Bi, Cs, Fe, Ga, Ge, La, Li, Th, Ti, Y Ba, Be, Bi, Ge, Hf, Ta, Te, Zr
Очень низкая	окислительные и кислые нейтральные или щелочные восстановительные	Cr, Os, Pt, Rh, Ru, Ta, Te, Zn Ag, Au, Cu, Co, Ni, Th, Tl, Zn Ag, B, Ba, Be, Bi, Co, Cu, Cs, Ge, Hg, Li, Mo, Ni, Re, Se, Zn, Zr

По определению А. Е. Ферсмана, геохимическая миграция — это перемещение атомов химических элементов в земной коре, обычно ведущее к их рассеянию или концентрации. Геохимическое изучение пород и почв показало, что круговорот химических элементов в процессе экзогенеза осуществляется в зависимости от физико-химических условий, влияющих на растворимость элементов, присутствующих в определенной среде. В зависимости от этих условий химические элементы находятся в состоянии дисперсии или накопления в процессе миграции. Поведение элементов в почвах и их геохимическая миграция существенно обусловлены действием доминирующих почвообразовательных процессов (табл. 32). Дальнейшее поведение микроэлементов определяют следующие процессы:

- 1) выщелачивание из почвы;
- 2) осаждение;
- 3) включение в минералы;
- 4) адсорбция компонентами почвы;
- 5) сорбция органическим веществом.

Разнообразные процессы взаимодействия между твердой и газообразной фазами почвы, живым веществом и почвенным

Главные типы почвообразующих процессов и тенденции поведения в них химических элементов (Кабата—Пендиас, Пендиас, 1989)

Процесс	Наиболее благоприятная климатическая зона	Поведение элементов в поверхностном слое почв	
		накопление	миграция
Отсутствие химического изменения	многолетняя мерзлота или пустыня	—	—
Оподзоливание	холодная северная	Co, Cu, Mn, Ni, Ti, V, Zr (в иллювиальном горизонте)	B, Ba, Br, Cd, Cr, I, Li, Mn, Rb, Se, Sr, V, Zn
Аллитизация	прохладная и умеренная гумидная	Co, Mn, V (в глеевом горизонте)	B, Ba, Br, Cu, I, Se, Sr
Сиаллитизация	теплая умеренная и сухая тропическая	B, Ba, Cu, Mn, Se, Sr	—
Латеритизация	гумидная тропическая	B, Ba, Cu, Co, Cr, Ni, Sr, Ti, V	—
Осолонцевание	теплая с сухими сезонами	B, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, Zn, V	
Гидроморфные образования	экваториальные почвы	B, Ba, Co, Cu, I, Mn, Mo, Se, Sr, U (в органическом горизонте)	B, Br, Co, Cu, Mn, Ni, U, V

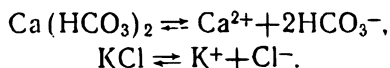
раствором регулируют динамическое равновесие между компонентами почвы (рис. 9).

Химические свойства элементов играют ведущую роль при миграции в земной коре. Растворимость соединений имеет важное значение для главных элементов литосферы, что положено в основу при условном делении на 2 группы:

1) катионы с выраженными щелочными свойствами (или группа оснований — Na, K, Ca, Mg);

2) элементы с амфотерными или слабокислотными свойствами — Al, Ti, Si, Fe.

Элементы группы оснований имеют тенденцию к образованию ионных связей в химических соединениях, при растворении диссоциируют по схеме



В случае химических соединений, связанных ионной связью, в водных растворах мигрируют диссоциированные ионы. Элементы группы оснований составляют катионную часть поверхностных водных растворов. В отличие от элементов группы ос-



Рис. 9. Динамическое равновесие между компонентами почвы

нований в соединениях 2-й группы преобладают ковалентные связи, которые, как правило, не могут быть разорваны в процессах поверхностного изменения первичных минералов. Низкая растворимость кремне- и алюмоокислородных соединений в воде в условиях земной поверхности препятствуют активной миграции. Наиболее низкую растворимость имеют сульфиды переходных элементов.

Соединения с преобладающей ковалентной связью между ионами иногда хорошо растворимы в воде, однако они слабо диссоциируют в водных растворах и мигрируют в виде комплексных ионов или комплексных радикалов. К ним относятся CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , SiO_4^{4-} , HCO_3^- .

Анионы водных растворов образуют, в основном, ионные связи с катионами группы оснований. Осаждение хорошо растворимых соединений этой группы в твердую фазу возможно только при упаривании природных растворов в условиях малого количества осадков и повышенной температуры. Для слабо-растворимых соединений типа CaCO_3 , MgCO_3 , CaSO_4 выпадение в осадок контролируется произведением растворимости (ПР).

С ионами группы переходных элементов анионы поверхностных вод образуют комплексные соединения, что играет важную роль в геохимической миграции микроэлементов и тяжелых металлов: свинца, ртути, кадмия, бериллия, олова и т. д. Многие металлоорганические комплексы (хелаты) хорошо растворимы

в воде и способствуют переносу металлов в поверхностных и грунтовых водах. По мнению А. И. Перельмана, образование комплексных ионов способствует повышению растворимости большинства металлов. Химический элемент связывается в устойчивом растворимом, способном мигрировать, комплексном соединении: так, например, растворимость ртути значительно возрастает вследствие образования устойчивых комплексов HgCl_4^{2-} , HgOHCl^0 , органических комплексов.

Химическая обстановка гипергенной миграции элементов в первую очередь определяется значениями pH и окислительно-восстановительного потенциала Eh среды миграции. В условиях низких величин pH значительно возрастает растворимость и миграционная способность металлов. Такие катионы, как Co^{3+} , Cr^{3+} , Bi^{3+} , Sn^{2+} , Th^{4+} , Zr^{4+} , Sb^{3+} , Sc^{3+} могут мигрировать только в кислых растворах и легко осаждаются при повышении pH. В обычных незагрязненных природных водах, имеющих нейтральную реакцию, содержание таких элементов невелико. А. И. Перельман (1965) отмечает, что низкое содержание в водах Zn^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , Mn^{2+} , Ag^{2+} , Ca^{2+} , V^{3+} , La^{3+} определяет возможность их нахождения в растворе при относительно высоких значениях pH. Повышение pH растворов вызывает выпадение гидроксидов и способствует миграции Cr^{6+} , As^{5+} , Mo^{6+} , V^{5+} , подвижных в щелочных растворах с pH 7.

Следует иметь в виду, что значительное число реакций в зоне активной миграции химических элементов происходит по типу окислительно-восстановительных реакций. Активными окислителями являются кислород, галоиды, Fe^{3+} , Mn^{4+} , As^{5+} , V^{5+} , Cr^{6+} ; S^{6+} ; активными восстановителями Fe^{2+} , Co^{2+} , Mn^{2+} , S^{2-} .

Величина окислительно-восстановительного потенциала Eh — важная геохимическая константа природных растворов, определяющая способность к окислению или восстановлению ионов. Эта способность зависит от присутствия одного или нескольких компонентов, направляющих ход окислительно-восстановительных реакций — так называемых **потенциалзадающих**. К ним относятся свободный кислород, органические соединения, сероводород, ионы Fe^{2+} и Fe^{3+} , Mn^{2+} и Mn^{4+} . Распространенным индикатором реакций окисления-восстановления является железо. Присутствие закисных гипергенных соединений железа зеленовато-голубого цвета говорит о наличии восстановительных процессов, а окисных соединений (бурых и красных гидроксидов) — окислительных. Исходя из величины окислительно-восстановительного потенциала, в зоне гипергенеза выделяют следующие фации:

- 1) закисного железа;
- 2) закисного и окисного железа;
- 3) окисного железа;
- 4) хроматов и ванадатов;
- 5) высших оксидов.

Важную роль в процессах миграции химических элементов играют коллоиды, имеющие отрицательный заряд и обладающие значительной способностью к сорбции таких катионов, как калий, барий, никель, кобальт, медь, цинк, магний, золото, вольфрам, аммоний; меньше — натрий. Коллоиды железа адсорбируют анионы фосфорной кислоты, ванадия, мышьяка. Адсорбционная способность ионов хорошо коррелирует со скоростью выщелачивания. Подвижность химических элементов в процессе гипергенеза приведена в табл. 33.

Таблица 33

**Подвижность химических элементов в процессе гипергенеза
(Перельман, 1975)**

Подвижность	Элемент	Условия подвижности
Очень подвижные Подвижные Слабоподвижные	S, Cl, B, Br Ca, Na, Mg, Sr, Ra, F K, Ba, Rb, Li, Be, Cs, Te, Si, P, Sn, Ge	растворы растворы особенно в форме растворов
Подвижные и слабоподвижные в окислительной среде	Zn, Ni, Cu, Pb, Cd, Hg, Ag	энергичная миграция в кислых растворах и слабоподвижные в нейтральных и щелочных растворах, особенно в форме катионов
Инертные в восстановительной среде	U, V, Mo, Se, Ra	энергичная миграция в кислых и щелочных растворах, особенно в форме анионов
Подвижные и слабоподвижные в восстановительной среде и инертные в окислительной среде	Fe, Mn, Co	умеренная миграция
Слабоподвижные в большинстве сред	Al, Ti, Zr, Cr, Nb, Ga, Th, Ta, W, Bi, Tl, Pd, Rn, Pt, Au, Rh	миграция слабая, с образованием химических комбинаций, миграция в форме природных металлов

При выделении геохимических ареалов в зависимости от содержания элементов в почвенном растворе существенна роль коллоидов, которые способны «захватывать» химические элементы, в том числе такие высокотоксичные, как ртуть, мышьяк, кадмий. Степень передвижения химических элементов обуславливается наличием механических, физических, химических, биологических барьеров. Таким образом, резкое изменение условий миграции и концентрация определенных химических элементов называется геохимическим барьером. Типы геохимических барьеров представлены в табл. 34.

Геохимические барьеры (Перельман, 1976)

Тип барьера	Характеристика
Сорбционный	играет ведущую роль в осаждении микроэлементов из природных вод
Кислотно-щелочной	определяет выпадение из растворов железа, никеля и др. металлов на границе с известняками, обогащенными карбонатными горизонтами, при разбавлении кислых рудничных и болотных вод речными водами
Окислительно-восстановительный Кислородный	влияет на осаждение металлов
Восстановительный сероводородный Сульфатный и карбонатный	при встрече бедных кислородом грунтовых и болотных вод с обогащенными кислородом поверхностными водами, играет ведущую роль в осаждении железа и марганца вызывает осаждение антропогенных элементов (уран, ванадий, молибден) при взаимодействии сульфатных и карбонатных вод с водами других типов, обогащенными кальцием, стронцием, барием
Испарительный	образуется на участках интенсивного испарения грунтовых вод
Механический	возникает в результате изменения скорости течения вод (или движения воздушных масс), сопровождается осаждением тяжелых металлов

Трансформация миграционных потоков связана с тем, что по мере накопления на геохимических барьерах различных веществ возможно разрушение исходных и образование новых барьеров. Например, иллювиальный карбонатный горизонт формируется в результате термодинамических причин и проявляется в образовании кальцита. Далее кальцит выступает как щелочной карбонатный барьер для большой группы элементов (Sr, Pb, Zn, Cd, Co, Cu).

Ряд веществ при изменении условий миграции теряет подвижность, переходит в инертные формы и задерживается на геохимическом барьере. В случае накопления на геохимических барьерах тяжелых металлов даже в слабоподвижных формах нарушается геохимическая устойчивость систем, и они загрязняются. Но потоки вещества очищаются, что ограничивает сферу загрязнения. Так, например, растительный покров является барьером, задерживающим газопылевые выбросы. Загрязненные воды проходят через почву, очищаются от техногенных продуктов, но сама почва в результате загрязняется. Компоненты техногенного потока, не задержанные почвой, проникают в нижележащие горизонты, достигают уровня почвенно-грунтовых вод и загрязняют их. Однако в водоносном горизонте и над ним продолжают действовать сорбционные и восстановительные геохимические барьеры.

Состав и протяженность потоков техногенных веществ в ландшафтах контролируется общей ландшафтно-геохимической обстановкой и, как уже отмечалось, наличием различных барьеров: окислительно-восстановительных, кислотно-щелочных, фильтрационно-сорбционных, седиментационных, биогеохимических, термодинамических (Глазовская, 1988). Характер барьера меняется по зонам, а в пределах одной зоны — от автономных к трансэлювиальным и супераккумуляным ландшафтам.

Ландшафтно-геохимические барьеры обладают различной проницаемостью для техногенных потоков и определенной емкостью по отношению к отдельным техногенным компонентам и ко всей их совокупности. Так, емкость щелочного барьера в почвах измеряется количеством карбонатов, способных нейтрализовать кислые техногенные потоки. Емкость сорбционного барьера зависит от емкости поглощения почв, рыхлых отложений, донных осадков и мощности сорбирующего слоя. Емкость восстановительных и окислительных барьеров зависит от количества восстановителей или окислителей, что обусловлено микробиологической активностью среды (Глазовская, 1988).

Мощные техногенные потоки могут разрушать геохимические барьеры и вызывать коренные изменения в структуре данной системы. А. И. Перельман (1976) ввел понятие **«техногенные геохимические барьеры»**. Техногенные барьеры можно создавать, усиливая некоторые природные барьеры или формируя новые барьеры на пути техногенных потоков.

Существенную роль в процессах миграции химических элементов играет **биогеохимическая миграция**, в которой можно выделить следующие стадии:

- 1) разложение горных пород под влиянием биогенных факторов с образованием растворимых соединений;
- 2) извлечение из воздуха и водных растворов биогенных элементов и накопление их в организме;
- 3) накопление, разложение и минерализация отмерших органических остатков.

Живые организмы являются своеобразными индикаторами геохимических особенностей среды обитания. В результате многократного повторения биогенных циклов накопления микроэлементов в верхних горизонтах почв может быть весьма существенным.

Часть элементов, поступающих на поверхность почвы с техногенными потоками, задерживается в верхнем горизонте. Состав и количество удерживаемых элементов зависят от содержания и состава гумуса, карбонатно-щелочных и окислительно-восстановительных условий, сорбционной способности, интенсивности биологического поглощения. Другая часть потока проникает внутрь почвенной толщи при нисходящем токе почвенной влаги, а также механическим путем за счет деятельности почвенных животных.

В пределах профиля почвы техногенный поток веществ

встречает различные почвенно-геохимические барьеры (различные иллювиальные горизонты): иллювиально-железисто-гумусовые, иллювиальные когельматированные, карбонатные, гипсовые, солонцовые, глеевые. Наличие барьерных функций в иллювиальных горизонтах, например дерново-подзолистых почв, или в глеевых горизонтах торфяно-глеевых почв подтверждается накоплением различных микроэлементов в условиях нормального геохимического фона, в незагрязненных ландшафтах. Например, для иллювиальных горизонтов характерно накопление Cu , Ni , V , для глеевых также Cr и V .

В зависимости от почвенно-геохимических условий часть потенциально-токсичных элементов переходит в труднорастворимые, малодоступные растениям и живым организмам формы, которые не включаются в биологический круговорот. Другая же часть может образовывать легкорастворимые, мобильные формы, вредно воздействующие на состояние почвенной биоты, способные в условиях промывного водного режима удаляться за пределы почвенного профиля. Степень опасности загрязнения подвижными формами загрязняющих веществ существенно зависит от механического состава почв: она является минимальной в хорошо водопроницаемых песчаных почвах и значительно возрастает в менее водопроницаемых суглинистых и глинистых почвах.

Микроэлементы характеризуются различной подвижностью в зависимости от кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий в почвах (табл. 35).

В кислых почвах с преобладанием окислительных условий (почвы подзолистого ряда, хорошо дренированные) такие тяжелые металлы, как Cd и Hg , образуют легкоподвижные формы. Напротив, Pb , As , Se образуют малоподвижные соединения, способные накапливаться в гумусовых и иллювиальных горизонтах и негативно влиять на состояние почвенной биоты. Если в составе загрязняющих веществ присутствует сера, в восстановительных условиях создается сероводородная среда и многие металлы образуют нерастворимые или слаборастворимые сульфиды. В заболоченных почвах Mo , V , As , Se присутствуют в малоподвижных формах. Значительная часть элементов в кислых заболоченных почвах присутствует в относительно подвижных и опасных для живого вещества формах: Pb , Cr , Ni , Co , Cu , Zn , Cd и Hg . В слабокислых и нейтральных почвах с хорошей аэрацией (дерново-подзолистых, серых лесных, дерново-карбонатных почвах) образуются труднорастворимые соединения свинца, особенно в известкованных вариантах. В нейтральных почвах подвижны соединения Zn , V , As , Se , а такие элементы, как Cd и Hg , могут задерживаться в гумусовом и иллювиальных горизонтах.

По мере уменьшения кислотности почв опасность загрязнения этими элементами увеличивается. В слабокислых и нейтральных глеевых почвах (дерново-глеевых и перегнойно-глеевых

Типы почвенно-геохимических барьеров (по М. А. Глазовой, 1988)

Кислотность-щелочность условия	Окислительно-восстановительные условия	Тип барьера	Подвижность и накопление химических элементов *		
			слабо подвижны, активно накапливаются	умеренно подвижны, накапливаются, частично выносятся	легко подвижны, выносятся
Кислые	окислительные	окислительный кислый	—	Pb, As, Se	Cd, Hg
			Mn, Mo	Ni, Cr, V	Cu, Zn
			As, Se	Pb, Cd, Hg	—
Нейтральные и щелочные	восстановительные	восстановительный кислый	Mo, V	Ni, Cr, Cu, Zn, Co	—
			Pb	Cd, Hg	As, Se
			—	Zn, Mo, Cu, Co, Ni, Cr	—
Нейтральные и щелочные	окислительные	окислительные, нейтральные и щелочной	Pb	(Cd, Hg)	(As, Se)**
			—	(Zn, Mo, Cu, Co, Ni, Cr)	—
			Pb	—	—
Нейтральные и щелочные	окислительные с испарительной концентрацией	окислительный испарительный	Pb, Cd	As, Se	Hg
			Cu, Zn, Co	Mo, V, U, Ag	Ni
			Pb, Cd, Hg, As, Se	—	—
Нейтральные и щелочные	восстановительные глеевые	восстановительные нейтральные и щелочные	Cu, Zn, Co, Ni, Gn, Ag	V, U, Mo	—
			—	—	—
			—	—	—

Примечание. * В числителе — очень токсичные, в знаменателе — менее токсичные.

** Накапливаются на испарительном барьере.

южной части таежной зоны и зоны широколиственных лесов) значительная часть микроэлементов образует слабоподвижные формы (As, Se, Cr). Свинец в этих условиях менее опасен, так как является малоподвижным и практически недоступным растениям и живым организмам. Накопление слабоподвижных форм микроэлементов свойственно нейтральным почвам с высоким содержанием гумуса (черноземам и луговому черноземным почвам). Накоплению ряда элементов в малоподвижных формах в почвах способствуют процессы изоморфного замещения в кристаллических решетках, сорбция, соосаждение с гидроксидами железа и марганца, образование слаборастворимых минеральных комплексов.

Присутствие в составе илистой фракции монтмориллонита, неокристаллизованных гидроксидов, гуминовых кислот усиливает сорбционные барьеры. Накопление подвижных форм микроэлементов, токсичных для организмов, существенно зависит от водного режима почв: оно минимально в хорошо водопроницаемых почвах промывного режима, увеличивается в почвах с непромывным режимом и достигает максимальных величин при выпотном режиме. В почвах с щелочной реакцией при испарительной концентрации в легкодоступной форме накапливаются Se, As, V, а в восстановительных условиях — ртуть в форме метилртути.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ И ПОЧВЕННЫХ КОМПОНЕНТАХ

Химические элементы в почве адсорбируются на поверхности коллоидных частиц, входят в состав кристаллической решетки глинистых минералов, дают собственные минералы в результате изоморфного замещения, находятся в растворенном состоянии в почвенной влаге и в газообразном состоянии в почвенном воздухе, входят в состав органических остатков в виде элементоорганических соединений, являются составной частью почвенной биоты.

Микроэлементы наследуются почвами от материнских пород, но дальнейшее их распределение в почве и почвенных компонентах обуславливается действием различных почвообразующих процессов, а также влиянием антропогенных факторов.

Почвенные минералы, присутствующие в почвах, — источник ряда микроэлементов. Наиболее распространенный минерал в почвах — кварц: 50—90% твердой части почв. Полевые шпаты менее устойчивы к выветриванию в почвенных средах. Карбонаты (кальцит, доломит) и оксиды металлов являются главными компонентами почв в аридной зоне и акцессорными — в гумидной.

Сорбционные свойства минеральных компонентов обусловлены преимущественно глинистой фракцией, представленной смесью различных минералов — алюмосиликатов с примесью кварца, полевых шпатов, оксидов и гидроксидов различных элементов. В некоторых почвах обнаружены карбонатные и фосфатные минералы, сульфиды и сульфаты.

В состав группы глинистых минералов входят: 1) каолинит; 2) монтмориллонит; 3) иллиты; 4) хлориты; 5) вермикулит. Глинистые минералы могут содержать незначительное количество микроэлементов, однако важную роль играет их большая сорбционная емкость по отношению к микроэлементам. Способность глинистых минералов связывать ионы металлов коррелируют с их обменной емкостью: чем больше обменная емкость, тем больше количество сорбированных катионов.

По данным Н. Г. Зырина, в илстой фракции большинства почв содержится до 60—80% общего количества микроэлементов почв. Обнаружено накопление микроэлементов в некоторых почвенных новообразованиях. Например, никель и свинец накапливаются в марганцевых образованиях.

В почвах наиболее важную роль по отношению к микроэлементам играют оксиды железа и марганца. Наблюдается высокая адсорбционная емкость оксидов железа по отношению к молибдатам и селенатам: она существенно зависит от величины pH и понижается с ростом pH. Количество каждого адсорбированного иона обусловлена величиной pH равновесного раствора. Максимум адсорбции на оксидах Fe для различных ионов находится в пределах величины pH от 4 до 5. Различные исследователи приводят различные ряды предпочтительной сорбции металлов на оксиде железа (гётите): $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Cd}$ (Forbes et al., 1976), или $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ti}$ (Gadde, Laitinen, 1973), с учетом сродства ионов металлов к поверхности оксида.

Микроэлементы могут соосаждаться с карбонатами, входя в их структуру, или сорбироваться преимущественно на оксидах железа и марганца, которые оседают на поверхности карбонатов. Ионы металлов могут влиять на процессы осаждения карбонатов, причем наибольшее сродство к карбонатам наблюдается у Co, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, U и Zn. В некоторых почвах карбонаты могут стать главным поглотителем микроэлементов.

Некоторые фосфатные породы содержат большие количества микроэлементов, среди которых наибольшее накопление отмечено для Cd и F. В природных апатитах известно замещение Са микроэлементами, но в почвах этот процесс не играет существенной роли. Обнаружено высокое содержание свинца (1—35% PbO) в фосфатных концентратах, выделенных из феррал-солей (латеритных подзолистых почв).

В аридных климатических зонах в поведении микроэлементов существенна роль сульфидов, сульфатов и хлоридов. Ионы металлов (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Hg^{2+} , Cu^{+2}) образуют сульфиды относительно устойчивые в кислых или нейтральных восстановительных условиях. При этом другие тяжелые металлы (Cd, Co, Ni, Sn, Ti, Zn) способны легко соосаждаться с сульфидами железа. Сульфиды тяжелых металлов могут окисляться в более мобильные сульфаты при улучшении условий аэрации почв. Сульфиды тяжелых металлов довольно редки в почвах. Напротив, сульфаты часто присутствуют в почвах в окислительных условиях. Они хорошо растворимы и активно участвуют в почвенных процессах. Хлориды как наиболее растворимые соли обнаруживают в почвах аридных и семиаридных климатических зон.

Накоплению тяжелых металлов в почве способствует также органическое вещество — гумус. Такие компоненты гумусовых веществ, как фульвокислоты, образуют комплексные соедине-

ния с металлами, или фульваты тяжелых металлов. Гуминовые кислоты также способны образовывать гуматы, например меди, железа, никеля и других элементов.

ФАЗОВЫЙ СОСТАВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСАХ, ИХ ДАЛЬНЕЙШАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ

Несмотря на значительное разнообразие форм соединений тяжелых металлов, поступающих в почву из окружающей среды, фазовый состав элементов в составе газопылевых выбросов предприятий цветной металлургии достаточно однотипен и представлен преимущественно оксидами. Количество сульфидов и водорастворимых фракций тяжелых металлов сравнительно невелико (табл. 36).

Первый этап трансформации оксидов в почвах — взаимодействие их с почвенным раствором и его компонентами. Даже в такой простой системе, как вода, находящаяся в равновесии с CO_2 атмосферного воздуха, оксиды тяжелых металлов подвергаются изменениям и существенно различаются по своей устойчивости. Оксид цинка наиболее стабилен и менее растворим по сравнению с оксидами свинца и кадмия. Его растворимость в диапазоне pH 4—8 более чем в 10^2 ниже, чем PbO , и почти в 10^4 ниже CdO . В отличие от оксида цинка оксиды свинца и кадмия неустойчивы в воде и преобразуются в гидроксид и (или)

Таблица 36

Фазовый состав соединений тяжелых металлов в пыли,
взятой с фильтров тонкой очистки свинцового завода
(Горбатов, 1983)

Соединения тяжелых металлов	Zn		Pb		Cd	
	мг/г	%	мг/г	%	мг/г	%
Общее содержание тяжелых металлов в составе:	232	100	335	100	21,6	100
оксидов	200	86,2	295	88,0	15,4	71,3
сульфидов	18	7,8	29	8,7	0,4	1,8
водорастворимой фракции	3	1,3	0	0	5,8	26,9
неопределенный остаток	11	4,7	11	3,3	0	0

карбонат (гидрокарбонат) свинца и карбонат кадмия. При значениях pCO_2 выше атмосферного, характерных для почвенных условий, более устойчивы гидрокарбонаты и карбонаты

цинка и свинца. Полученные В. С. Горбатовым зависимости растворимости устойчивых в воде соединений тяжелых металлов от величины рН позволяют прогнозировать возможные формы нахождения тяжелых металлов в почвах различного генезиса (табл. 37).

Таблица 37

**Влияние оксидов тяжелых металлов на рН
цинка, свинца и кадмия
(Горбатов, 1983)**

Металл	Полного растворения оксидов		
	внесено оксида ТМ, мг/20 мл воды		
	1,2	6	60
Zn	7,2	6,8	6,3
Pb	5,9	5,5	5,0
Cd	6,5	6,1	5,6

Количество оксидов тяжелых металлов, внесенных даже в самой низкой дозе (1,2 мг), примерно на 2 порядка превышают возможную концентрацию фосфат-ионов в экстрактах. Практически все фосфат-ионы связываются катионами металлов, и поэтому концентрация тяжелых металлов в экстрактах из почв определяется растворимостью тех же соединений, что и в воде. Влияние органического вещества проявляется лишь в относительном повышении растворимости оксидов цинка и свинца при рН 7—9 вследствие образования растворимых комплексов этих металлов. При более низких значениях рН, когда концентрации тяжелых металлов в растворе возрастают на 2—4 порядка, возможно осаждение малорастворимых комплексных соединений тяжелых металлов с органическим веществом экстрактов.

В присутствии твердых фаз почвы (в суспензиях) концентрации тяжелых металлов значительно ниже, чем в водных экстрактах из почв, что указывает на образование менее растворимых, чем в почвенном экстракте твердых фаз тяжелых металлов, либо на адсорбцию — совокупность процессов поглощения катионов тяжелых металлов почвенной поверхностью. Поскольку большинство почвенных растворов недонасыщено по отношению к фосфатам тяжелых металлов и фосфатообразование как определяющий концентрацию металлов в растворах процесс следует исключить, очевидно, что основным процессом, контролирующим уровень концентраций тяжелых металлов в почвенных растворах, является **адсорбция**. Сложная конфигурация кривых кинетики трансформации оксидов тяжелых металлов в почвенных суспензиях объясняется сочетанием двух процессов — растворения оксидов и адсорбции почвой катионов тя-

железных металлов, образующихся при растворении оксидов. Следующим этапом трансформации после растворения неустойчивых оксидов является ионообменная и специфическая адсорбция. Процессы ионообменной адсорбции описываются с помощью уравнений Фрейндлиха, Ленгмюра и закона действующих масс соответственно (1), (2), (3):

$$\lg \bar{C}_M = \lg K + 1/n \lg C_M, \quad (1)$$

$$C_M/\bar{C}_M = 1/\bar{C}_\infty K + C_M/C_\infty, \quad (2)$$

$$C_M/\bar{C}_{Ca} = K a_M/a_{Ca}, \quad (3)$$

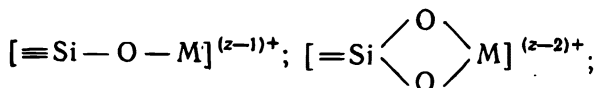
где $\bar{C}_M$ и $\bar{C}_{Ca}$ — концентрация адсорбированных ионов тяжелых металлов и кальция, C_M , a_M , a_{Ca} — концентрации и активности ионов M^{2+} и Ca^{2+} в равновесном растворе; $\bar{C}_\infty$ — максимальная адсорбция ионов M^{2+} ; $1/n$ — эмпирическая постоянная; K_F , K_L и K — константы равновесия Фрейндлиха, Ленгмюра и закона действующих масс.

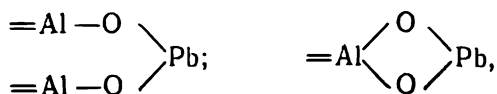
Часто при сопоставлении теоретически рассчитанных и экспериментальных данных наблюдается их несоответствие, что связано с влиянием энергетической неоднородности обменных почвенного поглощающего комплекса. В таком случае следует использовать модифицированное уравнение закона действующих масс (По Пинскому, Подгориной, 1986):

$$\bar{C}_M = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{1 + \frac{1/K_i}{a_M/a_{Ca}}},$$

где S_i — максимальная адсорбция ионов M^{2+} на обменных центрах i -го типа ($1 \leq i \leq n$). Расчет неизвестных параметров S_i и K_i удобно производить путем аппроксимации экспериментальной изотермы данным уравнением на ЭВМ.

Ионы тяжелых металлов способны специфически адсорбироваться почвами с образованием относительно прочных связей координационного типа с некоторыми поверхностными функциональными группами. Так, для взаимодействия ионов тяжелых металлов с поверхностными ОН-группами кремнезема и гидроксида алюминия возможна такая структура поверхностных соединений:





где M^{2+} — ион металла с зарядом.

Специфическая адсорбция происходит в плотной части двойного электрического слоя. Она более избирательна, чем неспецифическая, и зависит как от свойств сорбируемых ионов, так и от природы поверхностных функциональных групп, поэтому тяжелые металлы сильно адсорбируются почвами из растворов. Механизм специфического поглощения свойствен более свинцу, чем цинку и кадмию. Коэффициенты селективности, рассчитанные для обменной реакции катионов тяжелых металлов с поглощенным кальцием, подтверждают преимущественное поглощение тяжелых металлов по сравнению с кальцием, а в ряду тяжелых металлов селективность адсорбции свинца более чем в 1000 раз выше, чем цинка и кадмия (табл. 38). Таким образом, процесс трансформации поступивших в почву в процессе техногенеза тяжелых металлов можно представить следующим образом:

1) преобразование оксидов свинца и кадмия в гидроксид (карбонат, гидрокарбонат) свинца и карбонат кадмия;

2) растворение оксида цинка, гидроксида (карбоната, гидрокарбоната) свинца, карбоната кадмия и адсорбция катионов тяжелых металлов твердыми фазами почв;

3) образование фосфатов тяжелых металлов.

Трансформация соединений тяжелых металлов в почвах приводит к быстрому уменьшению водорастворимых тяжелых металлов, содержание которых возрастает с дозой внесения ме-

Т а б л и ц а 38

Коэффициенты селективности пар катионов
«тяжелые металлы — Са» (по В. С. Горбатову, 1983)

Исходная концентрация тяжелых металлов, мкг/мл	$K_{\text{Zn}-\text{Ca}}$	$K_{\text{Cd}-\text{Ca}}$	$K_{\text{Pb}-\text{Ca}}$
1	7,5	6,5	—
2	4,6	3,9	—
5	3,9	3,4	—
10	1,4	1,4	2148
20	0,75	0,84	1778
50	—	—	1581
200	—	—	247
1000	—	—	2,7

талла и существенно зависит от pH. В загрязненных почвах тяжелые металлы претерпевают трансформационные изменения в зависимости от особенностей самого металла; кадмий связывается почвами преимущественно в обменной форме, свинец —

в составе органического вещества, цинк — оксидами и гидроксидами железа. Различия в сорбирующей способности связаны с присутствием в почвах специфически адсорбирующих тяжелые металлы компонентов (гумусовые вещества, соединения железа, карбонаты), а прочность связи с этими компонентами обусловлена величиной рН почвенного раствора.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СПЕКТРАЛЬНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОЧВ И РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ЦЕЛЯХ ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Общей целью наземного и дистанционного мониторинга является оценка состояния и анализ динамики развития почвенного и растительного покрова. В соответствии с разными возможностями и конкретной задачей для них различен и контролируемый набор показателей. Однако и для наземного, и дистанционного контроля важен подбор наиболее экспрессных, нетрудоемких и объективных показателей, получение которых обеспечено приборной базой. К числу таких показателей относится **спектральная отражательная способность природных образований (СОС)** — способность избирательно поглощать и отражать электромагнитные излучения определенных длин волн в зависимости от химического состава и физического строения поверхности. По изменению спектральных характеристик почв можно оценивать потерю гумуса и изменение его качественного состава, проследить процессы засоления, оподзоливания, развития эрозии и пр.

Изменение спектральной яркости природных образований позволяет получить количественную информацию о нарушении растительного покрова в результате естественных или антропогенных причин, достаточно точную для оценки степени опустынивания, перевыпаса, зарастания песков, заболеваний сельскохозяйственных культур, накопления или потери растительной биомассы, что очень важно для оперативного планирования в сельском хозяйстве. Яркостные характеристики, полученные в результате наземных и аэрокосмических измерений, дают информацию о степени задымления атмосферы над экологически неблагоприятными территориями и динамику переноса выбросов.

Зависимость отражения света почвами от влажности, содержания гумуса, карбонатов, железа, солей, размера агрегатов описывается простыми эмпирическими уравнениями. Для каждой из таких функций общий вид уравнения не зависит от типа почвы, но значения постоянных коэффициентов закономерно и в широких пределах изменяются для почв различного генезиса. Таким образом, использование спектральных характеристик позволяет оперативно и объективно оценивать содержание различных красящих компонентов, а по изменению во времени их содержания, а следовательно, окраски почв и почвенных горизонтов, можно судить о скорости и направлении многих почвенных процессов.

В системе наземного мониторинга для характеристики СОС, как правило, используются **спектральные коэффициенты отражения (СКО)**. Спектральным коэффициентом отражения называют величину, равную отношению светового потока, рассеянного освещенной поверхностью почвы во всех направлениях к световому потоку, падающему на эту поверхность в определенном интервале длин волн. Величину СКО определяют только в лабораторных условиях на спектрофотометрах типа СФ-10, СФ-14, СФ-18 с применением интегрирующей сферы, где учитывается весь диффузно отраженный от объекта световой поток. Измерения проводят следующим образом. Пробы почв доводят до воздушно-сухого состояния, измельчают, пропускают через сито с диаметром отверстия 1 мм, помещают в кювету интегрирующей сферы прибора и записывают спектр отражения. Если предполагается исследование почв с ненарушенным сложением, то в поле при отборе проб изучаемых почвенных горизонтов вырезают микромоноклиты, соответствующие по размерам кювете спектрофотометра. Если отобранная в поле почва имеет рыхлое сложение, то после доведения ее до воздушно-сухого состояния в кювету спектрофотометра помещают не измельченную почву, сохраняя соотношение агрегатов различного сложения, свойственное природной почве.

Поверхность почвенной массы фотометрически сравнивается с эталоном, имеющим стандартные коэффициенты отражения для всех длин волн. Результаты определений записываются в виде графиков зависимости отражения света от длины волны. Значение величин спектральных коэффициентов отражения считывают непосредственно по шкале на бланке с записью спектра, принимая во внимание масштаб записи (положение кулачков Т или T_1).

Кривая спектрального отражения, иными словами, графическое изображение распределения энергии отраженных электромагнитных колебаний (во всех направлениях) по длинам волн относительно эталона, может служить количественным выражением окраски объекта. С нее можно считывать любые коэффициенты отражения (в пределах измеряемого диапазона длин волн) или их соотношения, необходимые для характеристики спектров и их сопоставления.

В практике чаще всего используются следующие величины:

1. Длины волн начала и конца спектров, начала и конца пегрибов (областей резкого изменения коэффициента отражения). Эти величины служат для качественного сопоставления спектров различных почв или почвенных горизонтов.

2. Коэффициент отражения при длине волны 750 нм (ρ_{750}). По величине ρ_{750} выявляют относительную обогащенность почв гумусом. Если для данного типа почв (или данного региона) найдена количественная зависимость $\rho_{750} = f$ (гумус, %), то по величине ρ_{750} можно определить примерное содержание гумуса в почве.

3. Разность коэффициентов отражения при 650 и 480 нм ($\Delta\rho = \rho_{650} - \rho_{480}$). По величинам $\Delta\rho$ характеризуют относительное содержание несилликатного оксидного железа и его распределение по профилю. Если образец почвы перед съемкой спектра отражения прокалить при температуре 800—900°С, то это приводит к разрушению органического вещества, разложению силикатов до окислов, и в результате окраска прокаленного образца обуславливается практически окисными соединениями железа. По величинам $\Delta\rho$ такого образца можно судить об уровнях валового содержания железа в почве.

4. Величина интегрального отражения (ρ_{Σ}). Интегральное отражение представляет собой общее количество энергии, отраженное почвой во всем изученном интервале длин волн, выраженное в процентах от общего количества исходной энергии в этом же диапазоне. Используется ρ_{Σ} при сравнительной характеристике почв, при оценке влажности почв и содержании гумуса. Для нахождения величины интегрального отражения в интервале длин волн от 400 до 750 нм можно воспользоваться разными способами:

а) подсчитывают площадь, ограниченную осью абсцисс (длин волн) и кривой спектрального отражения в пределах от 400 до 750 нм. Площадь допустимо определять путем простого подсчета клеточек, размещенных между кривой отражения и осью абсцисс на стандартном бланке, или используют планиметр. Величину интегрального отражения ρ_{Σ} находят по формуле:

$$\rho_{\Sigma} = \frac{S_p}{S_{\Sigma}} \cdot 100\%,$$

где S_p — площадь, ограниченная кривой отражения и осью абсцисс, S_{Σ} — общая площадь бланка между осью абсцисс и линией 100%-го пропускания в интервале длин волн от 400 до 750 нм;

б) определяют величины интегрального отражения гравиметрическим методом. Для этого аккуратно вырезают часть бланка, ограниченную осью абсцисс и кривой спектрального отражения, и взвешивают ее на аналитических весах с точностью до 0,01 г. Затем из чистого бланка вырезают часть его, ограниченную осью абсцисс, линией 100%-го пропускания и ординатами, соответствующими длинам волн 400 и 750 нм, и также взвешивают. Найденные массы обозначают M_p и M_s и по их отношению находят величину интегрального отражения

$$\rho_{\Sigma} = \frac{M_p}{M_s} \cdot 100\%;$$

в) ускоренный метод по суммированию ординат. Этот метод пригоден для кривых спектрального отражения света, которые

имеют вид сравнительно пологих кривых без резко выраженных максимумов или минимумов. Согласно этому методу интегральное отражение находят по формуле:

$$\rho_{\Sigma} = \frac{\rho_{420} + \rho_{460} + \rho_{500} + \rho_{540} + \rho_{580} + \rho_{620} + \rho_{660} + \rho_{700} + \rho_{740}}{9},$$

где ρ_{420} ; ρ_{460} , ... — спектральные кривые отражения при соответствующих длинах волн. Можно использовать и меньшее число коэффициентов отражения.

В системе дистанционного мониторинга используются спектральные коэффициенты яркости (СКЯ). Коэффициент яркости равен отношению интенсивности потока излучения, отраженного поверхностью объекта в каком-либо направлении, к интенсивности потока, отраженного в том же направлении от идеально рассеивающей поверхности (эталоны). Измерения яркостных характеристик проводятся, как правило, с борта самолета, космического корабля, вышки или «с руки» полевыми спектрометрами. Промышленного выпуска таких приборов в нашей стране пока нет, и исследователи пользуются авторскими экземплярами, изготовленными для каждой конкретной задачи.

Измерения спектральных коэффициентов яркости почв и других природных образований в полевых условиях связано с рядом особенностей. Получить значения спектральных коэффициентов яркости с достаточной для практики точностью нелегко. Если в лабораторных условиях получение СКЯ зависит, как правило, только от точности измеряющего прибора, то в полевых условиях помимо погрешностей, связанных с точностью спектрометра, необходимо учитывать погрешности, вызванные влиянием внешних факторов на результаты измерений. К числу таких факторов можно отнести условия освещения, влажность, степень обработки почвы, пространственную изменчивость объектов. Уменьшить погрешность возможно при достаточном увеличении объема выборки. Вместе с тем проведение слишком большого числа измерений СКЯ бывает затруднено из-за изменяющихся условий освещения. Поэтому в каждом случае следует решить вопросы о числе измерений, репрезентативном для получения необходимой статистической оценки и качественной структуры выборки значений СКЯ почв определенного типа.

ХАРАКТЕРИСТИКА СПЕКТРАЛЬНЫХ КРИВЫХ ОТРАЖЕНИЙ

Поглощение световой энергии почвами происходит в тонком поверхностном слое, очень сложном по физическим и химическим свойствам. Световая энергия, которая не поглощается этим слоем, трансформируется в отраженный поток света. Имеющиеся сведения о величинах отражательной способности почв различных климатических зон (Толчельников, 1959; Обу-

хов, Орлов, 1964; Карманов, 1974; Михайлова, 1983) подтверждают высокую абсорбционную способность почвенной среды и высокую степень поглощения световой энергии. Характер отраженной составляющей определяется физико-химическими свойствами почвенной поверхности. Почва, как и все природные образования, поглощает падающую на нее энергию избирательно, и соответственно меняется спектральный состав отраженного света.

Наибольшее поглощение света почвой наблюдается в коротковолновой части спектра. Наибольшие различия величин отраженных световых потоков от почв, неодинаковых по составу красящих химических компонентов, проявляется в длинноволновой части спектра.

Спектры отражения почв имеют вид плавных кривых с постепенным возрастанием коэффициентов отражения от коротковолновой части спектра (400 нм) до длинноволновой (750 нм).

Характеризуя отражательную способность объекта, учитывают общий характер спектра отражения. Для большинства ненарушенных почв и их генетических горизонтов характерны три типа спектров отражения. Первый тип спектров (рис. 10) представлен пологими кривыми, плавно поднимающимися от синей к красной части спектра. Такие кривые свойственны гумусоаккумулятивным горизонтам почв, причем величина ρ_{400} находится в пределах 4—15%, а ρ_{750} сильно зависит от содержания гумуса и колеблется от 15 до 45%. Второй тип кривых (рис. 11) по характеру похож на кривые первого типа, но общий уровень отражения значительно выше. Величины коэффициентов отражения плавно меняются от 20—25 до 50—70% (при 400 и 750 нм соответственно). Такие спектры имеют сильно осветленные почвенные горизонты, например некоторые элювиальные горизонты, сильно закарбоначенные горизонты или солончаки. Третий тип спектров отражения (рис. 12) характе-

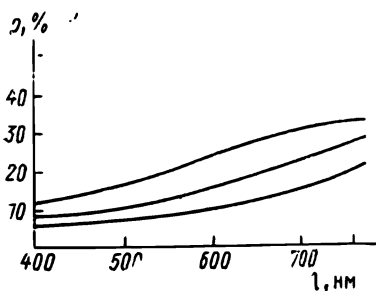


Рис. 10. Спектральные кривые гумусных горизонтов

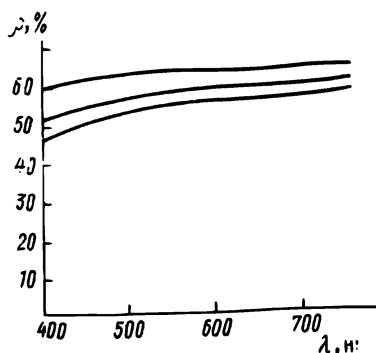


Рис. 11. Спектральные кривые осветленных горизонтов

ризуется более или менее четкими перегибами в области длин волн 500—600 нм, которые обусловлены наличием рыжевато-

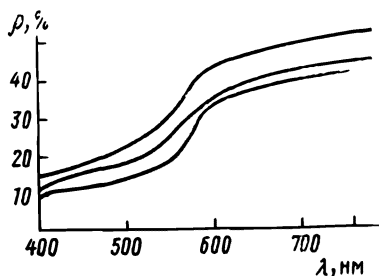


Рис. 12. Спектральные кривые ожелезненных горизонтов

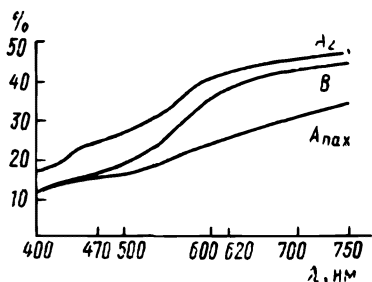


Рис. 13. Спектральные кривые горизонтов дерново-подзолистой пахотной почвы

бурых компонентов, в почвах таковыми являются оксидные соединения железа. Эти спектры характерны для иллювиальных ожелезненных горизонтов. На рис. 13—15 представлены спектральные кривые некоторых основных типов почв.

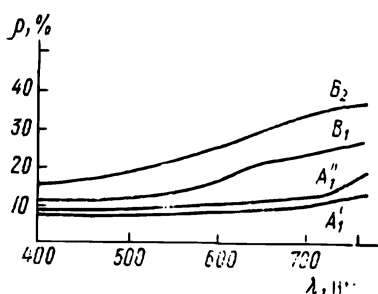


Рис. 14. Спектральные кривые горизонтов чернозема южного

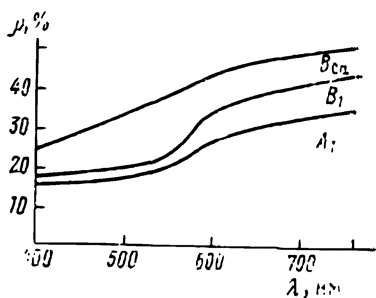


Рис. 15. Спектральные кривые горизонтов каштановой почвы

Спектральные кривые яркости отличаются от спектральных кривых отражения. Почвы без растительности имеют кривую, полого поднимающуюся от синей к красной части спектрального диапазона. Однако величины коэффициентов спектральной яркости меньше, чем величины коэффициентов спектрального отражения, измеренного в лабораториях, причем разница эта не постоянна при разных длинах волн. Растительность дает резкое изменение характера спектра. Она существенно снижает величины коэффициентов яркости в диапазоне длин волн 400—670 нм, а в волновом диапазоне от 670 и более резко повышает их (рис. 16, 17).

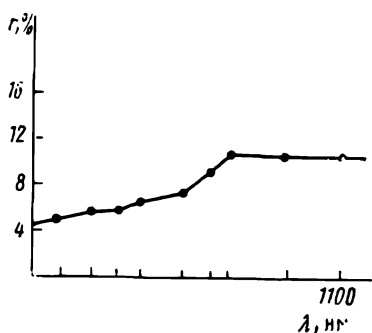


Рис. 16. Кривая спектральной яркости. Поверхность без растительности (крайняя степень антропогенного воздействия); почва светло-каштановая

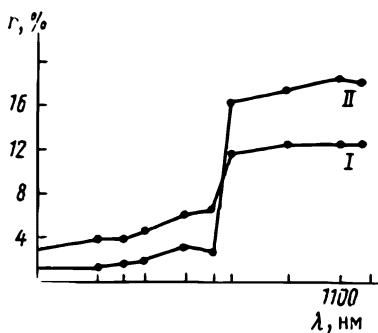


Рис. 17. Кривая спектральной яркости: I — ковыльно-полынная степь в хорошем состоянии; проективное покрытие 40—50%, почва каштановая; II — пойма реки, ползунково-кобрезьева ассоциация, проективное покрытие 95—100%

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОС ДЛЯ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ ОЦЕНОК

СОДЕРЖАНИЕ ГУМУСА В ПОЧВЕ

Гумус — один из основных показателей плодородия, он же основной красящий компонент, влияющий на спектральную отражательную способность большинства почв. Наибольшее влияние гумуса на спектральные свойства почв проявляется в области длин волн 700—750 нм. Анализ большого набора почв, как современных, так и погребенных, показал, что связь между коэффициентом отражения света при 750 (700) нм и содержанием органического углерода выражается зависимостью, близкой к экспоненциальной. При высоком содержании гумуса окраска почвы обусловлена практически только органическим веществом и мало меняется при увеличении его содержания. При уменьшении количества гумуса отражение начинает быстро нарастать, приближаясь к отражательной способности породы. По данным Б. В. Виноградова, такая связь для поверхностных горизонтов почв лесостепной и степной зон описывается функцией вида:

$$\rho_{\lambda} = \rho_{\min} + (\rho_0 - \rho_{\min}) \cdot e^{-kH},$$

где ρ_{λ} — коэффициент спектрального отражения почвы; ρ_0 — то же для безгумусной почвообразующей породы; $\rho_{\min}$ — то же для многогумусной почвы; H — содержание гумуса (%); k — константа. При анализе функции $\rho(H)$ при $H=0$ величина $\rho_{\lambda} = \rho_0$, при $H > 10\%$ величина $\rho_{\lambda} \rightarrow \rho_{\min}$.

Аналогичная зависимость для поверхностных горизонтов почв подзоны Южной тайги и юга Восточной Сибири и Север,

ной Монголии получена Д. С. Орловым, Н. И. Сухановой. Зависимость ρ_{750} — Н (гумус), по их данным, для подзоны Южной тайги выражается следующими уравнениями: $\rho_{750} = 50,1 \times e^{-0,063H} + 8,4$ — для образцов, взятых с территории над лесом, и $\rho_{750} = 35,5 \cdot e^{-0,043H} + 9,0$ — для образцов, взятых с безлесной территории; для юга Восточной Сибири и Северной Монголии — $\rho_{750} = 34,8 \cdot e^{-0,34H} + 13,5$.

Зависимость между СКО ρ_{750} и содержанием гумуса для почв лесостепной зоны Башкирии, по данным Д. С. Орлова, Е. И. Розановой, Ф. Х. Хазиева, выражается уравнением

$$\rho_{750} = 35,5 \cdot e^{-0,60H} + 8,5.$$

Коэффициенты корреляции между $\ln \rho_{750}$ и Н достаточно высоки и равны 0,8—0,9.

Параметры уравнений зависимости ρ_{750} — гумус различаются для почв разных зон и разных генетических типов, хотя характер зависимости остается постоянным.

Предельные величины содержания органического вещества в образцах, при которых возможна его оценка по спектральной отражательной способности, определяется региональными особенностями почв и рассчитываются по кривой зависимости ρ_{750} — Н.

Экспоненциальная зависимость коэффициентов отражения ρ_{750} от содержания гумуса выводится путем усреднения большого числа данных, а результаты единичных измерений колеблются в широких пределах. Это объясняется наложением других факторов, а именно: содержания железа, разнокачественностью органического вещества и почвообразующих пород и др.

Большие отклонения от средних не позволяют пока говорить о возможности определения содержания органического вещества в почвах по коэффициентам отражения единичных образцов, но при дистанционных измерениях СКЯ прибор автоматически усредняет значения для больших площадей, что существенно снижает разброс данных.

СТЕПЕНЬ ЭРОДИРОВАННОСТИ ПОЧВ

Оценка степени эродированности основана на закономерных изменениях СКО по почвенному профилю. Особенно важны такие оценки для пахотных почв. Вспашка смытых и несмытых почв проводится обычно на одинаковую глубину, и верхний пахотный слой может быть представлен смесью двух или нескольких генетических горизонтов. Количественное соотношение масс различных генетических горизонтов в формирующемся горизонте $A_{пах}$ зависит от строения профиля, степени смытости и глубины вспашки. Для почв с разной окраской горизонтов по результатам измерений коэффициентов отражения света можно оценить степень припахивания нижележащих горизонтов. Количественный анализ возможен, если известны ко-

эффиценты отражения отдельных горизонтов и отношение их объемов (масс, если удельные веса компонентов различаются несущественно).

Для оценки смывости дерновопodzolistых почв предлагается использовать показатели ρ_{750} и $\Delta\rho = \rho_{620} - \rho_{470}$.

Зависимость между коэффициентом отражения неоднородных по окраске горизонтов и коэффициентами отражения двух составляющих горизонтов линейная и выражается формулой

$$\rho_{750} = 0,01 X (\rho_{750}^0 - \rho_{750}^{100}) + \rho_{750}^0,$$

где X — доля горизонта В (%), $\rho_{750}^0 = \rho_{750}$ при доле $A_2 = 100\%$, $B = 0$; $\rho_{750}^{100} = \rho_{750}$ при доле $A_2 = 0$, $B = 100\%$.

Зависимость величины $\Delta\rho$ при заданном уровне $A_{\text{пах}}$ от соотношения масс горизонтов A_2 и В линейная и записывается уравнением:

$$\Delta\rho = 0,01 X (\Delta\rho^0 - \Delta\rho^{100}) + \Delta\rho^0,$$

где X — доля горизонта В (%); $\Delta\rho^0 = \Delta\rho$ при $A_2 = 100\%$, $B = 0$; $\Delta\rho^{100} = \Delta\rho$ при $A_2 = 0$, $B = 100\%$.

Решение задачи по оценке степени эродированности пахотных почв решается в два этапа. Первый этап включает составление двух или трехкомпонентных (в зависимости от поставленной задачи) модельных смесей генетических горизонтов неэродированной почвы, съемку спектров отражения этих смесей и вычисление спектральных коэффициентов ρ_{750} и $\Delta\rho_{18}$. Результаты представляются в виде графиков-диаграмм (рис. 18, 19).

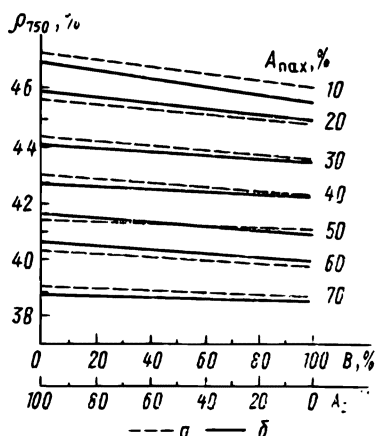


Рис. 18. Изменение ρ_{750} в трехкомпонентных смесях $A_{\text{пах}} + A_2 + B$ для заданных уровней $A_{\text{пах}}$; а — теоретическая зависимость, б — экспериментальная

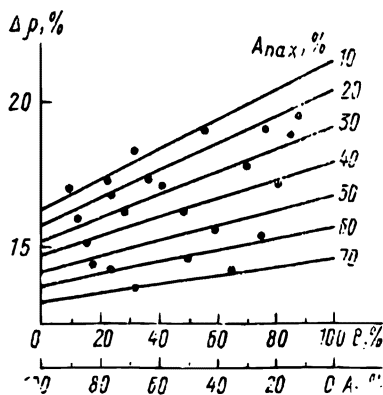


Рис. 19. Изменение $\Delta\rho$ в трехкомпонентных смесях $A_{\text{пах}} + A_2 + B$ для заданных уровней $A_{\text{пах}}$

На втором этапе проводится съемка спектра отражения пахотного горизонта эродированной почвы и вычисление спектральных коэффициентов ρ_{750} и $\Delta\rho$.

В случае припашки трех различных по цветовым характеристикам горизонтов соотношение их масс в трехкомпонентной смеси можно найти, если определить сначала по коэффициенту ρ_{750} уровень содержания горизонта $A_{\text{пах}}$, а затем по графику (см. рис. 18, 19) для найденного уровня $A_{\text{пах}}$ определить по $\Delta\rho$ соотношение масс горизонтов A_2 и B .

Для трехкомпонентных модельных смесей удобной формой представления результатов являются треугольные диаграммы (рис. 20, 21). Они позволяют рассмотреть все возможные варианты соотношений масс горизонтов. Любая точка внутри диаграммы соответствует конкретному процентному составу трехкомпонентной смеси. Стороны характеризуют двухкомпонентные смеси, когда содержание третьего компонента равно нулю.

На первую диаграмму (см. рис. 20) наносятся значения

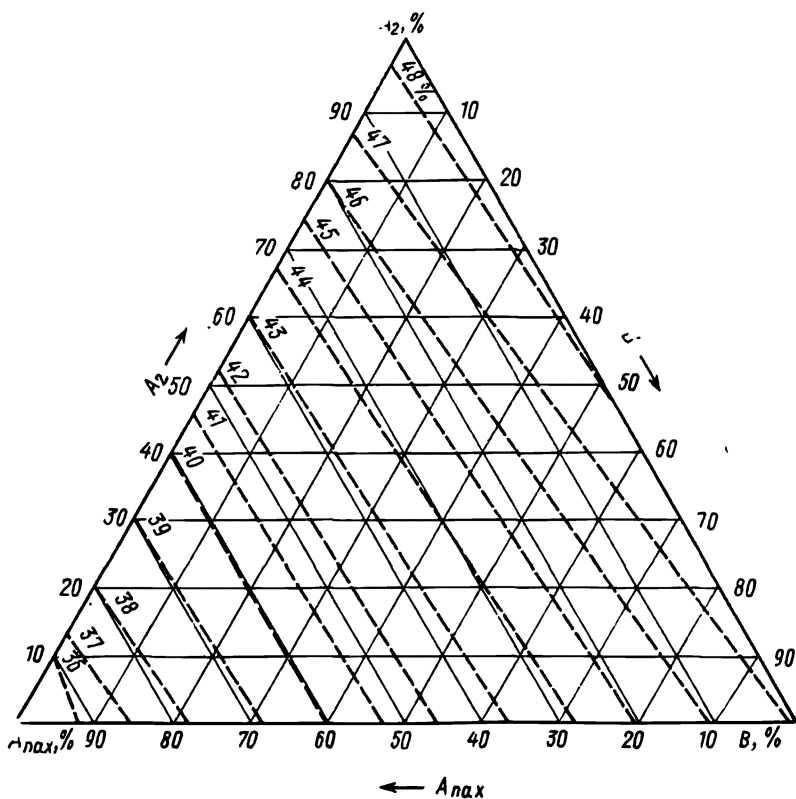


Рис. 20. Диаграмма коэффициента ρ_{750} (прерывистые линии) в трехкомпонентной смеси горизонтов $A_{\text{пах}} + A_2 + B$

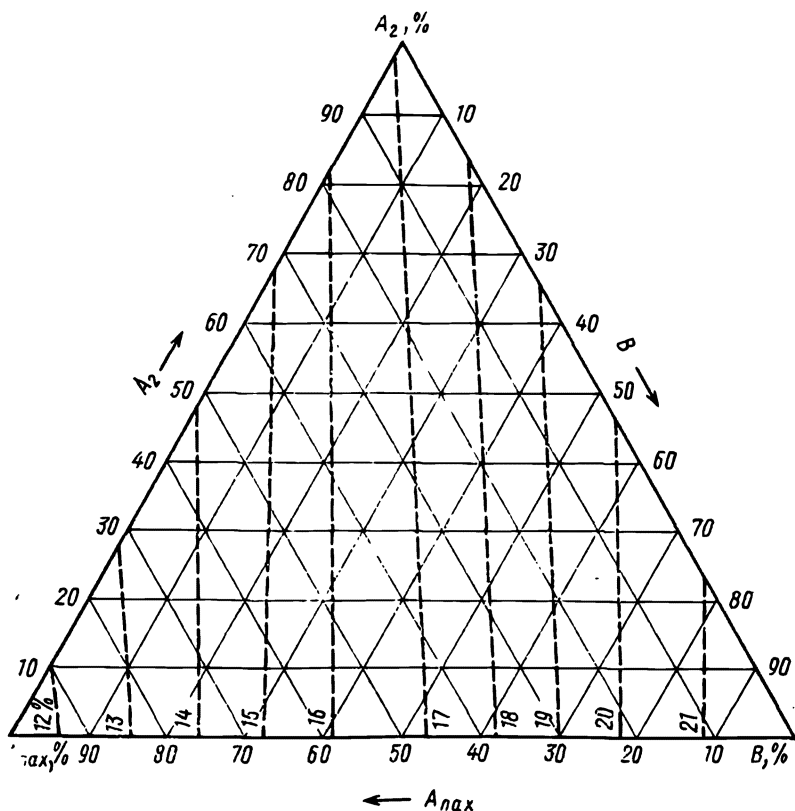


Рис. 21. Диаграмма коэффициента $\Delta\rho$ (пунктирные линии) в трехкомпонентной смеси горизонтов $A_{пах} + A_2 + B$

ρ_{750} для каждого соотношения масс горизонтов, измеренные в модельном опыте. По целочисленным значениям ρ_{750} проводятся изолинии ρ_{750} (штриховые линии). Аналогично на вторую диаграмму (рис. 21) наносятся изолинии $\Delta\rho$. При наложении диаграмм изолинии ρ_{750} и $\Delta\rho$ пересекаются. Образуется сетка четырехугольников, каждый из которых отвечает конкретной смеси с небольшим диапазоном колебаний состава.

Зная значения ρ_{750} и $\Delta\rho$ пахотных горизонтов эродированной почвы склона, находим на диаграмме пересечение соответствующих значений ρ_{750} и $\Delta\rho$ (на рис. 22 точка *a*), а по сторонам диаграммы определяем процентные соотношения припаханных горизонтов.

По соотношению припаханных горизонтов несложно отнести контролируемую почву в соответствующую градацию классификации по эродированности.

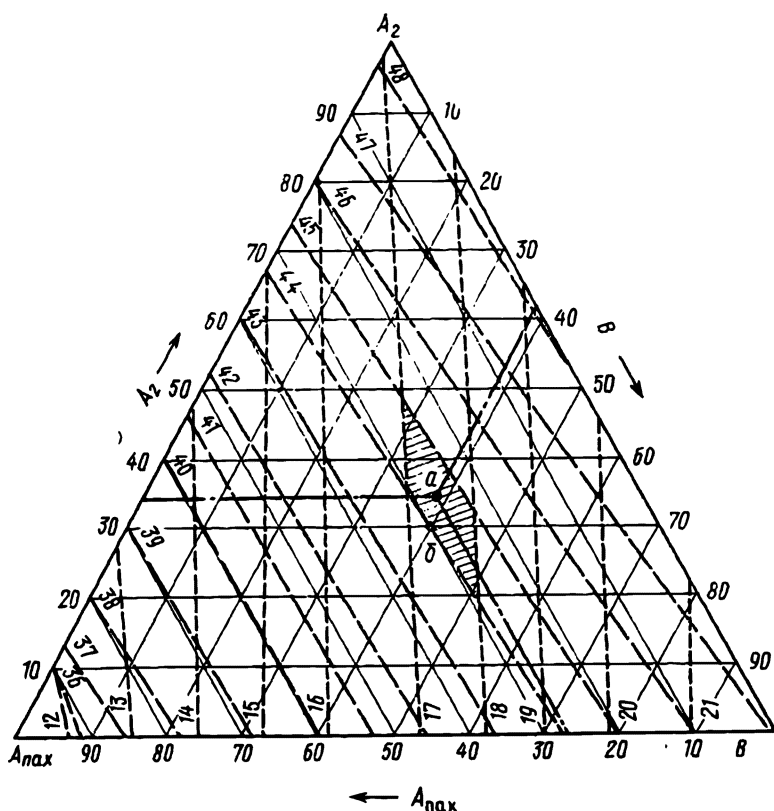


Рис. 22. Диаграмма коэффициентов ρ_{750} и Δr в трехкомпонентной смеси горизонтов $A_{пах} + A_2 + B$

СОДЕРЖАНИЕ ЛЕГКОРАСТВОРИМЫХ СОЛЕЙ В ПОЧВЕ

Оценка влияния солей на отражательные свойства почв очень сложна из-за высокой миграционной способности солей, неравномерности их площадного и профильного распределения, влияния влажности и времени года. Кроме того, в засоленных почвах состав солей, как правило, неоднороден. В почвах различных почвенно-географических регионов могут присутствовать соли CaCO_3 , CaSO_4 , $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, MgCO_3 , MgSO_4 , NaCl , CaCl_2 и др. В растертом состоянии они все белого цвета, но когда они находятся в почве, их влияние на отражаемый поток света зависит от многих факторов. Как показали модельные эксперименты, добавление в почву бесцветных или белых в растертом состоянии солей не влияет на характер спектра, меняется только интенсивность отражения света практически равномерно по всему диапазону длин волн.

Изучение влияния содержания солей на величину ρ_{750} проводилось в модельном эксперименте по спектрофотометрированию смесей NaCl ; $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ с черноземом или гематитом соответственно. Количественная связь в таком идеальном случае выражается в виде уравнения

$$\rho_{\lambda} = \rho_0 + n \cdot e^{-kL},$$

где ρ_{λ} — спектральный коэффициент отражения при длине волны λ ; ρ_0 — коэффициент отражения незасоленной почвы; L — доля исходной незасоленной почвы в смеси; k и n — постоянные; e — основание натуральных логарифмов.

Однако в реальных условиях картина влияния может быть самой разнообразной. Для сильнозасоленных почв Апшеронского полуострова с очень широким интервалом концентраций солей (плотный остаток от 4 до 99%) зависимость между отражением и засолением имеет линейный характер (Орлов и др., 1986). В целинных гидроморфных почвах сероземной зоны Узбекистана величина ρ_{750} возрастает при увеличении концентрации солей до 2—3%, далее она остается практически постоянной.

Степень влияния легкорастворимых солей на спектральную отражательную способность зависит от сезона наблюдений и типа почв. Так, например, сопоставление величин ρ_{750} с весенним содержанием ионов Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} не выявило значимых корреляционных связей в засоленных, целинных почвах сероземной зоны.

Весной статистически значимую зависимость между ρ_{750} и содержанием Cl^- удалось выявить только для солончаков луговых и солончаков лугово-болотно-глеевых при уровнях содержания Cl^- более 1,5 мг экв/100 г.

Соответствующая зависимость выражается линейной функцией вида

$$\rho_{750} = \rho_0 + 0,40 \cdot [\text{Cl}^-],$$

где $\rho_0 = 25,3$ — величина ρ_{750} при содержании $[\text{Cl}^-]$, равном нулю; $[\text{Cl}^-]$ — содержание Cl^- в мг экв/100 г.; 0,40 — коэффициент регрессии.

Параметры и вид уравнения сопоставимы с данными Д. С. Орлова с соавторами для засоленных почв Апшеронского полуострова.

Из катионов значимая связь с величиной ρ_{750} солончаков выявлена для Ca^{2+} . Зависимость выражается степенной функцией вида

$$\rho_{750} = \rho_0 + 0,03 [\text{Ca}^{2+}]^{2,52},$$

где $[\text{Ca}^{2+}]$ — содержание ионов кальция (мг экв/100 г.); ρ_0 —

величины ρ_{750} при $[\text{Ca}^{2+}] = 0$; 0,03 и 2,52 — коэффициенты регрессии.

Осенью уровень засоления целинных почв увеличивается и влияние солей на отражательную способность становится более значительно. Так, для величины суммы солей всех засоленных почвенных разностей сероземной зоны и ρ_{750} просчитана количественная связь, выражаемая уравнением степенной функции

$$\rho_{750} = \rho_0 + 5,9 \cdot \Sigma s^{0,23},$$

где $\rho_0 = 37$ — величина ρ_{750} при сумме солей, равной 0.

Статистически значимые связи были также получены для осенней выборки всех почв между ρ_{750} и количеством ионов Na^+ и SO_4^{2-} , которые выражаются уравнениями вида

$$\rho_{750} = 37 + 4,2 [\text{Na}^+]^{0,22},$$

$$\rho_{750} = 37 + 3,5 [\text{SO}_4^{2-}]^{0,26}.$$

Обозначения те же.

Влияние Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- на величины ρ_{750} в осенний период при обнаруженных концентрациях не проявилось.

Следует отметить низкие коэффициенты корреляции обнаруженных связей. При уровнях вероятности 0,999 величины их могут составлять 0,57, 0,66, иногда 0,76, в отличие от связи ρ_{750} — содержание органического вещества, где коэффициент корреляции при вероятности 0,95 равен 0,9, т. е. использование их в лабораторной практике не всегда может быть эффективно. Однако для дистанционных измерений, где съемка яркостных характеристик проводится на значительных площадях, усреднение яркостных характеристик может сузить доверительную зону регрессии.

Исследования пахотных почв показали, что связи ρ_{750} с содержанием в почвах легкорастворимых солей очень слабые.

СОДЕРЖАНИЕ КАРБОНАТОВ В ПОЧВЕ

Карбонаты, как и остальные светлые пигменты, увеличивают отражательную способность почв. Оценку влияния карбонатов на отражение имеет смысл проводить только для почв с высоким их содержанием в почвенном профиле. Многие из таких почв довольно часто подвергаются дефляции или эрозии особенно при неосторожном хозяйственном использовании. Выход на поверхность карбонатных горизонтов или припашка изменяют цветовые характеристики поверхностного слоя почвы. Поиски количественных связей между спектральными характеристиками и содержанием карбонатов оправданы, так как по изменению СКО в зависимости от содержания карбонатов можно оценить степень нарушенности почвенного покрова.

По данным О. Н. Бирюковой, для лёссов существует положительная корреляционная связь между величинами коэффициентов отражения ρ_{750} и содержанием карбонатов. Эта связь выражается уравнением прямой вида:

$$\rho_{750} = \rho_0 + k (\text{CaCO}_3),$$

где $\rho_0 = 48,5$ — отражение светлой бескарбонатной породы; $k = 0,37$ — коэффициент регрессии; (CaCO_3) — содержание карбонатов (%).

Зависимость ρ_λ — CaCO_3 имеет линейный характер и на темной бескарбонатной породе. По данным Ю. С. Толчельникова, связь имеет вид

$$\rho_{750} = 2,7 + 0,46 (\text{CaCO}_3).$$

По данным Д. С. Орлова, И. С. Илиева, для почв Болгарии коэффициенты уравнения имеют значения $\rho = 18$, $k = 1,17$.

По данным Б. В. Виноградова, связь CaCO_3 — ρ_λ имеет линейный характер для механических смесей или почв, где карбонаты находятся в виде присыпки или мелкообломочных частиц кальцита, а для гумусированных почв, где карбонаты присутствуют в виде новообразований, функция нелинейна:

$$\rho_\lambda = \rho_z + (\rho_0 - \rho_z) (1 - \exp(-\alpha \text{CaCO}_3)),$$

где ρ_z — отражение бескарбонатной почвы; ρ_0 — отражение карбоната кальция; α — коэффициент уравнения меньше 0; CaCO_3 — содержание карбонатов (%).

По данным Б. В. Виноградова, до содержания карбонатов около 10% отражение ρ_λ растет быстро с увеличением количества CaCO_3 , а когда содержание CaCO_3 превысит 10%, прирост яркости замедляется.

По данным Н. П. Сорокиной, зависимость ρ_z типичного чернозема от содержания гумуса (H , %), карбонатов и глубины взятия образца (u , %) также выражается нелинейной логарифмической зависимостью:

$$\lg \rho_z = 1,05 - 0,04 H + 0,02 (\text{CaCO}_3) + 0,02 u.$$

В исследованиях, проведенных Орловым с сотр. по влиянию карбонатов на спектральную отражательную способность рендзин северо-запада Эстонии, поставлен модельный опыт по спектрофотометрированию смесей с различным содержанием CaCO_3 . В качестве исходной почвы взят образец $A_{\text{пах}}$ дерново-карбонатной песчаной почвы. Зависимость ρ_z от содержания карбонатов представляет сложную функцию (рис. 23). Рассчитанные коэффициенты вариации для ρ_z при каждом содержании карбонатов в среднем не превышают 2%.

Для рендзин северо-запада Эстонии основным конкурирующим фактором, изменяющим спектральные характеристики по сравнению с карбонатами в противоположную сторону, является содержание гумуса. Разное содержание гумуса, снижающее

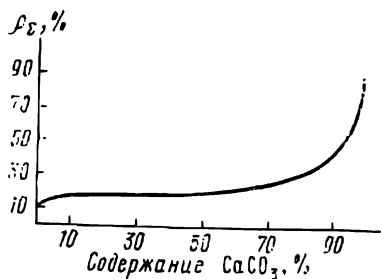


Рис. 23. Зависимость величины ρ_{Σ} от содержания CaCO_3 (модельный опыт)

величину ρ_{λ} , дает большой разброс на графике зависимости ρ_{λ} — CaCO_3 и мешает количественному определению содержания карбонатов по спектральным характеристикам. Особенно это сказывается при невысоких содержаниях CaCO_3 .

Для того чтобы учесть мешающее влияние содержания гумуса, целесообразно составление графиков в трехмерной системе координат (ρ_{750} (%)) — органическое вещество (%) — CaCO_3 (%) (рис. 24).

Использование подобных трехмерных графиков возможно, если установлено преимущественное влияние двух факторов на спектральные коэффициенты отражения. Имея такие номограм-

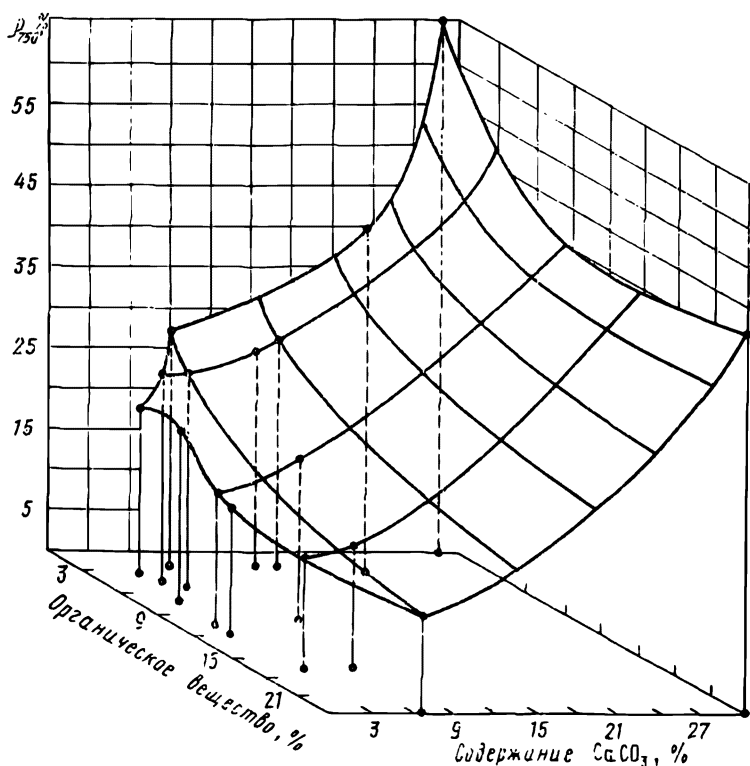


Рис. 24. Зависимость величины ρ_{750} от содержания гумуса и карбонатов рендзин северо-запада Эстонии

мы для эталонных участков, можно с достаточной точностью оценивать по коэффициентам отражения изменение влияющих на них показателей. В случаях, когда система многофакторная (не установлено преимущественного влияния одного или двух факторов), требуется привлечение более сложного математического аппарата.

СОДЕРЖАНИЕ ЖЕЛЕЗА В ПОЧВЕ

Одним из важнейших компонентов почвы, определяющим ее окраску, являются соединения железа. Отражательная способность соединений железа и их участие в формировании окраски почвенных горизонтов более разнообразны по сравнению с другими красящими веществами. Это связано с многообразием встречающихся в почве соединений железа, резко различающихся между собой по окраске и спектральной отражающей способности (от голубовато-зеленой — для оксидных форм железа (II) до желтоватой и красно-бурой в оксидных формах железа III). Спектральная кривая диффузного отражения порошкообразного Fe_2O_3 имеет характерный перегиб в области длин волн 530—580 нм. Почвы и породы с повышенным содержанием оксидных соединений железа легко выявляются по перегибу в этом диапазоне длин волн. Интервал подъема и положение его средней точки обусловлены характером примесей железа.

На основании результатов исследований влияния некоторых соединений железа на спектральную отражательную способность в видимой области спектра был предложен прием оценки содержания железа в почвах. Образцы прокаливают при 700—900 °С, полностью освобождая их от органических примесей и переводя соединения железа в форму простых окислов, и затем спектрофотометрируют.

Вычисления выполняются по формуле:

$$\Delta\rho = A + KC,$$

где $\Delta\rho = \rho_{650} - \rho_{640}$; А и К — константы, различные для разных типов почв; С — содержание железа в (%).

Экспериментальная проверка показала, что метод применим не для всех почв. Однако для генетически близких почв, где долевое участие железа в формировании спектральной отражательной способности примерно одинаково, взаимосвязь достаточно высокая.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СКЯ ДЛЯ ДИСТАНЦИОННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Известно, что каждый почвенно-сельскохозяйственный объект имеет свой спектральный образ, запечатленный на аэро- и космических материалах.

Большой по разнообразию набор кривых яркости природных образований делится на два основных типа — кривые яркости почв без растительности и кривые почв, покрытых растительностью. Характер спектральных кривых яркости и величины спектральных коэффициентов яркости хорошо отражает свойства почв и растительности. Так, по форме кривых и величинам спектральной яркости хорошо диагностируются засоленные поверхности, различая в гумусированности почв, влажности, карбонатности, степени покрытия почвы растительностью. В соответствии с этим вполне реальна возможность дистанционной количественной оценки нарушенности почвенного и растительного покрова в естественных и агроландшафтах.

Записав спектральную кривую объекта, мы можем иметь большой набор показателей спектральной отражательной способности, поэтому стоит вопрос о выборе наиболее информативных показателей для решения той или иной задачи.

Опыт исследований показывает, что можно использовать значения коэффициентов отражения в отдельных полосах спектра или их различные комбинации. Для растительности комбинации спектральных коэффициентов яркости называют вегетационными индексами (ВИ).

Сделана попытка оценить информативность спектральных характеристик посевов озимой пшеницы для прогноза их биологической продуктивности, как интегрального признака, отражающего состояние агроценоза. Биологическую продуктивность оценивали двумя показателями: массой сухой подземной растительности и хозяйственным урожаем.

Спектральными характеристиками посева выбраны коэффициенты спектральной яркости при длинах волн 480, 560, 670, 860 нм (r_{480} , r_{560} , r_{670} , r_{860} соответственно).

В качестве вегетационных индексов (ВИ) предложены отношения:

$$\begin{aligned} \text{ВИ}^1 &= \frac{r_{560}}{r_{480}}, \text{ВИ}^2 = \frac{r_{670}}{r_{560}}, \text{ВИ}^3 = \frac{r_{670}}{r_{560}}, \text{ВИ}^4 = \frac{r_{860}}{r_{480}}, \\ \text{ВИ}^5 &= \frac{r_{860}}{r_{560}}, \text{ВИ}^6 = \frac{r_{860}}{r_{670}}, \end{aligned}$$

и сочетания:

нормализованная разность (НР)

$$\text{НР} = (r_{860} - r_{670}) : (r_{860} + r_{670}),$$

трансформированная разность (ТНР)

$$\text{ТНР} = (\text{НР} + 0,5)^{1/2},$$

четырёхмерный индекс зелености (G_4)

$$G_4 = -0,276 \cdot r_{480} - 0,387 \cdot r_{560} - 0,527 \cdot r_{670} + 0,705 \cdot r_{860},$$

двухмерный индекс зелени (G_2)

$$G_2 = -0,813 \cdot r_{670} + 0,583 \cdot r_{860},$$

четырёхмерный индекс яркости (B_4)

$$B_4 = 0,277 \cdot r_{480} + 0,402 \cdot r_{560} + 0,509 \cdot r_{670} + 0,709 \cdot r_{860}.$$

Коэффициенты уравнения G и B при значениях КСЯ в соответствующих зонах спектра определены по отражениям полей, занятых черным паром и исследуемых посевов пшеницы в фазе колошения (максимум зеленой растительности).

Для расчетов связи спектральных характеристик и биологической продуктивности применялся метод многомерного статистического анализа. Поиск показал, что самая высокая корреляция наблюдается в связях:

а) сухая фитомасса — r_{860} , $\frac{r_{860}}{r_{670}}$, G_4 ;

б) урожай — r_{670} , $\frac{r_{860}}{r_{560}}$, НР.

В сезонной динамике для урожая самая высокая корреляция со спектральными характеристиками в фазе колошения, для фитомассы — при выходе пшеницы в трубку.

Таким образом, оптимальная модель предсказания урожая пшеницы требует учета спектральных коэффициентов яркости в трех зонах отражения (560, 670, 860 нм) или комбинации нескольких вегетационных индексов.

Исследованиями В. И. Бедырева с соавт. для естественных угодий предложен метод количественной оценки параметров растительного покрова. Метод основан на подборе двух спектральных диапазонов с разной степенью поглощения света: первый — в полосе поглощения хлорофилла, второй — вне ее (670 и 750 нм).

Количественная связь выражается формулой:

$$K_{пр} = K_p + (K_n - K_p) B^{-M},$$

где $K_{пр}$ — отношение коэффициентов яркости системы почва — растительность; K_p — отношение коэффициентов яркости предельного плотного растительного покрова; K_n — отношение коэффициента яркости почвы под растениями; M — параметр, характеризующий состояние растительного покрова (масса, густота стояния, плотность листовой поверхности и т. д.); B — постоянная величина.

Экспериментальная проверка показала, что применение фотометрического метода для оценки растительного покрова по

КС связано с рядом трудностей. Основная связана с большим разнообразием растительных видов, их сообществ и необходимостью построения большого количества переводных кривых фотометра. Поэтому ставится задача объединить по возможности основные виды сообществ в группы с целью построения для них единых переводных кривых.

Кроме того, требуется уточнение переводных кривых для каждой группы в течение вегетационного периода. Для кустарниковых и полукустарниковых видов переводная кривая строится для всего вегетационного периода, так как яркость их зеленой массы в сухостепной зоне изменяется незначительно. Для злаковых требуется построение нескольких переводных за сезон, поскольку изменение их яркостных характеристик в течение периода вегетации значительно.

ИЗМЕНЕНИЕ ПОЧВЕННОЙ БИОТЫ ПРИ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ. ПРОБЛЕМЫ ПОЧВЕННОГО БИОМОНИТОРИНГА

Последствия антропогенного воздействия на почвенные организмы изучены намного меньше, чем антропогенные изменения в наземных и водных экосистемах. Однако, по уже имеющимся данным, значение изменений почвенной биоты для биосферы может быть весьма существенным.

В общем балансе вещества в биосфере почвенные микроорганизмы играют огромную роль, так как биогеохимический эффект организмов в биосфере тем выше, чем выше скорость размножения организма, короче его жизненный цикл и чем больше его численность в биосфере (Одум, 1975). Обладая наименьшими для живых организмов размерами (в пределах нескольких микрон), почвенные микроорганизмы имеют колоссальные скорости размножения: время удвоения их популяций может составлять всего несколько часов (Шлегель, 1987). Численность особей почвенных микробов — одна из наибольших на Земле, и даже в 1 г почвы может составлять миллиарды клеток (Звягинцев, 1987).

Энергетический обмен у различных организмов пропорционален не массе, а поверхности их тел. Суммарная поверхность мелких клеток микроорганизмов огромна, и уровень метаболизма мелких организмов (бактерий, грибов, водорослей) значительно выше, чем у крупных (травянистых растений, позвоночных и беспозвоночных животных), поэтому и функциональная роль микроорганизмов в биосфере выше. В общем балансе веществ на земном шаре микроорганизмам принадлежит не меньшая роль, чем фотосинтезирующим организмам, а в почвенных условиях они осуществляют процесс разложения (деструкции) растительной и животной биомассы. Кроме участия в трансформации углеродсодержащих соединений почвенные микроорганизмы занимают основное положение и в циклах других жизненно важных элементов, таких как N, P, S, Fe, Mn и др.

Различные типы антропогенного воздействия на почву, изменяя условия существования почвенных микроорганизмов, могут нарушать нормальное протекание в почвах процессов микробной трансформации, а следовательно, и процессов круговорота веществ в биосфере. Такие изменения — одни из основных негативных последствий антропогенного воздействия на почвенную биоту. Эти нарушения могут отрицательно влиять на человека: изменяя экологические условия его обитания, процессы производства пищи и промышленной продукции. Кроме того,

изменение микробной трансформации, развитие первоначально нетипичных микроорганизмов может приводить к появлению новых загрязнений в биосфере и заболеваний у людей.

С другой стороны, микроорганизмам принадлежит уникальная роль в очистке биосферы от загрязнений, так как именно они, обладая высокой способностью к адаптации, могут быстро трансформировать загрязняющие вещества. Нарушение функционирования почвенной биоты чревато также и утратой ею функций дезинфектора биосферы от загрязняющих веществ (поллютантов) и еще большей их аккумуляцией в биосфере. Ряд загрязнителей, особенно таких, как чужеродные, ксенобиотические вещества (пестициды, детергенты), впервые синтезированы в биосфере человеком, не имеют своих специальных деструкторов и могут быть разрушены только микроорганизмами.

В настоящее время почвы испытывают воздействие самых разнообразных антропогенных факторов, связанных с сельскохозяйственным (внесением пестицидов, минеральных удобрений, обработкой почвы, орошением, эрозией и т. д.) и с промышленным производством (выбросами тяжелых металлов, газов, радиоактивным загрязнением и т. д.), которые могут влиять на почву как непосредственно в районе производства, так и при переносе некоторых загрязнителей на значительные расстояния.

Закономерности изменения структуры и функционирования комплексов почвенных организмов различаются в зависимости от характера антропогенного воздействия и экологических условий экосистемы, в которых оно произошло. Для конкретной территории чаще наблюдается не один, определенный тип загрязнения, а смешанные воздействия: на почвы сельскохозяйственных угодий могут попадать промышленные выбросы, а на почвах промышленных зон будут сказываться последствия сельскохозяйственной эксплуатации. Ряд важных для почв факторов антропогенного воздействия связан с нарушением растительного покрова — проведением рубок, выпасом скота, пожарами, рекреационным использованием. Эти факторы сами по себе оказывают сильное влияние на почвенную биоту, которое может усиливаться загрязнением.

Рассмотрим известные в настоящее время негативные последствия для почвенной биоты основных (Miller, 1988) типов антропогенного воздействия и возможные подходы к биомониторингу.

Загрязнение тяжелыми металлами (однократное — высокими концентрациями и систематическое — малыми дозами) может выступать в роли экотоксикологического фактора, определяющего направление и характер развития почвенных ценозов. По современным представлениям микробиологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами определяются возможностью трансформации тяжелых металлов почвенными микроорганизмами, воздействием тяжелых металлов на состав и функционирование почвенной биоты.

Наибольшую опасность для высших организмов, в том числе и для человека, представляют последствия микробной трансформации неорганических соединений тяжелых металлов в органо-металлические соединения. Установлено, например, что под воздействием микроорганизмов соединения ртути, попадающие в почву, могут переходить в более опасную форму (метилртути), чем та, в которой она попала в окружающую среду. Способностью метилировать ртуть обладают некоторые аэробные и анаэробные бактерии, почвенные грибы. Образовавшиеся соединения могут поступать в биологические объекты и накапливаться в трофических цепях человека и животных. Так, например, при загрязнении почв аккумуляция метилртути наблюдалась в мицелии грибов, а затем в их плодовых телах. Аккумуляция из почв тяжелых металлов в грибах привела к отравлениям и заболеваниям людей в ряде европейских стран в районах высокого уровня промышленного и транспортного загрязнения почв. Причем наиболее высокое содержание тяжелых металлов (например, ртути до 0,22 мг/кг, кадмия 19,5 мг/кг) отмечено в плодовых телах наилучших съедобных грибов р. *Boletus* (белые, подберезовики), р. *Agaricus* (шампиньоны и др.), а также дождевиков.

Последствиями загрязнения металлами может быть и нарушение почвенных трофических цепей в биогеоценозах. Так, виды грибов, сохраняющиеся в почве и подстилке при высоких уровнях загрязнения тяжелыми металлами (кадмием, свинцом), плохо потребляются почвенными беспозвоночными — коллемболами, что отрицательно сказывается на размножении последних. Таким образом, изменение состава почвенных грибов при загрязнении тяжелыми металлами может оказывать влияние и на развитие отдельных групп почвенных беспозвоночных.

В последние десятилетия активно исследуется влияние тяжелых металлов на структуру и функции отдельных групп почвенных организмов и микробиологические процессы в почвах. Общей установленной закономерностью можно считать, что низкие дозы тяжелых металлов часто активизируют жизнедеятельность почвенных организмов и интенсивность протекания микробиологических процессов, а высокие уровни загрязнения подавляют. Ингибирующий эффект тяжелых металлов установлен для различных групп почвенных организмов (почвенной макро-, мезо- и микрофауны, почвенных водорослей, грибов, бактерий) и на разных уровнях их организации — от влияния на отдельные особи до изменения сообщества организмов. Например, для представителей ряда бактерий, дрожжей при загрязнении тяжелыми металлами показано изменение работы ферментных систем, нарушение проницаемости мембран в клетках.

Тяжелые металлы оказывают воздействие на процессы развития популяций почвенных организмов (обычно это воздействие ингибирующее). Так, у почвенных грибов в присутствии тя-

железных металлов происходят изменения в прорастании спор, которые проявляются в изменении времени и уровня прорастания (Марфенина, 1991).

Важным последствием загрязнения почв тяжелыми металлами является изменение целых комплексов, сообществ микроорганизмов и почвенных животных. Четко эти изменения могут быть продемонстрированы для комплексов почвенных грибов. Под влиянием промышленного и транспортного загрязнения тяжелыми металлами изменяется структура комплексов почвенных грибов — снижается богатство выделяемых видов, а в сильно загрязненных почвах может сохраниться лишь несколько доминантных форм.

Таким образом, для комплексов почвенных организмов при загрязнении тяжелыми металлами наблюдается явление «концентрации доминирования», известное для сообществ высших организмов при стрессовых условиях, результатом которого может быть меньшая устойчивость сообществ. При загрязнении тяжелыми металлами изменяется и состав микроорганизмов. Особенно это проявляется на малобуферных, например, дерново-подзолистых почвах, где концентрация тяжелых металлов вызывает изменение типичного комплекса видов, и обильно представленными могут стать редко встречаемые или вообще нетипичные для зональных почв виды.

Явной становится опасность уничтожения первичных и возможность формирования нетипичных для естественных почвенно-экологических условий сообществ почвенных организмов под воздействием высоких уровней загрязнения тяжелыми металлами (Микроорганизмы и охрана почв, 1989).

Наблюдаемые изменения комплекса микроорганизмов важны не только с точки зрения снижения его устойчивости при уменьшении разнообразия, но и в связи с возможными последствиями этих изменений для растений, животных и человека. Установлено, что доминирующие в почвах с высоким содержанием тяжелых металлов виды грибов обладают выраженным фитотоксическим действием на прорастание семян и развитие ряда растений. Некоторые виды почвенных грибов, особенно р. *Aspergillus*, выделяемые из загрязненных почв, известны как возможные возбудители заболевания человека и животных.

Тяжелые металлы ингибируют важные микробиологические процессы в почве, в первую очередь трансформацию соединений углерода, его высвобождение из различных органических соединений в виде углекислоты, так называемое «дыхание» почвы.

Тяжелые металлы могут оказывать ингибирующее действие и на процесс естественного вовлечения азота в биологический круговорот — азотфиксацию. Это происходит при обоих типах азотфиксации, как симбиотической (показано угнетение жизнедеятельности азотфиксирующих клубеньковых бактерий), так и несимбиотической. Воздействие тяжелых металлов на несимбиоти-

ческую азотфиксацию зависит от типа почв и сильнее проявляется на бедных почвах.

В целом влияние тяжелых металлов на микробные сообщества и микробиологические процессы в почве определяется типом тяжелого металла, его дозой, формой соединения, свойствами загрязняемых почв. Сводные данные об ингибирующей дозе различных тяжелых металлов на важнейшие процессы трансформации углерода и азота представлены на рис. 25.

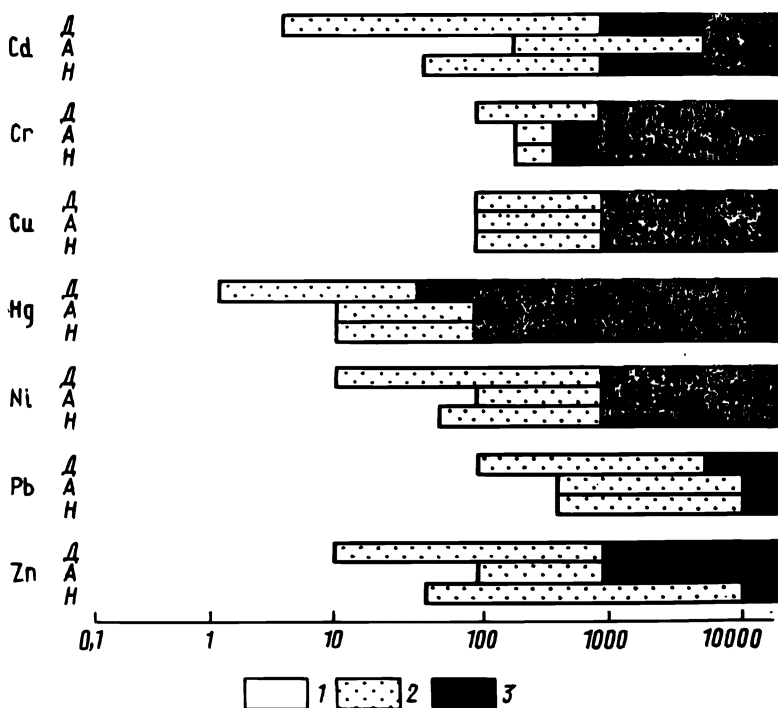


Рис. 25. Действие Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn на дыхание почв (Д), аммонификацию (А), нитрификацию (Н) (по Doleman, 1986): 1 — доза тяжелых металлов, при которой не наблюдается изменений; 2 — при которой иногда регистрируется изменение процесса; 3 — при которой всегда наблюдалось ингибирование процесса

Радиоактивное загрязнение — одно из опаснейших в биосфере. Вопрос о возможных последствиях воздействия излучения на почвы и почвенную биоту изучен далеко не полностью. Основное его отличие от других типов антропогенных загрязнений — отсутствие биологических методов борьбы с радиацией. Меры борьбы с радиоактивным загрязнением — исключительно его предотвращение.

Воздействие радиации для разных почвенных организмов неодинаково. Самый высокий уровень чувствительности показан для ряда беспозвоночных. Наиболее резистентны бактерии особенно споровые. Несколько меньшей устойчивостью обладают грибы, имеющие более сложное строение, чем бактерии. Различия по устойчивости к излучению наблюдаются и внутри групп почвенных организмов. Очень четко это проявляется для группы почвенных грибов, у которых устойчивость связана с наличием и составом пигментов.

Наибольшая чувствительность характерна для непигментированных форм. Особенно устойчивы микроорганизмы, содержащие в клеточной стенке меланиновые пигменты, обладающие защитными свойствами к излучению и предохраняющие грибную клетку от повреждения.

Под влиянием облучения наблюдается торможение роста и темпа клеточного деления. Превышение дозы облучения над фоновой может вызвать у организмов изменение частоты мутаций. Для животных установлена не прямая зависимость между чувствительностью и строением клеток, а дифференцированная чувствительность отдельных систем органов. Одна из наиболее чувствительных — половая система. Так, для почвенных беспозвоночных при облучении отмечено появление стерильных (не дающих потомства) животных.

Различия по устойчивости наблюдаются и внутри популяций отдельных видов организмов. Наиболее высокочувствительны к облучению молодые особи. Поэтому, например, показательными биоиндикаторами повышения ионизирующей радиации являются животные, оседло обитающие на ограниченных участках почвы и обладающие длительным периодом ранних стадий развития: дождевые черви, личинки жуков и т. д. (Криволицкий, 1985).

Одно из основных последствий облучения — это уменьшение видового разнообразия групп организмов. Это приводит к нарушению естественного равновесия между основными группами организмов и нарушению проводимых ими процессов. Последствием радиации, например, может быть нарушение процессов деструкции органических веществ и связано это с тем, что более подвижные группы, активно перерабатывающие почву и растительный опад, в первую очередь это касается дождевых червей, гибнут.

Другое важнейшее отрицательное последствие загрязнения — возможность накопления радионуклидов в пищевых цепях. Это может проявляться для многих животных при потреблении ими загрязненной пищи. Имеются и примеры непосредственного накопления радионуклидов в трофических цепях человека через почвенную биоту, аналогично аккумуляция тяжелых металлов. Так, установлено, что основная масса выпадающих радиоактивных осадков концентрируется в подстилке. Мицелий многих грибов активно развивается именно в подстилке и

может аккумулировать радионуклиды, которые по системе гиф поступают в плодовые тела грибов, используемые человеком в пищу. Уровень накопления не находится в прямой зависимости от дозы воздействия и определяется многими факторами: зависит от радионуклида, типа почв, характера фитоценоза, видов грибов и т. д.

Вопросы воздействия **кислых осадков** на биологические свойства почвы только начинают разрабатываться. Во многих работах показано, что подкисление почвы проявляется далеко не сразу. Вследствие буферных свойств почв изменения биологических свойств могут быть вначале и незначительны. В наибольшей степени негативные изменения прослеживаются в верхних почвенных горизонтах. Как общую тенденцию изменения микробного населения почв под воздействием кислых осадков отмечают снижение численности бактерий и актиномицетов. Грибы как более толерантные к повышенной кислотности организмы, менее чувствительны к воздействию кислых осадков, и в ряде случаев их численность даже несколько увеличивается. Установлено, что среди бактерий менее чувствительны к кислым осадкам спорообразующие формы и их содержание меньше варьирует в зависимости от загрязнения.

Влияние кислых осадков на биохимическую активность сильно зависит от типа почв и длительности воздействия. Краткосрочное (три месяца) воздействие кислыми осадками с рН 3,0 даже несколько увеличивало азотфиксирующую активность и дыхание особенно в некоторых лесных почвах. Долговременное воздействие было более токсичным. Наиболее сильно отрицательные последствия проявляются на песчаных почвах.

В результате воздействия кислых осадков возможно понижение скорости и уровня минерализации органического вещества. Такие результаты получены в лабораторных опытах как при выдерживании образцов почв в атмосфере с повышенным содержанием двуокиси серы, так и при поливах кислыми осадками. Скорость минерализации органических соединений значительно снижалась в случае орошения более кислыми осадками (например, при рН 3,5, чем 5,6) и сильно зависела от дозы осадков. Например, полив кислыми осадками с рН 3,5 ингибировал минерализацию органического вещества на 20—30%. Отмечено и подавление процесса нитрификации в почвах, обработанных кислыми растворами.

Ухудшение состояния лесов при кислотном воздействии может быть непосредственно связано с нарушением связей растений и микроорганизмов. Под воздействием кислых осадков изменяется функционирование корневой системы деревьев. Показана (Miller, 1988) гибель тонких питающих корней у ели в почвах с высокой концентрацией подвижного алюминия и тяжелых металлов, что явилось результатом воздействия кислых дождей. Одной из причин этого может быть гибель грибов-мико-

ризообразователей у ряда древесных пород под воздействием загрязнения.

Под воздействием кислых осадков изменяется состав эпифитов растений в хвойном биоценозе. При этом в наибольшей степени страдают типичные для поверхности растений темноокрашенные грибы, а взамен начинают развиваться быстрорастущие грибы, некоторые из которых являются факультативными фитопатогенами, и чувствительность растений к болезнетворным микроорганизмам под воздействием кислых осадков может увеличиваться.

Действие других возможных форм промышленного загрязнения рассмотрено в специальных учебных пособиях (Марфенни-на, 1991).

В сельскохозяйственном производстве в последние десятилетия широко используются **минеральные удобрения и пестициды**. Их внедрение, увеличение вносимых доз, с одной стороны, позволило в короткие сроки существенно поднять урожайность сельскохозяйственных культур, с другой же стороны, их применение породило массу новых проблем, связанных с процессами загрязнения биосферы.

Внесение минеральных удобрений, в первую очередь азотных, может приводить к изменению почвенной биоты и направленности происходящих в почвах процессов, появлению ряда токсичных соединений.

Отрицательные последствия внесения азотных удобрений (особенно при повышенных дозах более 100 кг/га) связаны в первую очередь с деятельностью почвенных микроорганизмов, участвующих в трансформации азота, — проводящих процессы аммонификации, нитрификации, денитрификации. На первом месте по токсическим последствиям для человека при внесении минеральных удобрений — процесс нитрификации (трансформации аммиачных соединений в нитриты и нитраты), в результате которого содержание нитратов и нитритов, поступающих в грунтовые воды, увеличивается. Использование питьевой воды и пищи с высоким содержанием нитратов — нитритов приводит к возникновению отравлений и специфических заболеваний (особенно у детей), иногда кончающихся летальным исходом.

Нитрификация в почвах может протекать двумя путями.

Автотрофная нитрификация осуществляется специфическими нитрифицирующими бактериями. Наиболее эффективно процесс автотрофной нитрификации протекает в почвах при хорошей аэрации, влажности, нейтральной среде, невысоком содержании органических веществ. Результатом реакции является образование нитритов и нитратов с возможным промежуточным образованием газообразных соединений азота.

В последнее время установлено, что процесс нитрификации могут проводить и гетеротрофные почвенные микроорганизмы (бактерии, грибы). Протекает процесс гетеротрофной нитрификации в условиях, отличных от автотрофной, — при наличии ор-

ганического вещества, слабокислом рН, дефиците кислорода. Он часто более выражен для лесных почв, в то время как процесс автотрофной нитрификации — для окультуренных. Опасными последствиями гетеротрофной нитрификации в почвах может быть не только увеличение содержания нитратов, но и синтез промежуточных соединений — гидроксилamina, нитрозосоединений, которые даже в небольших количествах могут давать токсичный и(или) канцерогенный эффект для человека (Минеральный и биологический азот..., 1985).

Внесение азотных удобрений оказывает большое воздействие и на другие этапы микробной трансформации азота в почве — азотфиксацию, денитрификацию. И если внесение в небольших дозах (обычно указывается до 65—70 кг/га) приводит к возрастанию активности азотфиксации, высокие дозы (>200 кг/га) снижают естественную азотфиксацию как симбиотическую, так и несимбиотическую (Умаров, 1986).

Внесение минеральных удобрений оказывает влияние не только на микробиологическую трансформацию азота, но и на биологическую активность почв в целом. В невысоких дозах, при сбалансированном внесении, обогащая почву элементами минерального питания и стимулируя развитие растений, минеральные удобрения обычно увеличивают численность и активизируют деятельность почвенных микроорганизмов. До определенных пределов это может рассматриваться как положительное явление, способствующее повышению урожайности. Однако предполагается, что чрезмерная активизация микрофлоры в дальнейшем может иметь негативные последствия, связанные с быстрой минерализацией перегноя и снижением гумусности почв.

Применение несбалансированных доз минеральных удобрений (особенно длительное и в высоких дозах) приводит к появлению ряда негативных для почвенной биоты эффектов. Так, в кислых почвах происходит активное развитие микроскопических грибов и снижение числа бактерий. Причем в этих условиях сохраняются преимущественно виды, обладающие активным метаболизмом и способностью выделять токсические вещества. С развитием фототоксичных грибов, вероятно, связано явление токсикоза почв, проявляющееся в снижении прорастания семян и ухудшении развития растений. Токсины грибов могут влиять и на почвенных беспозвоночных как токсины животных.

Определение допустимых доз азотных удобрений по микробиологическим показателям будет корректным только при использовании комплекса показателей, учитывающих как изменение почвенной биоты, так и процессов микробной трансформации. Отсутствие выраженных изменений в одном показателе, например, составе микроорганизмов, отнюдь не означает отсутствие критических изменений в других микробиологических процессах, важных при внесении минеральных удобрений.

Применение пестицидов в сельскохозяйственном производ-

стве в мире увеличивается значительно быстрее, чем другие способы повышения урожайности. Большинство пестицидов относится к синтезируемым человеком ксенобиотическим соединениям (xenos — чужой, bios — жизнь), до этого не присутствовавших в биосфере. Изучению воздействия пестицидов на почвенную биоту посвящено большое количество исследований, результаты которых иногда противоречивы. Это определяется широким спектром применяемых пестицидов (десятки тысяч препаративных форм), разнообразием их действия на организмы и различием экологических условий среды. Действие одних и тех же пестицидов на почвенные организмы может быть прямо противоположным — определенный пестицид, подавляя развитие одной группы микроорганизмов, может быть использован другой группой как пищевой субстрат.

Основные тесты определения влияния пестицидов — изменение дыхания почв, уровня нитрификационной активности, симбиотической и несимбиотической азотфиксации. Для выяснения общих эффектов от внесения пестицидов определяют изменения общей численности микроорганизмов и энзиматической активности почв, проводят эксперименты с чистыми культурами, но эти критерии в определенных ситуациях могут быть и малоинформативны (Pesticide..., 1987).

Один из современных важнейших вопросов применения пестицидов — проблема их разложения в почвах. Именно микробы являются основными организмами, способными разлагать чужеродные для биосферы ксенобиотические вещества. Способность к деградации пестицидов показана для представителей различных таксономических групп почвенных микроорганизмов, однако протекание процессов разложения требует сочетания определенных экологических условий (аэрации, температуры, наличия органических веществ и т. д.) и в почвах может быть затруднено.

Важнейшей проблемой применения пестицидов является образование в процессах микробной трансформации промежуточных продуктов — интермедиатов, которые по токсическим свойствам сопоставимы или даже превосходят их.

При разработке новых пестицидов необходим специальный контроль для отбора соединений, разлагающихся полностью и в процессе деградации которых не образуются метаболиты, обладающие токсическим, мутагенным или канцерогенным действием.

Методы контроля (слежения) за состоянием почвенной биоты — почвенного биологического мониторинга — разнообразны. Оценку изменения целесообразно проводить с учетом специфики конкретных типов загрязнения. При выборе методов необходимо учитывать скорость анализа и объем анализируемого материала.

Наиболее быстрые и позволяющие анализировать большие

количества проб — инструментальные методы определения микробиологических процессов.

Другим подходом является определение реакции отдельных групп почвенных организмов на то или иное воздействие на разных уровнях их организации: особь — популяция — сообщество.

Для сообществ (комплексов) — один из основных показателей — изменение их видовой структуры. Показателями изменения могут быть общее число (богатство) выделяемых видов, показатели их разнообразия (например, индекс Шеннона — H'), уровня доминирования (показатель Симпсона).

Наряду с изменением разнообразия в результате воздействий может происходить изменение состава видов.

Слежение за изменением состава и структуры сообществ может проводиться как для отдельных таксономических, так и для трофических групп почвенных организмов. Примером такого подхода является исследование амилотического (крахмал разлагающего) микробного сообщества при изменении экологических условий. Следует, однако, отметить, что выбор исследуемой трофической группы (например, организмов потребляющих легко доступные органические вещества, крахмал, целлюлозу и т. д.) должен соответствовать специфике исследуемого биоценоза и основным изменениям трансформации органики под влиянием антропогенных факторов.

При этом необходимо иметь в виду, что для того, чтобы произошли неоднократно регистрируемые изменения состава сообществ (вследствие исчезновения или появления новых видов), необходимы существенные экологические изменения.

Следовательно, раньше, чем для сообществ, изменения могут проявиться для его составляющих — популяций отдельных видов. Изменения популяций регистрируются задолго до исчезновения вида в сообществе. При популяционных исследованиях важен выбор исследуемых организмов. Таковыми, в первую очередь, могут быть виды, развивающиеся в определенных экологических условиях, — стенотопные виды и виды — возможные аккумуляторы токсикантов.

Наряду с традиционными микробиологическими методами популяционного анализа (посев на питательные среды) весьма перспективно для слежения за развитием микроорганизмов непосредственно в почве использование мембранных камер с внесением в них популяциями микроорганизмов. Наиболее эффективно внесение видов с известными свойствами, например, для оценки влияния кислых осадков — видов, высокочувствительных к изменению рН.

Реакция популяций микроорганизмов (например, микроскопических грибов) на изменение экологических условий может проявляться в увеличении лаг-фазы, изменении уровня прорастания спор, репродукции, скорости роста мицелия, длительности отдельных стадий развития. На популяционном уровне измене-

ния биоты могут наблюдаться при более низких уровнях воздействия. Например, такие изменения были зарегистрированы нами для стенотопного вида *Mortierella ramanniana* при загрязнении кадмием дерново-подзолистых почв ниже уровня ПДК. В то время как при оценке сообществ изменения прослеживаются при дозе загрязнения на порядок выше.

Исследований для отдельных почвенных микроорганизмов (организменный уровень) с целью регистрации ранних признаков воздействия до сих пор практически не проводится. Проблемы прогностического биомониторинга (Бурдин, 1985) по оценке возможных путей и объемов трансформации загрязняющих веществ микроорганизмами в почвенных условиях также исследованы мало и требуют быстрой и эффективной разработки.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ОРОШЕНИЯ ПОЧВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ

ОРОШАЕМОЕ ЗЕМЛЕДЕЛИЕ В СТЕПНОЙ ЗОНЕ

Орошаемое земледелие в степной зоне в небольшом масштабе практиковалось еще в прошлом веке. При этом в орошение вовлекались небольшие участки, велось оно исключительно пресными, доброкачественными водами и применялось только для кормовых и овощных культур. При такой организации орошения оно не оказывало заметного влияния на состояние степного ландшафта, степи сохраняли свою экологию, и орошение было эффективной мерой, позволяющей избежать пагубного действия засух, нередких в южных районах степной зоны.

Практически все основные крупные оросительные системы созданы за последние 20—25 лет, сосредоточены на юге степной зоны: на Украине, в Поволжье, Ростовской области, Краснодарском и Ставропольском крае, Молдове.

Одновременное орошение сотен тысяч га черноземов, безусловно, сказывается на экологии степного ландшафта, в том числе и на экологии почвы как одного из компонентов ландшафта. Орошение обязательно сопровождается изменением баланса веществ (воды и химических элементов) и биогеохимических циклов, а также энергии в экосистеме, сложившихся в процессе ее длительной эволюции. Для прогнозирования результатов оросительных мелиораций необходим количественный учет указанных изменений. Недоучет этих изменений, а также низкая культура земледелия, что отмечается на многих орошаемых массивах, нарушение экологического равновесия, сложившегося в степных ландшафтах, резко снижают эффективность орошения.

Экологические проблемы орошаемого земледелия в степной зоне сложные и решаются в различных регионах неоднозначно. Здесь много самых разных аспектов: и природоведческих, и экономических, и социальных. Остановливаясь лишь на первых из них, необходимо отметить, что орошаемое земледелие в степных районах во многих случаях сопровождается как нарушением ландшафта в целом, так и деградационными изменениями почв, главные из которых: подтопление почв, вторичное засоление и осолонцевание их, обесструктурирование, нарушение газового режима, дегумификация и другие. В ландшафтном плане — это ухудшение качества воды в реках и других водоемах вследствие сброса в них коллекторно-дренажных вод, засоление и деградация ландшафтов в низовьях рек и др.

Подчеркивая те негативные экологические и социально-экономические последствия, которые связаны с развитием орошаемого земледелия, нельзя считать, что положительного эффекта от орошения совершенно нет. Есть немало примеров, когда благодаря орошению в условиях недостаточного атмосферного увлажнения удается повысить продуктивность почв. В основном это имеет место при высокой культуре земледелия.

Разнообразие результатов конкретных проявлений влияния орошения на свойства почв зависит от сочетания следующих четырех факторов.

1. Исходного состояния почв (гранулометрического и минералогического состава, гумусированности почв, их карбонатности и наличия или отсутствия солонцеватости засоленности, степени дренированности территории).

2. Качества оросительной воды (их минерализации, ионного состава, щелочности).

3. Техники и режима орошения.

4. Агротехнологии (севооборота, обработки почв, системы органических и минеральных удобрений).

Благоприятное сочетание указанных четырех факторов в природной обстановке наблюдается значительно реже, чем неблагоприятное, что и ведет, во-первых, к негативным изменениям самих черноземов, т. е. к негативным экологическим последствиям, и, во-вторых, к малой эффективности орошения на черноземах (лишь одна треть всех орошаемых земель дает проектную урожайность культур — это главным образом кормовые и овощные культуры).

Скорость проявления негативных последствий орошения в различных случаях также существенно различается. В одних — они развиваются очень медленно, постепенно накапливаясь и проявляясь лишь через несколько десятилетий (при орошении пресными водами и соблюдении технологии полива и режима орошения), в других же — буквально в первые 2—3 года орошения (в основном при поливе минерализованными щелочными водами). И все же в общем плане приходится констатировать, что на черноземные почвы орошение влияет неблагоприятно в любом случае.

ОСНОВНЫЕ НЕГАТИВНЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ОРОШЕНИЯ НА ЧЕРНОЗЕМАХ

Подъем грунтовых вод — на водораздельных пространствах и особенно на террасах. Это явление отмечается практически повсеместно, за исключением редких случаев, когда маломощная лёссовая толща подстилается песчаными или галечниковыми породами, обеспечивающими свободный естественный дренаж. Грунтовые воды, бывшие до начала орошения на глубине 20—30 м, за 10—15 лет орошения поднимаются до 3—5 м, а иногда и выше. Это явление связано с подпитыванием грун-

товых вод водохранилищами и фильтрацией вод из оросительных каналов, и с тем, что практикуемый на большинстве оросительных систем режим орошения (орошение с учетом только определенных фаз развития растений и оросительной нормой 4—5 тыс. м³/га) практически всегда дает переток влаги вглубь, которая идет на пополнение грунтовых вод. Кроме того, периодическое увлажнение верхних слоев почвы и атмосферного воздуха при поливах резко снижает испарение воды из почвы.

Поднятие грунтовых вод в степных районах выше определенной критической глубины (для черноземов — 2,5—3,0 м) нежелательно главным образом потому, что в этом случае совершенно меняется вся геохимическая обстановка степного ландшафта. Так, увеличение обводненности зоны аэрации и особенно переувлажнение ее и горизонтов почв, обогащенных гумусом (даже кратковременное, на несколько часов) способствует возникновению в почве условий анаэробии и развитию процессов оглеения. При этом имеет место снижение окислительно-восстановительного потенциала почв, вынос из почвы кальция, увеличение подвижности органического вещества, железа. Оглеение служит также главной предпосылкой деструктуризации и последующей слитизации почв.

В естественных условиях переувлажнение почв и указанные явления носят эфемерный характер и почва компенсирует такие неблагоприятные сдвиги. При систематическом же переполиве почв эти изменения приобретают устойчивый характер, что нередко приводит к глубокой деградации черноземов.

Кроме того, чрезвычайно важно то обстоятельство, что при увеличении обводненности лёссовой толщи возникает гидрохимическая связь между верхними и нижними горизонтами зоны аэрации. Если же учесть, что для лёссовой толщи черноземной зоны обычны погребенные солевые прослои (нередко содержащие соду), то становится ясной та опасность, которая возникает при этом. Ранее нейтральная в геохимическом плане толща приходит в движение. Геохимические потоки устремляются вверх, вынося соли из погребенных солевых прослоек и к поверхности, и в зону аккумуляции этих потоков, создавая очаги скопления солей, способствуя вторичному засолению.

Вторичное засоление. Вторично засоленные почвы возникают в процессе эксплуатации незасоленных земельных массивов в результате поднятия минерализованных грунтовых вод выше определенной критической глубины либо при орошении почв водами повышенной минерализации. Вторичному засолению подвержены до 20% площади орошаемых черноземов, это сотни тысяч гектаров земель, плодородие которых снижено.

Тип засоления этих почв определяется провинциальными геохимическими особенностями различных регионов или типом применяемой для орошения воды.

Оптимальная концентрация легкорастворимых солей в почвенных растворах (ПР) орошаемых почв для большинства сель-

ния биоты могут наблюдаться при более низких уровнях воздействия. Например, такие изменения были зарегистрированы нами для стенотопного вида *Mortierella ramanniana* при загрязнении кадмием дерново-подзолистых почв ниже уровня ПДК. В то время как при оценке сообществ изменения прослеживаются при дозе загрязнения на порядок выше.

Исследований для отдельных почвенных микроорганизмов (организменный уровень) с целью регистрации ранних признаков воздействия до сих пор практически не проводится. Проблемы прогностического биомониторинга (Бурдин, 1985) по оценке возможных путей и объемов трансформации загрязняющих веществ микроорганизмами в почвенных условиях также исследованы мало и требуют быстрой и эффективной разработки.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ОРОШЕНИЯ ПОЧВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ

ОРОШАЕМОЕ ЗЕМЛЕДЕЛИЕ В СТЕПНОЙ ЗОНЕ

Орошаемое земледелие в степной зоне в небольшом масштабе практиковалось еще в прошлом веке. При этом в орошение вовлекались небольшие участки, велось оно исключительно пресными, доброкачественными водами и применялось только для кормовых и овощных культур. При такой организации орошения оно не оказывало заметного влияния на состояние степного ландшафта, степи сохраняли свою экологию, и орошение было эффективной мерой, позволяющей избежать пагубного действия засух, нередких в южных районах степной зоны.

Практически все основные крупные оросительные системы созданы за последние 20—25 лет, сосредоточены на юге степной зоны: на Украине, в Поволжье, Ростовской области, Краснодарском и Ставропольском крае, Молдове.

Одновременное орошение сотен тысяч га черноземов, безусловно, сказывается на экологии степного ландшафта, в том числе и на экологии почвы как одного из компонентов ландшафта. Орошение обязательно сопровождается изменением баланса веществ (воды и химических элементов) и биогеохимических циклов, а также энергии в экосистеме, сложившихся в процессе ее длительной эволюции. Для прогнозирования результатов оросительных мелиораций необходим количественный учет указанных изменений. Недоучет этих изменений, а также низкая культура земледелия, что отмечается на многих орошаемых массивах, нарушение экологического равновесия, сложившегося в степных ландшафтах, резко снижают эффективность орошения.

Экологические проблемы орошаемого земледелия в степной зоне сложные и решаются в различных регионах неоднозначно. Здесь много самых разных аспектов: и природоведческих, и экономических, и социальных. Остановившись лишь на первых из них, необходимо отметить, что орошаемое земледелие в степных районах во многих случаях сопровождается как нарушением ландшафта в целом, так и деградационными изменениями почв, главные из которых: подтопление почв, вторичное засоление и осолонцевание их, обезструктурирование, нарушение газового режима, дегумификация и другие. В ландшафтном плане — это ухудшение качества воды в реках и других водоемах вследствие сброса в них коллекторно-дренажных вод, засоление и деградация ландшафтов в низовьях рек и др.

Подчеркивая те негативные экологические и социально-экономические последствия, которые связаны с развитием орошаемого земледелия, нельзя считать, что положительного эффекта от орошения совершенно нет. Есть немало примеров, когда благодаря орошению в условиях недостаточного атмосферного увлажнения удастся повысить продуктивность почв. В основном это имеет место при высокой культуре земледелия.

Разнообразие результатов конкретных проявлений влияния орошения на свойства почв зависит от сочетания следующих четырех факторов.

1. Исходного состояния почв (гранулометрического и минералогического состава, гумусированности почв, их карбонатности и наличия или отсутствия солонцеватости засоленности, степени дренированности территории).

2. Качества оросительной воды (их минерализации, ионного состава, щелочности).

3. Техники и режима орошения.

4. Агротехнологии (севооборота, обработки почв, системы органических и минеральных удобрений).

Благоприятное сочетание указанных четырех факторов в природной обстановке наблюдается значительно реже, чем неблагоприятное, что и ведет, во-первых, к негативным изменениям самих черноземов, т. е. к негативным экологическим последствиям, и, во-вторых, к малой эффективности орошения на черноземах (лишь одна треть всех орошаемых земель дает проектную урожайность культур — это главным образом кормовые и овощные культуры).

Скорость проявления негативных последствий орошения в различных случаях также существенно различается. В одних — они развиваются очень медленно, постепенно накапливаясь и проявляясь лишь через несколько десятилетий (при орошении пресными водами и соблюдении технологии полива и режима орошения), в других же — буквально в первые 2—3 года орошения (в основном при поливе минерализованными щелочными водами). И все же в общем плане приходится констатировать, что на черноземные почвы орошение влияет неблагоприятно в любом случае.

ОСНОВНЫЕ НЕГАТИВНЫЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ОРОШЕНИЯ НА ЧЕРНОЗЕМАХ

Подъем грунтовых вод — на водораздельных пространствах и особенно на террасах. Это явление отмечается практически повсеместно, за исключением редких случаев, когда маломощная лёссовая толща подстилается песчаными или галечниковыми породами, обеспечивающими свободный естественный дренаж. Грунтовые воды, бывшие до начала орошения на глубине 20—30 м, за 10—15 лет орошения поднимаются до 3—5 м, а иногда и выше. Это явление связано с подпитыванием грун-

товых вод водохранилищами и фильтрацией вод из оросительных каналов, и с тем, что практикуемый на большинстве оросительных систем режим орошения (орошение с учетом только определенных фаз развития растений и оросительной нормой 4—5 тыс. м³/га) практически всегда дает переток влаги вглубь, которая идет на пополнение грунтовых вод. Кроме того, периодическое увлажнение верхних слоев почвы и атмосферного воздуха при поливах резко снижает испарение воды из почвы.

Поднятие грунтовых вод в степных районах выше определенной критической глубины (для черноземов — 2,5—3,0 м) нежелательно главным образом потому, что в этом случае совершенно меняется вся геохимическая обстановка степного ландшафта. Так, увеличение обводненности зоны аэрации и особенно переувлажнение ее и горизонтов почв, обогащенных гумусом (даже кратковременное, на несколько часов) способствует возникновению в почве условий анаэробнозона и развитию процессов оглеения. При этом имеет место снижение окислительно-восстановительного потенциала почв, вынос из почвы кальция, увеличение подвижности органического вещества, железа. Оглеение служит также главной предпосылкой деструктуризации и последующей слитизации почв.

В естественных условиях переувлажнение почв и указанные явления носят эфемерный характер и почва компенсирует такие неблагоприятные сдвиги. При систематическом же переполиве почв эти изменения приобретают устойчивый характер, что нередко приводит к глубокой деградации черноземов.

Кроме того, чрезвычайно важно то обстоятельство, что при увеличении обводненности лёссовой толщи возникает гидрохимическая связь между верхними и нижними горизонтами зоны аэрации. Если же учесть, что для лёссовой толщи черноземной зоны обычны погребенные солевые прослои (нередко содержащие соду), то становится ясной та опасность, которая возникает при этом. Ранее нейтральная в геохимическом плане толща приходит в движение. Геохимические потоки устремляются вверх, вынося соли из погребенных солевых прослоек и к поверхности, и в зону аккумуляции этих потоков, создавая очаги скопления солей, способствуя вторичному засолению.

Вторичное засоление. Вторично засоленные почвы возникают в процессе эксплуатации незасоленных земельных массивов в результате поднятия минерализованных грунтовых вод выше определенной критической глубины либо при орошении почв водами повышенной минерализации. Вторичному засолению подвержены до 20% площади орошаемых черноземов, это сотни тысяч гектаров земель, плодородие которых снижено.

Тип засоления этих почв определяется провинциальными геохимическими особенностями различных регионов или типом применяемой для орошения воды.

Оптимальная концентрация легкорастворимых солей в почвенных растворах (ПР) орошаемых почв для большинства сель-

скохзяйственных культур лежит в пределах 2—5 г/л. При концентрации 5—8 г/л многие из них начинают испытывать угнетение, а при 20—30 г/л растения гибнут. Угнетение и гибель растений — это потери урожая. Насколько они велики (с учетом солевыносливости различных культур) — дают представленные данные табл. 39.

Таблица 39

Потери урожая сельскохозяйственных культур в зависимости от минерализации почвенного раствора и степени засоления почв (Баер, 1983)

Культуры	Уровень засоления пахотного горизонта		Потери урожая, %
	почвенный раствор, г/л	водная вытяжка, %	
Слабосолеустойчивые (горох, овощи, клевер, люцерна молодая, эспарцет)	< 2	< 0,10	нет
	2—3	0,10—0,15	нет
	3—5	0,15—0,20	0—20
	5—7	0,20—0,30	20—50
	7—9	0,30—0,40	50—80
	> 9	> 0,40	> 80
Среднесолевыносливые (ячмень, пшеница, кукуруза, рожь, просо)	< 6	< 0,20	нет
	6—8	0,20—0,30	нет
	8—11	0,30—0,40	0—20
	11—13	0,40—0,50	20—50
	13—16	0,50—0,60	50—80
	> 16	> 0,60	> 80
Сильносолевыносливые (сахарная свекла, кормовые корнеплоды, арбуз)	< 11	< 0,30	нет
	11—13	0,30—0,40	нет
	13—16	0,40—0,50	0—20
	16—25	0,50—0,70	20—50
	25—30	0,70—0,90	50—80
	> 30	> 0,90	> 80

Засоление почв помимо прямого непосредственного влияния на урожай (через увеличение концентрации ПР) отрицательно сказывается и на свойствах почвы, обуславливая нередко рост щелочности и практически всегда — осолонцевание почв.

Неорошаемые черноземы степной зоны характеризуются, как правило, низким содержанием солей в пределах всего почвенного профиля (0,06—0,15%) и относятся к незасоленным почвам.

Характер солевого состояния орошаемых черноземов рассмотрим на примере почв Краснодарского края и Украины, орошаемых слабоминерализованными водами (1—4 г/л) сульфатно- и хлоридно-натриевого состава, поскольку основные массивы вторично засоленных почв — это почвы, орошаемые именно такими водами.

Основные закономерности изменения солевого состояния почв при этом следующие. Во всех почвах, независимо от общего срока орошения, имеет место четкая дифференциация профиля по содержанию солей на три части (рис. 26). В верхнем 0—40, 0—50 см слое отмечается незначительное увеличение солесодержания (до 0,12—0,17%), что позволяет характеризовать почвы, как незасоленные с поверхности. Более глубокие горизонты почв (50—120 см) характеризуются накоплением солей до стадии слабого и среднего засоления (0,20—0,35% солей). Для этого слоя почв прослеживается практически прямая зависимость соленакопления и от срока орошения, и от степени минерализации оросительной воды. Увеличение как одного, так и другого параметра ведет к накоплению солей в центральной части почвенного профиля. Ниже 120—150 см накопление солей по сравнению с неорошаемыми почвами очень невелико. Лишь в случае поднятия уровня минерализованных грунтовых вод можно наблюдать накопление солей на глубине ниже 100—150 см.

Отмеченная дифференциация почвенного профиля связана с климатическими особенностями степной зоны и особенно Придунайской, Южно-Украинской и Предкавказской провинциями (мягкая зима, очень краткий период промерзания почв, достаточно высокое количество осадков в зимне-весенний период и поглощение их почвой на 80—90%). Можно считать, что низкое содержание солей в верхнем горизонте — это результат ежегодного осенне-зимне-весеннего промывания почвы атмосферными осадками. Во времени накопления солей в орошаемых черноземах проявляется достаточно четко после 7—15 лет орошения их слабоминерализованными водами. Исходно незасоленные почвы переходят в категорию глубинно-солончаковых почв.

Слабое или отсутствие прогрессивного накопления солей в черноземах при орошении их минерализованными водами вводит в заблуждение практиков сельского хозяйства, и многие делают вывод об отсутствии опасности засоления почв. Это неверно, поскольку в почвах имеется постоянный источник солей, откуда они при изменении направленности влагопотока всегда могут подняться в корнеобитаемый слой, и кроме того, существ-

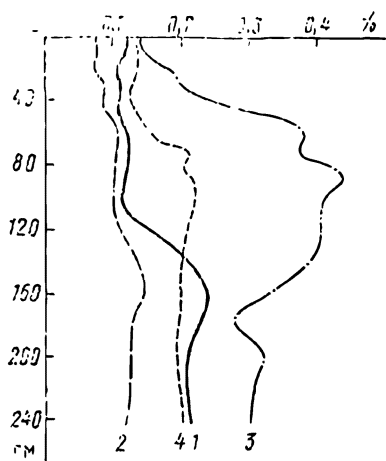


Рис. 26. Распределение солей по профилю почвы. Неорошаемые почвы: 1—1987 г., 2—1988 г., орошаемые почвы: 3—1987 г., 4—1988 г.

венно меняется состав солей по всему почвенному профилю. В частности, в ПР резко изменяется соотношение между Ca^{2+} и Na^+ . Содержание Na^+ возрастает в ПР уже в первые годы орошения в 3—5 раз, а при длительном (10 лет и более) — нередко на порядок (табл. 40). Данное обстоятельство создает реальные предпосылки для развития в почвах процесса осолонцевания (Николаева, Розанов, 1990).

Таблица 40

Содержание солей (Σ_c , %) и натрия (мг экв/100 г почвы)
в черноземах Предкавказья

Глубина, см	Орошение водами с минерализацией 3,5 г/л						Орошение водами с минерализацией 2,5 г/л			
	неорошаемые		2 года		14 лет		неорошаемые		20 лет	
	Σ_c	Na^+	Σ_c	Na^+	Σ_c	Na^+	Σ_c	Na^+	Σ_c	Na^+
0—30	0,07	0,28	0,18	1,15	0,20	2,2	0,08	0,22	0,13	1,2
30—50	0,07	0,28	0,20	0,35	0,20	1,9	0,09	0,28	0,13	1,0
50—100	0,06	0,18	0,08	0,12	0,25	2,1	0,09	0,50	0,23	1,9
100—150	0,07	0,18	0,08	0,12	0,23	2,1	0,13	0,32	0,26	2,2
150—200	0,07	0,18	0,08	0,12	0,21	1,2	0,16	0,12	0,20	1,4

Осолонцевание черноземов. Осолонцевание черноземов при орошении связано непосредственно с вторичным засолением почв. Оно также возникает в результате поднятия минерализованных грунтовых вод выше критической отметки или в случае орошения почв водами, имеющими минерализацию >1 г/л при высоком содержании в водах Na^+ ($\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+} > 2$). Такой состав имеют многие артезианские воды, степные реки и некоторые небольшие водохранилища. В настоящее время водами, которыми могут вызвать осолонцевание почв, орошается около 1 млн га черноземов.

Развитие процесса осолонцевания в черноземах обусловлено обогащением почвенного раствора (ПР) натрием и, как следствие последнего, сдвиг ионного равновесия, вытеснение из почвенного поглощающего комплекса кальция и замена его натрием. Причем этот процесс развивается как при росте общей концентрации ПР, т. е. когда явно выражено вторичное засоление почв, так и при незначительном увеличении суммы солей. Следовательно, определяющим в данном случае является химический состав ПР, а не абсолютная его концентрация (табл. 41).

Осолонцевание почв сопровождается быстрым обесструктурированием почв, ухудшением всех воднофизических показателей, повышением щелочности. Все эти изменения носят деградиционный характер и ведут к наиболее значительным изменениям черноземов. Вероятность неизбежного и повсеместного осолонцевания черноземов при орошении минерализованными водами доказана как теоретически, так и показана практически в рабо-

Состав ППК (% от суммы катионов) черноземов, орошаемых в течение 4-х лет сульфатно-натриевыми водами различной минерализации (г/л) (модельный опыт)

Обменные катионы	Минерализация воды, г/л			
	1,29	2,16	2,64	4,22
В исходном образце	после орошения			
$\text{Ca}^{2+} = 92,6$	78,6	70,5	65,8	56,8
$\text{Mg}^{2+} = 6,4$	14,8	21,6	25,9	33,2
$\text{Na}^+ = 1,0$	6,6	7,9	8,3	10,0

тах многих исследователей (К. К. Гедройц, И. Н. Антипов-Каратаев, И. Сабольч, В. А. Ковда, Д. С. Орлов, Б. Г. Розанов и др.).

Одни и те же близкие по составу воды часто дают неодинаковый во времени эффект на различных почвах, как и различающиеся по составу воды на одних и тех же почвах. Обусловлено это тем, что воздействие оросительных вод в очень сильной степени зависит от следующих факторов:

1) условий естественного дренажа (чем хуже дренирована почва, тем быстрее проявляются негативные последствия):

2) химического состава конкретной оросительной воды и сезонно-годовой динамики ее состава (чем больше отношение $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ и $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$, тем отрицательное влияние сильнее и быстрее);

3) резерва карбоната кальция в поверхностных горизонтах (в поверхностно карбонатных почвах негативные явления существенно слабее и проявляются медленнее);

4) минералогического и гранулометрического состава почв (чем богаче почва монтмориллонитовым компонентом и тяжелее, тем быстрее проявляется эффект осолонцевания).

При рассмотрении данной проблемы с экологической точки зрения важно знание кинетики этого процесса, времени развития в почвах солонцовых свойств, составление как краткосрочных, так и долгосрочных поливариантных прогнозов.

Черноземы степной зоны ЕТС в большинстве случаев несолонцеваты. Они содержат в ППК 85—95% Ca^{2+} , 12—15% Mg^{2+} и 0,5—1,0% Na^+ . Однако приходится констатировать, что в природной обстановке орошение сульфатно-натриевыми водами, имеющими минерализацию 3—4 г/л, уже после двух лет орошения заметно меняет состав ППК в слое 0—30 см, особенно сильно возрастает в нем содержание Na^+ — до 5—7% (табл. 42). Внедрение Mg^{2+} в ППК несколько запаздывает по сравнению с Na^+ . После пяти лет орошения содержание обменного Na^+ повышается до 6—10% и прослеживается до глубины

**Содержание обменных катионов (% от суммы)
в черноземах, орошаемых в разные сроки**

Срок орошения	Глубина, см	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺
Неорошаемый чернозем				
	0—30	86	12	0,7
	30—50	87	11	0,7
	50—100	84	14	0,6
	100—200	75	26	0,6
Орошение водой с минерализацией 3,4 г/л				
2 года	0—10	74	18	6
	10—20	86	9	4
	20—30	82	12	4
	30—50	89	9	1
	70—80	85	13	0,7
	150—160	75	23	0,7
10 лет	0—10	61	29	10
	10—20	66	26	8
	20—30	71	20	9
	30—50	75	15	10
	70—80	80	12	8
14 лет	0—10	61	31	8
	10—20	62	30	8
	20—30	62	31	7
	30—50	77	15	8
	70—80	74	18	8
	120—150	66	26	8
Орошение водой с минерализацией 2,8 г/л				
7 лет	0—10	80	14	6
	10—20	86	8	6
	20—30	78	16	6
	30—50	76	18	6
	80—90	81	14	5
	130—140	81	18	1
11 лет	0—10	75	21	4
	10—20	74	22	4
	20—30	72	24	4
	30—50	79	16	5
	70—80	85	10	5
	140—150	78	20	2
20 лет	0—10	55	37	8
	10—20	59	34	7
	20—30	61	30	9
	30—50	56	35	9
	70—80	75	14	11
	90—100	77	11	12
	140—160	73	17	10

70—100 см, Mg²⁺ — до 22—26%. Происходит это на фоне снижения в ППК Ca²⁺. После 10—15 лет орошения содержание Na⁺ в ППК практически не изменяется, оставаясь на уровне

8—10%, Mg^{2+} — продолжает расти, а Ca^{2+} падать, т. е. за 10—15 лет орошения такими водами содержание обменного Na^+ в ППК возрастает почти в 10 раз, Mg^{2+} — в 2—2,5 раза, а Ca^{2+} падает в 1,5 раза. Для вод меньшей минерализации (1—3 г/л) описанная ситуация полностью повторяется, но на несколько ином качественном и количественном уровне. Таким образом, срок приобретения черноземами признаков осолонцеватости варьирует от 2 до 10 лет и зависит от указанных ранее факторов.

Натурные наблюдения не всегда позволяют однозначно заключить, до какой степени может развиваться солонцеватость в черноземах и какова поэтапная скорость этого процесса, т. е. дать прогноз этого явления. Это можно сделать, используя метод физического и математического моделирования, поскольку в данном случае имеется возможность промоделировать множество различных вариантов вод и почв и их сочетаний. Для примера в табл. 43 приведен прогнозируемый состав ППК орошаемых минерализованными водами черноземов, расчет выполнен по программе LIBRA (Мироненко и др., 1981).

Таблица 43

Прогнозируемый состав ППК (Ca—Mg—Na, % от суммы) черноземов обыкновенных мицеллярно-карбонатных при орошении водами различного химизма и минерализации (расчетные данные, математическая модель LIBRA)

Срок орошения, лет	Химизм и минерализация воды, (г/л)			
	Na—SO ₄		Na—Cl	Na—HCO ₃
	2,7	1,0	1,0	1,0
0	87—11—2,6			
1	78—15—6,5	84—12—4,0	84—12—4,2	84—12—4,5
2	72—19—8,5	81—14—4,9	85—14—5,2	80—14—6,0
5	58—31—10,7	77—17—6,0	77—17—6,3	75—17—8,0
10	43—46—11,0	67—26—6,8	67—26—7,0	—
25	26—63—10,9	47—46—6,6	56—38—7,0	—

Количественный прогноз состава ППК и оценка возможной степени осолонцевания орошаемых черноземов на длительную перспективу показывают: 1) наступление физико-химической солонцеватости почв (Na^+ в составе ППК 4—4,5% и более) происходит в течение 1—2 лет после начала орошения их минерализованными водами неблагоприятного состава, что указывает на высокую селективность черноземов по отношению к натрию и скорость реакций обмена Ca^{2+} — Na^+ в системе ПР—ППК); 2) содержание обменного Na^+ в ППК стабилизируется на уровне 7—10% от суммы катионов спустя 5—10 лет после начала орошения, в дальнейшем изменения в составе ППК происходят

главным образом за счет обмена Ca^{2+} — Mg^{2+} ; 3) уровень содержания Na^+ в ППК тесно связан с абсолютным содержанием его в поливной воде. Результирующий уровень его при этом в большей степени связан с химическим составом вод, чем с общей ее минерализацией.

На основании изложенного можно сделать следующее заключение. Несмотря на то что экология черноземов в условиях орошения зависит от ряда факторов, каждый из которых важен и значителен, наиболее существенно все же результат орошения зависит от качества ирригационных вод. Некондиционные воды очень быстро нарушают естественную сбалансированность процессов почвообразования в черноземах, нарушают их экологию.

Для орошения черноземов экологически и экономически обоснованным следует признать применение вод только высшего качества, солевой состав которых приближен к составу почвенного раствора богарных черноземов.

Увеличение щелочности почв. Увеличение щелочности почвенных растворов в почвах после полива — явление, распространенное достаточно широко, оно прослеживается почти по всему профилю с максимумом в корнеобитаемом слое. Особенно оно проявляется в случае использования для орошения щелочных бикарбонатно-натриевых вод на почвах, не содержащих в верхнем горизонте солей кальция. Вспышки щелочности наблюдаются также при орошении солонцеватых черноземов пресными водами. Щелочные удары при этом могут быть достаточно сильными, pH почв поднимается до 9,0—9,5. Несмотря на непродолжительность периода с высокой реакцией среды, это приводит к сильному повреждению (при pH 8,7—9,0), а иногда и полной гибели сельскохозяйственных всходов (при pH 9,0—9,5). Подщелачивание почвы может иметь место и непосредственно в момент полива и возрастет постепенно, кумулятивно, устойчиво.

Наиболее вероятными причинами, обуславливающими увеличение щелочности (pH) почв, можно считать следующие (Зеленченко и др., 1981; Орлов и др., 1990):

- 1) растворение карбонатов кальция в закрытой системе без доступа CO_2 ;
- 2) повышение щелочности за счет вытеснения ионов натрия из поглощающего комплекса ионами кальция поливной воды;
- 3) распад ионных пар и гидролиз солей при разбавлении раствора.

На рисовых чеках, в условиях затопления почв на длительный период вспышки щелочности возможны также в результате:

- 1) сульфатредукции, обусловленной деятельностью бактерий;
- 2) интенсивного поглощения CO_2 в результате фотосинтеза водорослями и другими гидрофитами (это одна из главных при-

чин повышения щелочности вод в водохранилищах и слабопроточных оросительных каналах при открытой оросительной сети).

Обесструктурирование почв. Обесструктурирование и уплотнение черноземов — это наиболее широко распространенное явление на всей площади орошения. При орошении в почвах имеет место разрушение наиболее ценных в агрономическом плане (5—1 мм) агрегатов (содержание их сокращается в 2—3 раза), одновременно увеличивается глыбистость почв (в 3—5 раз), растет количество пылеватой фракции, снижается коэффициент структурности с 7—8 до 2—3. По мере увеличения срока орошения эти изменения охватывают все более глубокие горизонты почв. Усиливаются они при ненормированном орошении и особенно при орошении минерализованными щелочными водами. Длительное сельскохозяйственное использование черноземов без орошения также вызывает их обесструктурирование, которое проявляется главным образом в верхнем пахотном горизонте и не столь глубоко, как при орошении.

Орошение черноземов приводит также к изменению водопрочности структурных агрегатов. В первые годы орошения она практически всегда снижается, но при прошествии нескольких лет (5—7 лет) часто происходит ее возрастание в результате переобструктурирования почвенной массы и образования качественно новой структуры с изменением внутриагрегатной пористости (табл. 44), что и дает эффект возрастания водопрочности.

Таблица 44

Плотность (г/см³) и пористость (%) агрегатов 3—5 мм чернозема орошаемого обыкновенного мицеллярно-карбонатного

Глубина, см	Неорошаемый		Орошаемый (полевой севооборот)		Орошаемый (овощные культуры)	
	плотность	пористость	плотность	пористость	плотность	пористость
0—10	1,71	34,5	1,82	31,1	1,91	29,0
10—20	1,72	34,1	1,83	30,7	1,93	28,3
20—30	1,82	30,3	1,91	27,7	1,92	28,6
30—60	1,75	33,0	1,80	31,8	1,81	32,7

Но это — «ложная» водопрочность, не имеющая агрономической ценности. Деградация структуры почвы, обуславливающая уменьшение объема порового пространства, происходящего как за счет сокращения крупных межагрегатных пор инфильтрации и аэрации, так и более мелких внутриагрегатных влагопроводящих пор, приводит к снижению вододерживающей способности орошаемых черноземов, отрицательно сказывается и на водном, и на воздушном режиме почв.

Разрушение исходной зернистой структуры черноземов, по-

вышение плотности пахотного горизонта (с 1,0—1,2 до 1,3—1,4 г/см³) связано, в первую очередь, с воздействием тяжелой сельскохозяйственной техники на почвы, когда они находятся не в состоянии спелости, а чаще всего переувлажнены (в результате поливов). Имеет место при этом также механическое разрушение агрегатов при дождевании высокой интенсивности и потеря устойчивости почвенных агрегатов при обильном увлажнении.

В. В. Медведевым (1988) предложены диагностические критерии уровней окультуренности черноземов по агрофизическим показателям (табл. 45). Основываясь на них, сотни тысяч га орошаемых черноземов следует относить к почвам со средним и низким уровнем окультуренности. И это главным образом — результат орошения.

Таблица 45

Диагностические критерии уровней окультуренности черноземов по агрофизическим показателям в пахотном слое (Медведев, 1988)

Уровень окультуренности	Структурно-агрегатный состав		Равновесная плотность, г/см ³	Водопроницаемость, мм/ч (средняя за 6 ч наблюдений)
	воздушно-сухие агрегаты размером 10—0,25 мм	подоустойчивые агрегаты размером более 0,25 мм		
Высокий	70—80	45—55	1,1—1,2	60—90
Средний	60—70	35—45	1,2—1,3	30—60
Низкий	60	35	1,3	30

Слитизация. Слитизация орошаемых черноземов является высшим выражением обесструктурирования и уплотнения черноземов. Верхний слой почвы при этом становится гидрофильным и сильно набухающим. В сухом состоянии он растрескивается на плотные (1,7—1,9 г/см³) крупные тумбовидные глыбы.

Слитизация развивается не во всех случаях, а главным образом в почвах глинистого гранулометрического состава (глинистых частиц не менее 60—70%) с преобладанием илистой фракции смектитовых или смешанослойных сильнонабухающих минералов. Особенно склонны к слитизации почвы, развивающиеся на террасах, имеющие признаки луговости или остаточной солонцеватости. Непосредственной причиной слитизации служит лиофилизация почвенных коллоидов, резкое разбавление и обессоливание почвенного раствора, частая и резкая смена режимов увлажнения (интенсивное увлажнение — высушивание). Неустойчивость коллоидной системы в данном случае обуславливает очень быструю слитизацию почв при высоких нагрузках на нее при обработке сельскохозяйственной техникой.

Дегумификация почв. Почвенный гумус — наиболее динамичная часть почвы, чрезвычайно чувствителен к изменению экологической обстановки, в которой идет его формирование. Орошение как фактор, меняющий экологию степного ландшафта, накладывает отпечаток на гумусное состояние почв. Однако многочисленные литературные данные по этому вопросу столь противоречивы, что дать однозначный ответ на вопрос, что происходит с гумусом почв в изменившейся экологической обстановке, довольно трудно. Одни исследователи говорят о дегумификации почв при этом, другие — о росте запасов гумуса в орошаемых почвах. В некоторых работах отмечается увеличение мощности гумусового горизонта при сохранении общего запаса гумуса.

Обеднение или обогащение почв гумусом во многом зависит от поступления в почву органического материала и скорости его минерализации. Усиление минерализации растительных остатков в условиях орошения — это естественный процесс, поскольку гумус ранее не орошаемых почв в течение длительного времени находился в динамическом равновесии. Его содержание и состав отвечали определенным, реальным биогидротермическим условиям. Изменение этих условий приводит к тому, что старый гумус оказывается неустойчивым к новой экологической обстановке. Разложение его ускоряется. С течением времени свойства гумусовых веществ изменяются так, что они уже не противоречат новым биохимическим и гидротермическим условиям (Орлов и др., 1980).

Это общая схема, реализация которой в конкретных почвенных условиях зависит от множества факторов: радиационного баланса конкретной территории, характера возделываемой культуры, внесения в почву удобрений, поливных и оросительных норм, качества ирригационных вод и других. Влияние всех этих факторов тесно взаимосвязано, и оно может быть как положительным, так и отрицательным. Поэтому столь разноречивы данные по характеристике гумусного состояния орошаемых почв. Для построения прогноза трансформации органического вещества почв при орошении необходим учет всех вышеназванных факторов в их сочетании.

Анализ данных по гумусному состоянию орошаемых обыкновенных (ЦЧО, Предкавказье) и южных (Украина) черноземов позволяет заключить, что в общем плане при орошении имеет место:

1. Уменьшение запасов гумуса в почвах, быстрое в первые 2—3 года и более медленное в последующие 5—7 лет. Активизация деятельности микрофлоры в этот период в новой экологической обстановке настолько велика, что разложению подвергаются не только растительные остатки, но и почвенный гумус. Затем почва со своей новой «влаголюбивой» микрофлорой приходит в некое равновесное состояние с изменившейся экологической обстановкой, и запасы гумуса в почве уменьшаются

значительно медленнее. Так, опыт орошения предкавказских черноземов свидетельствует о сокращении содержания гумуса за 2 года после начала орошения в пахотном горизонте на 0,5%, за 12 лет — на 0,7%.

2. Увеличение фульватности гумуса и соответствующее снижение отношения $C_{гк} : C_{фк}$.

3. Уменьшение фракции гуминовых кислот, связанных с кальцием.

4. Увеличение подвижности гумусовых кислот и миграция их в нижнюю часть почвенного профиля.

Математическое моделирование процессов гумусонакопления в степной зоне показало, что для поддержания бездефицитного баланса гумуса на орошаемых участках требуется ежегодно вносить навоз в количестве 2—5 т/га (это почти в 1,5—2,0 раза больше, чем на неорошаемых черноземах).

Газовый режим почв. При обильных поливах, особенно в присутствии большого резерва свежего органического вещества, концентрация диоксида углерода в почвенном воздухе достигает токсичных величин ($CO_2 > 1\%$) и ощущается дефицит кислорода (при $O_2 < 20\%$). Данное обстоятельство влияет негативно на биоту почвы, подавляя деятельность и микроорганизмов, и корневой системы сельскохозяйственных культур. Кроме того, увеличение парциального давления CO_2 нарушает состояние карбонатно-кальциевой системы черноземов, способствует потери почвами кальция, что, в свою очередь, отрицательно сказывается на протекании целого ряда процессов, нарушая их сбалансированность.

Таким образом, из изложенного видно, что при орошении черноземов как пресными, так и минерализованными водами развивается серия неблагоприятных процессов, часть из которых носит «моментальный» характер, и развиваются только в момент полива (температурные эффекты, скачки pH и Eh, появление токсичных газов и ионов в ПР) и оказывают непосредственное влияние на урожай сельскохозяйственных культур; другие развиваются кумулятивно, в длительном цикле орошаемого земледелия (засоление, осолонцевание, деструктуризация и слитизация). Эти изменения и экология черноземов находятся в самой тесной связи. Развитие в почвах при орошении указанных процессов — это нарушение экологии черноземов, потеря их плодородия.

Встает вопрос: нужно ли орошение в степной зоне вообще, не приносит ли оно больше экологического и экономического ущерба, чем пользы? Этот вопрос ставил еще сто лет назад В. В. Докучаев в своем классическом труде о черноземах России. Он выразил большие сомнения в целесообразности орошения черноземов, отметив, что оно может быть эффективным только для травосеяния, но не для зерновых культур.

Сегодня мы также говорим, что орошение в степной зоне должно служить главным образом для нужд животноводства

(травосеяние и кормовые культуры) и овощеводства. Орошение должно быть гибким, только дополнительным к атмосферному увлажнению. Оно должно осуществляться крайне осторожно, с учетом природных экологических особенностей черноземов.

ПРИЧИНЫ НАРУШЕНИЯ ЭКОЛОГИИ ЧЕРНОЗЕМОВ

Главные причины отмеченных неблагоприятных явлений, развивающихся в черноземах в условиях орошения, следующие:

1. Несоответствие принятой технологии орошения черноземов их природной экологии.

Применяемый в настоящее время режим орошения обуславливает создание промывного режима почв, избытка воды в почвенно-грунтовой толще и, как следствие последнего, нарушение водного, воздушного, окислительно-восстановительного и других режимов. Оросительные и поливные нормы в данном случае являются расчетными, в основе их заложены данные транспирационных коэффициентов сельскохозяйственных культур. Динамики влагозапасов в почве они не учитывают. Не может быть учтена при этом резко выраженная вариабельность атмосферных осадков в степной зоне (реальные осадки сезона отклоняются от средних величин на 50—300%). В результате очень часто на орошаемые массивы вода подается в избытке. Может иметь место и недополив, что если и не нарушает экологическую обстановку, то на урожайности культуры, безусловно, сказывается, значительно снижая ее.

Оптимизация водного режима почв, т. е. поддержание его в оптимальных для растений и почв пределах, предполагает постоянный оперативный контроль за содержанием влаги в почве. В этом случае возможно количественно выявить недостаток влаги и установить норму полива, необходимую для его ликвидации, и не допустить перетока влаги. При этом соблюдается один из основных принципов орошаемого земледелия в степной зоне — орошение по дефициту влаги в почве.

В настоящее время на большинстве орошаемых массивов практически не существует постоянного контроля благообеспеченности растений. Лишь эпизодически проводятся единичные определения влажности почв, что объясняется, в первую очередь, тем, что надежные экспресс-методы, которыми можно было бы пользоваться в производственных условиях, хозяйствами не осваиваются и не внедряются. Термовесовой метод определения влажности почв (наиболее распространенный) для этих целей мало пригоден вследствие своей трудоемкости, что исключает оперативное получение сведений о влагозапасах в почвах. В последние годы на Украине (Коваленко, Остапчик и др., 1987) разработаны расчетные модели водопотребления, которые нашли применение в информационно-советующей системе оперативного планирования орошения «Оперативное прогнозирование».

ние запасов влаги на полях» (ИСС ОПО-01). Но программное обеспечение этой системы может быть реализовано только на ЭВМ, что сильно ограничивает возможности ее использования. На ряде оросительных систем Украины и Молдовы она внедрена и работает эффективно.

Находят сейчас применение и инструментальные методы управления режимом орошения с помощью гидравлических почвенных балансомеров (Тищенко, 1988). Но этот метод имеет ряд существенных недостатков. Так, балансомер предназначен для получения прогнозной информации на большой территории (до 100 км по диаметру), что предполагает пространственную однородность всех почвенно-гидрологических и метеорологических факторов. Однако это допущение не соответствует реальным условиям. Создание же более частой сети балансомеров ограничивается их высокой стоимостью.

Наиболее перспективным, благодаря простоте, надежности, доступности и малой стоимости, способом, который может обеспечить постоянный контроль за динамикой влаги в почве и учесть фактический дефицит влагозапасов в корнеобитаемой толще почвы, является тензиометрический метод. Он заключается в измерении давления почвенной влаги с помощью приборов тензиометров (Суднищын, 1979). Этот экспресс-метод позволяет осуществлять постоянный мониторинг почвенной влажности практически на каждом поле, дает возможность создать оптимальный водный режим и обеспечить минимализацию побочных негативных явлений в условиях орошения.

2. Деградация агрофизических свойств орошаемых почв (разрушение структуры, уплотнение, слитизация и другие) — результат ежегодной, многократной обработки их тяжелой сельскохозяйственной техникой, особенно если они обрабатываются в состоянии повышенного увлажнения.

Поле, при посеве на нем зерновой культуры, в течение года подвергается сплошному прикатыванию колесами и гусеницами до двух раз, при посеве пропашной культуры — 3—4 раза. Предотвратить переуплотнение почв можно путем снижения уплотняющего усилия сельскохозяйственных машин до агротехнически допустимого уровня (0,5—2,5 кгс/см²), а также системой мер, усиливающих процесс разуплотнения почв: внесение органических удобрений, выполнение механизированных операций на повышенных скоростях и другие (Медведев, Цыбулько, 1986).

3. Негативные изменения черноземов во многом напрямую связаны с качеством вод, применяемых для орошения.

При орошении пресными водами гидрокарбонатно-кальциевого состава (рН близок к нейтральному) с соблюдением научно обоснованных рекомендаций в результате даже длительного орошения имеет место ухудшение главным образом агрофизических свойств почв. Химические и физико-химические свойства их меняются мало.

При орошении пресными, но щелочными водами (это в основном воды артезианские, минерализация их 0,7—1,0 г/л; нередко в воде присутствует сода; рН — 8,0—9,0; натрий составляет 50—60% от суммы катионов), а также слабоминерализованными водами сульфатно- и хлоридно-натриевого состава (это воды небольших степных рек, прудов-накопителей, лиманов, некоторых водохранилищ, шахтные и сточные воды и другие; минерализация их 2—4 г/л; рН вод 7,5—8,5; натрия содержится 50—70% от суммы катионов), неизбежны деградационные изменения многих свойств почв. Эти воды с точки зрения экологии черноземов для орошения особенно опасны.

ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В СТЕПНЫХ РАЙОНАХ ОРОШАЕМОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ

Нарушение экологии степных ландшафтов при массовом развитии орошаемого земледелия и деградационные изменения свойств черноземов требуют обязательной организации мониторинга за состоянием орошаемых полей для принятия срочных мелиоративных мер в случае появления тенденции деградационных явлений. Без мониторинга невозможно функционирование экологически чистой оросительной системы, невозможно сохранение экологии черноземов.

Перед почвенно-экологическим мониторингом стоят следующие задачи:

- 1) оценить и дать прогноз состояния орошаемых массивов;
- 2) выявить причины неблагоприятного состояния орошаемых и сопредельных территорий;
- 3) разработать перечень наиболее информативных показателей для постоянного и систематического мониторинга;
- 4) осуществлять оперативный контроль за состоянием орошаемых и прилегающих к массиву орошения территорий.

Выделяются три этапа контроля почвенно-экологического состояния орошаемого массива.

Первый этап — получение гидрологических характеристик массива орошения: уровень грунтовых вод и их химический состав; источник орошения (качественная оценка вод).

Второй этап — составление почвенного паспорта каждого поля оросительной системы (как функционирующей, так и вновь сооружаемой или реконструируемой). Паспорт поля включает усредненные по площади количественные показатели почвенных параметров, необходимых для последующего мониторинга: гранулометрический состав, водно-физические показатели (полная и наименьшая влагоемкость, влажность завядания, влажность разрыва капилляров, плотность почв и другие), в перспективе — определение ОГХ (основная гидрофизическая характеристика почв), содержание и запасы гумуса, рН почв, емкость катионного обмена и состав обменных **катионов**, **засоленность** почв и состав солей, содержание карбонатов.

Третий этап — организация мониторинга. В зависимости от показателей состояния почв он может быть постоянный, систематический и долгосрочный.

Многочисленные исследования, выполненные на оросительных системах юга степной зоны, показали, что влажность почв нуждается в постоянном мониторинге в течение всего вегетационного периода; засоление, осолонцевание, обеспеченность почв питательными веществами и гумусом требуют систематического мониторинга, т. е. через определенный промежуток времени (1—2 года); более консервативные показатели — гранулометрический и минералогический состав — долгосрочного мониторинга (один раз в ротацию севооборота).

Завершающим этапом создания почвенного мониторинга на орошаемых землях является разработка моделей и прогнозов почвенно-мелиоративных процессов, в основу которых должны быть положены закономерности процессов почвообразования и режимов, установленные для орошаемых черноземов.

ОЦЕНКА И МОНИТОРИНГ ОПУСТЫНИВАНИЯ

Аридные и семиаридные земли, засушливые территории, занимают на земном шаре около 50 млн. км², или 30% всей суши. Вместе с районами, где за столетие не менее 10—15% лет бывают засушливыми, это составляет не менее половины суши земного шара (рис. 27).

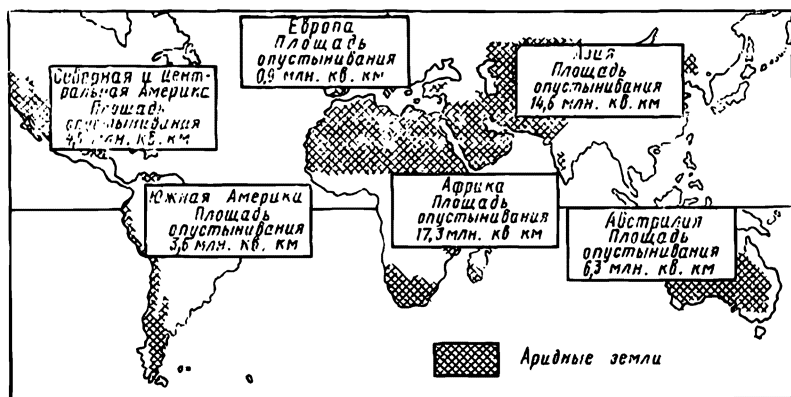


Рис. 27. Мировая карта опустынивания (Зонн, 1982)

Обладая высоким биоклиматическим потенциалом, аридные и полуаридные территории обеспечивают проживание 14% населения Земли. При этом если в пустынных районах с экстремальными условиями жизни плотность сельского населения не превышает 1 чел/км², в полуаридной — 10 чел/км², то в районах орошаемого земледелия она значительно выше и может достигать 300 чел/км². Вместе с тем неконтролируемые попытки человека максимально использовать природный потенциал чрезвычайно хрупких в экологическом отношении засушливых территорий ведут к деградации экосистем аридных и полуаридных территорий, к их опустыниванию. Процесс опустынивания выражается в неблагоприятных изменениях теплового и водного баланса земной поверхности, угнетении растительности, засолении почв и грунтовых вод, уменьшении биологической продук-

тивности территории, учащении засух средней и высокой интенсивности, развитии процессов дефляции, эрозии и т. д.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОПУСТЫНИВАНИЯ

Очевидно, что оценка и мониторинг опустынивания должны опираться в первую очередь на определение этого понятия. Опустынивание — процесс превращения в пустыню, пустынную территорию. Однако сложившегося общепризнанного определения этого явления до сих пор нет.

Проблема опустынивания сложна и многопланова. Она затрагивает не только природно-географические, но и социально-экономические аспекты (рис. 28), что затрудняет рациональную типологию и выработку общих принципов оценки, мониторинга и борьбы с этим явлением. Поэтому вопрос выработки единого определения опустынивания, которое в концентрированном виде отражало бы общие методологические подходы к оценке этого явления, занимает особое место. За последние 15 лет было предложено несколько десятков определений опустынивания, общая идея которых состояла в том, что опустынивание в конечном итоге ведет к снижению биологического потенциала территории. Основные дискуссии велись в отношении следующих моментов:

1) является ли опустынивание только антропогенным феноменом, и не следует ли рассматривать наряду с антропогенным также и естественное опустынивание?

2) является ли опустынивание необратимым процессом или же процессы опустынивания обратимы?

В известной степени конец этой дискуссии положило определение опустынивания, принятое в 1990 г. на консультативном совещании по оценке опустынивания в Найроби, согласно которому **«опустынивание — это деградация земель в аридных, семиаридных и засушливых регионах в результате неблагоприятного антропогенного воздействия»**. В свете этой концепции понятие **«земли»** включает почвенные и местные водные ресурсы, поверхность земли и растительность (или сельскохозяйственные культуры); под понятием **«деградация»** подразумевается снижение ресурсного потенциала территории в результате воздействия на земли одного или комплекса процессов (водной и ветровой эрозии и последующего переотложения переносимого материала, постепенного уменьшения количества или разнообразия естественной растительности, а также засоления и подщелачивания).

Поскольку в определении специально не оговорена необратимость происходящих при опустынивании процессов, то подразумевается, что в их числе могут быть и обратимые, и необратимые процессы.

Четкое обозначение основных компонентов ландшафтов, подверженных деградации, позволяет говорить не только об

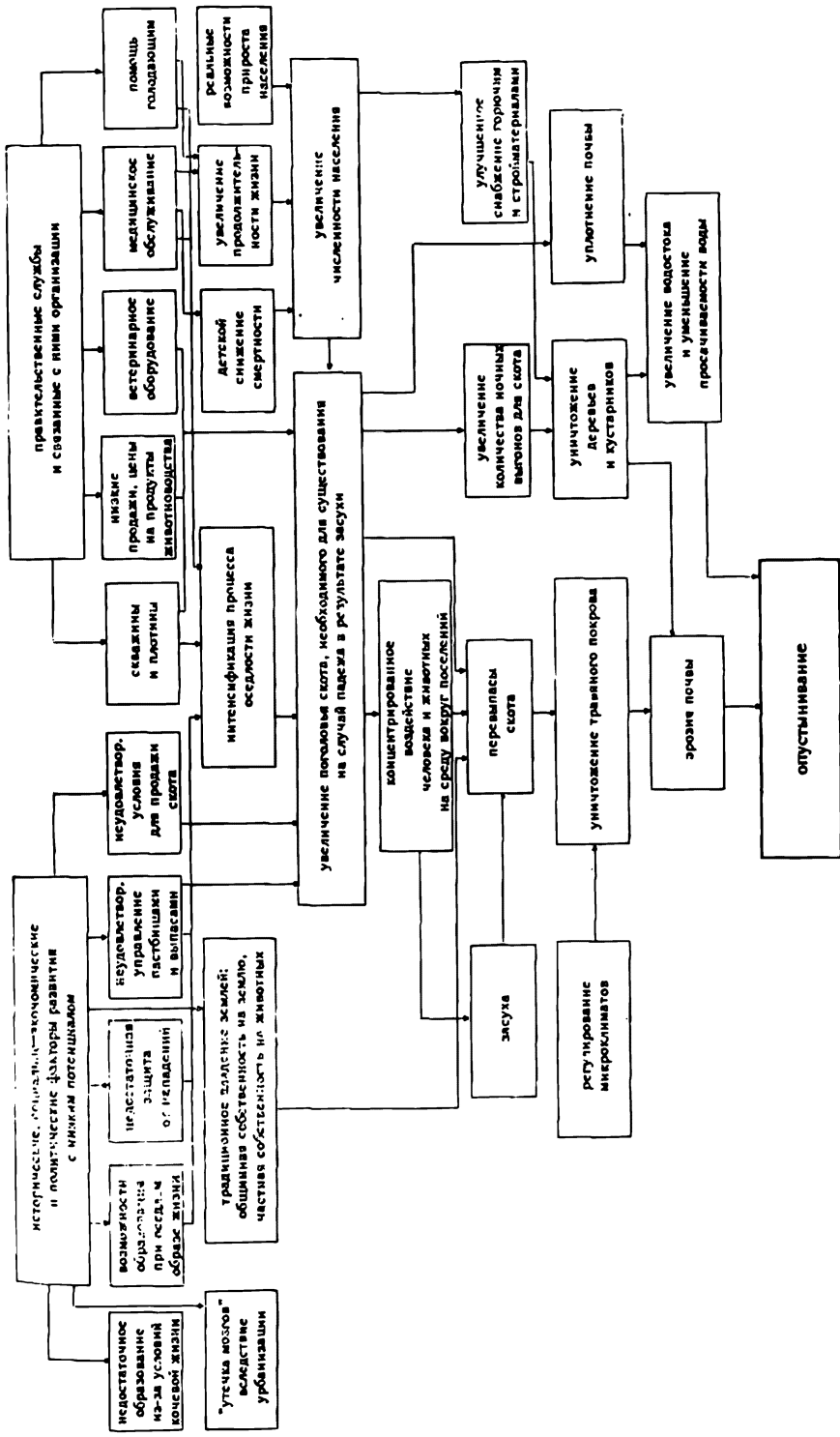


Рис. 28. Взаимосвязь природных и антропогенных причин опустынивания (журнал ЮНЕСКО «Природа и ресурсы», февраль, 1979)

опустынивании в целом, но и об опустынивании почв (почвенного покрова), опустынивании растительности (или растительного покрова) и т. д. Системный характер изучения явления опустынивания, его оценки и мониторинга, предполагает не только изучение отдельных составляющих явления опустынивания, но и взаимосвязей между этими составляющими.

В приведенном определении четко разделены понятия «опустынивание» и «аридность». Климатическая аридность той или иной территории является важнейшей причиной (или фактором) опустынивания. Однако только аридность (макро-, мезо-, микро-) климата или его увеличивающаяся засушливость (аридизация) далеко не всегда приводят к опустыниванию. Как правило, необходимо участие других причин (эрозия, уничтожение растительности, засоление и др.), которые дают возможность существующей или усиливающейся засушливости климата активно воздействовать на почвы, грунтовые воды, биоту, рельеф засушливых территорий и приводить к их устойчивым изменениям. В отличие от климатического фактора опустынивания, эти причины носят название **«агентов опустынивания»**. При этом такие компоненты ландшафтов, как почвы, грунтовые воды, биота, рельеф, выступают в двойной роли. С одной стороны, они подвержены изменениям, и в этом смысле они являются **объектами опустынивания**, а с другой стороны, в силу существующих взаимосвязей в ландшафте они являются также и **регуляторами прямого воздействия опустынивания** на исходную экосистему, или экосистему, трансформированную предшествующими стадиями опустынивания. Объекты и регуляторы опустынивания, в отличие от агентов опустынивания, выступают в целом как **условия опустынивания**. Устойчивые изменения условий опустынивания носят название **результата опустынивания**.

На рис. 29 представлена взаимосвязь причин (факторы+агенты), условий (объекты+регуляторы) и результатов опустынивания. Как видно из схемы, к числу составляющих явление опустынивания относятся климатическая составляющая, выступающая в качестве фактора и результата опустынивания, а также почвенная, гидрологическая, биологическая и геоморфологическая составляющие, выступающие в качестве условий и результата опустынивания. Все составляющие тесно связаны между собой как при рассмотрении их в пределах отдельных блоков факторов, условий и результатов опустынивания, так и при вскрытии причинно-следственных связей между этими и другими блоками схемы.

В-четвертых, в принятом варианте определения опустынивания заостряется внимание на антропогенном характере этого явления. И хотя не исключены чисто природные причины опустынивания (например, глобальное потепление климата), около 80% аридных земель, используемых в богарном земледелии и пастбищном скотоводстве, согласно оценкам Дрегне (1981),

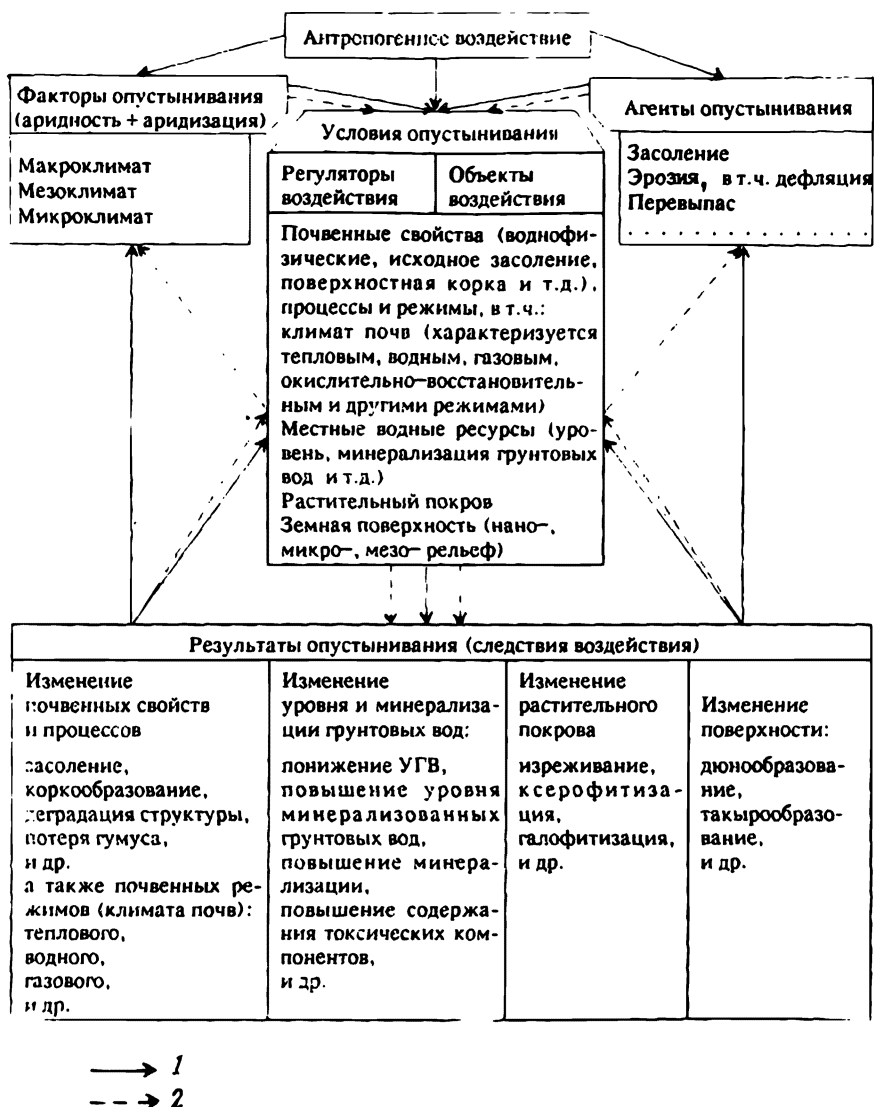


Рис. 29. Схема взаимодействия факторов, агентов, условий и результата опустынивания: (1 — прямые воздействия, 2 — опосредованные воздействия)

подвержены антропогенному опустыниванию, а площадь современных антропогенных пустынь, согласно оценкам ООН, составляет более 9,1 млн км². Формы же антропогенного воздействия настолько разнообразны, что они могут как прямо изменять различные факторы, условия, агенты и результаты

опустынивания, так и действовать опосредованно, иницируя или ускоряя те или иные природные процессы, ведущие к опустыниванию.

Как следует из изложенного, явление опустынивания носит комплексный характер. В силу этого разнообразны формы и методы проведения мониторинга опустынивания. Из методологических принципов, заложенных в определение опустынивания, вытекает, что постоянного слежения и контроля требуют факторы, агенты, условия опустынивания (включая как объекты воздействия, так и регуляторы воздействия), а также результат опустынивания. Кроме того, поскольку человек является не только инициатором, но и жертвой опустынивания, необходима организация контроля и слежения за социальными и экономическими причинами и последствиями опустынивания.

Помимо приведенных определений при оценке и мониторинге опустынивания часто используются следующие термины.

Пустыня — засушливая территория, характеризующаяся скудной растительностью или ее полным отсутствием из-за недостаточного выпадения дождей или почвенной аридности; пустыни практически полностью лишены различных почв.

Иначе говоря, пустыня, вопреки широко распространенному мнению, — это не только климатическое образование. Для того чтобы подчеркнуть эту особенность, различают **климатическую аридность**, определяемую через различные климатические индексы, основанные на соотношениях различных параметров климата (радиационный баланс, испарение, испаряемость, количество выпадающих осадков и др.), и **аридность территории**, которая рассматривается как региональный признак той или иной территории, характеризующийся комплексом взаимосвязанных параметров климата, почв, рельефа и гидрологии в совокупности обуславливающих недостаток влаги, необходимой для реализации термического потенциала фотосинтетической активности. При этом климатическая аридность и аридность территории рассматриваются как два взаимосвязанных, но самостоятельных явления. Значительную роль в аридности территории играют почвенные свойства и процессы, изменение которых в сторону уменьшения влагозапасов, содержания гумуса, увеличения засоления, особенно усиливающихся в результате хозяйственной деятельности человека, ведет к аридизации и опустыниванию территории даже при относительно благоприятных климатических условиях.

Аридизация почвы — изменение почвы в сторону уменьшения ее способности обеспечивать растения доступной влагой.

Аридизация растительного покрова — увеличение в составе растительности ксерофитных видов за счет уменьшения мезофитных при общем снижении степени покрытия территории растительностью и биологической продуктивности.

Риск (опасность) опустынивания — потенциальная возможность развития процессов опустынивания при превышении до-

пустынных пределов изменений экологического равновесия территорий в процессе их хозяйственного использования человеком. В зависимости от вида землепользования одна и та же территория может иметь различную степень риска опустынивания.

Засуха — климатическое и (или) почвенное явление, характеризующееся длительным отсутствием атмосферных осадков при высокой температуре и инсоляции, приводящее к падению относительной влажности воздуха до 30% и ниже и влажности почвы ниже 50% наименьшей влагоемкости, к увеличению концентрации почвенного раствора до токсических величин.

При оценке и мониторинге опустынивания часто пользуются такими понятиями, как характер, скорость (темпы), степень и глубина опустынивания. Хотя до настоящего времени отсутствуют четко сформулированные определения этих терминов, в общем виде их можно интерпретировать следующим образом. Термином **характер опустынивания** пользуются при указании на ведущие причины опустынивания и вызываемые ими процессы опустынивания, что является основой для выделения типов опустынивания и разработки общей типологии этого явления. Под **степенью опустынивания**, как правило, подразумевают степень приближенности условий меняющейся природной среды к пустынным условиям. Термин **глубина опустынивания** призван отобразить соотношение обратимых и необратимых изменений природной среды, имеющих место в результате опустынивания. Термином **скорость (темпы) опустынивания** обозначают изменение во времени различных индикаторов опустынивания. При этом **индикаторами опустынивания** служат наиболее яркие и легко контролируемые количественные или качественные показатели состояния природной среды (почв, грунтовых вод, растительного и животного мира, рельефа, климата), используемые для оценки уязвимости экосистем в отношении опустынивания, предсказания возможности опустынивания до начала этого процесса, для мониторинга этого явления в регионах, страдающих от опустынивания и находящихся под угрозой опустынивания, а также для оценки последствий опустынивания и разработки мероприятий по борьбе с ним.

МЕТОДОЛОГИЯ МОНИТОРИНГА ОПУСТЫНИВАНИЯ

Разработка общепринятой комплексной методологии мониторинга опустынивания — сложная научная и практическая задача. Основные причины, сдерживающие ее создание, это чрезвычайно широкий спектр требований, предъявляемых к мониторингу опустынивания.

Во-первых, мониторинг опустынивания, заключающийся в организации систематических наблюдений, слежении и контроле за опустыниванием, включает три взаимосвязанных направления: социально-экономический, санитарно-гигиенический и

экологический. Эти направления различаются по используемым принципам и методам слежения и контроля, нуждаются в различных информационных базах.

Второй комплекс требований, согласно подходам ГЕМС (глобальной системы мониторинга окружающей среды), состоит в составлении такого банка данных, с помощью которого можно судить о динамике производительных систем, а при обработке этих данных выявлять причинные связи в тенденциях продуктивности, ведущих к опустыниванию. Этот банк данных должен служить аналитической основой для оценки опустынивания в целях управления и планирования использования природных ресурсов засушливых территорий.

Как следует из схемы, приведенной на рис. 29, понимание динамики природных систем при опустынивании и причинных связей внутри них невозможно без организации слежения и контроля за всеми факторами, условиями, агентами и результатами опустынивания, представляющими собой сложную динамическую систему с разветвленной структурой взаимных связей, в которой воздействие на какой-либо из ее компонентов может приводить к изменению всей системы в целом. При этом необходима организация мониторинга всех составляющих явления опустынивания: климатической, почвенной, растительной, гидрологической и геоморфологической. В контексте этого комплекса требований необходимо помнить, что в целях прогноза опустынивания необходима организация контроля также и за изменением рискообразующих факторов, агентов и условий опустынивания. Кроме того, в силу многообразия протекания процессов опустынивания в различных природных областях земного шара определение конкретных количественных параметров мониторинга опустынивания должно проводиться отдельно для каждой природной зоны.

Третий комплекс требований к мониторингу опустынивания связан с необходимостью организации как минимум трех взаимосвязанных систем мониторинга разного масштаба: глобальный, региональный и локальный мониторинг опустынивания.

Несмотря на сложность задачи к настоящему времени накоплен большой опыт в решении проблем мониторинга опустынивания. Так, например, разработан целый ряд индикаторов опустынивания, обнадеживающие результаты получены в области типологии опустынивания, разработки методов дистанционного мониторинга, создаются основы мониторинга отдельных составляющих явления опустынивания.

ИНДИКАТОРЫ ОПУСТЫНИВАНИЯ

Индикаторы опустынивания многообразны и являются главными параметрами его мониторинга.

Наибольший интерес с точки зрения практического использования в целях мониторинга представляет классификация ин-

дикаторов опустынивания, предложенная Н. Т. Нечаевой (1978) и положенная в основу международных схем индикации и мониторинга опустынивания. В этих схемах выделяют три группы индикаторов опустынивания: физические, биологические и социальные.

Физические индикаторы (почвенно-геохимические и гидрологические): 1) количество пыльных и песчаных бурь и других неблагоприятных климатических процессов; 2) изменение дебита, глубины залегания и качества грунтовых вод; 3) степень и формы развития процессов эрозии и дефляции; 4) изменение стока паводковых вод и объема твердого стока; 5) изменение мощности почвы в корнеобитаемом слое и содержание в ней гумуса; 6) степень засоления и осолонцевания почвы; 7) образование различного рода корковых и панцирных покровов почв.

Биологические индикаторы. *Растительность*: 1) соотношение «климаксных» и внедрившихся растительных видов, 2) соотношение ксерофильных и мезофильных видов в составе растительности, 3) степень проективного покрытия растениями поверхности почвы — густота растительного покрова, 4) биологическая продуктивность (биомасса) и урожай кормов. *Животные*: 1) основные виды, 2) поголовье домашнего скота, 3) численность животных, 4) структура популяций, 5) особенности размножения, 6) вторичная продукция.

Среди **социальных индикаторов** выделяются следующие группы: 1) системы землепользования (включая поливное земледелие, богарное земледелие, скотоводство, заготовка и вывоз растительного сырья, туризм и др.); 2) структура расселения; 3) биологические параметры населения; 4) параметры социальных процессов.

Сложность организации мониторинга опустынивания по его индикаторам определяется тем, что ни один из параметров, взятых в отдельности, не является специфическим для опустынивания, хотя и может сопровождать его в разных конкретных ситуациях и сочетаниях. Даже такой индикатор, как снижение биологической продуктивности, если оно сопряжено не с аридизацией почвы, а является временным следствием засух, не может рассматриваться в качестве диагностического для опустынивания. Точно так же нет опустынивания и на орошаемых землях, даже если на них и наблюдается деградация почвенного покрова (ирригационная эрозия, засоление, осолонцевание, заболачивание, деградационное оглеение, обеднение, интоксикация). Опустынивание этих земель может произойти лишь после их забрасывания или исключения из орошаемого земледелия.

По утверждению Розанова (1984), текущий процесс деградации почвенного покрова на орошаемых территориях вследствие технического несовершенства оросительных систем или ошибок ирригации сам по себе не является ни опустыниванием, ни индикатором его проявления, ни его следствием. Однако этот деградационный процесс может стать причиной будущего опу-

стынивания и должен рассматриваться в связи с оценкой риска или потенциальной возможности опустынивания. Почвенные параметры, которые определяют степень деградации почвенного покрова, в данном случае подлежат мониторингу как параметру риска опустынивания.

В настоящее время многообразные индикаторы опустынивания, в том числе и риска опустынивания, подлежат инвентаризации. Подходы к количественному или качественному определению индикаторов, которые могут служить параметрами мониторинга опустынивания, весьма разнообразны, и данная за-

Таблица 46

Оценка опустынивания по параметрам засоления почв
(Рафиков, 1988; Харин, 1983)

Аспект	Критерий	Класс опустынивания			
		слабое	умеренное	сильное	очень сильное
Современное состояние	степень засоления: плотный остаток, %	0,21—0,40	0,41—0,60	0,61—1,00	> 1,00
	хлор	0,001—0,3	0,03—0,10	0,10—0,23	> 0,23
	натрий	0,023—0,046	0,047—0,092	0,093—0,184	< 0,184
	сумма токсичных солей, %	< 0,28	< 0,40	< 0,69	> 0,69
	расположение солевых горизонтов в профиле	ниже 80—100 см	в слое 30—80 см	в слое 0—30 см	весь профиль насыщен солями
	химизм засоления	Cl ⁻ —SO ₄ ²⁻ , SO ₄ ²⁻	Cl—SO ₄ ²⁻ , SO ₄ ²⁻ —Cl	SO ₄ ²⁻ —Cl ⁻ , Cl ⁻	Cl ⁻
Вероятная опасность опустынивания	дренированность грунтов зоны аэрации	средняя	слабая	низкая	очень низкая
	среднегодовая глубина грунтовых вод, см	500—300	300—100	100—50	< 50
Темпы опустынивания	минерализация грунтовых вод, г/л	3—6	6—10	10—30	> 30
	увеличение площади засоления, %/год	< 1	2	5	> 5
	сезонное накопление солей в слое 0—60 см, %	0,11—0,20	0,21—0,30	0,31—0,60	> 0,6 (1,2)

дача пока еще далека от завершения. Общая же направленность этих подходов — взаимоувязать разнокачественные параметры, используемые при мониторинге опустынивания таким образом, чтобы это давало возможность выявлять тенденции в протекании опустынивания на данной конкретной территории при определенном масштабе рассмотрения. Как правило, при этом различные параметры группируются в специальные таблицы, служащие для оценки таких сторон опустынивания, как характер, скорость, степень, глубина, а также для характеристики потенциальной опасности этого явления. В табл. 46 приведен пример таких построений. Сходные таблицы разработаны, например, для оценки современного состояния, темпов, вероятной опасности опустынивания по параметрам засоления почв, водной и ветровой эрозии, по параметрам водного режима почв, по растительным индикаторам и др.

ТИПОЛОГИЯ ОПУСТЫНИВАНИЯ

Полный спектр индикаторов опустынивания, используемых в качестве параметров мониторинга этого явления, чрезвычайно широк в силу разнообразия причин опустынивания. Однако комплекс причин, вызывающих опустынивание в каком-либо конкретном регионе, как правило, ограничен, что обуславливает нецелесообразность мониторинга этого явления по всему возможному спектру контролируемых параметров и индикаторов, и ставит задачу отбора лишь необходимых и достаточных параметров мониторинга опустынивания для данных конкретных условий.

В связи с этим в целях организации регионального и локального мониторинга опустынивания необходимо уметь определять и дифференцировать основные причины опустынивания. Эта задача решается в рамках типологии опустынивания. Согласно ФАО—ЮНЕП (1982), выделяется восемь типов опустынивания: деградация растительного покрова, ветровая и водная эрозия, разрушение почвенной структуры, сокращение содержания гумуса в почве, засоление и осолонцевание почв, заболачивание, увеличение токсических веществ. Эти же явления, как правило, называются другими авторами в числе причин (или факторов) опустынивания, при этом к ним добавляют такие причины, как монокультурное земледелие, чрезмерная эксплуатация естественных пастбищ, нерационально организованное орошение и др. Очевидно, что при этом смешиваются антропогенные и природные причины опустынивания, не разделяются причинно-следственные связи в явлении опустынивания, отождествляются причины и факторы опустынивания.

И. С. Зонн (1990) предложил более четко различать понятия «процессы», «факторы» и «причины» опустынивания и показал, что типы опустынивания — это в большей степени типы

процессов-следствий, а причины опустынивания — это либо антропогенные, либо природные факторы.



Рис. 30. Организационная схема фактора-процесса «орошаемое земледелие», определяющего ирригационный тип опустынивания (Зонн, 1990)

В качестве примера И. С. Зонн приводит механизм опустынивания при орошаемом земледелии, выступающем как антропогенный фактор-процесс (рис. 30). Этот обобщенный фактор-процесс может быть разделен, с одной стороны, по способам орошения: на поверхностное, дождевание, капельное, импульсное и т. д.; с другой, — по источникам водозабора: на бесплотинный, плотинный, скважинный, колодезный и т. д. Такому же разделению может быть подвергнут любой вид антропогенной деятельности: пастбищное скотоводство, богарное земледелие и т. д. Так, например, в богарном земледелии могут быть выделены подсечно-огневое, переложное, плантационное и т. д. Такое разделение, по утверждению автора, позволяет провести более тесную дифференциацию процессов-следствий и их влияний на природные и социальные компоненты и, очевидно, способствует детализации направлений мониторинга природной среды при данном типе опустынивания.

При таком подходе следует учитывать, что не все виды орошаемого земледелия могут вызвать процесс опустынивания, а лишь те, чьи процессы-следствия приводят к аридизации территорий и, в конечном счете, к их деградации. В качестве примера можно привести также перечень процессов-следствий такого фактора-процесса, как орошаемое земледелие. В табл. 47 приведены компоненты ландшафта, показатели изменения состояния которых могут служить параметрами мониторинга процессов-следствий, ведущих к опустыниванию.

Основываясь на разделении антропогенных факторов-процессов опустынивания и природно-антропогенных процессов-следствий, И. С. Зонн показал, что любой тип опустынивания может быть интерпретирован через сочетание факторов-процессов и процессов-следствий, выстроенных в типологические ряды. На практике это осуществляется путем построения двумерной

щих территорий, как это имеет место в случае опустынивания Приаралья, связанного с регулированием стока рек бассейна Аральского моря в их верхнем и среднем течении.

ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ОПУСТЫНИВАНИЯ

Как нетрудно заметить из вышеизложенного, для мониторинга такого сложного явления, как опустынивание, необходима организация систематических наблюдений за всеми компонентами опустынивающихся ландшафтов. Однако общеландшафтный подход к мониторингу опустынивания позволяет получить лишь общее представление о масштабах этого явления, вскрыть только общие закономерности изменения природной среды при опустынивании. Более детальные результаты могут быть получены лишь при углубленных исследованиях отдельных составляющих опустынивания (климатической, почвенной, биологической, геоморфологической, гидрологической) с использованием аппарата специальных наук, занимающихся изучением отдельных компонентов ландшафта.

Задачи организации мониторинга «почвенной» составляющей опустынивания, очевидно, должны решаться с использованием методов и методологии почвоведения. Так, например, для почвоведов ясно, что при одной и той же степени засоления процессы опустынивания могут протекать разными путями с разной скоростью и достигать разной степени и глубины, поскольку деградационные изменения почв при засолении зависят от состава солей, от минералогического и гранулометрического состава почв, от типа солевого и водного режимов. В рамках почвоведения получают объяснение такие явления, как разная степень деградации экосистем засушливых территорий при заболачивании, вызванном подтоплением почв коллекторно-дренажными водами, поступающими с оросительных систем. Почвоведу ясно, что помимо степени засоления грунтовых вод в этих случаях необходимо учитывать изменения окислительно-восстановительного режима почв. Таким образом, почвенно-экологический мониторинг требует расширения информационной базы мониторинга опустынивания за счет введения специальных дополнительных параметров наблюдения за почвенными свойствами, процессами и режимами.

Требования к организации специального почвенно-экологического мониторинга опустынивания, с одной стороны, вытекают из общих целей и методологических принципов мониторинга опустынивания, изложенных выше, а с другой, — связаны со спецификой понимания такого природного процесса, как опустынивание почв, с особенностями почвы как природного тела, а также с местом почв в системе экологических взаимосвязей в засушливых экосистемах.

Общие методологические принципы мониторинга опустыни-

вания предполагают применительно к почвенному мониторингу опустынивания: 1) учет при почвенно-экологическом мониторинге таких аспектов, как масштаб наблюдения (глобальный, региональный и локальный мониторинг опустынивания почв) и методы наблюдения (наземный и дистанционный мониторинг опустынивания почв); 2) не только наблюдение результата опустынивания почв, но и контроль за изменением факторов, агентов, условий и результатов опустынивания почв, а также слежение за параметрами риска опустынивания почв; 3) учет особенностей опустынивающихся территорий с целью отбора специфических для данного региона параметров наблюдения за почвами.

Эти общие принципы определяют такой подход к организации мониторинга опустынивания почв, который основан на простой констатации изменения свойств почв, почвенного покрова, направлений почвообразовательных процессов при опустынивании, констатации общих факторов, агентов и условий опустынивания, ведущих к потере продуктивности почв в засушливых регионах.

Во многом этот подход, который условно можно назвать «оценочным», уже реализован в рамках общеландшафтного подхода к мониторингу опустынивания и частично проиллюстрирован в предыдущих разделах этой главы. Вместе с тем общий подход к организации почвенно-экологического мониторинга опустынивания не дает возможность создать единую систему такого мониторинга, поскольку не позволяет очертить круг необходимых и достаточных параметров мониторинга и лишь способствует бесконтрольному расширению его информационной базы. Действительно, спектр почвенных свойств, изменяющихся при опустынивании, чрезвычайно широк. Только перечисление всех морфологических, механических, физических, минералогических, водно-физических, химических, физико-химических, биологических и других свойств почв, изменяющихся при опустынивании или обуславливающих опасность этого явления, заняло бы несколько страниц. Кроме того, часто индикаторами характера, степени, скорости и глубины опустынивания являются не только количественные изменения тех или иных составляющих почву веществ, например содержание органического вещества, солей, влаги и т. д., но и распределение этих составляющих или их свойств по профилю или перераспределение веществ в пределах опустынивающейся территории. В качестве индикаторов опустынивания могут использоваться различные индексы и отношения, требующие учета двух или более параметров, а также различные обобщающие качественные или функциональные характеристики стабильности, доступности, подвижности и т. п.

Чтобы избежать неоправданного расширения информационной базы почвенно-экологического мониторинга опустынивания, в последнее время уделяется особое внимание поиску иных под-

ходов к его организации, основанных на четко сформулированных определениях и понятиях. Таким подходом является условно называемый генетический подход, который, в отличие от оценочного, как раз и основан на вычленении почвенной составляющей явления опустынивания, на понимании опустынивания почв как относительно самостоятельного явления и соответственно на использовании понятия «опустынивание почв». Предпосылки, необходимые для организации мониторинга опустынивания почв, основанного на данном подходе, в настоящее время еще только создаются. Однако общие методологические принципы выбора параметров этого мониторинга могут быть выделены уже сейчас.

В первую очередь, выбор параметров мониторинга опустынивания почв зависит от того, что подразумевается под этим явлением. Можно выделить два подхода к определению понятия «опустынивание почв».

Первый подход основывается на констатации появления в почвах признаков (преимущественно морфологических), свойственных пустынным почвам исследуемых регионов (такрыам, песчаным примитивным, серо-бурым, солончакам и др.). При выявлении процесса опустынивания почвенного покрова (ПП) указывается прежде всего на появление и преобладание в ПП почв, свойственных пустынным условиям почвообразования, а также на уменьшение в составе ПП почв гидроморфного и полугидроморфного рядов, исчезновение, консервация или уменьшение степени проявления в почвах признаков гидроморфизма. Кроме того, в качестве критериев для диагностики степени опустынивания почв используется степень приближенности почв к непочвенным образованиям (например, в результате интенсивной эрозии, засоления и т. п.).

Второй подход к определению понятия «опустынивание почв» основан на положении о том, что водно-физические свойства и водный режим почв играют ведущую роль в развитии процесса опустынивания территорий. В концентрированном виде этот подход выражен в работе Б. Г. Розанова и И. С. Зонна (1981), где говорится, что степень аридизации почв можно количественно устанавливать в конкретных показателях водно-физических свойств и водного режима почв. Вместе с тем до настоящего времени этот подход на практике не реализован, хотя существует большое количество наблюдений за направленным изменением при опустынивании различных водно-физических свойств почв.

С точки зрения гидрологии почвы результат опустынивания может быть двояким. Во-первых, может необратимо уменьшиться запас доступной растениям влаги при неизменных почвенных свойствах и стабильности гидрологических почвенных параметров в результате уменьшения прихода воды или увеличения ее расхода, или того и другого одновременно. Во-вторых, при неизменном приходе воды могут необратимо измениться гидроло-

тические параметры почвы в результате ее деградации (уплотнения, потери мощности в результате эрозии, уменьшения влагоемкости и т. п.), следствием чего опять-таки будет уменьшение запаса доступной растениям влаги.

Наконец, в качестве критерия степени аридизации почвы может быть использован водный режим почвы, взятый в определенных гидрологических терминах. В качестве примера возможных классов аридного водного режима Б. Г. Розанов и И. С. Зонн приводят следующую обобщенную схему для условий пустынь и полупустынь:

1) ксерический водный режим — влажность почвы в среднем ниже влажности завядания во все месяцы года;

2) субксерический водный режим — влажность почв в среднем ниже наименьшей влагоемкости во все месяцы года и ниже влажности завядания 6 месяцев или более, но не весь год;

3) субгигрический водный режим — влажность почв в среднем не превышает значения наименьшей влагоемкости более 5 месяцев в году и ниже влажности завядания от 1 до 5 месяцев.

Почва — основной регулятор энерго- и массопереноса в аридных экосистемах, поэтому организация почвенно-экологического мониторинга при опустынивании требует систематических наблюдений не только за процессами, ведущими к опустыниванию собственно почв как относительно самостоятельных природных образований, но и за теми почвенными свойствами, процессами и режимами, которые регулируют состояние других компонентов опустынивающихся ландшафтов (мезо- и микроклимата, мезо-, микро- и нанорельефа, растительности и др.). Иначе говоря, информационная база почвенно-экологического мониторинга опустынивания должна включать не только параметры, оценивающие состояние почв в процессе опустынивания, но и те почвенные параметры, которые позволяют контролировать риск и устойчивость почв и экосистем к опустыниванию.

Опустынивание охватывает экосистемы и почвы не внезапно. Всегда есть какой-то риск, опасность опустынивания, определяемый, в первую очередь, общей засушливостью или аридностью макроклимата территории. Устойчивость экосистем к опустыниванию связана с комплексом исходных (или трансформирующихся в процессе воздействия факторов или агентов опустынивания) условий опустынивания. Скорость и степень воздействия опустынивания на экосистемы засушливых территорий определяется балансом существующей на данный момент времени опасности и устойчивости к опустыниванию. В общем виде можно констатировать, что если суммарное воздействие рискообразующих факторов и агентов опустынивания превышает устойчивость, то наступает опустынивание, скорость и степень которого зависят от величины этого превышения.

Риск опустынивания определяется не только засушливостью макроклимата территории, но и сложным комплексом постоян-

но, периодически или спорадически действующих естественных и антропогенных факторов и агентов опустынивания, таких, как эрозия, засоление, разрушение почвенных горизонтов тяжелой техникой и перевыпасом и др. Опустынивание может быть вызвано одной причиной (или комплексом причин), а инициировано другими. Кроме того, сами объекты опустынивания (почвы и экосистемы) состоят из разных компонентов и обладают комплексом разных свойств, каждое из которых по-своему реагирует на опустынивание.

Таким образом, роль почв в регулировании опустынивания сложна и многопланова и сводится к нескольким основным моментам, в общем виде представленным в схеме на рис. 31.

Почвы, выполняя общие функции регуляторов опустынивания, могут обеспечивать как абсолютную устойчивость экосистем к воздействию того или иного агента опустынивания (или их совокупности), регулируя саму возможность проявления на данной почве того или иного типа опустынивания (позиция 1—1), так и относительную устойчивость, снижая или усиливая риск проявления того или иного типа опустынивания, регулируя тем самым степень, скорость и глубину воздействия факторов и агентов на объекты опустынивания (позиция 1—2). При этом следует различать:

1) абсолютную устойчивость экосистем засушливых территорий по отношению к самой природе того или иного агента опустынивания вне зависимости от интенсивности его воздействия; например, такыры и такырные почвы аридных территорий по сравнению с окружающими их песчаными пустынными почвами в силу высокой плотности поверхностного горизонта обеспечивают абсолютную устойчивость сформированных на них экосистем к такому агенту опустынивания, как ветровая эрозия (позиция 1—1—1); 2) относительная устойчивость к интенсивности воздействия какого-либо агента опустынивания; например, если агент опустынивания — близкорасположенные грунтовые воды, то при одном и том же уровне грунтовых вод накопление токсических солей на поверхности будет происходить в почвах с высокой водоподъемной способностью даже в случае низкоминерализованных грунтовых вод и, наоборот, не будет происходить в почвах с низкой водоподъемной способностью даже в случае высокоминерализованных грунтовых вод (позиция 1—1—2).

Выполняя уникальную роль регулятора опустынивания, почва обеспечивает как прямое (позиция 2—1), так и опосредованное (позиция 2—2) регулирование воздействия факторов и агентов опустынивания на компоненты опустынивающихся экосистем. Прямое регулирование обеспечивается по отношению к собственно почвенным свойствам, процессам, режимам, структуре ПП, т. е. позиция 2—1—1 соответствует оценке устойчивости почв к опустыниванию, связанной с регулированием характера, степени и скорости опустынивания почв. Опосредованно

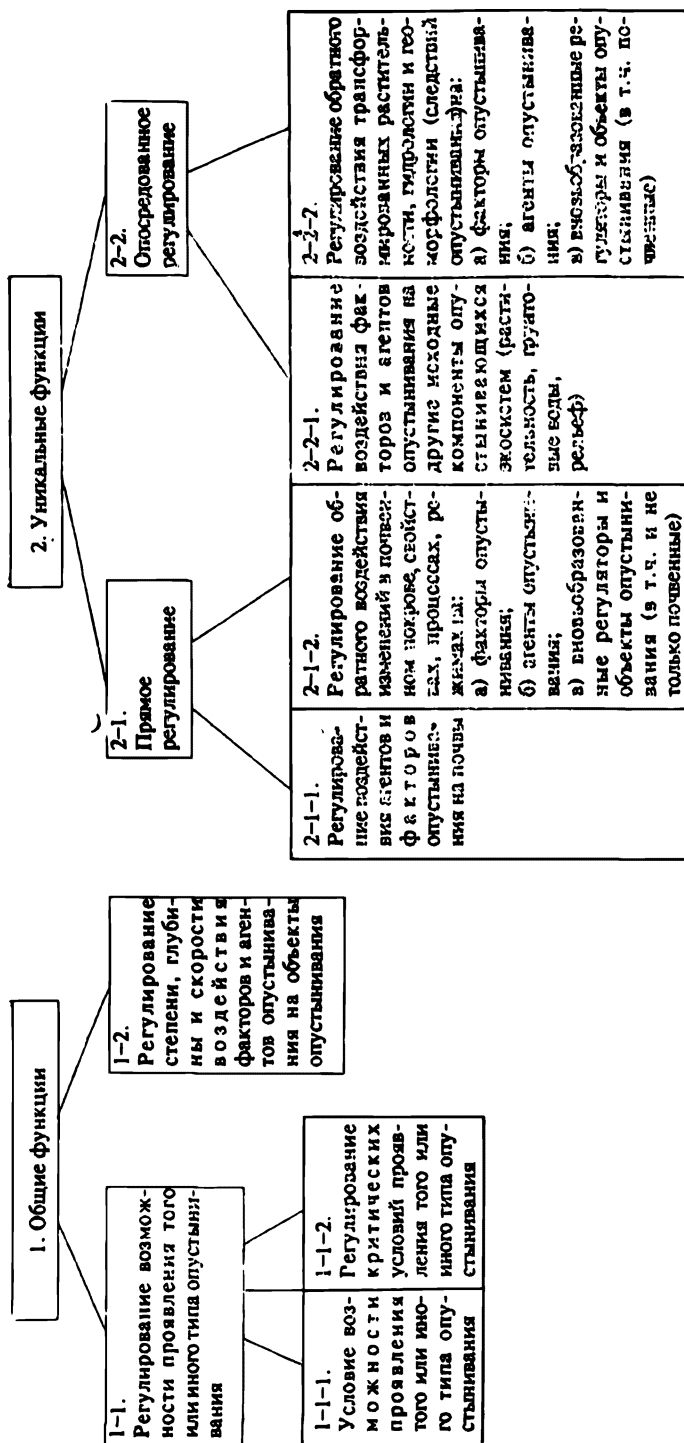


Рис. 31. Роль почв в регулировании опустынивания (пояснения см. в тексте)

же регулируются характер, скорость и степень опустынивания экосистем в целом, поскольку все остальные компоненты опустынивающихся экосистем в подавляющем большинстве случаев взаимодействуют друг с другом через почву (позиция 2—2—1).

Почвы участвуют и в регулировании обратных воздействий трансформированных объектов опустынивания на исходные факторы, агенты и регуляторы опустынивания (позиции 2—1—2 и 2—2—2). В отличие от большинства позиций данной схемы, которые соответствуют оценке исходного баланса риска и устойчивости к опустыниванию, позиции 2—1—2 и 2—2—2 соответствуют оценке смещения этого баланса в процессе опустынивания.

К настоящему времени в почвоведении и смежных науках накоплен обширный материал, позволяющий в отдельных случаях оценить роль почв в регулировании воздействия тех или иных агентов опустынивания на экосистемы в целом и почвы, в частности. Так, наиболее исследована регулирующая роль почв в отношении явлений и процессов, вызванных воздействием таких агентов опустынивания, как засоление и эрозия почв (особенно ветровая эрозия). Почвенные параметры используются также при учете изменения аридности ландшафтов. Сазонов (1979) и Педь (1975) рекомендуют следующие индексы аридности соответственно:

$$j = \frac{E_0}{v + H};$$

$$S_i(\sigma) = \frac{\Delta t}{\sigma_t} - \frac{\Delta r}{\sigma_r} - \frac{\Delta H}{\sigma_H},$$

где j и $S_i(\sigma)$ — индексы аридности; r — годовое количество атмосферных осадков (мм); H — весенний запас доступной растениям влаги (мм) в метровом слое почвы; Δt , Δr и ΔH — аномалии (по сравнению с нормой) температуры воздуха (t), атмосферных осадков (r), влажности деятельного слоя почвы (H).

Вместе с тем исследований, связанных с изучением роли почв в регулировании опустынивания и позволяющих создать полную информационную базу почвенно-экологического мониторинга опустынивания, явно недостаточно. Так, лишь отрывочные сведения существуют по вопросам возможности использования для мониторинга почв при опустынивании таких параметров, как состояние структуры почвенного покрова, гумусного состояния, минералогии почв, окислительно-восстановительного, газового, температурного режимов почв аридных территорий, их теплофизических свойств.

ДИСТАНЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ

Традиционные наземные методы систематического контроля индикаторов опустынивания весьма дороги и требуют привлечения большого числа специалистов разного профиля для организации периодического сбора информации по изменению индикаторов опустынивания, особенно если требуется проводить мониторинг опустынивания на большой территории.

Дистанционное зондирование Земли из космоса или методами аэрофотосъемки позволяет значительно удешевить получаемую информацию, поскольку проводимый при этом мониторинг осуществляется простыми, быстрыми и легкодоступными средствами. Так, например, по оценкам ГЕМС, спутник системы ЛАНДСАТ передает изображение, несущее при первом прочтении мало информации; приблизительная стоимость ее — 0,01 доллара за 1 км². Наземная исследовательская группа предоставляет детализированные данные, стоимость которых только при анализе растительного покрова составляет порядка 100 долларов за 1 км². Вместе с тем очевидно, что методология дистанционного мониторинга, основанная на поиске корреляций между интенсивными и экстенсивными данными, полученными на земле, с воздуха и со спутника, предусматривает потерю части информации по сравнению с данными наземных исследований. В связи с этим, наиболее целесообразным и эффективным представляется такая методология экологического мониторинга, которая включает одновременное использование данных, собранных на трех уровнях: на земле (сбор образцов за определенное время), с воздуха (с помощью систематических разведывательных полетов на легких самолетах — СРФ) и из космоса (посредством передачи визуальных или цифровых данных спутниковыми системами).

Роль дистанционных методов возрастает при мониторинге опустынивания на глобальном и региональном уровне, поскольку позволяет ограничиться сбором наземной информации лишь на ключевых участках, выбранных с помощью этих методов, а дешифрирование остальной территории проводить на основе корреляций, установленных по ключевым участкам.

Таким образом, стратегия такого комплексного мониторинга отличается большой гибкостью, что позволяет получать полезную информацию из системы мониторинга уже сейчас, несмотря на то что база для корреляций данных пока еще только создается. Примеры результатов, полученных от визуального анализа фотонизображений, приведены в табл. 48.

Достоинствами аэрокосмического мониторинга являются высокая оперативность получения информации, возможность ее обработки с помощью современной вычислительной техники, хранения, классификации и организации использования.

По данным дистанционного зондирования, прямо или кос-

Характеристики среды обитания, получаемые с помощью системы мониторинга на трех уровнях получения информации (земля—воздух—космос)

Постоянные	Полупостоянные	Эфемерные или сезонные
Рельеф	облик растений (покров, тип растительности и т. д.)	выпадение дождей пожары
Почвы	состав растительных ассоциаций	влажность почв эвапотранспирация
Дренаж	зоогенные особенности (водопон, солевые и т. п.)	физиология растений (зрелость)
Колодцы	распределение видов крупных немигрирующих млекопитающих поселения и пути сообщения (деревни, дороги, фермы, ранчо)	продуктивность растений (биомасса, состав частей, химический состав, энергопотенциал и т. д.) распределение видов крупных мигрирующих млекопитающих продуктивность крупных млекопитающих (биомасса, условия репродуктивности, объем съеденного корма и т. д.) структура популяций крупных млекопитающих поверхностные воды
Статистические сооружения животного происхождения, такие как термитники		

венно определяют следующие параметры опустынивания: биомассу пастбищ, урожайность сельхозугодий, мощность гумусового горизонта, толщину почвенного покрова, содержание гумуса, уровень грунтовых вод, степень засоления и осолонцевания почв, влажность почв, параметры линейной и плоскостной эрозии почв и грунтов, виды растительности (естественные и сельскохозяйственные культуры), фазы их вегетации, площади отчуждаемых территорий естественных ландшафтов под нужды строительства и промышленности. Наиболее распространенным в настоящее время методом наблюдения экзогенных процессов является ландшафтно-индикационный. В качестве индикаторов на аэрокосмических снимках используются фотофизиономические компоненты ландшафта, определяющие контуры и интенсивность элементов изображений, их взаимное расположение, сочетание и т. д. На основе этих индикаторов разработаны прямые или косвенные дешифровочные признаки. Это, в свою очередь, позволило создать широкую гамму технологий дешифрирования снимков. Большой опыт, полученный при визуальном и визуально-инструментальном методах дешифрирования, позволил перейти к автоматизированной обработке фотонизображений, в том числе и многоспектральных, одновременно получаемых в нескольких диапазонах электромагнитного излучения.

Именно этими методами в процессе мониторинга процессов опустынивания успешно картируются все параметры, характе-

ризующиеся площадными и линейными мерами: длины дорог, каналов, коммуникации, площади отчуждаемых угодий, площади, занятые различными видами растительности и т. п. По космическим снимкам хорошо идентифицируются и измеряются пятна опустынивания вокруг колодцев и населенных пунктов, связанные, в первую очередь, с интенсивной пастбищной дигрессией.

Менее надежно определение таких параметров, как глубина залегания грунтовых вод, содержание веществ, масса (биомасса) и т. п., поскольку они определяются при анализе снимков по косвенным признакам. Так, например, таксационные показатели редкостойной и низкорослой пустынной растительности по аэрофотоснимкам оцениваются через густоту и проективное покрытие, высоту и диаметр кроны растений, а на основе корреляции этих показателей определяется запас растительности. Проведенные исследования показывают, что точность измерения диаметров крон древесно-кустарниковых пород при этом составляет $\pm 10\%$, запас биомассы определяется с точностью $\pm 20-25\%$. Поэтому значительно повысить достоверность получаемой информации при определении этих параметров позволяет сочетание ландшафтно-индикационного метода с полевым, при котором по снимкам выделяются лишь достаточно однородные зоны (выполняется районирование), а метрологическая их привязка осуществляется на основе прямых наземных измерений интересующего параметра.

Иной подход к определению таких параметров, как уровень грунтовых вод, влажность почв, картирование мест фильтрации из водотоков и водоемов, места разгрузки грунтовых вод; их характеризуют радиометрические и радиолокационные аэрокосмические технические системы. Их использование на основе предварительной калибровки аппаратуры позволяет осуществлять прямые измерения с приемлемой точностью. Однако диапазон измерений в настоящее время недостаточно велик и требует дальнейших как научных, так и экспериментальных исследований.

ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ГОРНЫХ ПАСТБИЩ

Горные территории занимают значительную часть суши земного шара, составляя немногим более одной пятой части общей площади суши (Розанов, 1977), а в Азербайджане, Армении, Грузии, Таджикистане, Кыргызстане их доля в земельном фонде составляет 70—90% (Мамытов, 1987). Горные экосистемы при всем их разнообразии в целом отличаются от равнинных как природной спецификой, так и характером их хозяйственного освоения. Главной чертой природы горных стран является абсолютное преобладание среди форм земной поверхности склонов различной формы, крутизны и экспозиции. Это определяет большие перепады высот на небольшом расстоянии, наличие системы высотной поясности ландшафтов, широкое развитие процессов массопереноса по склонам.

Эти черты обуславливают высокую динамичность горных экосистем, их меньшую устойчивость по сравнению с экосистемами равнинных территорий. Динамичность горных экосистем проявляется чаще всего в широком развитии денудационных и сопряженных с ними аккумулятивных процессов и явлений, таких как обвалы, оползни, снежные лавины, камнепады и др. Вследствие этого горные экосистемы весьма чувствительны к антропогенному давлению, они более ранимы, внешние воздействия чаще приводят здесь к нежелательным, нередко катастрофическим последствиям.

К настоящему времени сложилось несколько основных направлений хозяйственного освоения горных экосистем (Кобакхидзе, 1988): сельскохозяйственное, индустриальное и рекреационное. Часто они совмещены территориально, однако, как правило, одно из них является доминирующим.

При индустриальном освоении горных территорий развитие получают в основном предприятия по добыче и обогащению минерального сырья. Помимо того, в горных системах с выраженным лесным поясом развивается лесная промышленность, а на базе освоения гидроэнергетических ресурсов формируются предприятия энергетики.

Рекреационное освоение горных территорий получило повсеместное распространение; в той или иной степени им охвачены практически все горные системы.

Общей особенностью сельскохозяйственного освоения горных экосистем является преобладание экстенсивных форм веде-

ния хозяйства. Доля валовой продукции хозяйства горных областей не превышает 10% от валовой хозяйственной продукции страны. Это приводит к вовлечению в сферу сельскохозяйственного производства большого количества природных, в том числе земельных ресурсов, что при их ограниченности в горах обуславливает высокий уровень антропогенных нагрузок.

Сельскохозяйственное освоение горных территорий охватывает все высотные пояса за исключением субнивального и нивального. Оно включает земледельческое и скотоводческое использование горных экосистем. Как то, так и другое обладает арсеналом специфических приемов ведения хозяйства в горах. В земледелии — это проведение агротехнических, в основном противоэрозийных мероприятий, подбор культур с коротким периодом созревания с учетом короткого вегетационного периода в верхних поясах гор и т. д. В скотоводстве — это прежде всего отгонная его форма с периодизацией выпаса на зимних и летних пастбищах; при этом в качестве летних пастбищ используют альпийские и субальпийские луга, где невозможно земледелие.

В большинстве горных районов, в особенности в высокогорьях, преобладает скотоводческое, пастбищное освоение. Поэтому контроль состояния горных экосистем, находящихся под пастбищной нагрузкой, и их почвенного покрова — ведущего фактора их устойчивости — один из главных видов мониторинга горных экосистем, важнейшая составная часть почвенно-экологических исследований горных территорий.

Горные пастбища занимают доминирующее место в составе земельных угодий горных районов. Это хорошо видно на примере Кыргызстана, структура земельных угодий которого приведена в табл. 49.

Таблица 49

Структура земельного фонда Кыргызстана

Угодье	Площадь, тыс. га	Доля в общей площади, %
Сельскохозяйственные угодья в целом	10424,5	53,2
Пастбища	8854,1	45,2
Пашня	1274,9	6,5
Сенокосы	226,6	1,2
Многолетние насажде- ния	43,9	0,2
Залежь	18,5	0,1
Общая площадь	19594,9	100,0

Пастбища абсолютно преобладают в составе сельскохозяйственных угодий, занимая почти половину общей площади. При

этом пастбища Кыргызстана испытывают высокую нагрузку. На 100 га их площади приходится 119 овец при среднем обще-союзном показателе 45 (Мамытов, 1985).

Т а б л и ц а 50

**Природные пастбища горных систем
(Зотов, Синьковский, Шван-Гурийский, 1987)**

Горная система	Площадь пастбищ, тыс. га	Доля в общей площади, %
Карпаты	410	0,70
Крымские горы	264	0,45
Кавказ	6284	10,66
Копет-Даг (включая Бадхыз, Кара- биль)	4480	7,60
Урал	2283	3,87
Тянь-Шань (включая Джунгарский Алатау)	17557	29,79
Памиро-Алай	8029	13,62
Алтай, Кузнецкий Алатау, Тарбагатай	7625	12,94
Саяны	1965	3,33
Горы Восточной Сибири и Приморья	9902	16,80
Горы Камчатки, Сахалина, Курилы	144	0,24
Всего	58943	100,00

Данные, приведенные в табл. 50, дают представление о распределении пастбищ по различным горным системам. Горные ландшафты отличаются повышенной чувствительностью к внешним воздействиям по сравнению с ландшафтами равнинных территорий. Однако это достаточно общее и не вызывающее сомнений положение требует конкретизации в силу чрезвычайно большого разнообразия горных систем и различной их экологической устойчивости. Наиболее фундаментальной и всеобъемлющей характеристикой природы горных стран и их почвенного покрова, в частности, является структура высотной поясности ландшафтов (и почв). Детальное почвенно-географическое разделение горных систем было проведено В. М. Фридландом (1951). В соответствии с предложенной им схемой выделено 4 класса поясности по принадлежности горной системы (или ее части) к тому или иному термическому поясу: полярный, бореальный, умеренно-теплый (суббореальный) и субтропический. Внутри каждого пояса (за исключением полярного) выделено по 3 подкласса по степени континентальности климата — от континентального до океанического. Типы поясности, выделяемые внутри подкласса, учитывают региональные особенности горной системы или ее части; всего выделен 21 тип. На сходных принципах базируется система, предложенная М. А. Глазовской (1973), охватывающая почвенный покров всех горных систем мира; в ней выделено 14 типов структур высотной поясности (горной зональности). В наибольшей степени

пастбищное освоение характерно для горных систем суббореального и субтропического классов высотной поясности. Их районирование по устойчивости почвенного покрова по отношению к пастбищному воздействию — дело будущего, однако некоторые предварительные наиболее общие соображения представляется возможным высказать.

Почвенный покров гор суббореального гумидного (по М. А. Глазовской) типа высотной поясности (Альпы, Кавказ, Карпаты), в составе которого доминируют горно-луговые почвы в высокогорье и буроземы в лесном поясе в целом, видимо, является более устойчивым. Слагающие его почвы никогда не испытывают дефицита влаги, в то же время благодаря хорошей дренированности не испытывают и переувлажнения. Это позволяет формироваться здесь более устойчивым растительным сообществам и более устойчивому почвенному покрову.

Горные системы суббореального континентального типа высотной поясности, к каковым относятся большая часть Тянь-Шаня, часть Центрального и Восточного Кавказа, имеют в составе почвенного покрова преобладающими такие почвы, как каштановые, черноземы, горные лугово-степные. Почвенный покров гор субтропического континентального типа высотной поясности (юго-западная часть Тянь-Шаня) представлен главным образом сероземами, серо-коричневыми и коричневыми почвами, выше которых располагаются горные лугово-степные почвы. Практически все перечисленные почвы испытывают периодическое иссушение или постоянный дефицит влаги. Горно-луговые почвы, хотя и представлены в почвенном покрове горных систем субтропического и суббореального континентальных типов, занимают здесь меньшее место. Такой состав почвенного покрова, обусловленный континентальностью и большей сухостью климата, определяют и меньшую, в общем, его устойчивость.

Бессистемное, нерациональное, не имеющее научного обоснования использование горных пастбищ приводит к их деградации. По мере возрастания нагрузки последовательно сменяются следующие три стадии: 1) разрушение растительного покрова; 2) разрушение почвенного покрова; 3) разрушение литосферы. В зависимости от интенсивности пастбищной нагрузки и продолжительности ее воздействия пастбищная дигрессия может остановиться на той или иной стадии.

На первых этапах пастбищной дигрессии меняется видовой состав фитоценозов в пользу наименее поедаемых видов и уменьшаются общие запасы фитомассы. Однако при сильном стравливании непоедаемые виды в силу отсутствия конкуренции могут сформировать большую фитомассу, иногда существенно превышающую фитомассу естественного травостоя. Но кормовой ценности такие угодья, занимающие иногда довольно большие площади, не имеют. В лесных фитоценозах, помимо этого, выпас приводит к частичному или полному уничтожению всходов, угнетению подроста, что ухудшает возобновление.

Изрежение или полное исчезновение в результате выпаса травяного покрова приводит к широкому развитию эрозионных процессов, вследствие чего в почвенном покрове появляются почвы разной степени смытости, оползневые формы микрорельефа; линейные эрозионные формы микро- и мезорельефа, почвы с редуцированными и полициклическими профилями.

Дальнейшее развитие эрозионных процессов может привести к полному удалению почвенного покрова, после чего начинается разрушение геологическими процессами вышедших на дневную поверхность горных пород.

В силу чрезвычайно высокой неоднородности природных условий, в частности расчлененного рельефа, разные стадии деградации могут соседствовать друг с другом, проявляясь в пределах одной или нескольких рядом расположенных экосистем, совмещаясь тем самым во времени.

Основой устойчивости горных экосистем является почвенный покров как наиболее консервативный их компонент. Растительный покров отличается несравненно большей мобильностью. Под влиянием усиленного выпаса он может смениться за 4—5 лет (Сихотов, 1974). Относительно быстро идет и его восстановление — во всяком случае по сравнению с почвенным покровом. Продуктивность пастбищ при введении рационального их использования может быть восстановлена за 5 лет (Мамытов, 1985). Стабильность почв является необходимым условием такого восстановления; их разрушение делает невозможным восстановление фитоценоза. Для восстановления же почвенного покрова требуются совершенно иные сроки — сотни лет, т. е. в реальном масштабе времени уничтоженные эрозией почвы можно считать утраченными безвозвратно. Поэтому стабильность почвенного покрова — необходимое условие стабильности экосистем в целом и, наоборот, его разрушение неизбежно влечет за собой кардинальное изменение экосистемы и исключает возможность ее восстановления.

ВЛИЯНИЕ ВЫПАСА НА РАСТИТЕЛЬНЫЙ ПОКРОВ

Растительный покров — наиболее чувствительный к выпасу компонент биогеоценоза, раньше других реагирующий на пастбищное воздействие. Многолетнее бессистемное использование горных пастбищ приводит к серьезной их деградации. Так, за 50 лет пастбищного использования продуктивность горно-степных пастбищ Тянь-Шаня уменьшилась в 2—3 раза, а во многих случаях сменился и тип растительных сообществ (табл. 51).

Выпас изменяет характеристики фитоценоза: запасы фитомассы и ее структуру, видовой состав, что приводит и к изменению кормовой ценности пастбищ. Выпас различной интенсивности на субальпийских лугах Западного Кавказа привел к существенным изменениям в состоянии их фитоценозов

Таблица 51

**Изменение продуктивности горных пастбищ Тянь-Шаня
(Шихотов, 1974; Шарашова и др., 1982)**

1926 г.		1976 г.	
растительное сообщество	запасы надземной фитомассы, ц/га	растительное сообщество	запасы надземной фитомассы, ц/га
Степь, предгорья хребта Ат-Баш	10—12	полынная	3—4
Разнотравно-ковыльная степь, предгорья хребта Ат-Баш	15	полупустыня типчаково-полынная степь	6—7
Типчаковая степь, Сон-Кульская котловина	10	—	4
Типчаковая степь, Ак-Сайские сырты	8	—	5
Субальпийский луг, Киргизский хребт	34 (1932 г.)	—	19

(табл. 52). На фоне уменьшения общих запасов фитомассы резко сокращаются запасы надземной ее части. Подземная фитомасса также уменьшается, но в значительно меньшей степени; это приводит к сильному изменению структуры фитомассы в сторону подавляющего преобладания подземной ее части. В результате избирательного поедания животными разных видов растений значительно изменяется видовой состав фитоценоза и соотношение ботанических групп. Резко уменьшается доля злаков при возрастании всех остальных групп. Если субальпийский луг, не затронутый выпасом, имеет абсолютное преобладание злаков над другими видами, то уже при умеренном выпасе наиболее представительным становится разнотравье; при

Таблица 52

**Видовой состав и запасы фитомассы, ц/га
(субальпийский луг, Западный Кавказ)**

Участок	Надземная фитомасса					Корни	Общая фитомасса	надземная	
	злаки	осоки	бобовые	разнотравье	сумма			надземная	подземная
Контроль	42,6	1,0	3,0	12,9	59,5	161,1	220,6	0,37	
	71,6	1,7	5,0	21,7					
Умеренный выпас	7,7	0,6	1,5	12,1	21,9	88,1	110,0	0,25	
	35,2	2,9	6,8	55,1					
Интенсивный выпас	1,1	0,6	1,6	4,6	7,9	79,2	87,1	0,10	
	13,9	7,6	20,2	58,3					

Примечание. В числителе — фитомасса группы видов (ц/га), в знаменателе — ее доля в процентах от надземной части фитомассы.

интенсивном выпасе доля злаков еще уменьшается при еще большем преобладании разнотравья.

Аналогичные тенденции отмечены при использовании под пастбища ландшафтов орехово-плодовых лесов Западного Тянь-Шаня, почвенный покров которых представлен коричневыми и своеобразными высокогумусными черно-коричневыми почвами. Изменения видового состава и запасов надземной части фитомассы представлены в табл. 53.

Таблица 53

**Видовой состав и запасы надземной фитомассы
травяного покрова орехово-плодовых лесов (ц/га)**

Участок	Злаки	Осоки	Бобовые	Разнотравье	Надземная фитомасса
Заповедный 1	18,5	0	0,7	11,6	30,8
	60,1		2,2	37,7	
Интенсивный выпас 1	0	0	1,1	11,4	12,5
			9,0	91,0	
Заповедный 2	8,1	4,6	6,5	7,8	27,0
	29,9	17,1	24,2	28,8	
Интенсивный выпас 2	0	0	0	6,1	6,1
				100,0	
Заповедный 3	5,3	0	1,5	10,0	16,8
	31,6		9,0	59,4	
Интенсивный выпас 3	0,8	1,4	1,7	3,3	7,1
	11,0	19,0	24,0	46,0	

Примечание. В числителе—фитомасса группы видов (ц/га), в знаменателе—ее доля (%) от надземной части фитомассы. Фитоценозы сформированы: 1—на коричневых выщелоченных, 2—на коричневых типичных и 3—на коричневых карбонатных почвах.

Рассмотрение растительного покрова фитоценозов, формирующихся на коричневых почвах разных подтипов, представляет интерес потому, что их пространственная дифференциация обусловлена различиями в увлажнении. При общем дефиците влаги (коэффициент увлажнения здесь составляет 0,7—0,9) коричневые карбонатные почвы формируются в условиях наибольшего иссушения, коричневые выщелоченные почвы испытывают иссушение в наименьшей степени. Фитоценозы на коричневых выщелоченных почвах накапливают наибольшие количества фитомассы—как фоновые, так и нарушенные выпасом. Находя-

щиеся в более сухих условиях фитоценозы на типичных и карбонатных коричневых почвах, исходно менее продуктивные, под воздействием выпаса уменьшают запасы фитомассы до намного более низкого уровня.

Изменение видового состава здесь также заключается прежде всего в резком уменьшении доли злаков или вообще полном исчезновении представителей этой ботанической группы; возрастает, как правило, участие видов разнотравья и бобовых.

В качестве пастбищ используют, главным образом, травяные экосистемы гор — луговые, лугово-степные, степные, полупустынные. Значительно в меньших масштабах выпас проводят в лесах. Это отдельные участки лесного пояса на Кавказе, арчевые (можжевеловые) и частично орехово-плодовые леса Тянь-Шаня. В лесных экосистемах помимо скармливания травяного покрова выпас при превышении определенных нагрузок приводит к угнетению древостоя за счет ухудшения водно-физических свойств почв; помимо этого, выпасаемые животные уничтожают всходы и подрост, что ухудшает или даже полностью прекращает возобновление лесов. В отдельных случаях это может привести к гибели лесного фитоценоза.

ВЛИЯНИЕ ВЫПАСА НА ФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ

Под воздействием выпаса существенно изменяются физические свойства почвы. Непременным следствием выпаса является ее уплотнение, происходящее под механическим воздействием копыт животных. Иногда уплотнение сопровождается сдвигом почвенной массы, который особенно сильно проявляется при выпасе на сильно переувлажненной почве, например, ранней весной. Давление копыт крупного рогатого скота достигает $1,5\text{--}2,0\text{ кг/см}^2$, когда животные стоят, и 4 кг/см^2 — при ходьбе, т. е. превышает давление колес трактора. Давление передних копыт больше при ходьбе в полтора раза. Воздействие копыт овец меньше в 2—3 раза по сравнению с крупным рогатым скотом. В течение пастбищного сезона животные несколько раз (до 10) проходят по одному и тому же месту (Работнов, 1984).

Значительная величина давления копыт передается на глубину 8—12 см, в более глубоких слоях оно резко уменьшается и на глубине 20 см составляет 5—10% от исходной (рис. 32). На уплотнение почвы существенное влияние оказывает дернина; в случае хорошей выраженности она препятствует деформации почвы, и плотность меняется не столь значительно.

Уплотнение почвы зависит от интенсивности и продолжительности выпаса, способа его проведения и свойств почвы. Изучение влияния выпаса различной интенсивности на физические свойства тяжелосуглинистых почв (Willat, Pullag, 1984) показало, что за год при нагрузках 10, 15, 19 и 22 овцы на

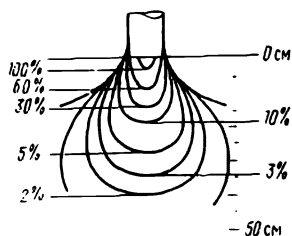


Рис. 32. Распределение нагрузки от копыта животного в почве (за 100% принято давление копыта на поверхность почвы)

1 га плотность почвы возросла с $0,89 \text{ г/см}^3$ (контроль) до $0,94—1,05 \text{ г/см}^3$, при этом наиболее заметное увеличение плотности имеет место при возрастании нагрузки до 15—19 овец на 1 га. Исследования, проведенные на каштановых почвах под пастбищами на Киргизском хребте Тянь-Шаня, свидетельствуют о существенном уплотнении их верхних горизонтов. Многолетний бессистемный выпас с высокой нагрузкой привел к уплотнению светло-каштановых почв с $0,9$ до $1,3 \text{ г/см}^3$. В мень-

шей степени уплотняет почву регулируемый выпас. При использовании под пастбища посевов многолетних трав максимальное уплотнение почвы происходит в течение первого года выпаса, по прошествии пяти лет плотность стабилизируется.

На уплотнение существенно влияют свойства почв, в первую очередь содержание гумуса. Почвы, богатые гумусом, уплотняются в меньшей степени. Так, при одинаковой нагрузке горные светло-каштановые почвы подвержены уплотнению в значительно большей степени по сравнению с темно-каштановыми. Бессистемный выпас высокой интенсивности на темно-каштановых почвах увеличивает плотность верхней части гумусового горизонта с $0,87$ на контроле до $1,08 \text{ г/см}^3$; на светло-каштановых почвах это увеличение составляет $0,9—1,3 \text{ г/см}^3$. Очень показательными в этом отношении являются своеобразные черно-коричневые почвы юго-западного Тянь-Шаня, формирующиеся под ореховыми лесами и отличающиеся необычайно высоким (до 20%) содержанием «мягкого» гумуса; занимаемые ими площади частично используют в качестве пастбищ. Выпас даже высокой интенсивности уплотняет их очень незначительно: плотность верхней части гумусового горизонта изменяется от $0,92 \text{ г/см}^3$ на целинном участке до $0,96$ при умеренном и $0,98 \text{ г/см}^3$ при интенсивном выпасе.

Уплотнение почвы связано с уменьшением пористости. Прежде всего уменьшается межагрегатная пористость, возрастает доля капиллярных пор. Некапиллярная пористость дерново-подзолистых почв под многолетними травами после выпаса в течение вегетационного периода снизилась в два раза (с 8 до 4%). Это ухудшает воздушный режим почвы и снижает ее водопроницаемость. Отмеченное двукратное уменьшение некапиллярной пористости обусловило снижение водопроницаемости также в два раза. Увеличение нагрузки прогрессивно уменьшает оба эти показателя. Выпас в течение года при нагрузках 10, 15, 19 и 22 овцы на 1 га обусловил уменьшение водопроницаемости тяжелосуглинистых почв с 19 соответственно до 13,5, 10,8, 6,0, 3,6 мм/мин (Willat, Pullar, 1984). Почвы с высоким

содержанием гумуса в меньшей степени подвержены подобным изменениям. Уже упоминавшиеся черно-коричневые почвы, отличающиеся чрезвычайно высоким содержанием гумуса, даже при выпасе высокой интенсивности очень незначительно изменяли пористость и водопроницаемость (Карабаев и др., 1987).

Выпас существенно влияет на структуру почвы. При этом на ранних стадиях пастбищной дигрессии или при умеренных нагрузках происходит не столько разрушение почвенных агрегатов, сколько их переупаковка, вследствие чего снижается межагрегатная пористость. Быстрее снижается водопрочность (Доценко, 1960).

Изучение каштановых почв северного макросклона Киргизского хребта показало, что умеренный выпас еще позволяет сохранить исходное качество структуры. Содержание агрономически ценных агрегатов (0,25—10 мм) в гумусовом горизонте составляет 66% на участке умеренного выпаса против 60% на заповедном участке, а коэффициент структурности соответственно составляет 1,5 и 1,9. При высоких нагрузках происходит деградация почвенной структуры. Интенсивный бессистемный выпас часто приводит к образованию глыбистой структуры за счет уплотнения почвы и к значительному ее разрушению, «распылению» в самой верхней части гумусового горизонта, в результате чего появляется так называемый «сбой», — обесструктуренный слой почвы мощностью несколько сантиметров. Так, в горной темно-каштановой почве, испытывающей интенсивное воздействие бессистемного выпаса, в верхней части профиля мощностью несколько сантиметров резко возросла доля агрегатов менее 0,25 мм, составившая 34%; глубже сильно увеличилось содержание глыбистых отдельностей (>10 мм), составившее 65%; коэффициент структурности уменьшился при этом до 0,4.

В меньшей степени деградация структуры проявляется в высокогумусных почвах. Прекрасно оструктуренные черно-коричневые почвы ореховых лесов в ненарушенном состоянии характеризуются высоким содержанием агрономически ценных агрегатов, составляющим 80—90%, и соответственно большим коэффициентом структурности — 4—5. Выпас не приводит к серьезным изменениям структурного состояния этих почв. Содержание агрономически ценных агрегатов в верхней части гумусового горизонта в почвах заповедного участка и участков умеренного и интенсивного выпаса составляет соответственно 83, 83 и 89%, а коэффициент структурности в этом же ряду — 4,9; 4,9 и 4,0.

В большей степени снижается водопрочность. Каштановые почвы заповедного участка содержат 57% водопрочных агрегатов; в почвах, подверженных интенсивному выпасу, этот показатель снижается до 25—28%. Черно-коричневые почвы, содержащиеся в ненарушенном состоянии 83% водопрочных агрегатов в верхней части гумусового горизонта, характеризуются сни-

жением этого показателя на участках умеренного и интенсивного выпаса до 80 и 76%.

ВЛИЯНИЕ ВЫПАСА НА ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ

Наиболее существенное изменение в химических свойствах почв в результате выпаса — их дегумификация. Потеря почвами гумуса является следствием двух причин. Первая из них заключается в том, что выпас существенно меняет характер биологического круговорота; значительная доля надземной фитомассы, поедаемая животными, исключается из сферы гумификации, что нарушает баланс гумуса в сторону уменьшения его содержания. Определенная часть органического вещества поступает в почву с экскрементами животных в следующем количестве: крупный рогатый скот — 2,5—3,5, овцы — 0,3—0,6 кг сухого вещества в день твердых экскрементов и соответственно 6—25 и 0,5—2 л в день жидких экскрементов (Работнов, 1984). Легко подсчитать, что это количество органического вещества не может компенсировать возникающий вследствие поедания травостоя дефицит исходного материала для гумусообразования. Кроме того, поступление органического вещества с экскрементами крайне неравномерно распределяется по площади пастбищных угодий; максимальное их количество поступает в почву на стойбищных участках, где они действительно могут формировать положительный баланс гумуса; однако доля этих участков в общей площади пастбищ невелика. Вторая причина дегумификации пастбищ — эрозия, удаляющая наиболее гумусированную часть почвенного профиля.

Изучение гумусного состояния горно-луговых почв Западного Кавказа показало, что в отсутствии проявления эрозии содержание гумуса меняется незначительно (табл. 54). В почвах на участке умеренного и интенсивного выпаса содержание гумуса практически не различалось, почти совпадая с содержа-

Таблица 54
Содержание гумуса в горизонте А почв пастбищ (С_{общ} %)

Почва	Контроль	Умеренный выпас	Интенсивный выпас
Горно-луговая субальпийская (Западный Кавказ)	9,49	9,82	9,32
Темно-каштановая (Северный Тянь-Шань)	3,45	1,88	0,85
Светло-каштановая (Северный Тянь-Шань)	1,54	1,25	0,60
Черно-коричневая (Западный Тянь-Шань *)	14,90	12,55	9,14

* Данные Н. В. Усковой.

нием гумуса в почвах контрольного участка. В то же время в каштановых почвах горных пастбищ Тянь-Шаня дегумификация выражена весьма отчетливо. В темно-каштановых почвах умеренный выпас уменьшает содержание гумуса в два, а интенсивный — в четыре раза. Не столь резко, но вполне отчетливо дегумификация проявляется и в светло-каштановых почвах. В высокогумусных черно-коричневых почвах относительные потери гумуса не столь значительны; интенсивный выпас уменьшает его содержание примерно на треть, однако в абсолютном выражении это составляет весьма значительную величину.

Столь существенные отличия в реакции на выпас между горно-луговыми почвами Кавказа и почвами Тянь-Шаня свидетельствуют о различной устойчивости почвенного покрова горных систем различного типа высотной поясности. Горно-луговые почвы отличаются наибольшей увлажненностью в рассматриваемом ряду почв; они никогда не испытывают дефицита влаги, в то же время, благодаря хорошей дренированности, не испытывают и переувлажнения. Это позволяет формироваться в луговом поясе более устойчивым растительным сообществам и более устойчивому почвенному покрову.

Состав гумуса, являясь более консервативным показателем гумусного состояния почв по сравнению с общим его содержанием, меняется при выпасе в значительно меньшей степени. Лишь в качестве тенденции следует отметить некоторое увеличение доли фульвокислот и уменьшение степени гумификации.

Выпас приводит к обеднению почв элементами минерального питания растений. Как и в случае с гумусом, их содержание в почве уменьшается как за счет изменения характера биологического круговорота, так и вследствие эрозионного разрушения почв. В качестве примера приведены данные по содержанию элементов питания в каштановых почвах Северного Тянь-Шаня. Малогумусные светло-каштановые почвы в значительно большей степени теряют азот, фосфор и калий по сравнению с темно-каштановыми (табл. 55).

Таблица 55

Содержание элементов питания растений в каштановых почвах

Почва	Глубина, см	Элементы, мг/100 г почвы		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Темно-каштановая (контроль)	0—10	9,2	3,8	32,5
	10—20	4,0	1,9	22,2
Темно-каштановая (интенсивный бессистемный выпас)	0—10	3,9	2,8	27,5
	10—20	2,0	1,7	25,3
Светло-каштановая (контроль)	0—10	3,8	2,6	23,8
	10—20	2,4	2,1	15,6
Светло-каштановая (интенсивный бессистемный выпас)	0—5	0,3	1,1	12,7
	5—15	0,2	0,7	10,1

ВЛИЯНИЕ ВЫПАСА НА ПОЧВЕННУЮ БИОТУ

Изменение почвенной биоты под воздействием пастбищной нагрузки изучено мало, хотя, вероятно, биологические свойства почв в первую очередь реагируют на антропогенную, в том числе пастбищную нагрузку.

Прежде всего выпас сказывается на почвенных беспозвоночных. Некоторые их группы (коллемболы, нематоды) изменяют численность и разнообразие. Высокие нагрузки выдерживают лишь немногие группы, в частности клещи (Марфенина, 1991; Чернобай и др., 1986). Интенсивный выпас приводит к снижению биомассы почвенных водорослей и значительному (в 4—6 раз) обеднению их видового состава. Четкие изменения проявляются в комплексе почвенных грибов. Уменьшается биомасса их мицелия, имеет место уменьшение ее пространственного варьирования. На ранних стадиях пастбищной дигрессии, когда смены растительного покрова не происходит, а лишь ухудшается его состояние и незначительно меняются свойства почв, комплекс микроскопических почвенных грибов не претерпевает существенных изменений. Сохраняются доминантные виды почвенных грибов, но за счет уменьшения числа редких видов происходит некоторое снижение видового разнообразия (Марфенина, 1991).

Более глубокие изменения в сообществе микроскопических грибов происходят при смене растительных сообществ. Во вторичных пастбищных сообществах резко выражена сезонная динамика микроскопических грибов. Пастбищная дигрессия вызывает снижение уровня микоризации растений грибами, иногда почти в два раза (Марфенина, 1991).

Снижение биомассы грибов сопровождается уменьшением длины мицелия в единице массы почвы. Биомасса бактерий снижается менее резко по сравнению с грибной биомассой, что приводит к уменьшению отношения биомасса грибов: биомасса бактерий. Снижается также отношение биомасса микроорганизмов: гумус (Асеева и др., 1986).

РАЗРУШЕНИЕ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ПАСТБИЩ

Наиболее опасной формой деградации почвенного покрова пастбищ является физическое его разрушение, сопровождающее обычно относительно поздние стадии пастбищной дигрессии. Наряду с «обычными» проявлениями водной и ветровой эрозии на горных пастбищах имеют место специфические формы разрушения почв, объединяемые категорией «пастбищная эрозия». Ее проявление обусловлено механическим воздействием копыт животных. В результате этого при превышении определенной нагрузки дернина разрушается очагами, а при возрастании нагрузки — полностью. Поверхность почвы покрывается слоем обесструктуренного распыленного мелкозема, образуя-

щего так называемый сбой. Поверхность почвы покрывается сетью скотобойных троп, полностью лишенных растительности, почва на которых сильно уплотнена. Все это создает благоприятные условия для развития процессов водной и ветровой эрозии, приводящих к образованию линейных эрозионных форм рельефа и появлению смытых почв.

В литературе под понятием «пастбищная эрозия» часто объединяют весь комплекс перечисленных явлений. Вероятно, правильнее под пастбищной эрозией понимать специфические для пастбищ процессы разрушения почв выпасаемыми животными, не включая сюда «обычные» процессы разрушения почв водой и ветром. Образно говоря, следует различать «пастбищную эрозию» как специфическую форму разрушения почвенного покрова, присущую только пастбищам, и «эрозию на пастбищах» как более широкое понятие.

По мере увеличения пастбищной нагрузки уменьшается задернованность почв. Так, темно-каштановые почвы Северного Тянь-Шаня в ненарушенном состоянии задернованы на 70—80%, т. е. дернина покрывает 3/4 поверхности почвы. На участке умеренного выпаса этот показатель резко уменьшается до 30—40%, а интенсивный бессистемный выпас снижает его до 20—30%. Светло-каштановые почвы сенокосных угодий задернованы на 30—40%; при умеренном выпасе дернина сохраняется на 20—30% площади поверхности почвы, а интенсивный — уничтожает ее полностью. Очевидно, что это создает весьма благоприятные условия для дальнейшего развития эрозионных процессов. Черно-коричневые почвы ореховых лесов, имеющие в естественном состоянии прекрасно выраженную прочную дернину, еще сохраняют ее почти полностью при умеренном выпасе и полностью теряют при интенсивном.

Наличие дернины и ее состояние — легко определяемый морфологический признак почв, который удобно использовать при оценке состояния почвенного покрова пастбищ. Так, для почвенного покрова пастбищ Центрального Кавказа предложены следующие простые критерии, группирующие почвы по стадиям пастбищной дигрессии (Нинуа, 1989).

1. Дернина в нормальном состоянии, нет механических повреждений, нет проявлений эрозии.

2. Механические повреждения дернины, гумусовый горизонт местами оголен.

3. Остатки дернины занимают значительные площади, лишенная дернины часть почвы существенно эродирована.

Эти морфологические особенности почв коррелируют с другими их свойствами; в частности от первой к третьей группе закономерно облегчается гранулометрический состав, изменяется плотность почв, содержание гумуса уменьшается от 12 до 4%.

Характерная черта пастбищной эрозии — образование скотобойных троп, полностью лишенных растительности. Они ча-

сто напоминают своеобразные микротеррасы, так как за счет вытаптывания животными обычно несколько выположены. Плотность почвы здесь выше, а водопроницаемость несравненно ниже по сравнению с межтропным пространством. По нашим данным, полученным для горно-луговых почв субальпийских лугов Западного Кавказа, водопроницаемость на ненарушенном участке луга и на скотобойной тропе составила соответственно 14 и 4 мм/мин. Вследствие этого скотобойные тропы способствуют формированию поверхностного стока и развитию водной эрозии. Кроме того, они резко снижают продуктивность пастбищ, исключая из сферы формирования биологической продукции значительную часть почвенного покрова.

Очевидно, что при возрастании нагрузки густота сети скотобойных троп и соответственно занимаемая ими площадь возрастают. Наши исследования в субальпийском поясе Западного Кавказа показали, что при умеренном выпасе на их долю приходится 15%, а при интенсивном — 35% всей площади пастбища. На горных пастбищах Казахстана при загонном выпасе площадь скотобойных троп составила 25%, при умеренном бессистемном — 35%, а при интенсивном бессистемном выпасе — 55% от общей площади пастбища (Айбасов, 1981).

Наличие и густота сети скотобойных троп, характеризующие иногда термином «тропинчатость», также представляют легко определяемый морфологический признак состояния поверхности почв, по которому можно диагностировать состояние пастбищных экосистем в целом и их почвенного покрова. Ниже приведена схема, использующая в качестве диагностического признака состояния пастбищ долю площади тропиной сети в общей площади пастбища (Зотов и др., 1987):

Площадь скотобойных троп	Состояние пастбищ
<10%	слабосбитые
10—25%	среднесбитые
25—50%	сильносбитые
>50%	очень сильносбитые

Разрушение дернины и верхней части гумусового горизонта создает благоприятные условия для развития эрозионных процессов. Резко возрастает поверхностный сток, образуются линейные эрозионные формы рельефа, в почвенном покрове увеличива-

ется доля смытых почв. Вынос элементов с жидким и твердым стоком может превысить таковой в фоновых ландшафтах в 8—10 раз.

Современное состояние горных пастбищ таково, что значительная их часть вследствие перегрузки предрасположена к водной эрозии. В Кыргызстане, занимающем подавляющую часть Тянь-Шаня, пастбища на 4/5 их площади (6,6 млн га) подвержены водной эрозии, в том числе 1,9 млн га — в сильной степени (Шарашова и др., 1982).

Проявление эрозионных процессов зависит от ряда факто-

ров. Интенсивность выпаса сказывается на них на фоне влияния экспозиции, крутизны и формы склонов, состояния почвенного и растительного покровов, интенсивности и времени выпадения осадков. Очагами возникновения эрозии служат скотобойные тропы и дороги, расположенные вдоль склонов, приводящие к образованию линейных эрозионных форм. В условиях Западного Кавказа глубина размывов может достигать 1,5—2 м, ширина 4—10 м. Площадь размывов может достигать 10—20%, а с учетом мелкоструйчатых — 30% площади перегруженного пастбища (Алтухов и др., 1986).

На каштановых почвах Тянь-Шаня даже умеренный бессистемный выпас приводит к заметному проявлению эрозии: в почвенном покрове пастбищ появляются слабо- и среднеэродированные почвы, при интенсивном выпасе формируются сильно- и среднеэродированные почвы (табл. 56). Светло-каштановые

Таблица 56

**Влияние интенсивности выпаса на развитие эрозии
(каштановые почвы, Северный Тянь-Шань)**

Участок	Экспозиция склона	Крутизна склона	Уменьшение мощности А+АВ, %	Уменьшение содержания гумуса, %	Степень эродированности
темно-каштановые почвы					
Контроль (сенокос)	с—в	15°	0	0	неэродированная, слабоэродированная
Умеренный бессистемный выпас	с—в	15°	25	21	слабо- и среднеэродированная
Интенсивный бессистемный выпас	с—с-в	15°	50	55	средне- и сильноэродированная
светло-каштановые почвы					
Контроль (сенокос)	в—ю-в	16°	—	—	слабо- и среднеэродированная
Умеренный бессистемный выпас	в—с-в	18°	—	—	среднеэродированная
Интенсивный бессистемный выпас	в—с-в	17°	90	65	очень сильно эродированная

почвы в большей степени подвержены эрозии. Высокогумусные почвы более устойчивы в эрозионном отношении. Это следует и из приведенных данных по светло-каштановым и темно-кашта-

новым почвам. Особенно ярко это положение иллюстрирует слабая подверженность смыву черно-коричневых почв ореховых лесов Западного Тянь-Шаня, отличающихся, как было отмечено ранее, чрезвычайно высоким содержанием гумуса. Они характеризуются и очень высокой противоэрозионной устойчивостью. Величина поверхностного стока при увеличении пастбищной нагрузки меняется здесь незначительно: при почти трехкратном ее увеличении от низкой, что составляет 20—30% от максимально возможной, до высокоинтенсивной, составляющей 50—70% от максимальной, поверхностный сток возрос с 4428 до 5028 л/га, т. е. немногим более чем на 10% (Карабаев и др., 1987).

Эрозионные процессы определяют структуру почвенного покрова высокогорий. Согласно исследованиям Э. Н. Молчанова с соавт. (1981), в горах Кабардино-Балкарии более трех четвертей (78,1%) площади почвенного покрова высокогорий образовано контрастными, главным образом эрозионными комбинациями. Подобная картина имеет место и в почвенном покрове горных степей (70,9%). В лесном поясе контрастные почвенные комбинации занимают менее четверти (23,4%) всей его площади, что связано, главным образом, с ослаблением здесь эрозионных процессов. При отсутствии экзогенных нарушений, обусловленных в основном антропогенным воздействием, в горах формируются или слабоконтрастные комбинации почв одного типа, или же контрастные, обусловленные общей неоднородностью природной обстановки.

Вообще эрозия на пастбищах достигает весьма значительных размеров. Смыв почвы может достигать 40—50 и более т/га в год, существенно варьируя в различных ландшафтах. Так, по данным Ю. Г. Жарковой и М. Н. Заславского (1981), на Северном Кавказе на склонах крутизной 25—30° в поясе горных степей в условиях разреженного травяного покрова смыв достигает 120—180 т/га в год; в лесном поясе при проективном покрытии трав 80—100% он составляет незначительную величину — 0,1—0,2 т/га в год; в альпийском и субальпийском поясах поверхностного стока практически нет и эрозия развивается очагами. Степень эродированности различных горных ландшафтов и их подверженность процессам водной эрозии охарактеризованы в табл. 57 (Жаркова, Заславский, 1981).

Анализируя приведенные в таблице данные, следует заключить, что почвы более влажных луговых ландшафтов в целом более устойчивы, в особенности если учесть их приуроченность к достаточно крутым склонам по сравнению с почвами степных, полупустынных и пустынных ландшафтов, отличающихся большей засушливостью. Видимо, это является проявлением общей закономерности, заключающейся в том, что постоянно или периодически засушливые ландшафты и их почвенный покров менее устойчивы в сравнении с таковыми, не испытывающими дефицита влаги.

Оценка эродированности и эрозионной опасности
горных пастбищ СССР (Жаркова, Заславский, 1981)

Тип горных пастбищ	Преоблада- ющие уклоны, °	Доминиру- ющие со- общества	Противо- эрозийная устойчи- вость почв	Состояние раститель- ности		Эродиро- ванность	Эрозион- ная опас- ность
				выбитость	проектив- ное по- крытие, %		
Пустын- ные и полупу- стынные	5—10	полын- ные эфеме- ровые солян- ковые	слабая	сильная	10—40	сильная	сильная
Степные	5—15	борода- чевые типчако- вые	слабая	сильная	30—60	сильная	сильная
Лугово- степные	10—20	разнот- равно- злако- вые	средняя	слабая	70—90	слабая	слабая
Субаль- пийские луга	25—40	разно- травно- злако- вые	средняя	средняя	60—90	локаль- ная	средняя
Альпий- ские луга	30—40	разно- травно- злако- вые	слабая	средняя	60—90	локаль- ная	средняя
Высоко- горные степные	5—10	ковыль- но-тип- чаковые	слабая	средняя	60—80	слабая	слабая

ПРОБЛЕМА МОНИТОРИНГА ГОРНЫХ ПАСТБИЩ

В настоящее время не существует разработанной системы мониторинга состояния горных пастбищ, в том числе и почвенно-экологического. Следует иметь в виду, что мониторинг горных экосистем, подверженных пастбищной нагрузке, имеет ряд специфических особенностей. Одна из них заключается в том, что обычно весьма трудно бывает учесть истинную нагрузку из-за отсутствия надежных данных по численности поголовья скота. Кроме того, нагрузка существенно дифференцирована на элементах мезо- и микрорельефа (выпуклые и вогнутые части склонов, различная их крутизна и т. д.). Наконец, в силу чрезвычайно большого разнообразия горных ландшафтов и почв пастбищная деградация, как было отмечено, может протекать совершенно по-разному в различных горных системах и отдельных их частях. Это требует дифференцированного подхода при организации почвенно-экологического мониторинга горных пастбищ.

Набор показателей такого мониторинга следующий:

- 1) видовой состав, запасы и структура фитомассы;
- 2) проективное покрытие;
- 3) наличие подстилки (степного войлока) и ее мощность;
- 4) «задернованность» поверхности почвы;
- 5) плотность почвы;
- 6) структурное состояние почвы (содержание агрономически ценных агрегатов, водопрочность структуры);
- 7) содержание, запасы и состав гумуса;
- 8) содержание элементов питания растений (N, P, K);
- 9) мощность гумусового горизонта;
- 10) наличие линейных эрозионных форм и их размеры.

В большинстве своем перечисленные показатели несложны в определении, многие из них могут быть выявлены непосредственно в поле. Контроль их следует проводить один раз в 3—5 лет, в некоторых случаях чаще. При отсутствии организационных структур почвенно-экологического мониторинга определение его показателей можно проводить при агрохимическом обследовании территории. Состав гумуса следует контролировать реже — один раз в 5—10 лет, также согласуя сроки с периодичностью агрохимического обследования.

МЕТОДЫ КОНТРОЛЯ ПОЧВ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ НЕФТЬЮ И НЕФТЕПРОДУКТАМИ

В последние десятилетия обострились вопросы, связанные с влиянием нефтяного производства на экологическую ситуацию в различных регионах. Масштабы использования нефти по-прежнему велики. В мире ежегодно добывается свыше 2,5 млрд тонн сырой нефти; существующий спрос на нефть и нефтепродукты увеличивается в среднем на 8%, добыча — на 5% в год, причем, согласно данным А. И. Рябчикова (1974), при добыче, транспортировке, переработке и использовании нефти и нефтепродуктов теряется около 50 млн т в год.

Основные причины разливов нефти и нефтепродуктов — это коррозия и механические повреждения трубопроводов, нарушение герметичности резервуаров и аварии на нефтепромыслах. Разрыв только одного трубопровода может вызвать загрязнение территории площадью до 0,11 га. При аварийных разливах нефть проникает в глубокие слои почвы, вплоть до грунтовых вод. Реальные последствия для почв при накоплении в них различных нефтяных продуктов изучены далеко не полно. Поступление в почву компонентов нефти вызывает изменение физических, химических, биологических свойств и характеристик. Все это неизбежно вызывает снижение и даже полную утрату почвенного плодородия. Кроме того, углеводороды нефти способны образовывать в процессе трансформации токсичные соединения, обладающие канцерогенными свойствами, характеризующиеся стойкостью к микробиологическому расщеплению и способные переходить в растения, что значительно снижает качество возделываемых культур и создает определенную угрозу для здоровья человека и животных. Ограниченность земельных ресурсов ставит неотложную задачу возврата в сельскохозяйственное производство всех видов нарушенных и деградированных почв, в том числе и нефтезагрязненных. Для разработки научно обоснованных приемов рекультивации необходимо располагать материалами о распространенности нефтезагрязненных земель, а также методики их обнаружения и оценки степени загрязнения.

Надежные критерии степени загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами пока не разработаны. При изучении нефтезагрязненных почв использовались многие свойства почв: 1) нарушение экологического равновесия в почвенной системе; 2) изменение морфологических, физических, физико-химических и химических характеристик почвенных горизонтов и строение

почвенного профиля; 3) нарушение природного соотношения между отдельными группами и фракциями органического вещества почв; 4) опасность проникновения нефти и нефтепродуктов вплоть до почвенно-грунтовых вод; 5) снижение почвенного плодородия и возникновение токсикологически опасных ситуаций. Разработка единых критериев и показателей крайне затруднительна, поскольку реакция почв на загрязнение нефтью, их чувствительность к нефти далеко неодинакова не только в разных почвенно-географических зонах, но даже в пределах сопряженных ландшафтов.

Проявление ответной негативной реакции почв на нефть зависит от климатических особенностей (осадки, температурный режим, содержание гумуса, реакции и гранулометрического состава почвы и т. п.). Некоторые авторы (Пиковский, Калачикова, 1985) указывают, что нижний предел концентраций нефтяных компонентов в почве, еще не вызывающих негативных явлений, находится в пределах от 0,1 до 1,0 г/кг. Контроль за нефтяным загрязнением почв и его последствиями должен осуществляться вблизи наиболее вероятных мест загрязнения. Основные задачи контроля состоят в следующем (Флоровская и др., 1981):

- 1) определение источника в центре разлива нефти и нефтепродуктов;
- 2) определение потока нефти по площади и по глубине почвенного профиля;
- 3) определение направления движения потока и возможного ареала дальнейшего загрязнения;
- 4) идентификация продуктов загрязнения;
- 5) установление характера сопутствующего загрязнения почв (минеральными солями, токсичными ТМ, канцерогенными веществами);
- 6) установление степени и характера трансформации почв, растительности, загрязнения вод;
- 7) определение вероятности самоочищения почв и эффективности мероприятий по ликвидации последствий загрязнения;
- 8) оценка ущерба, нанесенного природе и сельскому хозяйству.

Для того чтобы определить уровень загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами, целесообразно начинать с изучения морфологии почвенного профиля и определения количественного содержания нефти и нефтепродуктов в образцах почв и грунтовых вод.

Методы количественного определения содержания нефтяных компонентов и их качественного состава в загрязненных почвах разработаны явно недостаточно. В основе всех предложенных методов лежит извлечение нефти и нефтепродуктов из проб почвы органическими растворителями и определение их содержания различными инструментальными методами. При этом в

большинстве случаев нет уверенности в полноте экстракции всех компонентов нефти.

Для извлечения нефтяных компонентов из почв применялись разнообразные растворители: петролейный эфир, гексан, бензол, спиртобензол, хлороформ, хлористый метилен, четыреххлористый углерод и другие.

Такое изобилие растворителей не дает возможности сравнивать полученные результаты, нет достаточной информации о том, какие группы соединений переходят в тот или иной экстракт. Для массовых исследований, проводимых с целью контроля за окружающей средой и диагностики нефтяного загрязнения, желательно принять единый растворитель. Не исключена, конечно, ситуация, когда универсальный растворитель окажется невозможным подобрать для всего обширного диапазона типов почв. В этом случае наиболее эффективные растворители должны быть приняты и стандартизованы для групп почв со сходными свойствами. Растворитель должен хорошо растворять все группы углеводородов и плохо растворять другие группы органических соединений, входящие в состав почвенного органического вещества (гуминовые вещества, углеводы, полипептиды и аминокислоты). Он должен быть наименее опасен для здоровья человека, наименее взрывоопасен, доступен, дешев, а самое главное — чтобы он был по возможности инертен по отношению ко многим компонентам почвы (соли, окислы, специфические и неспецифические компоненты почвенного гумуса).

Из наиболее широко используемых растворителей гексан и петролейный эфир растворяют углеводородную часть нефти и нефтепродуктов, частично растворяют низкомолекулярные смолистые соединения, но не растворяют высокомолекулярные полиарные компоненты нефти. Практически все используемые растворители химически активны, они частично растворяют нативные органические вещества почвы, могут извлекать некоторые неорганические соединения, снижая в той или иной мере оценку количественного содержания нефтепродуктов в почве.

Несмотря на недостатки, многие авторы отдают предпочтение гексану. Химические свойства гексана благоприятны для количественного извлечения нефтепродуктов из почвы, которая представляет собой многокомпонентную, полидисперсную систему с варьирующими показателями (кислотно-основные и окислительно-восстановительные режимы, сезонная динамика температуры и природных осадков, продуктов жизнедеятельности микроорганизмов). Этот растворитель был выбран и нами для разработки ускоренных вариантов метода оценки степени загрязнения почв нефтью.

Обсуждаемая ниже методика определения содержания нефти и нефтепродуктов в почве основана на их экстракции из почвы при конденсации кипящего гексана в аппарате Сокстек. Этот аппарат состоит из защитного металлического кожуха, в котором расположены системы алюминиевых стаканчиков для

растворителя, обратных холодильников и стаканчиков из оргстекла с впаянными пористыми фильтрами. В кожух вмонтирована система обогрева горячей водой. Преимуществом аппарата Сокстек по сравнению с аппаратом Сокслета является возможность одновременно экстрагировать 6 образцов, регулировать температуру. Применение дистанционного генератора тепла обеспечивает безопасность эксплуатации прибора. Содержание нефтепродуктов в экстрактах определяли весовым методом после отгонки растворителя.

Ход анализа. Навеску помещают в патрон из фильтрованной бумаги для экстрагирования. Для приготовления патрона из фильтровальной бумаги вырезают прямоугольник (17×8 см) и свертывают в виде цилиндра. Края нижней части цилиндра осторожно загибают навстречу друг другу так, чтобы образовалось доньшко. На дно патрона укладывают кружок из фильтровальной бумаги, затем тонкий слой ваты, сверху снова кружок из фильтровальной бумаги. Навеску почвы пересыпают в патрон. Почву в патроне закрывают кружком из фильтровальной бумаги, края патрона сгибают. Патрон с почвой помещают в аппарат Сокстек. В алюминиевые стаканчики для растворителя наливают по 70 мл гексана (C_6H_{14}). На регуляторе температуры прибора устанавливают температуру кипения гексана 69° С.

Зависимость выхода нефтепродуктов от времени экстракции показана в табл. 58. Из таблицы видно, что достаточна трех-

Таблица 58

Зависимость выхода нефтепродуктов от
времени экстракции

Время экстракции, ч	Извлечено нефтепродуктов, % к почве			
	повторности			среднее
	1	2	3	
1	1,81	2,06	1,96	1,94
2	2,28	2,28	2,15	2,24
3	2,42	2,58	2,06	2,35
4	2,40	2,34	2,36	2,37
5	2,29	2,39	2,60	2,43
6	2,53	2,27	2,25	2,35
7	2,34	2,26	2,35	2,31
8	2,27	2,46	2,24	2,32
9	2,31	2,19	2,52	2,34
10	2,26	2,24	2,72	2,41

часовая экстракция. По окончании экстракции прибор выключают. Гексановый экстракт из алюминиевых стаканчиков переносят в предварительно взвешенные бюксы, обмывая стаканчи-

ки несколько раз небольшими порциями чистого гексана. Гексан из бюксов испаряют в вытяжном шкафу. Затем бюксы с нефтепродуктами сушат в сушильном шкафу при 70°С до постоянного веса.

Излагаемый метод определения содержания нефтепродуктов в почве характеризуется следующими статистическими показателями:

среднее арифметическое $\bar{x}$	4,24
среднее квадратичное отклонение S	0,23
ошибка среднего $S_{\bar{x}}$	0,0288
коэффициент вариации V , %	5,38
объем выборки n	64

В модельных опытах была изучена полнота экстракции нефти в зависимости от времени взаимодействия нефти и почвы. Для этого в пробы трех типичных почв были внесены различные количества сырой нефти, которую затем экстрагировали гексаном. Как видно из табл. 59, даже в первый день после добавления гексан извлекает всего 60—75% внесенного количества. С течением времени степень извлечения имеет тенденцию к снижению.

Таблица 59

Степень извлечения гексаном компонентов нефти из загрязненных нефтью почв в зависимости от времени контакта нефти с почвой

Почва	Внесено нефти, % к почве	Выход веществ в гексановом экстракте, % к почве				
		срок взаимодействия нефти с почвой				
		0 дн.	7 дн.	1 мес.	3 мес.	5 мес.
Дерново-подзолистая	4,66	3,11	3,06	3,17	3,24	3,09
	6,31	4,63	4,72	4,51	4,39	4,65
	15,17	9,16	9,20	9,16	9,06	8,93
Чернозем	4,94	2,97	2,88	2,82	2,94	2,73
	10,57	6,77	6,59	6,70	6,63	6,77
	15,06	10,01	8,88	8,82	8,99	8,76
Серо-бурая	5,28	3,16	3,24	3,52	3,08	3,27
	10,23	7,03	7,46	7,12	6,75	6,88
	15,42	9,37	9,26	8,79	8,89	8,91

Целесообразно также провести сравнительную оценку выходов веществ в гексановые и хлороформенные экстракты из почв, загрязненных нефтью в природных условиях. Экстракцию выполняют в четырехкратной повторности. Из почвы, загрязненной в последнее десятилетие и 40 лет назад, хлороформ экстрагирует лишь незначительно больше веществ, чем гексан. Из

**Содержание углеводородов и $C_{\text{общ}}$ в серо-коричневых
нефтезагрязненных и фоновых почвах**

Глубина, см	УВ (по выходу гексанового экстракта), %	$C_{\text{общ}}$, % (по Тюрину)	
		до экстракции гексаном	после экстракции гексаном

разрез 4 — современное загрязнение			
0—16	12,38	7,37	2,19
16—60	11,71	5,67	1,81
60—68	3,96	4,07	1,15
68—77	4,67	3,70	0,33
77—91	3,07	1,98	0,24
91—112	4,33	3,56	0,20
112—134	3,50	3,22	0,24
134—166	2,85	2,80	0,25
166—200	1,47	2,56	0,22
разрез 4а — фоновый			
0—25	0,07	0,55	не опр.
25—50	0,05	0,52	не опр.
50—75	0,05	0,58	»
75—100	0,03	0,46	»
100—125	0,07	не опр.	»
разрез 1 — 40 лет после загрязнения			
0—10	5,01	6,73	3,25
10—20	3,01	3,48	0,84
20—60	3,67	3,47	0,51
60—80	3,34	3,64	0,71
разрез 1а — фоновый			
0—5	1,79	3,76	не опр.
5—17	0,31	1,36	»
17—42	0,01	0,48	»
42—71	0,03	0,13	»
71—102	0,03	0,36	»
разрез 2 — 100 лет после загрязнения			
0—7	3,63	6,07	4,11
7—42	0,71	1,21	не опр.
42—55	2,93	5,01	2,59
55—69	1,72	2,95	1,85
69—100	0,29	не опр.	не опр.
разрез 2а — фоновый			
0—6	0,21	2,08	1,72
0—24	0,03	0,94	не опр.
24—65	0,01	0,39	не опр.
65—80	0,01	0,09	»
80—96	0,02	не опр.	»

почвы, загрязненной 100 лет назад (верхний горизонт), гексан извлекает 3,63%; хлороформ — 18,68% различных веществ. Это связано с тем, что за 100 лет пребывания в почве значительная часть нефтяных углеводородов трансформировалась в другие соединения. Хлороформ помимо нефтяных углеводородов извлек и продукты их трансформации.

Сравнительная характеристика полученных экстрактов методом ИКС показала, что компоненты всех трех типов экстрактов (C_6H_{14} , $CHCl_3$, CCl_4) имеют аналогичные полосы поглощения. Однако в ИК-спектрах веществ гексановых экстрактов линии поглощения наиболее четкие. ИК-спектры веществ, экстрагируемых хлороформом и четыреххлористым углеродом, имеют размытый, нечеткий характер, особенно в области $1450—1750\text{ см}^{-1}$, что свидетельствует о присутствии в экстрактах более сложной смеси компонентов, вероятно, близких по строению.

Содержание УВ (углеводородов) в техногенно загрязненных серо-бурых почвах меняется с давностью загрязнения и глубиной залегания почвенного горизонта (табл. 60, 61, рис. 33).

Таблица 61

Содержание углеводородов в гексановых экстрактах
и $C_{\text{общ}}$ в серых лесных почвах Башкирии
(модельные опыты)

№ образца	Срок загрязнения, год	Доза нефти, л	УВ, %	$C_{\text{общ}}$, %
17	2	контроль	0,34	5,58
20		8	2,18	7,99
23		16	3,07	9,30
26		25	3,99	9,07
124	4	контроль	0,18	6,54
115		8	1,69	8,45
118		16	1,96	8,22
121		25	2,27	8,46

В разрезе 2 (почва загрязнена нефтью около 100 лет назад) содержание УВ изменяется от 3,6% (на глубине 0—7 см) до 0,29% (на глубине 69—100 см), в контроле (фоновая почва, разрез 2 а), содержание экстрагируемых веществ уменьшается выше по профилю от 0—21 до 0,03%. В серо-бурой почве, загрязненной 40 лет назад, содержание УВ достигает 5,01% в верхнем горизонте и 3,34% — на глубине 60—80 см, в фоновой почве (разрез 1 а) оно изменяется от 1,79 до 0,03 на тех же глубинах. Самое высокое содержание УВ наблюдается в разрезе 4 (современное загрязнение): от 12,38% на глубине 0—16 см до 1,47% на глубине 165—200 см, в то время как в фоновой почве (разрез 4 а) выход экстрагируемых веществ не превышает сотых долей процента в верхнем горизонте.

Длительное сохранение нефтяных углеводородов в серо-бу-

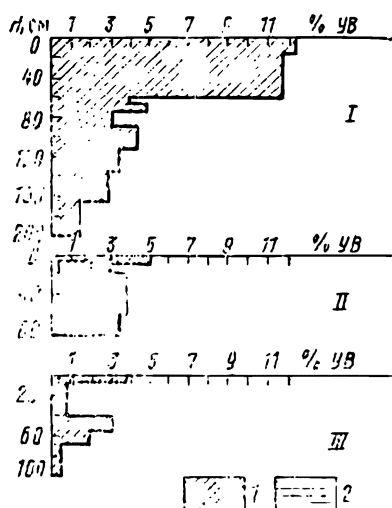


Рис. 33. Содержание углеводородов в серо-бурых почвах: I — современное загрязнение нефтью, II — 40 лет после загрязнения почв нефтью, III — 100 лет после загрязнения почв нефтью; 1 — нефтезагрязненный, 2 — фоновый

с образцами со сроком загрязнения 2 года. Довольно быстрое самоочищение темно-серой лесной почвы по сравнению с серо-бурыми почвами можно объяснить иным химическим составом тюменской нефти (содержание алканов в ней составляет 25—40%) и более благоприятными климатическими условиями для деятельности микроорганизмов.

В темно-серой лесной почве, загрязненной в модельных опытах тюменской нефтью дозами 8,16 и 25 л/м², содержание экстрагируемых углеводородов увеличивается по мере увеличения дозы нефти (от 2,2% при дозе 8 л/м² до 4,0% при дозе 25 л/м²) (табл. 61). Через 4 года после загрязнения выход углеводородов снизился в 1,5 раза по сравнению с образцами со сроком загрязнения 2 года. Довольно быстрое самоочищение темно-серой лесной почвы по сравнению с серо-бурыми почвами можно объяснить иным химическим составом тюменской нефти (содержание алканов в ней составляет 25—40%) и более благоприятными климатическими условиями для деятельности микроорганизмов.

Внесение органических и минеральных удобрений способствует активизации микробиологического населения и более интенсивной трансформации нефтяных органических соединений.

рых почвах связано как с химическим составом бакинских нефтей, в которых мало содержание наиболее легко разлагающихся микроорганизмами нормальных алканов (1%) и велико содержание менее подверженных разложению высокомолекулярных изопреноидных алканов и циклоалканов, так и с очень большими дозами нефти, загрязнившими почву; кроме того, высокая сухость климата играет роль фактора, лимитирующего деятельность микроорганизмов.

В темно-серой лесной почве, загрязненной в модельных опытах тюменской нефтью дозами 8,16 и 25 л/м², содержание экстрагируемых углеводородов увеличивается по мере увеличения дозы нефти (от 2,2% при дозе 8 л/м² до 4,0% при дозе 25 л/м²) (табл. 61). Через 4 года после загрязнения выход углеводородов снизился в 1,5 раза по сравнению

На всех вариантах с удобрениями содержание углеводов ниже по сравнению с нефтезагрязненными участками без удобрений (табл. 62). Минимальное содержание углеводов най-

Т а б л и ц а 62

Выход УВ и $C_{общ}$ в серой лесной почве после разлива нефти (полевой опыт)

№ образца	Вариант	УВ. %	$C_{общ}$, %
141	контроль — почва фоновая	0,08	6,25
139	нефть (без удобрений)	5,20	8,94
127	нефть + $N_{80}P_{90}K_{90}$	5,04	8,20
129	нефть + $N_{120}P_{180}K_{180}$	3,36	10,50
135	нефть + 70 т/га навоза	3,92	12,61
137	нефть + 140 т/га навоза	4,50	13,51
131	нефть + $N_{60}P_{90}K_{90}$ + 70 т/га навоза	3,66	12,53
133	нефть + $N_{120}P_{180}K_{180}$ + 140 т/га навоза	2,80	12,85

дено в варианте с максимальными дозами как органических (140 т/га), так и минеральных ($N_{120}P_{180}K_{180}$) удобрений.

Экспериментальные методы определения содержания нефтепродуктов в почве, связанные с экстракцией, из-за трудоемкости и недостаточной надежности затрудняют получение экспрессной информации при оценке степени и ареалов загрязнения почв, что особенно важно при аварийных ситуациях или обследовании больших площадей. Для этих целей более перспективно использовать дистанционные методы определения степени загрязнения почв нефтепродуктами. Одним из таких методов может быть использование спектров отражения, характер которых связан с содержанием органических веществ в почве.

Для исследования было отобрано более 100 поверхностных образцов серо-бурых почв в районе нефтепромыслов Апшеронского полуострова, в разной степени загрязненных нефтью. По механическому составу изучаемые серо-бурые почвы делились на супесчаные, легко- и среднесуглинистые. Съемку спектров отражения проводили в лабораторных условиях на спектрофотометре СФ-14 в видимом диапазоне длин волн от 400 до 750 нм. Использовали усредненные тщательно измельченные (до 0,1 мм), доведенные до воздушно-сухого состояния пробы почв.

Незагрязненные нефтью серо-бурые почвы имеют полого поднимающиеся по направлению к красной области спектра кривые отражения, лишенные заметных перегибов (рис. 34). В сине-фиолетовой части спектра коэффициент отражения равен 13—15%, в красной части спектра он увеличивается до 32—35%. Интегральное отражение составляет 27—30%. Такая форма кривых спектрального отражения характерна для почв аридной зоны. Величины коэффициентов отражения согласуются с

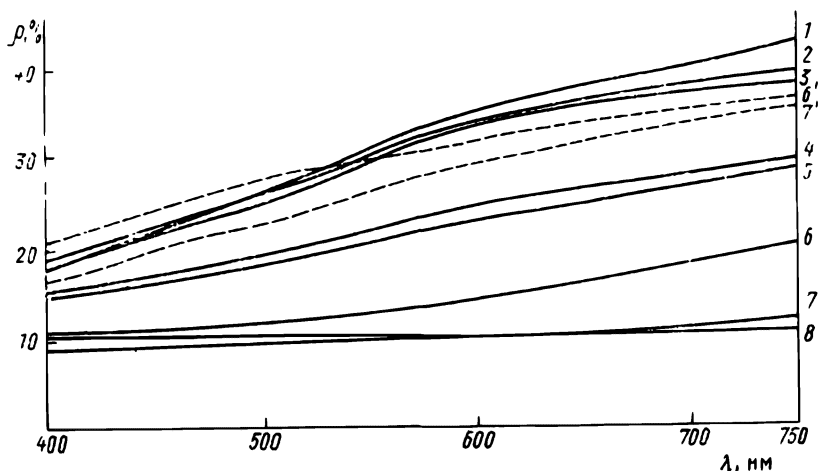


Рис. 34. Спектры отражения серо-бурых почв разной степени загрязнения нефтью: 1, 2, 3 — незагрязненные; 4, 5 — слабозагрязненные; 6, 7, 8 — сильнозагрязненные, 6', 7' — после экстракции гексаном

данными Д. С. Орлова, А. П. Герайзаде и др. (1986), исследовавших отражательную способность серо-бурых почв Апшеронского полуострова.

При загрязнении нефтью отражательная способность почв снижается. При сильном загрязнении кривые спектрального отражения во всем изученном диапазоне длин волн становятся почти горизонтальными, в отдельных случаях наблюдается даже их некоторое падение в направлении к красной области спектра (рис. 34). Коэффициент отражения в сине-фиолетовой области снижается вплоть до 9—11%, в красной части спектра — до 8—13%. Интегральное отражение сильно загрязненных почв составляет 10—12%.

Для определения зависимости отражательной способности почв от содержания углеводородов нефти была проведена экстракция образцов гексаном на аппарате Сокстек и по выходу веществ гексанового экстракта рассчитано содержание углеводородов нефти.

После экстракции образцов гексана спектры отражения приобрели вид, характерный для фоновых почв (рис. 34). Величины интегрального отражения увеличились до 25—30%, оставаясь, однако, несколько ниже по сравнению с фоновыми почвами (табл. 63).

Для исследования серо-бурых почв найдена четкая обратная зависимость между уровнем загрязнения (рассчитанным по выходу гексанового экстракта) и отражательной способности почв. Коэффициент корреляции между интегральным отражением и

**Отражательная способность нефтезагрязненных
серо-бурых почв до и после извлечения
нефтяных компонентов**

Глубина, см	Коэффициент отражения ρ , %		
	до экстракции	после экстракции	
		гексаном	хлороформом
	разрез 1 — 40 лет после загрязнения		
0—10	9,70	25,6	24,2
10—20	13,0	27,0	27,6
20—60	14,9	33,0	27,6
60—80	15,6	30,4	29,1
	разрез 2 — 100 лет после загрязнения		
0—7	15,3	25,9	26,1
7—42	27,7	28,6	28,1
42—55	18,5	23,6	25,8
55—69	21,9	26,9	27,7
69—100	33,9	35,2	31,3

содержанием углеводородов нефти составил $(-0,85) - (-0,89)$ при уровне вероятности $P=0,95$.

По полученным экспериментальным данным были построены графики зависимости величины интегрального отражения от содержания углеводородов нефти (рис. 35). Эта зависимость описывается экспоненциальным уравнением вида

$$\rho_{\Sigma} = a \cdot c^{-k \cdot УВ} + \rho_{УВ}.$$

где ρ_{Σ} — интегральный коэффициент отражения; $УВ$ — содержание углеводородов нефти; $\rho_{УВ}$ — минимальный коэффициент отражения сильно загрязненной нефтью почвы; a и k — коэффициенты, c — концентрация $УВ$.

На основе экспериментальных данных были рассчитаны параметры уравнения для серо-бурых почв разного механического состава. Для легко- и сильноусуглинистой серо-бурой почвы уравнение имеет вид

$$\rho_{\Sigma} = 16,6 \cdot e^{-0,28 \cdot УВ} + 10,9;$$

для супесчаной серо-бурой почвы

$$\rho_{\Sigma} = 17,0 \cdot e^{-0,53 \cdot УВ} + 10,3.$$

По графику зависимости интегрального отражения серо-бу-

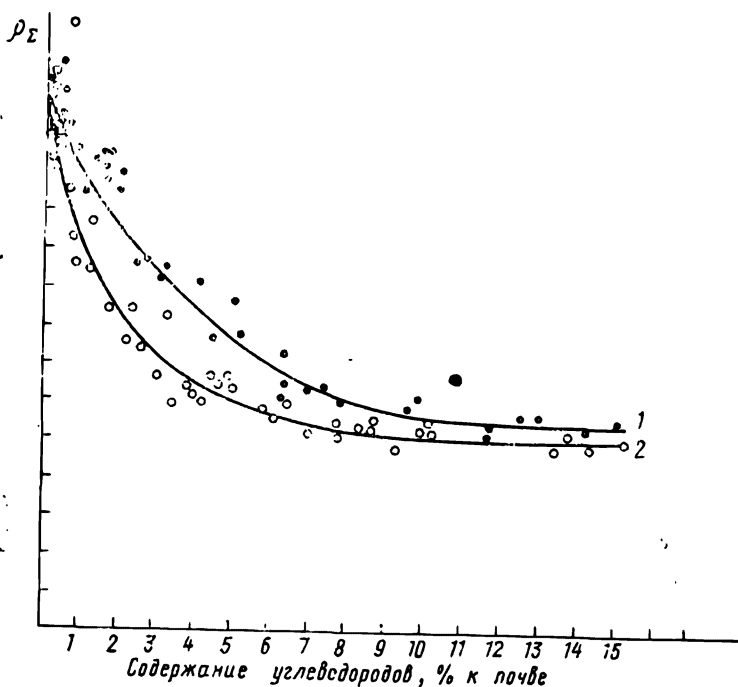


Рис. 35. Зависимость интегрального отражения (ρ_{Σ}) от содержания углеводородов нефти: 1 — легко- и среднесуглинистая серо-бурая почва, 2 — супесчаная серо-бурая почва

рых почв от содержания углеводородов нефти можно ориентировочно оценить степень нефтяного загрязнения почв.

Выявление различий в спектральной отражательной способности незагрязненных и в разной степени загрязненных нефтью почв является первым этапом исследования, позволяющим решать вопрос о диагностике загрязнения. На основе полученных результатов нами выделены следующие степени нефтяного загрязнения серо-бурых почв, характеризующиеся соответствующими величинами интегрального отражения: ρ_{Σ} , %

незагрязненные	> 27
слабозагрязненные	27—22
среднезагрязненные	22—14
сильнозагрязненные	< 14

Изменение отражательной способности позволяет оперативно оценивать состояние почв в районах добычи и транспорти-

ровки нефти. Достоинством метода является возможность простого и экономически выгодного получения площадных характеристик почв. Установленные закономерности влияния нефтяного загрязнения на отражательную способность серо-бурых почв могут быть использованы для аэрокосмического мониторинга почвенного покрова.

Разработка методов дистанционного зондирования почв с целью получения достоверной информации о состоянии экосистем требует накопления значительного объема экспериментальных данных по определению отражательной способности почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, что в конечном итоге позволит установить статистические зависимости и внести существенные коррективы в дистанционные аэрокосмические методы исследования почв и природных объектов в целом.

Проведенные исследования показали, что наблюдается разница в поведении углеводородов в почвах различного генезиса. Это обязывает как при составлении прогнозов изменения почв под влиянием нефтепродуктов, так и при разработке метода оценки загрязненности почв или приемов рекультивации, принимать дифференцированные решения применимости к различным группам почв и различным по составу нефтям. Одно из следствий этого положения заключается в необходимости подбора дифференцированных (по типам почв и видам нефтей) поправочных коэффициентов на неполноту экстракции углеводородов из незагрязненных почв гексаном.

УЧЕТ И ОЦЕНКА ЭРОЗИОННООПАСНЫХ ЗЕМЕЛЬ НЕЧЕРНОЗЕМНОЙ ЗОНЫ

Эрозионноопасными, по определению М. Н. Заславского (1983), являются земли, где сочетание природных условий создает возможность для проявления ускоренной эрозии при их нерациональном хозяйственном использовании. В силу сложившихся представлений об эрозионной безопасности земель в лесной зоне эрозионным процессам на этой обширной территории до сравнительно недавнего времени уделялось недостаточно внимания. Однако в Нечерноземной зоне водная эрозия не менее, а может быть и более разрушительна, чем в более южных регионах. Смыв маломощного гумусового горизонта ведет к быстрой потере почвой плодородия, к резкому ухудшению водно-физических свойств почв, к загрязнению продуктами смыва гидрографических систем. Интенсивному развитию эрозионных процессов в указанной зоне способствуют следующие факторы: расчлененный характер последникового рельефа, особенности водно-теплового режима дерново-подзолистых почв, низкая противоэрозионная устойчивость почв. Давность сельскохозяйственного освоения Нечерноземной зоны также является немаловажным фактором развития эрозии почв (Лидов, 1981). На все это накладывается антропогенный фактор: повсеместное несоблюдение элементарных принципов почвозащитного земледелия на склонах.

Потенциальная опасность эрозии может быть выражена следующей структурной формулой:

$$\text{ПОЭ} = f(K, P, G, P, P_r, X),$$

где ПОЭ — потенциальная опасность эрозии, К — климатические условия, Р — условия рельефа, Г — геологические условия (почвообразующие породы), П — почвенные условия, P_r — почвозащитная роль растительности, X — хозяйственное использование земель.

Рельеф, почвенный покров, растительность, а также некоторые геологические условия, влияя на развитие эрозии, сами со временем изменяются под воздействием эрозионных процессов. Для разработки систем мер по защите почв от эрозии необходимо знать, каким образом влияют отдельные факторы или их составляющие на проявление эрозионных процессов. Было вве-

дено понятие «эрозионного потенциала» территории как совокупности природных факторов (условий), определяющих возможность проявления процессов смыва.

Кратко остановимся на количественных характеристиках природных и антропогенных факторов с точки зрения их воздействия на процессы смыва. Для этой цели целесообразно использовать универсальное уравнение ливневого смыва Уишмайера-Смита (Эрозия почв, 1984) и его модификацию для территории России (Методика исчисления условной цены земли, 1987),

$$A = RLSK \cdot C,$$

где A — смыв почвы, т/га, R — эрозионный индекс дождей, LS — топографический фактор, K — фактор эродированности почв, т/га/год, C — коэффициент почвозащитных свойств посевов.

Определение смыва почв при стоке талых вод проводится по «Инструкции ГГИ» (1979). Модуль смыва при талом стоке рассчитывают по формуле

$$M_{p\%} = h_{p\%}^n \cdot abK_I,$$

где $M_{p\%}$ — модуль стока наносов (т/га) заданной вероятности $p\%$ за период весеннего снеготаяния; $h_{p\%}$ — слой стока (мм) за период весеннего снеготаяния той же вероятности $p\%$; а n — эмпирические параметры, зависящие от типа ручейковой сети на склоне, агрофона в текущем году и типа почв (для зяблевой вспашки; b — эмпирический коэффициент, учитывающий влияние агрофона за предшествующий год; K_I — коэффициент, учитывающий крутизну склона.

Эрозионный потенциал территории определяется прежде всего такими характеристиками рельефа, как крутизна и длина склонов. Зависимость степени смытости почв от условий рельефа демонстрирует табл. 64.

Важным фактором, определяющим интенсивность весеннего смыва почв, является экспозиция склонов. Форма склонов влияет на интенсивность эрозии, однако учесть ее при оценке смыва не всегда оказывается возможным. Некоторыми авторами предлагаются коэффициенты влияния формы склонов на интенсивность смыва: для склонов с прямым профилем коэффициент принимается за 1, с выпуклым профилем — 1,5, а для вогнутого склона — 0,5.

В качестве количественного показателя эрозионной опасности рельефа в универсальном уравнении смыва и в его модификации используется топографический фактор (LS), характеризующий совместное влияние длины и крутизны склонов на смыв почвы. Величина LS определяется по номограмме. Формула фактора рельефа для конкретного отрезка склона (в модификации лаб. эрозии почв и русловых процессов) имеет вид:

$$LS = \left(\frac{l}{22,1} \right)^m \cdot [n^{1+m} - (n-1)^{1+m}] \cdot (0,065 + 4,56 \sin I_n + 65,41 \sin I_n),$$

где l — длина отрезка склона в метрах, I_n — уклон конкретного участка склона, n — номер отрезка, считая от водораздела, m — равно 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 соответственно при уклонах (I) ≤ 1 ; 1—3; 3—5 и более 5%

Таблица 64

Зависимость смывости почв * от условий рельефа и механического состава почвенного покрова

Поясы равноудаленности от водораздела по линиям стока, м	Южная и западная экспозиции					Северная и восточная экспозиции				
	<1°	1—2°	2—5°	5—10°	10°	1°	1—2°	2—5°	5—10°	>10°
<50	не-смы-тая	не-смы-тая	сдерживание поч-венного покрова орудиями			не-смы-тая	не-смы-тая	сдерживание поч-венного покрова орудиями		
50—100	»	»	слабо-смы-тая	слабо-смы-тая	слабо-смы-тая	»	»	сла-бо-смы-тая	сла-бо-смы-тая	сла-бо-смы-тая
100—200	»	слабо-смы-тая	»	сред-не-смы-тая	силь-но-смы-тая	»	слабо-смы-тая	»	сред-не-смы-тая	сред-не-смы-тая
200—300	не-смы-тая	слабо-смы-тая	сред-не-смы-тая	сред-не-смы-тая	силь-но-смы-тая	не-смы-тая	сла-бо-смы-тая	сред-не-смы-тая	сред-не-смы-тая	сред-не-смы-тая
300—400	»	»	»	силь-но-смы-тая	»	»	»	»	силь-но-смы-тая	силь-но-смы-тая
>400	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»

* Дерново-подзолистые супесчаные, песчаные и легкосуглинистые почвы.

Для удобства расчетов LS составлены таблицы изменения эрозийного потенциала рельефа в зависимости от уклона и расстояния от водораздела (Методика исчисления условной цены земли. М., 1987). После распределения показателей LS на топографической карте конкретного участка территории составляется карта-схема эрозийной опасности рельефа данного участка, которая является первым этапом оценки эрозийной опасности территории в целом.

Анализ величин топографического фактора на территории

Нечерноземной зоны показал, что наибольшие величины приурочены к следующим регионам:

- 1) Кольская геоморфологическая область,
- 2) Северное Приладожье и Северо-Карельская возвышенность,
- 3) Средний и Южный Тиман,
- 4) Центральная часть Среднерусской возвышенности,
- 5) Юго-восточные районы Высокого Заволжья.

В крупномасштабных картах-схемах эрозионного потенциала рельефа возможно определение «порогового» значения, при котором смыв почв не превышает допустимую величину.

Важнейшим показателем, определяющим эрозионную роль климата, является характер осадков: их количество, распределение по сезонам, интенсивность. Величина смыва почв, вызываемого стоком талых вод, определяется запасами воды в снежном покрове, температурным режимом, интенсивностью снеготаяния, состоянием почвы к моменту снеготаяния. Соотношение величин талого и ливневого смыва для большей части территории НЗ составляет примерно 1 : 2—3.

Для оценки эрозионного потенциала дождевых осадков в уравнении Уишмайера-Смита использован эрозионный индекс осадков R , представляющий собой произведение кинетической энергии дождя и его максимальной тридцатиминутной интенсивности. Распределение эрозионного индекса осадков по НЗ неравномерно: в северной части он сравнительно мал (1—3 единицы), в центральных районах он поднимается до 4—6, а на Смоленско-Московской возвышенности — до 9. Для разработки противоэрозионных мероприятий важно учитывать изменение эрозионного индекса осадков по сезонам. Для всей Нечерноземной зоны наиболее эрозионноопасен июль, с севера на юг возрастает эрозионный индекс июня; в восточных районах распределение его имеет один резко выраженный максимум, в западных — распределение индекса более равномерно.

В условиях сформировавшегося поверхностного стока степень проявления эрозии зависит от способности почвы противостоять смыву, т. е. от множества свойств почвы, определяющих ее противоэрозионную стойкость (ПС). Непосредственно ПС почв определяется двумя показателями: размером водопрочных агрегатов и сцеплением их друг с другом. Остальные свойства почв влияют на ПС через эти показатели.

Значительное влияние на ПС почв оказывают: гранулометрический состав почв, содержание гумуса и его фракционный состав, обменные катионы почвы. Водопрочность структуры — один из важнейших факторов ПС почв и грунтов. Однако в некоторых случаях прочность структуры почвы в воде не обеспечивает высокой противоэрозионной стойкости.

Связь ПС с дисперсностью почв использована в формуле показателя противоэрозионной стойкости, предложенной А. Д. Ворониным и М. С. Кузнецовым (1981):

$$\text{ППС} = \frac{K_{\text{гр.ст}} \cdot 100\%}{K_{\text{дисп}}},$$

где ППС — показатель противозерозионной стойкости, $K_{\text{гр.ст}}$ — гранулометрический показатель структурности по Вадюниной, равный отношению содержания частиц диаметром $< 0,001$ мм к суммарному содержанию более крупных фракций при механическом анализе почвы по Качинскому; $K_{\text{дисп}}$ — коэффициент дисперсности по Качинскому, равный отношению фракции диаметром $< 0,001$ мм при микроагрегатном анализе к фракции того же размера при механическом анализе.

Для дерново-подзолистых почв величина ППС не превышает 1, что позволяет отнести их к наименее стойким в эрозионном отношении почвам.

Объективной характеристикой противозерозионной стойкости почв, количественно учитывающей влияние физических свойств почв и роль корневых систем растений, является критическая размывающая скорость водного потока

$$V_{\Delta P_w} = 1,55 \sqrt{\frac{m_1 m_2 g}{\gamma_0 n'} \left[\left(1 - \frac{P}{100} \right)^{-1} d_w (\gamma - \gamma_0) (\cos \alpha - \sin \alpha) + 1,25 K l C_w \right]},$$

где $V_{\Delta P_w}$ — донная размывающая скорость потока для почвы при ее исходной влажности W (м/с); m_1 — коэффициент, зависящий от присутствия в потоке донных и взвешенных наносов; m_2 — коэффициент, характеризующий связывающее действие корневых систем растений и зависящий от содержания корней диаметром < 1 мм; g — ускорение силы тяжести (м/с²); γ , γ_0 — соответственно плотность твердой фазы почвы, плотность воды (т/м³); n' — коэффициент, характеризующий пульсацию скоростей в потоке и равный 2,3 в потоке воды в поливной борозде; P — порозность почвенных агрегатов; d_w — средневзвешенный диаметр водопрочных агрегатов после мокрого просеивания почвы по Саввинову (м); α — угол наклона русла потока (град.); K — коэффициент однородности, рассчитываемый по результатам определения сцепления; l — коэффициент, характеризующий сложение почвы и зависящий от ее плотности; C_w — сцепление почвы исходной влажности (по Цытовичу) после быстрого затопления ее поверхности и насыщения до водовместимости, т/м³.

Величины размывающих скоростей могут быть определены расчетным методом, либо экспериментально — путем размыва образцов почв на гидrolотке.

Для дерново-подзолистых почв величины донных размывающих скоростей колеблются в зависимости от почвообразующих пород, степени смывости (намытости) почв, агрофона, в преде-

лах 0,1—0,3 м/с. Оценивать противозерозионную стойкость почв путем расчета или размыва образцов достаточно сложно и требует наличия большого числа параметров.

Большой практический интерес при оценке эродированности почв представляет использование номограммы Уишмайера-Смита (Почвенно-геологические условия Нечерноземья, 1984). Важнейшими параметрами номограммы, по которым определяется коэффициент эродированности почв ($K_{эп}$), являются содержание гумуса в почвах, их гранулометрический состав (суммарное содержание фракций размером от 0,1 до 0,001 мм и более 0,1 мм). Уточнение значений $K_{эп}$ производят по содержанию водопрочных агрегатов и водопроницаемости почв (II часть номограммы). Для почв с неводопрочной структурой, к каковым относятся большая часть почв Нечерноземья, значения $K_{эп}$, определенные по I части номограммы и по обеим ее частям, весьма близки, что позволяет использовать для расчетов $K_{эп}$ этих почв только I часть номограммы.

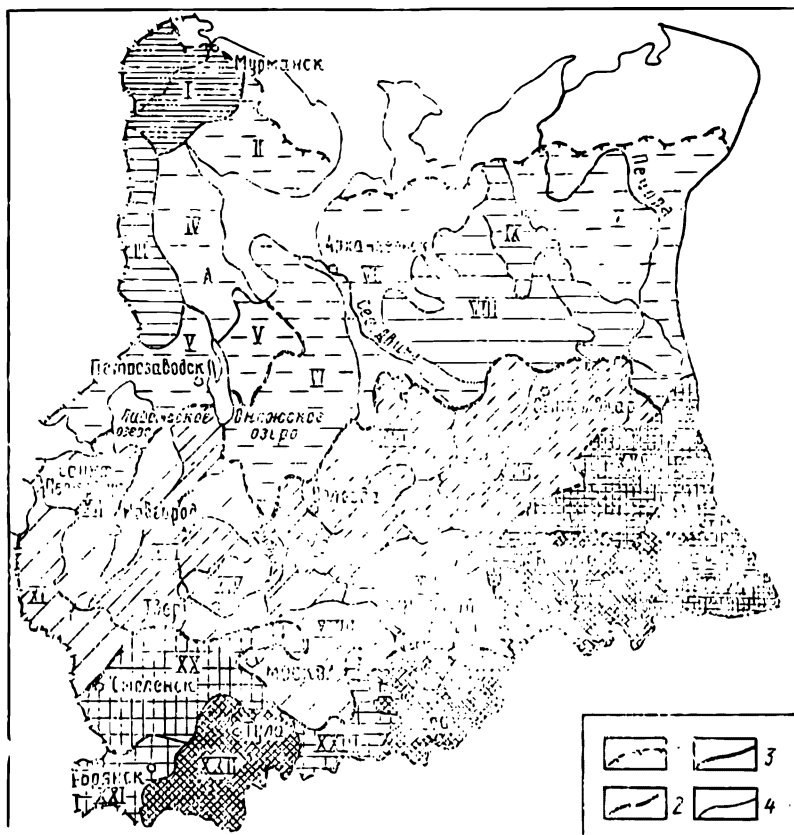
Величины коэффициентов эродированности для почв Нечерноземной зоны колеблются от 1 до 4 т/га (табл. 65).

Таблица 65

Эродированность основных пахотных почв Нечерноземной зоны

Почва	Механический состав	Содержание гумуса, %	K
Дерново-подзолистые на покровных отложениях	СП	1,5	3,6
	ЛС	1,8	3,7
	СС	2,2	3,3
	ТС	2,7	3,0
	Г	3,1	2,3
Дерново-подзолистые на моренных отложениях	П	1,4	1,6
	СП	1,7	2,7
	ЛС	1,8	3,2
	СС	2,4	2,8
	ТС	2,7	2,6
Светло-серые лесные на покровных отложениях	Г	2,7	2,2
	СП	1,6	3,6
	ЛС	2,0	3,4
	СС	2,5	3,0
	ТС	4,6	2,0
Серые и темно-серые лесные	Г	3,2	2,2
	ЛС	3,3	2,8
	СС	3,5	2,4
	ТС	4,6	2,0
	Г	5,0	1,7
Черноземы выщелоченные и оподзоленные	СС	6,6	1,6
	ТС	6,8	1,1
	Г	7,0	0,9

Примечание. П — пески, СП — супеси, ЛС — легкие суглинки, СС — средние суглинки, ТС — тяжелые суглинки, Г — глины.



Пояс	Модуль смыва, т/га	Эрозионные провинции							
		градусы эрозийно-опасных земель							
		менее 10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-65	65-80	более 80
Слабого смыва	менее 0,1								
Умеренного смыва	0,1 - 0,3								
	0,3 - 0,6								
Значитель- ного смыва	1,0 - 3,0								
	более 3,0								

Рис. 36. Районирование европейской территории Нечерноземной зоны по степени эрозионной опасности (Почвенно-геологические условия Нечерноземья, 1984): А — Страна Фенноскандия, пояс слабого смыва, эрозионные провинции: I — Западно-Кольская, II — Восточно-Кольская, III — Западно-Карельская, IV — Восточно-Карельская, V — Южно-Карельская; Б — Страна Русская равнина, пояс слабого смыва, эрозионные провинции: VI — Онего-Белозерская, VII — Прибеломорская, VIII — Двинско-Мезенская, IX — Тиманская,

Внутри крупных генетических категорий почв эродируемость зависит от гранулометрического состава почв, характера материнских пород. $K_{\text{э}}$ снижается с уменьшением содержания в почвах крупной пыли, увеличением ила, т. е. с утяжелением механического состава почв.

Подтверждена зависимость эродируемости почв от количества песка, пыли, ила, гумуса. Минимальной противоэрозийной стойкостью характеризуются дерново-подзолистые почвы на покровных отложениях. В их механическом составе преобладают фракции крупной пыли (60—80%) и очень мелкого песка (10—15%), содержание гумуса в пахотном горизонте — 1,5—2,0%. Коэффициент эродируемости составляет 3,5—4 т/га на единицу эрозийного индекса.

Характер посевных культур вносит существенные коррективы в значение величины смыва. Те районы, которые не опасны в отношении смыва при посевах зерновых культур, становятся эрозийноопасными под посевами пропашных и, тем более, под черным паром.

Для количественного учета защитного влияния сельскохозяйственных культур на процессы смыва в универсальном уравнении смыва использован коэффициент почвозащитных свойств растительности — фактор С, который представляет собой отношение количества почвы, смытой с поля, занятого полевыми культурами, к количеству почвы, смытой с поля, занятого черным паром. При подсчете фактора С учитывается агротехника возделывания культуры, ее урожайность, предшественники, фазы развития и внутрисезонное распределение индекса осадков. В районах преобладания колосовых культур средневзвешенная величина С равна 0,21—0,30. При значительных площадях многолетних трав она снижается до 0,15—0,20; если же велика доля пропашных культур, коэффициент С достигает 0,35—0,40.

В льноводческих районах южно-таежной подзоны фактор С равен 0,18—0,23, в районах картофелеводства он возрастает до 0,40. В подзоне широколиственных лесов и лесостепи с увеличением доли пропашных культур в севооборотах почвоохранная роль посевов снижается, и коэффициент С возрастает до 0,27—0,30. Таким образом, на территории Нечерноземной зоны по мере продвижения с севера на юг уменьшается защитная роль

Х — Печорская. Пояс умеренного смыва. Эрозийные провинции: XI — Псковско-Чудская, XII — Приильменская, XIII — Валдайская, XIV — Калининская, XV — Ярославско-Костромская, XVI — Сухоно-Вычегодская, XVII — Северные Увалы, XVIII — Мещерская, XIX — Средневожская. Пояс значительного смыва. Эрозийные провинции: XX — Смоленско-Московская, XXI — Деснинская, XXII — Среднерусская, XXIII — Окско-Донской низменности, XXIV — Приволжской возвышенности, XXV — Высокого Заволжья, XXVI — Верхнекамская, XXVII — Предуральская. Границы: 1 — тундры, 2 — стран, 3 — пойма, 4 — провинций

культурной растительности, увеличивается интенсивность воздействия сельскохозяйственного производства на природу.

В результате анализа всех природных факторов и хозяйственного использования земель Нечерноземной зоны России были выявлены основные закономерности распространения эрозионноопасных земель, интенсивности весеннего и ливневого смыва почв, что позволило провести районирование НЗ по степени эрозионной опасности (рис. 36).

Универсальное уравнение смыва позволяет рассчитать возможный смыв почв при любом сочетании факторов. Расчетные данные для наиболее характерных условий смыва приведены в табл. 66. Величина смыва, даже при минимальных значениях

Таблица 66

Возможный смыв почвы при ливневом стоке (т/га в год)

Крутизна склона, град.	Длина склона, м	K=3,0 т/га			K=4,0 т/га		
		черный пар	пропашные	зерновые	черный пар	пропашные	зерновые
0,5	100	4,6	2,3	1,2	6,1	3,0	1,6
	200	5,7	2,8	1,5	7,6	3,8	2,0
	300	6,2	3,1	1,6	8,3	4,1	2,2
	400	6,8	3,4	1,8	9,0	4,5	2,3
	500	7,0	3,5	1,8	9,4	4,7	2,4
	600	7,6	3,8	2,0	10,1	5,0	2,6
1,0	100	6,8	3,4	1,8	9,0	4,5	2,3
	200	8,1	4,0	2,1	10,8	5,4	2,8
	300	9,2	4,6	2,4	12,2	6,1	3,2
	400	10,3	5,2	2,7	13,7	6,9	3,6
	500	10,8	5,4	2,8	14,4	7,2	3,7
	600	11,3	5,7	2,9	15,1	7,6	3,9
1,5	100	9,2	4,6	2,4	12,2	6,1	3,2
	200	11,6	5,8	3,0	15,5	7,8	4,0
	300	13,0	6,5	3,4	17,3	8,7	4,5
	400	14,0	7,0	3,7	18,7	9,4	4,9
	500	15,1	7,6	3,9	20,2	10,1	5,2
	600	16,2	8,1	4,2	21,4	10,8	5,6

производных, входящих в уравнение, будет значимой, т. е. смыв происходит повсеместно при наличии малейшего уклона. Если принять допустимой (компенсируемой в процессе почвообразования) величину смыва в 2 т/га, то практически все почвы на покровных отложениях эрозионноопасны. Неэрозионноопасными можно считать лишь почвы тяжелого механического состава ($K=3,0$ т/га), приуроченные к склонам крутизной менее 1° и длиной менее 600 м, под зерновыми культурами.

Таким образом, использование расчетных моделей в оценке смыва почв позволяет прогнозировать его масштабы в зависимости от характера использования пашни.

Спектральные коэффициенты отражения как возможные диагностические показатели степени смытости почв

Степени смытости почв	Длина волны						ΔR_1	ΔR_2
	ρ 470	ρ 540	ρ 590	ρ 620	ρ 690	ρ 750	(p 620—p 470)	(p 590—p 640)
Сильносмытая	22,5625	28,2500	35,7500	38,3125	42,8125	46,1875	15,8750	7,500
Среднесмытая	24,3704	30,6111	38,2778	40,8704	45,7778	49,6667	16,5926	8,0000
Слабосмытая	25,2368	31,7632	37,9474	40,0263	45,0789	48,9211	14,9211	6,5526
Несмытая	26,1000	32,4500	39,3500	40,9500	46,0000	50,2000	14,8500	6,1500
Намытая	25,0000	31,0000	36,0000	38,0000	43,0000	47,5000	13,0000	5,0000

В тесной связи со степенью эрозионной опасности территории находится распространение на ней эродированных почв. Поскольку эти почвы резко отличны по своей продуктивности от почв, не подверженных смыву, особое значение приобретает их учет при определении цены земли и составлении программ рационального использования агроландшафтов.

Недоучет эродированных земель в НЗ зачастую обусловлен трудностями при их диагностике, что в свою очередь связано с пестротой почвообразующих пород, степенью окультуренности почв и со значительным варьированием морфологических признаков почв.

До настоящего времени в почвенно-эрозионных исследованиях основной метод определения степени смытости почв — использование морфологических показателей, что вносит значительную долю субъективности в эти определения. Важно не только установить, какие почвенные горизонты смыты и насколько, но также выяснить, что представляет собой пахотный слой, свойства которого во многом зависят от состава и количества припаханных к нему горизонтов.

С этой точки зрения весьма перспективным представляется использование спектральной отражательной способности почв в целях диагностики степени их эродированности. Существенным преимуществом данного метода является получение объективной количественной оценки оптических свойств почв разной степени смытости (намытости). Кроме того, спектральная отражательная способность почв является одной из тех характеристик ее свойств, которая может быть использована при дистанционной индикации состояния эродированности почвенного покрова с последующим введением полученной информации в программе ЭВМ.

В результате исследования коэффициентов отражения (ρ) дерново-подзолистых почв разной степени эродированности, сформированных на покровных и моренных суглинках, было установлено, что наиболее отчетливо зависимость отражательной способности почв от степени их смывости проявляется в показателях ΔR_1 и ΔR_2 (табл. 67). На основании этой зависимости можно предложить следующие интервалы значений данных показателей для диагностики степени смывости почв:

Почвы	ΔR_1	ΔR_2
Несмытые и слабо-смытые Дерново-подзолистые почвы	менее 15	менее 6,5
Средне- и сильно-смытые Дерново-подзолистые почвы	15,0—17,0	6,5—8,0

Важная характеристика процесса эрозии — его интенсивность (I_3) за весь период сельскохозяйственного использования той или иной территории. Для оценки I_3 используется формула:

$$I_3 = \frac{H}{K_d},$$

где I_3 — среднегодовая потеря почвы (мм); H — мощность смытого слоя (мм); K_d — продолжительность сельскохозяйственного использования территории (лет).

Показатель I_3 вычисляется для каждого контура, выделенного по степени смывости почв, значение H устанавливается путем сопоставления профилей эродированных почв с нормально развитыми (несмытыми) почвами. Для правильного определения H необходимо найти так называемую «эталонную» почву. Оптимальный вариант, как справедливо считает М. Н. Заславский (1983), выбрать в качестве эталона почву, не затронутую эрозией и расположенную на склоне, для почв которого определяется степень эродированности. Однако найти такой эталон удастся достаточно редко. Значение K_d может устанавливаться приближенно по соответствующим сведениям для района или области (в случае отсутствия точных архивных материалов).

Знание показателя I_3 позволяет классифицировать почвы по интенсивности смыва. Соотношение среднегодовых многолетних и наблюдаемых в текущее время темпов смыва позволяет более точно оценить современный этап развития эрозионного процесса, определить, является он интенсивным или затухающим. В качестве примера можно привести работу, выполненную авторами на Валдае в 70-е годы по определению интенсивности эрозии дерново-подзолистой почвы, сформированной на двучленной почвообразующей породе. В результате обследования почвенного покрова, типичного для конечно-моренного ландшафта, была определена общая мощность смытой за весь период сельскохозяйственного использования почвы для контуров слабо-, средне- и сильносмытых почв (табл. 68).

Оценка интенсивности эрозии почв за период сельскохозяйственного использования верхней и центральной части моренного холма

Почва	Граница		Количество разрезов	Точность определения, см	Н, мм	К _л , лет	И _э , мм/год
	нижняя В ₁ , см	верхняя ВС, см					
Нормальная	50,0	75	1	±2	0	—	—
Слабосмытые	41,0	—	5	±2	90	200	0,45±0,01
Среднесмытые	33,0	—	14	±2	170	200	0,85±0,01
Сильносмытые	—	32	7	±4	430	200	2,15±0,02

Для слабо- и среднесмытых почв она определялась по изменению глубины залегания нижней границы горизонта В₁, а для сильносмытых — по глубине залегания верхней границы горизонта ВС (в отдельных случаях горизонта С). Наиболее старым пашням в этом районе насчитывается около 200, реже 400 лет. На основании приведенных данных можно считать, что интенсивность эрозии за весь период сельскохозяйственного использования для слабосмытых почв классифицируется как слабая, для среднесмытых — как средняя, для сильносмытых — как очень сильная.

Из всего вышеизложенного следует, что для наиболее полной оценки эрозионной опасности конкретной территории и для составления прогноза влияния интенсивных эрозионных процессов на изменение экологических условий сельскохозяйственных и природных ландшафтов необходим комплексный подход, включающий количественную оценку всех факторов эрозии в их взаимодействии, использование оперативных методов диагностики эродированных почв и учет интенсивности развития эрозионных процессов при существующей направленности сельского хозяйства на данной территории. Только при таком подходе возможно создание программ рационального использования эрозионноопасных земель, основанных на экологической совместимости природных и агроландшафтов.

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ В ПОЧВЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Эта глава посвящена обсуждению роли математического моделирования в решении проблем почвенно-экологического мониторинга. Модели представляют собой упрощение реальных систем, они никогда не описывают поведение экосистем в полной мере и не могут ответить на все вопросы, которые нам бы хотелось задать. Поэтому первым обязательным шагом моделирования является точное формулирование целей. Общие цели моделирования удачно сформулированы Э. Дж. Райкилом мл. (1987).

Первая цель — изучение. Модель служит для формирования концепции проблемы и возможных путей ее решения. Главная задача — выявление и изучение факторов, оказывающих заметное влияние на поведение системы.

Вторая — объяснение. Главная задача — определить структурные и функциональные зависимости между компонентами системы, которые объясняют характер внутрисистемных связей и формируют поведение экосистемы.

Третья общая цель моделирования, заключающаяся в планировании поведения системы, получила название проектирование в отличие от прогнозирования, потому что речь идет не о точных количественных оценках переменных системы, а только о ее качественных характеристиках.

Четвертая цель — прогнозирование. Задача состоит в оценке будущих значений переменных, описывающих систему, и изменений этих величин под влиянием внешних воздействий. Главное внимание уделяется точности и практической полезности прогнозов.

Перечисленные общие цели моделирования важны при решении проблем почвенно-экологического мониторинга. Решение этих проблем возможно на методологической основе системного анализа. Использование системного анализа вызвано сложностью исследуемого объекта. Вопреки сложившемуся у многих экологов мнению системный анализ — это не математический прием и даже не группа математических приемов, это широко задуманная стратегия исследований, структурная и логическая организация данных о системе в виде модели с ее последующей разносторонней проверкой и исследованием аналитическими методами и на ЭВМ.

Один из важных этапов системного анализа экосистем —

построение концептуально-балансовых моделей круговорота веществ и энергии. Термином концептуальные модели подчеркивается, что они разрабатываются в рамках вполне определенных представлений (концепций) о движении и трансформации вещества при протекании биотических и абиотических процессов. К первым прежде всего относится создание первичной продукции автотрофами и связанное с ним потребление азота и элементов минерального питания, разрушение первичной продукции гетеротрофами в трофических цепях с освобождением азота и минеральных элементов, возврат ассимилированного С в виде CO_2 в атмосферу. Абиотические процессы — водная, ветровая миграция, делювиальный перенос и др. Термин балансовые модели свидетельствует о количественном описании запасов и потоков вещества и энергии в экосистемах.

Концептуально-балансовая модель представляет собой формализованный и систематизированный вариант описания экосистем, призванный служить ясным обобщением и в то же время достаточно полным выражением накопленных знаний в рамках определенной научной концепции. При их построении, как правило, выявляются недостаточно изученные звенья круговорота веществ в экосистемах, что позволяет использовать модели как эффективный инструмент планирования исследований. Основы методологии построения концептуально-балансовых моделей заложены в работах Г. Одума (1961), Дж. Форрестера (1961), А. А. Ляпунова и С. В. Яблонского (1963), А. А. Ляпунова и А. А. Титляновой (1971). К настоящему времени накоплен ряд концептуально-балансовых моделей наземных экосистем разной степени детализации. Наиболее полные (с охватом всех трофических цепей) концептуально-балансовые модели круговорота органического вещества в луговой степи на типичном черноземе и типичной мохово-кустарничковой тундре построены (Г. Г. Гильмановым и Н. И. Базилевич (1983, 1986)). Такие модели, несмотря на их схематичность и известную условность, могут служить эталоном — точкой отсчета для мониторинга окружающей среды, т. е. для регистрации тех изменений, к которым приводит антропогенное воздействие.

Недостатком концептуально-балансовых моделей является их статический характер, они отражают только среднюю картину круговорота веществ в экосистеме за определенный период времени. Однако существует целый ряд проблем, связанных с изучением, прогнозированием и управлением экосистемами, которые могут быть решены только на основе динамического моделирования. Концептуально-балансовые модели служат этапом на пути построения динамических моделей круговорота веществ в экосистемах.

В основе динамических моделей лежат законы сохранения вещества и энергии. Однако для построения таких моделей их явно недостаточно. Необходимы еще соотношения, определяющие интенсивности потоков вещества и энергии в зависимости

от состояния компонентов системы и окружающей среды. Обычно количественные связи в динамических моделях биогеохимических циклов задаются в виде систем дифференциальных уравнений:

$$\dot{x}_i = f_i(X, V),$$

где $x = \{x_1, \dots, x_n\}$ — множество переменных состояния системы; n — число компонентов системы; $V = \{v_1, \dots, v_k\}$ — множество факторов окружающей среды; $F = \{f_1, \dots, f_n\}$ — множество функций скоростей потоков вещества в экосистеме.

В зависимости от степени детализации описания системы динамические модели биогеохимических циклов можно подразделить на два класса: детальные (многокомпонентные) и обобщенные (малокомпонентные).

Достоинство обобщенных моделей с высокой степенью агрегирования переменных заключается в их относительной простоте, наглядности представления результатов и возможности, как правило, получить аналитическое решение. Эти модели весьма эффективны при изучении долговременной динамики экосистем (десятки и сотни лет). При изучении кратковременной динамики экосистем (годы, сезоны, месяцы, декады, сутки) целесообразно использовать многокомпонентные имитационные модели.

Математическое моделирование биогеохимических циклов уже имеет свою историю. Ее начало было положено в тридцатые годы учеником и последователем В. И. Вернадского — В. А. Костицыным. Он был инициатором применения математических методов к анализу биосферных процессов и предложил первую математическую модель биогеохимических циклов. Книга В. А. Костицына «Эволюция атмосферы» является классической работой в области системного анализа биосферы. К настоящему времени разработано множество моделей биогеохимических циклов различных элементов. Это модели разного уровня (глобальные, региональные, биогеоценотические) (Гильманов, 1978; Рыжова, 1980; Крапивин и др., 1982; Новичихин, Тарко, 1985; Александров, Логофет, 1985; Костенко, 1985; Мамихин, 1987; Арманд и др., 1987; Selim, Iskander, 1981; Frissel, Van Veen, 1981; McGill et al., 1981; Parton et al., 1983; Göran, Bossata, 1986; Van Veen, 1986).

Рассмотрим примеры. Они выбирались таким образом, чтобы были представлены модели разных классов и уровней.

Достаточно типичным представителем малокомпонентных моделей биогеохимических циклов может служить модель глобального круговорота углерода в системе «атмосфера — растение — почва» (Моисеев и др. 1985).

Она построена в целях исследования поведения системы «атмосфера — растения — почва» при различных антропогенных воздействиях. Длительность процессов, рассматриваемых в мо-

дели, составляет десятки и сотни лет и намного меньше времени геологического круговорота, интенсивность которого невелика (0,1% от интенсивности биологического круговорота). Поэтому можно считать, что в отсутствии возмущающих факторов количество углерода в системе не меняется. В модели выбрана высокая степень агрегирования переменных. Система представлена в виде только двух подсистем: травяной и лесной. Качественная структура модели представлена на рис. 37. Модель описывается системой дифференциальных уравнений балансового типа.

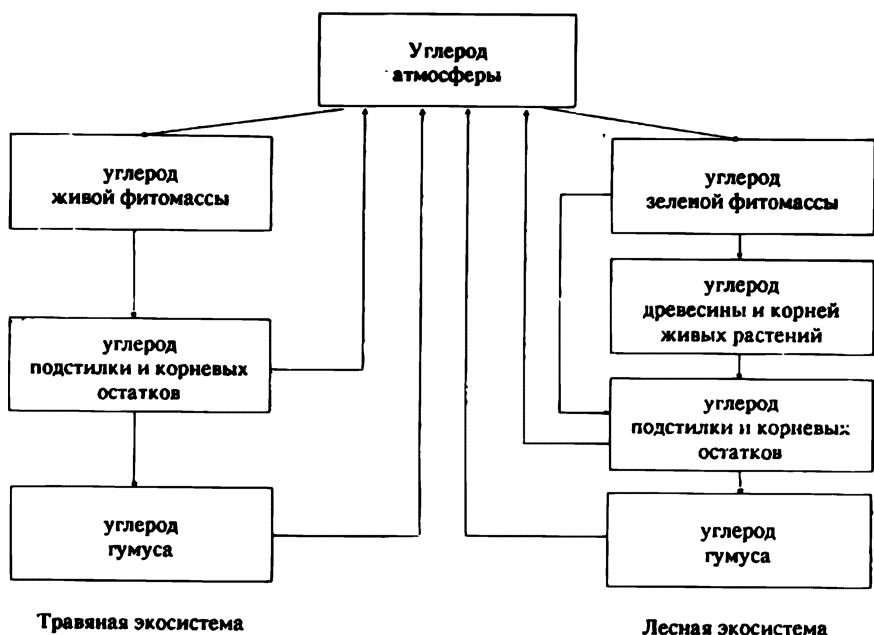


Рис. 37. Схема круговорота углерода в модели системы атмосфера — растения — почва (Монсеев и др., 1985)

Схема воздействия, рассматриваемых в модели, изображена на рис. 38. На схеме знак у стрелки указывает направление изменения переменной, к которой адресована стрелка, при увеличении той переменной или при действии того фактора, откуда стрелка исходит. Машинные эксперименты с моделью позволили определить способность системы «атмосфера — растения — почва» ослаблять различные воздействия и характеристики степени и скорости компенсации воздействий. Например, при имитации отклика системы на мгновенное увеличение количества CO_2 в атмосфере на 10% по отношению к современ-

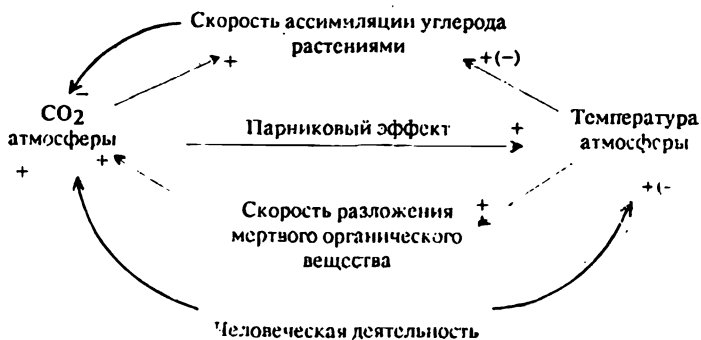


Рис. 38. Диаграмма причинно-следственных связей в модели круговорота углерода (Моисеев и др., 1985). Объяснения см. в тексте

ному значению показано, что лесная подсистема обладает большей способностью поглощать избыточный CO_2 , чем травяная. Лесная экосистема способна поглотить 56—74% всего выброса, а травяная — 35—57%. Удаление избыточного CO_2 в лесной системе происходит быстрее, чем в травяной. Время удаления половины выброса составляет для лесной системы 10—16 лет, а для травяной — 60—90 лет.

Как известно, биогеохимические циклы углерода, азота, фосфора и серы взаимосвязаны. В связи с этим наибольший интерес представляют модели, описывающие взаимодействия биогеохимических циклов. Поэтому для представления многокомпонентных имитационных моделей биогеохимических циклов выбрана модель ФЕНИКС (McGill et al., 1981), разработанная с целью оценки взаимодействия циклов С и N. Растительные компоненты в модели представлены живыми побегами, живыми корнями, ветошью и подстилкой. Микробные разделены на две группы: бактерии и грибы. В свою очередь мертвые растительные и микробные остатки делятся на метаболическую и структурную фракции в зависимости от отношения углерода к азоту в них. Предполагается, что структурная фракция имеет $\text{C/N} = 150$ для растительных остатков и 30 для микробов, а метаболическая соответственно 5 и 3. Органическое вещество почвы охарактеризовано двумя фракциями: мобильной (время оборота 20 лет) и стойкой (время оборота 500 лет). Минеральный азот почвы представлен аммонийной и нитратной формами. Внешние переменные модели: атмосферные осадки; влажность и температура почвы, минимальная ежедневная температура воздуха и температура воздуха в слое растительного покрова.

Скорости описываемых в модели потоков углерода и азота определены через максимальную скорость и серию безразмерных редуцирующих факторов. Каждый фактор принимает значение от 0 до 1 в зависимости от температуры, влажности, от-

ношения C/N и возраста. Поглощение азота растениями в зависимости от концентрации минерального азота у поверхности корня описано функцией Михаэлиса—Ментен, при этом учтено также влияние на этот процесс температуры, влажности и отношения C/N в корнях. Рост грибов и бактерий включен в модель явным образом в соответствии с кинетикой Михаэлиса—Ментен и соотношения C/N у самих микроорганизмов.

В модели выбран временной масштаб 1 сутки. Она хорошо предсказывает краткосрочные изменения системы (в течение месяца или года) при внешних возмущениях (внесение удобрений, обработка почвы). На основании исследования модели было показано, что в травяных экосистемах через микробиальную массу оборачивается в год почти в 3 раза больше азота, чем через фитомассу.

Обширный круг проблем почвенно-экологического мониторинга связан с подкислением почв кислыми осадками, загрязнением тяжелыми металлами, радионуклидами и остатками агрохимикатов, засолением. Для их решения к настоящему времени накоплен определенный опыт построения математических моделей полезных как в теоретическом, так и практическом отношении (Пачепский и др., 1980; Пачепский, 1987; Сысуев, 1986; Sposito et al., 1980; Cosby et al., 1985; Bloom, Grigal, 1985; Levine, Ciolkosz, 1986, 1988).

Эти модели выражают закономерности физико-химических процессов в почве. В последние годы опубликовано несколько монографий, в которых обстоятельно рассмотрены вопросы математического моделирования физико-химических процессов в почвах и ландшафтах (Спозито, 1984; Сысуев, 1986; Пачепский, 1990). Поэтому мы не будем останавливаться на обсуждении этих моделей, а перейдем к рассмотрению одной из центральных проблем мониторинга природной среды — анализу устойчивости экосистем. В связи с усиливающейся антропогенной нагрузкой в условиях, когда многие экосистемы подводятся к рубежам, за которыми следуют серьезные изменения их строения и функционирования, вопросы о том, в чем состоят эти изменения, где предел допустимых нагрузок и каковы будут последующие преобразованные состояния экосистем, приобретают первостепенное значение.

Анализ устойчивости экологических систем в рамках математических моделей является далеко не решенной задачей (Свирижев, Логофет, 1978; 1987). Мы остановимся на рассмотрении одного из перспективных направлений, связанного с теорией катастроф.

Теория катастроф оформилась как научное направление двадцать лет назад. В ее основе лежит теория особенностей гладких отображений Уитни и теория бифуркаций динамических систем Пуанкаре—Андропова.

Теория особенностей — это грандиозное обобщение исследований функций на максимум и минимум. В теории Уитни функ-

ции заменены отображениями, т. е. наборами нескольких функций нескольких переменных.

Термин «бифуркация» означает раздвоение и употребляется для обозначения всевозможных качественных перестроек различных объектов при изменении параметров, от которых они зависят.

Катастрофами называют скачкообразные изменения, возникающие в виде ответа системы на плавное изменение параметров.

Теория катастроф позволяет решать задачи, возникающие в самых разных областях науки и техники, связанные с тем, что устойчивое равновесие при непрерывном изменении параметров системы может стать неустойчивым, а непрерывный процесс с течением времени может стать разрывным. Она представляет собой мощный инструмент для анализа качественного поведения систем, в том числе и экологических (Постон, Стюарт, 1980; Томпсон, 1985; Арнольд, 1990).

Заметим, что линейные системы лишены таких свойств, как возникновение катастроф. Не уменьшая роли линейных моделей в развитии системного анализа в экологии, следует признать, что они не позволяют описывать переходы экосистем из одного состояния в другое, определять границы устойчивости возможных состояний, выявлять эффективные параметры, отвечающие за переход системы из одного состояния в другое.

В качестве примера приложения аппарата теории катастроф к решению задач почвенно-экологического мониторинга проанализируем устойчивость систем гумус—растительность на основе нелинейной модели гумусонакопления.

Вопросы гумусонакопления в почве издавна вызывали большой интерес исследователей. П. А. Костычев еще в 1886 г. предположил, что при известных постоянных условиях поступления и разложения органического вещества его накопление в почвах имеет предел. Теоретические расчеты по определению возможной величины накопления органического вещества, выполненные П. А. Костычевым, а затем И. В. Тюриным, имели основополагающее значение. Однако уровень развития науки того времени не позволил вскрыть механизмы гумусонакопления, описать динамику этого процесса. По современным представлениям система гумус—растительность относится к сложным саморегулирующимся системам с обратными связями. Обратные связи в этой системе сформировались в ходе эволюции системы в целом, когда состав и свойства гумуса зависели в той же мере от биоты, в какой биоценоз зависел от особенностей строения гумусового профиля. Как известно, обратные связи являются основным механизмом, ответственным за способность систем к саморегулированию. Система гумус—растительность регулируется положительной обратной связью, особенно на первых стадиях формирования биогеоценозов. Каждый из партнеров в этой системе стимулирует развитие другого и че-

рез него — свое собственное. В дальнейшем эта связь иногда может переходить в отрицательную, например в условиях избыточного увлажнения.

В рассматриваемой модели отражена положительная обратная связь в системе гумус—растительность, учитывается, что не только количество растительных остатков влияет на уровень гумусонакопления, но и наоборот, от содержания гумуса зависит продуктивность фитоценоза. Эта зависимость имеет нелинейный характер. Для ее аналитического представления использована гиперболическая функция, позволяющая отразить существенную зависимость продуктивности от содержания гумуса на ранних стадиях почвообразования и ослабление этой зависимости с ростом содержания гумуса по мере приближения системы к стационарному состоянию.

Для того чтобы иметь возможность легко проследить за основными тенденциями поведения системы гумус—растительность, в модели принята высокая степень агрегирования переменных.

Качественная структура модели в форме потоковой диаграммы представлена на рис. 39. Аналитическая структура мо-

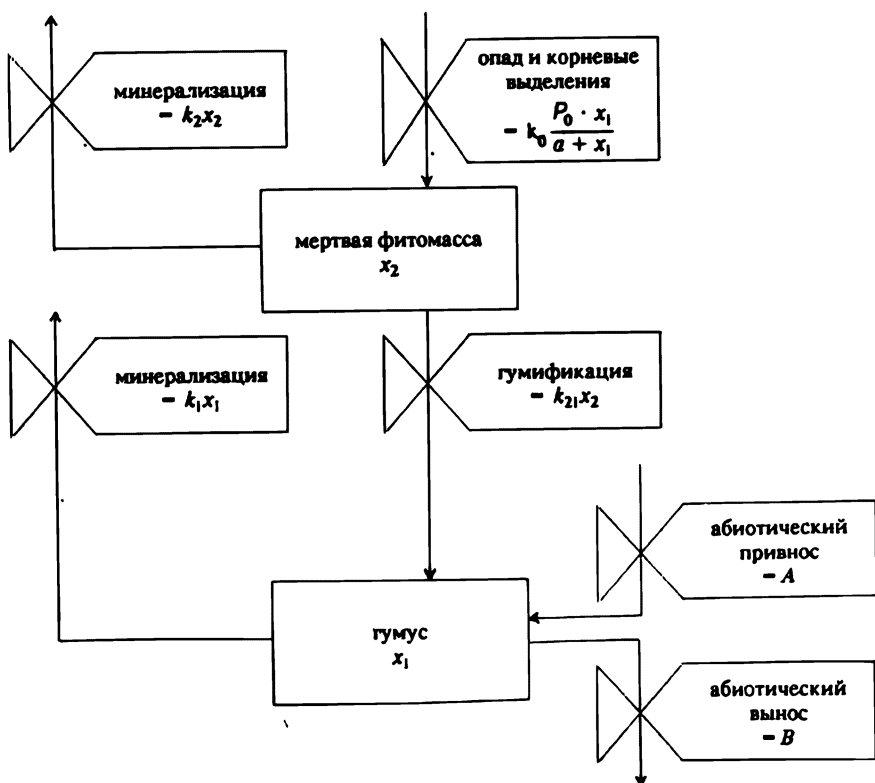


Рис. 39. Потоковая диаграмма органического углерода в системе гумус почвы — растительный покров

дели представляет собой систему из двух обыкновенных дифференциальных уравнений:

$$\begin{cases} -\frac{dx_1}{dt} = \kappa_{21}x_2 - \kappa_1x_1 + c, \\ \frac{dx_2}{dt} = \frac{\kappa_0 P_0 x_1}{a+x_1} - (\kappa_2 + \kappa_{21})x_2, \end{cases} \quad (1)$$

где x_1 — запас углерода гумуса в почве; x_2 — запас углерода в мертвой фитомассе; P_0 — потенциальная продуктивность фитоценоза (параметр, отражающий потенциальные возможности местности для создания органического вещества высшими растениями); a — параметр, характеризующий почвообразующие породы; κ_0 — доля продукции, ежегодно включающаяся в деструкционный цикл; κ_1 , κ_2 — константы скорости минерализации гумуса и растительных остатков соответственно; κ_{21} — константа скорости гумификации растительных остатков; c — скорость абиотических потоков органического углерода в системе, $c = A + B$, A — скорость абиотического привноса, B — скорость абиотических потерь органического C.

Исключая переменную x_2 , сведем систему (1) к одному уравнению второго порядка относительно x_1 :

$$\frac{d^2x_1}{dt^2} = \frac{\kappa \cdot \kappa_{21} \cdot x_1}{a+x_1} - (\kappa_1 + \kappa_3) \frac{dx_1}{dt} - \kappa_3 \kappa_1 x_1 + \kappa_3 c, \quad (2)$$

где $\kappa = \kappa_0 P_0$, $\kappa_3 = \kappa_2 + \kappa_{21}$ — константа скорости разложения растительных остатков.

Для математического исследования этого уравнения заметим, что формально уравнение (2) совпадает с хорошо известным уравнением движения материальной частицы единичной массы, движущейся с диссипацией, описываемой вторым членом в правой части уравнения (2), во внешнем поле, потенциал которого $u(x_1)$ имеет вид

$$u(x_1) = \frac{\kappa_1 \kappa_3 x_1^3}{2} - \kappa_3 c x_1 - \int \frac{\kappa \kappa_{21} x_1}{a+x_1} dx_1 = \frac{\kappa_1 \kappa_3 x_1^2}{2} - \kappa_3 c x_1 - \kappa_{21} \kappa [x_1 - a \ln(a+x_1) + a \ln a]. \quad (3)$$

(Заметим, что введение потенциала $u(x_1)$ является чисто формальным приемом, облегчающим и делающим более наглядным математическое исследование уравнения (2). Не следует приписывать потенциалу реальный физический смысл, относящийся к системе гумус—растительность. Вместе с тем результаты, получаемые с помощью этого приема, однозначно интерпретируются в реальных экологических терминах.)

Устойчивой точкой равновесия будет точка локального минимума потенциала $u(x_1)$.

Рассмотрим случай $C=0$. Он относится к ситуации, когда абиотические потоки органического углерода очень малы по сравнению с биотическими и ими можно пренебречь, например в степных экосистемах.

В этом случае $u(x_1)$ имеет вид, представленный на рис. 40. Рис. 40, а, соответствует минимуму потенциала $u(x_1)$ при ста-

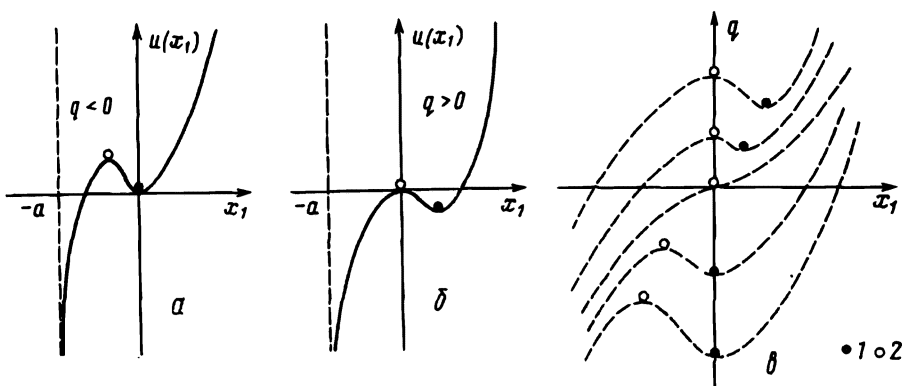


Рис. 40. Вид потенциальной функции и положения стационарных состояний системы гумус почвы — растительность, для различных значений эффективного параметра в случае отсутствия абиотических потоков органического углерода ($c=0$): 1 — устойчивое состояние, 2 — неустойчивое состояние. Объяснение см. в тексте

ционарном значении $x_1=0$. Этот случай реализуется при условии, что эффективный параметр системы $q = \frac{\kappa \kappa_{21}}{a} - \kappa_1 \kappa_3 < 0$ (эффективный параметр q равен второй производной потенциала в точке $x_1=0$, взятой со знаком минус). Эффективный параметр системы q имеет важное экологическое значение. Он представляет собой функцию параметров системы гумус почвы — растительный покров, однозначно определяемую механизмами гумусоаккумуляции, учтенными в модели. Эффективный параметр отвечает за переход системы из одного стационарного состояния в другое.

На рис. 40, б схематически представлен вид потенциала $u(x_1)$ при $q > 0$. Мы видим, что стационарное состояние $x_1=0$ в этом случае неустойчиво и в системе возникает новое устойчивое стационарное состояние $x_1 = \frac{\kappa \cdot \kappa_{21}}{\kappa_1 \kappa_3} - a$, соответствующее минимуму потенциала $u(x_1)$. Условие $q=0$ соответствует точке бифуркации системы. В этой точке от тривиального стационарного решения, устойчивого при $q < 0$, непрерывно ответвляется ненулевое решение, устойчивое при $q > 0$. На рис. 40, в схема-

тически изображены положения локальных минимумов потенциала $u(x_1)$ при различных значениях эффективного параметра q (потенциал $u(x_1)$ представлен пунктиром). Наглядно видно, что для $q < 0$ минимум потенциала соответствует $x_1 = 0$, однако с ростом q глубина его уменьшается, при $q = 0$ наступает неустойчивость, после чего при $q > 0$ возникает минимум с $x_1 > 0$.

Из приведенного анализа следует, что при $q < 0$ гумусонакопления в системе не происходит, при $q = 0$ система находится в состоянии неустойчивости, при $q > 0$ в системе начинается гумусонакопление, при этом величина стационарного запаса гумуса с ростом q будет увеличиваться.

Перейдем к рассмотрению случая $c \neq 0$, что позволяет учесть абиотические потоки органического углерода в системе. Он представляет интерес при рассмотрении лесных экосистем, где возможны значительные потери органического углерода с внутрипочвенным стоком, а также агроэкосистем, так как в них вносятся органические удобрения и возможны высокие потери гумуса за счет эрозии.

Следует выделить две возможности $c > 0$ и $c < 0$.

Первая из этих возможностей соответствует абиотическому привносу органического углерода в систему. Потенциал $u(x_1)$ в этом случае всегда имеет минимум в положительной области значений x_1 для любых значений эффективного параметра системы q . Положение и глубина минимума, которой определяется степень устойчивости системы, зависят от величины абиотического притока органического C и значения эффективного параметра q (рис. 41, а).

Более интересен случай $c < 0$, соответствующий абиотическим потерям гумуса за счет эрозии и миграции в результате

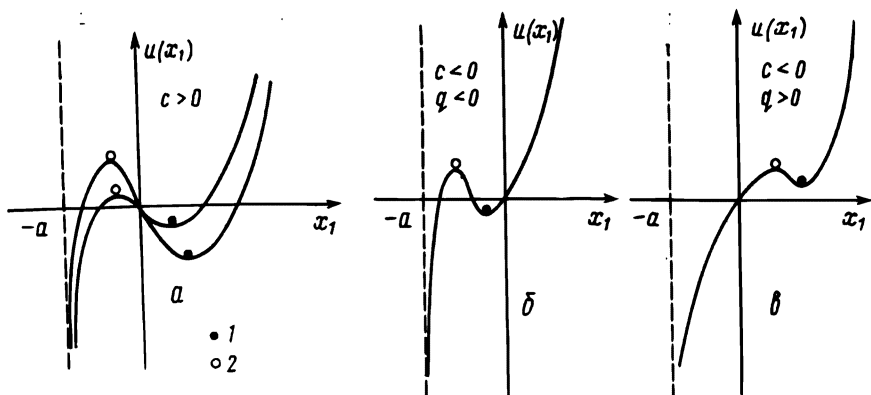


Рис. 41. Вид потенциальной функции и положения стационарных состояний системы гумус почвы — растительность в случае, когда абиотические потоки органического углерода существенны ($c \neq 0$): 1 — устойчивое состояние, 2 — неустойчивое состояние. Объяснение см. в тексте

бокового и внутривпочвенного стока. Рассмотрим его более подробно.

Качественный вид потенциала $u(x_1)$ при $q < 0$ приведен на рис. 41, б и рис. 41, в для $q > 0$. Легко видеть, что при $q < 0$ отсутствует устойчивое состояние при $x_1 > 0$. Таким образом, при наличии абiotических потерь органического углерода гумусонакопление возможно только при положительных значениях эффективного параметра.

Далее будем рассматривать только случай $q > 0$.

Условие экстремумов потенциала имеет вид:

$$\frac{du}{dx_1} = \frac{\kappa\kappa_{21}x_1}{a+x_1} - \kappa_1\kappa_3x_1 + \kappa_3c = 0. \quad (4)$$

Отсюда получаем, что потенциал $u(x_1)$ имеет минимум при

$$x_1 = \frac{\kappa\kappa_{21} - \kappa_3c_0 - a_1\kappa_1\kappa_3 + \sqrt{(\kappa\kappa_{21} - \kappa_3c_0 - a_1\kappa_1\kappa_3)^2 - 4a\kappa_1\kappa_3^2c_0}}{2\kappa_1\kappa_3}, \quad (5)$$

где $c_0 = -c$, $c_0 > 0$.

Очевидно, что действительное решение (5) существует при

$$(\kappa_{21}\kappa - \kappa_3c_0 - a\kappa_1\kappa_3)^2 - 4a\kappa_1\kappa_3^2c_0 \geq 0. \quad (6)$$

Неравенство (6) позволяет определить границы значений параметров, в которых существуют устойчивые состояния системы гумус—растительность. Знак равенства в (6) соответствует слиянию максимума и минимума потенциала $u(x_1)$ на рис. 41, в. Значения параметров, при которых неравенство (6) обращается в равенство, являются критическими для системы гумус—растительность.

Критическими значениями параметров системы являются такие значения, при которых система теряет устойчивость.

Можно найти критические значения для любого из параметров, входящих в (6), при условии фиксированных остальных. В качестве примера определим критическое значение параметра c_0 , характеризующего абiotические потери органического углерода системой. Решая неравенство (6) относительно c_0 , получаем, что система устойчива при условии

$$c_0 \leq -\frac{(\sqrt{\kappa\kappa_{21}} - \sqrt{a\kappa_1\kappa_3})^2}{\kappa_3}. \quad (7)$$

Знак равенства в (7) соответствует критическому значению параметра c_0 . Подставляя критическое значение c_0 в (5), можно оценить минимальное значение x_1 , достижимое в системе без ее разрушения при заданных параметрах, характеризующих биотические потоки углерода в системе гумус—растительность. Аналогично можно определить область устойчивости и критические

значения для остальных параметров системы гумус—растительность.

Исследование модели позволяет оценить характер изменений запасов органического углерода в почве в результате действия различных факторов, учитывая, что реакция системы на внешнее воздействие является многопараметрической функцией. Например, с помощью модели можно проследить отклик системы на глобальные изменения климата в связи с парниковым эффектом. Для этого нужно проанализировать, как меняется запас органического углерода в почве при одновременном изменении параметров, характеризующих процессы, слагающие круговорот С в системе почва—растительность. В качестве иллюстрации на рис. 42 приведен график зависимости запаса гумуса в почве от потенциальной продуктивности и коэффициента минерализации гумуса.

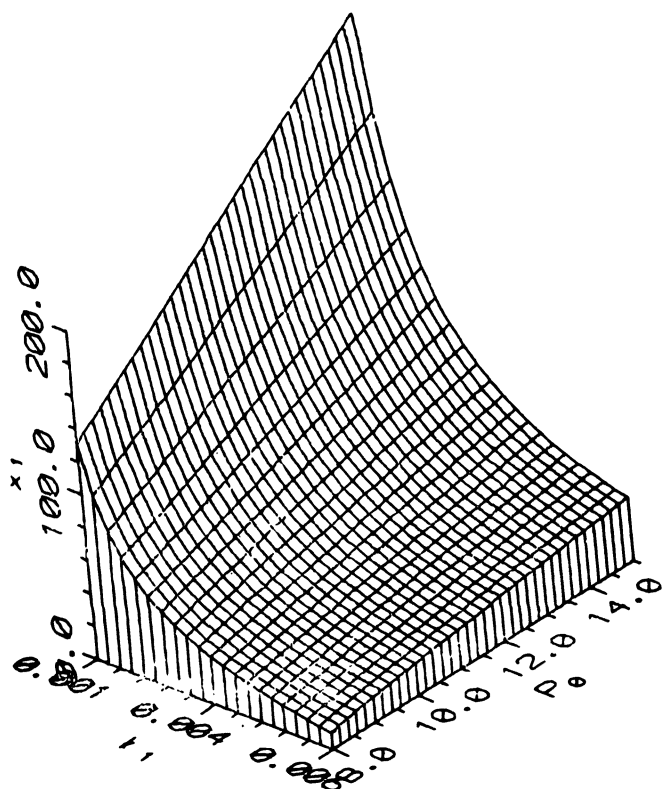


Рис. 42. Зависимость запаса углерода гумуса в почве (x_1) от потенциальной продуктивности (P_0) и коэффициента минерализации гумуса (k_1):
 x_1 [т С·га⁻¹], P_0 [т С·га⁻¹·год⁻¹], k_1 [год⁻¹]

Рассмотренная модуль гумусонакопления довольно груба и в значительной мере упрощает реальную ситуацию, однако она учитывает основные процессы гумусонакопления в почвах и позволяет проследить за основными тенденциями поведения системы. Модель может быть легко приспособлена для рассмотрения более сложных ситуаций, например для анализа качественного состава гумуса. При этом возникнут новые переменные состояния модели, а число уравнений в системе (1) увеличится, но следует помнить, что в этом случае исследование значительно усложнится, а интерпретация результатов станет менее наглядной. Поэтому в зависимости от целей моделирования важно выбирать оптимальный уровень детализации описания системы.

ОЦЕНКА И КОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА ПОЧВЕННОЙ ИНФОРМАЦИИ ПРИ ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Правильность принимаемых по результатам экологического мониторинга практических решений в полной мере зависит от качества почвенного аналитического материала, которое во многом зависит от надежности используемых методов анализа. Основные требования к ним: учет реальных возможностей методов анализа и соответствие их задачам и объектам исследования, обеспечение единства и достоверности измерений, метрологическая аттестация массовых методов анализа.

Следует различать **первичную и вторичную почвенную информацию** экологического мониторинга. Первичная информация представляет собой результаты прямых и косвенных измерений, банк аналитических данных, характеризующих почву и экосистему в целом. Вторичную информацию составляют те расчетные данные, которые получены при последующей обработке первичной информации.

Следует сразу же подчеркнуть, что ни одна из ошибок, допущенных на первых стадиях почвенного мониторинга, не может быть исправлена на последующих этапах работы.

Точность методов почвенных анализов в полной мере соответствует понятию точности в метрологии — науки об измерениях. Метрологические методы применяются в самых разных областях знаний. Каждый метод анализа характеризуют основные метрологические характеристики: правильность, воспроизводимость результатов, чувствительность анализа, предел обнаружения. Вычисляют их с помощью главных статистических оценок — средней выборочной и выборочного среднего квадратического отклонения.

Правильность — показатель близости полученного при измерении среднего и действительного значений измеряемой величины, т. е. показатель близости к нулю систематической погрешности.

Воспроизводимость — показатель степени близости результатов параллельных определений измеряемой величины. О ней можно судить по величине случайной погрешности.

Чувствительность любого метода анализа показывает способность прибора, регистрирующего аналитический сигнал, реагировать на изменение концентрации определяемого элемента в пробе.

Предел обнаружения — наименьшая надежно определяемая

концентрация химического элемента в пробе.

Каждый метод анализа почв, используемый при почвенном мониторинге, должен пройти метрологическую аттестацию. В противном случае в разных регионах страны в разных аналитических лабораториях будут получены несопоставимые данные, что сделает невозможным выявление антропогенных изменений в состоянии почв.

Вычисление главных статистических оценок — средней выборочной и выборочного среднего квадратического отклонения, а также ряд других вычислений (дисперсионный анализ и др.) возможны при статистически незначимом отклонении в распределении погрешностей от нормального закона распределения. Проверка последнего проводится с помощью коэффициентов асимметрии и эксцесса, с помощью критерия Пирсона. Способы вычисления их описаны в различных руководствах по статистике (Дмитриев Е. А. Методы математической статистики в почвоведении. М., 1972). При числе измерений менее 30 наиболее мощным критерием соответствия распределения нормальному закону является критерий Уилко и Шипиро. Проверку распределения по W -критерию проводят следующим образом:

1. Все n значения случайной величины X , полученные в ходе эксперимента, располагают в порядке возрастания от X_1 до X_n .

2. Вычисляют величину c по формуле $c = (n-1)s^2$.

3. Вычисляют величину b по формуле

$$b = a_n(x_n - x_1) + a_{n-1}(x_{n-1} - x_2) + \dots, a_{n-k+1} \cdot (x_{n-k+1} - x_k),$$

где значения $a(n-k+1)$ берут из табл. 1 приложения, причем $k = n/2$, если n — четное число, $k = \frac{n-1}{2}$, если n — нечетное.

$$S^2 = \sum_{i=1}^n (x_{ij} - \bar{x}_v)^2 / n - 1.$$

4. Вычисляют величину W по формуле

$$W = \frac{b^2}{c}.$$

5. Сравнивают $W_{\text{расч}}$ с $W_{\alpha, n, \text{табл}}$ (табл. 2 Приложения) при соответствующем уровне значимости. Если $W_{\text{расч}} > W_{\text{табл}}$, то нет оснований для отклонения гипотезы о нормальном распределении результатов. Если $W_{\text{расч}} < W_{\alpha, n, \text{табл}}$, то в ряду результатов анализа отбрасывают тот, который наиболее отличается от среднего, и оценку повторяют при новом значении n .

После получения доказательств нормального распределения результатов анализа можно вычислить параметры распределения. Среднее арифметическое находят по формуле

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i.$$

Среднее квадратическое отклонение вычисляют по формуле

$$S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2,$$

где $x_1 - x_n$ — случайные значения выборки объемом n .

Доверительные границы (верхнюю и нижнюю) генерального среднего арифметического находят по формуле

$$m = \bar{x} \pm \frac{t_{\alpha}(V)}{\sqrt{n}} \cdot S,$$

где $\bar{x}$, S — выборочные характеристики, а значения $\frac{t_{\alpha}(v)}{\sqrt{n}}$ приведены в табл. 3 Приложения.

Границы доверительного интервала для генерального среднего квадратического отклонения находят по формуле

$$\sigma_{в.г} = \frac{\kappa_{1+\gamma}}{2} (v) \cdot S; \quad \sigma_{в.г} = \frac{\kappa_{1-\gamma}}{2} (v) \cdot S.$$

Значения $\kappa_{q(v)}$ приведены в табл. 4 Приложения для

$$q = \frac{1+\gamma}{2} \quad \text{и} \quad q = \frac{1-\gamma}{2}.$$

Как уже отмечалось, воспроизводимость результатов того или другого метода анализа оценивают по варьированию результатов параллельных определений. Ограничением для уровней аналитического варьирования служат сведения о естественном природном варьировании различных почвенных свойств и характеризующих их показателей.

Считается, что для определения почвенных показателей, как правило, сильно варьирующих в естественных условиях, можно применять методы, аналитическое среднее квадратическое отклонение которых составляет не более 1/2 природного варьирования этого показателя.

Аналитическое выборочное среднее квадратическое отклонение S , свидетельствующее о случайном разбросе параллельных определений, рассчитывают согласно вышеприведенной формуле.

При межлабораторном контроле в качестве контрольных образцов применяются государственные (ГСО) и отраслевые (ОСО) стандартные образцы, приготовление и аттестация которых проводится в соответствии с ГОСТом 8.316.78. В аттестатах к образцам приведены истинные значения показателей общего содержания химических элементов или их соединений (μ). При внутрилабораторном контроле проводится регулярный анализ либо серии стандартных образцов с известными μ , либо частичный повторный анализ образцов, ранее проанализированных в лаборатории, для которых определены средние значения показателей ($\bar{c}_0$), относительное среднеквадратическое отклонение результатов в % находят как отношение

$$S_r = \frac{S}{\mu} \cdot 100\% \quad \text{или} \quad S_r = \frac{S}{c_0} \cdot 100\%.$$

Относительное расхождение результатов двух параллельных определений не должно превышать удвоенную среднеквадратическую ошибку расхождения результатов, т. е. $2S_{rp}$, где $S_{rp} = \sqrt{2} \cdot S_r$. На этом основании рекомендуются уровни допустимых расхождений при контроле качества анализов. Но варьирование результатов любого метода не является величиной постоянной в широком диапазоне определяемых показателей: чем меньше значение показателя, тем сильнее его варьирование. С учетом этого обстоятельства для расчета допустимых расхождений в каждом диапазоне концентраций используют формулы

$$D_{\text{доп}}^{\text{мл}} = A + B \cdot \mu^{-\alpha},$$

$$D_{\text{доп}}^{\text{вн}} = A + B \cdot C_0^{-\alpha},$$

где $D_{\text{доп}}^{\text{мл}}$ — межлабораторные допустимые расхождения, $D_{\text{доп}}^{\text{вн}}$ — внутрилабораторные допустимые расхождения. Коэффициенты A , B , α находят для каждого показателя эмпирически, они меняются в зависимости от природы уровня определяемого показателя. В различных методических указаниях по проведению внутрилабораторного и межлабораторного контроля приведены либо значения коэффициентов A , B , α для различных методов анализа и для каждого диапазона концентраций (Отраслевой стандарт. Управление качеством аналогических работ. ОСТ 41-08-205-81; Внутрилабораторный контроль воспроизводимости результатов анализа почвенно-агрохимических объектов. М., 1984), либо уже вычисленные с их помощью значения допустимых расхождений (Методические указания по проведению контроля качества анализов почв в лабораториях единой специализированной агрохимической службы. М., 1981). В табл. 69 приведены некоторые из нормативов.

Для проведения внутрилабораторного контроля из партии проб объемом n формируют контрольную выборку объемом K в соответствии с табл. 70. Выборка должна характеризовать контролируемую партию во всем диапазоне определяемых показателей и влияющих на них факторов. Реальные расхождения (D) между двумя параллельными результатами (первичным и контрольным) в относительных единицах находят по уравнению:

$$D = \frac{C_1 - C_2}{C_{\text{ср}}} \cdot 100\%,$$

где C_1 — больший результат, C_2 — меньший результат, $C_{\text{ср}}$ — средний. Найденную величину реального расхождения сравнивают с допустимым уровнем. Результаты проверки считают удовлетворительными, если число отклонений от допустимых

Допустимые отклонения от аттестованного значения стандартного (контрольного) образца при внутрилабораторном и межлабораторном контроле качества агрохимических анализов

Показатель	Уровень содержания	Допустимые отклонения	
		внутрилабораторный контроль	межлабораторный контроль
Подвижный P_2O_5 , мг/кг (по Кирсанову)	0—30	20	35
	30—60	15	25
	>60	15	20
Подвижный K_2O , мг/кг (по Масловой)	0—50	15	20
	50—100	15	20
	>100	10	15
Гумус, % (по Тюрину)	<2	20	30
	2—5	20	20
	5—10	10	12
Гидролитическая кислотность, мг·экв/100 г	<3	12	25
	3—20	12	20
Обменный Ca^{+2} , мг·экв/100 г Мп в вытяжке 0,1 н. H_2SO_4 , мг/кг	<4	15	30
	4—50	10	20
	0—30	20	30
	30—70	15	20
	>70	10	15
Си в вытяжке 1,0 н. HCl , мг/кг	0—1	70	70
	1—3,3	50	50
	3,3—5,0	30	40
	>5,0	20	30

значений не превышает 7% от числа проанализированных проб. На этом основании вычислено приемочное число (f) (табл. 70).

Чувствительность определения. В почвенном анализе почти все измерения относятся к косвенным. Это значит, что непосредственно измеряемой величиной в анализе является аналитический сигнал (y). Им может быть оптическая плотность в колориметрическом анализе, интенсивность спектральной линии в эмиссионном анализе, высота полярографической волны. По аналитическому сигналу определяют концентрацию химического элемента или его соединения (X).

Математическая зависимость, связывающая аналитический сигнал и концентрацию, называется градуировочной функцией, $y=f(x)$. Чувствительность — это первая производная градуировочной функции. Она устанавливает связь между аналитическим сигналом и концентрацией — $y = \frac{dy}{dx}$. Чувствительность

(b) равна угловому коэффициенту градуировочного графика,

Приемочные числа и необходимый объем контрольной выборки для различных объемов анализируемой партии

Число проб, n	Объем контрольной выборки, K	Приемочное число 1
2—8	2	0
9—15	3	0
16—25	5	0
26—50	8	1
51—90	13	2
90—150	20	3
151—280	32	5

который представляет собой графическую зависимость между аналитическим сигналом и концентрацией. Прямолинейный градуировочный график имеет общий вид уравнения прямой $y = a + bx$, где b — угловой коэффициент, показывает, как меняется аналитический сигнал, когда концентрация в пробе меняется на единицу. Если при построении градуировочного графика для K стандартных образцов с переменными концентрациями $x_1, x_2, \dots, x_n$ были получены соответствующие аналитические сигналы $y_1, y_2, \dots, y_n$, то точное значение углового коэффициента (или чувствительности) для этого интервала концентраций может быть найдено по формуле

$$b = \frac{\kappa \sum x \cdot y - \sum x \cdot \sum y}{\kappa \sum x^2 - (\sum x)^2},$$

где $\sum x$ — сумма всех концентраций стандартных образцов, $\sum y$ — сумма всех аналитических сигналов, полученных для всех стандартных образцов, $\sum xy$ — сумма произведений концентраций стандартных растворов на соответствующие им аналитические сигналы, $\sum x^2$ — сумма квадратов концентраций стандартных растворов.

Чувствительность любого анализа существенно зависит от уровня определяемых концентраций. Поэтому необходимо находить чувствительность для каждого интервала концентраций. Ее можно вычислить как отношение приращения аналитического сигнала к приращению концентраций в каждом интервале

$$\text{их: } b = \frac{\Delta y}{\Delta x}.$$

Предел обнаружения — наименьшая концентрация, по которой при заданной доверительной вероятности по данной методике можно в пробе обнаружить присутствие определяемого химического элемента или его соединения. Как уже отмечалось,

почти все методы анализа в почвенном мониторинге относятся к косвенным, т. е. о концентрации элемента в пробе судят по аналитическому сигналу. А аналитический сигнал очень часто отмечается и при отсутствии элемента в пробе из-за шумовых эффектов различной природы. Чтобы не принять такой «шум» за сигнал присутствия определяемого элемента, нужно обязательно при измерениях учитывать величину шумового эффекта. Для этого необходимо провести многократные измерения холостого сигнала, т. е. провести через весь анализ до получения конечного аналитического сигнала холостой раствор, т. е. раствор, в который введены все реактивы, но не введена анализируемая проба. Сигнал холостого раствора непостоянен. От его разброса и зависит предел обнаружения. Предел обнаружения должен надежно превышать максимальную величину холостого сигнала. При вероятности 0,99 его считают равным шестикратному среднему квадратическому отклонению холостого сигнала $6 \cdot S_0$, а при вероятности 0,95 предел обнаружения превышает последний в 4 раза, т. е. равен $4 \cdot S_0$.

Итак, для определения предела обнаружения нужно провести 10—15-кратный анализ холостого раствора, который содержит все используемые реагенты без анализируемой пробы и прошел все стадии анализа. Найти по результатам его и вычислить предел обнаружения с вероятностью 0,99 ($6 \cdot S_0$) или с вероятностью 0,95 ($4 \cdot S_0$). Полученное значение в полной мере соответствует пределу обнаружения лишь в прямых методах анализа, для косвенных методов необходимо от наименьшего значимо определяемого аналитического сигнала перейти к наименьшей значимо определяемой концентрации элемента в пробе. Пересчет этот проводится, как уже говорилось, с помощью показателя чувствительности:

$$C_{\min, 0,99} = \frac{6 \cdot S_0}{b}, \quad C_{\min, 0,95} = \frac{4 \cdot S_0}{b}.$$

Вторичная информация может быть разнообразной. Ею могут быть результаты сопоставления почв исходных и измененных в результате того или иного вида антропогенного воздействия (осушения или обводнения, удобрения, загрязнения, засоления или рассоления и пр.). Такое сопоставление сводится к вычислению разности сравниваемых величин и оценке их статистической значимости. Вторичной информацией могут быть показатели связи между контролируемым показателем с целью выявления причинно-следственной зависимости между ними и возможного прогноза изменения свойств почв. С этой целью выполняется корреляционный, регрессионный и другие виды анализа. Наивысшим уровнем обобщения и анализа экспериментально полученных данных является математическое моделирование природных процессов, имеющее большое значение в почвенном экологическом мониторинге.

Литература

- Арнольд В. И. Теория катастроф. М., 1990.
- Балиев С. А. и др. Нефть и газ в топливно-энергетическом балансе мира до 2000 г. М. 1980.
- Букс И. И. Некоторые методические подходы к оценке устойчивости природных комплексов для целей прогноза состояния окружающей среды // Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды. Л., 1987. Л. Вып. 5. С. 200—212.
- Бурдин К. С. Основы биологического мониторинга. М., 1985.
- Васильевская В. Д. Проблемы и опыт составления карт устойчивости почвенного покрова к антропогенным воздействиям // Биол. науки. 1990. № 9. С. 51—59.
- Виноградов Б. В. Дистанционная индикация содержания гумуса в почве // Почвоведение. 1981. № 11. С. 114—123.
- Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв / Под ред. Л. А. Гришиной. М., 1990.
- Гильман К. П. и др. Коррозия и состояния трубопроводной сети нефтепромыслов и загрязнение окружающей среды нефтью и промышленными сточными водами // Коррозия и защита в нефтегазовой промышленности. 1979. № 9. С. 28—51.
- Гильманов Т. Г., Базилевич Н. И. Концептуальная балансовая модель круговорота органического вещества в экосистеме как теоретическая основа мониторинга // Теоретические основы и опыт экологического мониторинга. М., 1983.
- Глазовская М. А. Почвы мира. М. 1973. Т. 2.
- Глазовская М. А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость // Биохимические циклы в биосфере. М., 1976. С. 99—115.
- Глазовская М. А. Принципы классификации почв по их устойчивости к химическому загрязнению // Земельные ресурсы мира; их использование и охрана. М. 1978. С. 85—99.
- Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М. 1988.
- Глазовская М. А. Опыт классификации почв мира по устойчивости к техногенным воздействиям // Почвоведение. 1990. № 9. С. 82—96.
- Глазовская М. А., Пиковский Ю. И. Комплексный эксперимент по изучению факторов самоочищения и рекультивации загрязненных нефтью почв в различных природных зонах // Проблемы 3 Всесоюзного совещания по исследованию миграции загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. М., 1985. С. 185—191.
- Гришина Л. А., Копчик Г. Н., Моргун Л. В. Организация и проведение почвенных исследований для экологического мониторинга. М., 1991.
- Дмитриев Е. А. Математическая статистика в почвоведении. М., 1972.
- Добровольский Г. В., Орлов Д. С., Гришина Л. А. Принципы и задачи почвенного мониторинга // Почвоведение. 1983. № 11.
- Добровольский Г. В., Гришина Л. А. Охрана почв // М., 1985.
- Добровольский Г. В., Розанов Б. Г., Гришина Л. А., Орлов Д. С. Проблемы мониторинга и охраны почв // Доклады VII делегатского съезда Всесоюзного общества почвоведов. Ташкент. 1985. Т. 6. С. 255—266.
- Евдокимов Г. А., Кислых Е. Е., Мозгова Н. П. Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере. Л., 1984.
- Зайдельман Ф. Р., Давыдова И. Ю. Причины ухудшения химических и физических свойств черноземов при орошении минерализованными водами // Почвоведение. 1989. № 11. С. 101—108.

- Заславский М. Н. Эрозиоведение. М., 1983.
- Звягинцев Д. Г. Почва и микроорганизмы. М., 1987.
- Звягинцев Д. Г. и др. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью // Почвоведение. 1989. № 1. С. 72—78.
- Зонн И. С., Орловский Т. С. Олустынивание: стратегия борьбы. Ашхабад. 1984.
- Зотов А. А., Синьковский Л. П., Шван-Гурийский И. П. Горные пастбища и сенокосы. М., 1987.
- Израэль Ю. А., Гасилина Н. К., Ровинский Ф. Я. Мониторинг загрязнения природной среды. Л., 1978. С. 560.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989.
- Кобахидзе Э. Д. Хозяйственное освоение горных территорий // Горные территории: рациональное природопользование, хозяйственное освоение и расселение // ВИНТИ. Итоги науки и техники. Сер. геогр. СССР. 1988. Т. 18. С. 83—123.
- Ковда В. А. Проблемы борьбы с опустыниванием и засолением орошаемых почв. М. 1984.
- Ковда В. А. Биогеохимия почвенного покрова. М., 1985.
- Криволуцкий Д. А. Радиоэкология почвенных животных. М., 1985.
- Кузнецов М. С. Противозероизонная стойкость почв. М., 1987.
- Ларионов Г. А. Методика средне- и мелкокомасштабного картографирования эрозийноопасных земель // Актуальные вопросы эрозиоведения. М., 1984. С. 41—65.
- Лидов В. П. Процессы водной эрозии в зоне дерново-подзолистых почв. М., 1981.
- Марфенниа О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв. М. 1991.
- Медведев В. В. Оптимизация агрофизических свойств черноземов. М., 1988. С. 157.
- Методика исчисления условной цены земли, как средства производства, для зачисления ее на баланс землепользователей и денежной оценки ущерба, наносимого эрозией плодородию почвы. М., 1987. Микроорганизмы и охрана почв. М., 1989.
- Минеральный и биологический азот в земледелии СССР. М., 1985.
- Михайлова Н. А., Орлов Д. С. Оптические свойства почв и почвенных компонентов. М., 1986.
- Молчанов Э. Н., Ромашкевич А. И., Горчарук Л. Г., Фисун М. Н. К проблеме охраны горных почв Северного Кавказа // Докл. симпози. VI съезда ВОП. Тбилиси. 1981. Кн. 6. С. 216—223.
- Никифорова Е. М., Солнцева Н. П. Кадмий, свинец, цинк в почвах Кизеловского угольного бассейна // Геохимия тяжелых металлов в природных и техногенных ландшафтах. М., 1983. С. 150—168.
- Одум Ю. Основы экологии. М., 1975.
- Орлов Д. С., Аммосова Я. М., Бочарникова Е. А. Использование метода отражательной способности нефтезагрязненных почв при дистанционном мониторинге // Аэрокосмические методы в почвоведении. М. 1989. С. 48—52.
- Орлов Д. С., Глебова Г. И., Мидакова К. К. Анализ распределения в почвенном профиле соединений окисного железа и гумуса по кривым спектральной яркости // Научн. докл. высш. школы. Биол. науки. 1966. № 1. С. 217—222.
- Орлов Д. С., Гришина Л. А. Практикум по химии гумуса. М., 1975.
- Орлов Д. С., Караванова Е. И., Панкова Е. И. Влияние легкорастворимых солей на спектральную отражательную способность почв ссероземной зоны // Почвоведение. 1991. № 4. С. 120—134.
- Орлов Д. С., Лопухина О. В. Использование показателей спектральной отражательной способности для характеристики эродированных почв. Л., 1985. С. 118—130.
- Орлов Д. С., Суханова Н. И. Влияние гумуса на отражательную способность почв подзоны Южной тайги // Почвоведение. 1983. № 10. С. 43—51.

- Орошаемые черноземы // Под ред. Б. Г. Розанова. М., 1989. С. 240.
- Паулюквичус Г. Б. Роль леса в экологической оптимизации ландшафтов. М., 1989.
- Пацукевич З. В., Несмеянова Г. Я. Эрозионноопасные земли // Почвенно-геологические условия Нечерноземья. М., 1984. С. 504—544.
- Пачепский Я. А. Математические модели физико-химических процессов в почвах. М., 1990.
- Первунина Р. И., Зырин Н. Г., Малахов С. Г. Влияние известкования дерново-подзолистой почвы на поступление кадмия в растениях и на динамику его форм в почве // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. М., 1985. С. 160—172.
- Применение методов математической статистики в почвоведении, мелнорации и сельском хозяйстве. Методические указания. М. Новочеркасск, 1980.
- Проблемы охраны, использования и рекультивации черноземов // Под ред. В. А. Ковды. М., 1989.
- Работнов Т. А. Луговоедение. М., 1984.
- Рафилов А. А. Факторы и причины опустынивания // Опустынивание в Узбекистане и борьба с ним. Ташкент. 1988.
- Розанов Б. Г. Почвенный покров земного шара. М., 1977.
- Розанов Б. Г., Зонн И. С. План действий по борьбе с опустыниванием в СССР: оценка, мониторинг, предупреждение и борьба с ним // Проблемы освоения пустынь. 1981. № 6.
- Розанов Б. Г., Карпова С. А. Проблема рационального использования земельных ресурсов и борьба с деградацией почвенного покрова аридных территорий. Природные условия и ресурсы пустынь СССР. Ашхабад, 1984.
- Розанов А. Б., Розанов Б. Г. Экологические последствия антропогенных изменений почв // Итоги науки и техники. Сер. почвовед. и агрохим. 1990. Т. 7.
- Русский чернозем: 100 лет после Докучаева. М., 1983.
- Свирижев Ю. М. Нелинейные волны, диссипативные структуры и катастрофы в экологии. М., 1987.
- Солнцева Н. П. Общие закономерности трансформации почв в районах добычи нефти (формы проявления, основные процессы, модели) // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М., 1988. С. 23—42.
- Сысоев В. В. Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. М., 1986.
- Томпсон Дж. М. Т. Неустойчивости и катастрофы в науке и технике. М., 1985.
- Умаров М. М. Ассоциативная азотфиксация. М., 1986.
- Устойчивость геосистем. М., 1983.
- Устойчивость поверхности к техногенным воздействиям в области вечной мерзлоты. Якутск, 1980.
- Факторы и механизм устойчивости геосистем. М., 1989.
- Фокин А. Д. Эмпирический подход к прогнозу перемещения токсикантов в почвах // Тр. ИЭМ. 1982. Вып. 12/96. С. 41—45.
- Фридланд В. М. Опыт почвенно-географического раздления горных систем СССР // Почвоведение. 1951. № 9. С. 521—523.
- Хайниш Э. и др. Агрохимикаты в окружающей среде. М., 1979.
- Химическое загрязнение почв и их охрана. Словарь-справочник // Под ред. Д. С. Орлова. М., 1991.
- Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах // Под ред. Н. Г. Зырина, Л. К. Садовниковой. М. 1985.
- Шенкула Н. К., Рожков А. Г., Трегубов П. С. К вопросу картирования территории по интенсивности эрозионных процессов // Оценка и картирование эрозионноопасных и дефляционноопасных земель. М., 1973. С. 30—34.
- Шихотов В. М. Горные пастбища, их использование и улучшение. Фрунзе, 1974.
- Шлегель Г. Общая микробиология. М., 1987.
- Экологическая оптимизация агроландшафта. М., 1987.

Эрозия почвы // Под ред. Киркби и Моргана. М., 1984. С. 34—86.

Acidifikation today and tomorrow // A Swidish study pripared for the 1982 Stockholm conference on the acidification of the environment. 1982.

Bache B. W. Measurements and mechanisms in acid soils // Commun. Soil Sci. Plant Anal. 1980. Vol. 19. P. 775—792.

Critical loads for sulfur and nitrogen // Eds Nilsson I., Grennfelt P. Stockholm, 1988. P. 14.

Doleman F. Resistase of soil microbial communites in soil. London, N. Y. 1986. P. 369—384.

International cooperative programme on integrated monitoring. Helsinki, 1989.

McFee W. W. Sensitivity rations of soils to acid deposition: a review // Environ. Exp. Botany. 1983. Vol. 23. N 3. P. 203—210.

Miller T. G. Environmental science. Belmont, California. 1988.

Приложение

Таблица I

Коэффициент Q_{n-i+1} , используемый при проверке на нормальность распределения с помощью критерия W для $n=3(1)50$

i	n							
	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0,7071	0,6872	0,6646	0,6431	0,6233	0,6052	0,5888	0,5739
2		0,1677	0,2413	0,2806	0,3031	0,3164	0,3244	0,3291
3				0,0875	0,1401	0,1743	0,1976	0,2141
4						0,0561	0,0947	0,1224
5								0,0399

i	n							
	11	12	13	14	15	16	17	18
1	0,5601	0,5475	0,5359	0,5251	0,5150	0,5056	0,4968	0,4886
2	0,3315	0,3325	0,3325	0,3318	0,3306	0,3290	0,3273	0,3253
3	0,2260	0,2347	0,2412	0,2460	0,2495	0,2521	0,2540	0,2553
4	0,1429	0,1586	0,1707	0,1802	0,1878	0,1939	0,1988	0,2027
5	0,0695	0,0933	0,1099	0,1240	0,1353	0,1447	0,1524	0,1587
6		0,0303	0,0539	0,0727	0,0880	0,1005	0,1109	0,1197
7				0,0240	0,0433	0,0593	0,0725	0,0837
8						0,0196	0,0359	0,0496

i	n							
	19	20	21	22	23	24	25	26
1	0,4808	0,4734	0,4643	0,4590	0,4542	0,4493	0,4450	0,4407
2	0,3232	0,3211	0,3185	0,3156	0,3126	0,3098	0,3069	0,3043
3	0,2561	0,2565	0,2578	0,2571	0,2563	0,2554	0,2543	0,2533
4	0,2059	0,2085	0,2119	0,2131	0,2139	0,2145	0,2148	0,2151
5	0,1641	0,1686	0,1736	0,1764	0,1787	0,1807	0,1822	0,1836
6	0,1271	0,1334	0,1399	0,1443	0,1480	0,1512	0,1539	0,1563
7	0,0932	0,1013	0,1092	0,1150	0,1201	0,1245	0,1283	0,1316
8	0,0612	0,0711	0,0804	0,0878	0,0941	0,0997	0,1046	0,1089
9	0,0303	0,0422	0,0530	0,0618	0,0696	0,0764	0,0823	0,0876
10		0,0140	0,0263	0,0368	0,0459	0,0539	0,0610	0,0672
11				0,0122	0,0228	0,0321	0,0403	0,0476
12						0,0107	0,0200	0,0284
13								0,0094

<i>l</i>	<i>n</i>							
	27	28	29	30	31	32	33	34
1	0,4366	0,4328	0,4291	0,4254	0,4220	0,4188	0,4145	0,4127
2	0,3018	0,2992	0,2968	0,2944	0,2921	0,2898	0,2876	0,2854
3	0,2522	0,2510	0,2499	0,2487	0,2475	0,2463	0,2451	0,2439
4	0,2152	0,2151	0,2150	0,2148	0,2145	0,2141	0,2137	0,2132
5	0,1848	0,1857	0,1864	0,1870	0,1874	0,1878	0,1880	0,1882
6	0,1584	0,1601	0,1616	0,1630	0,1641	0,1651	0,1660	0,1667
7	0,1346	0,1372	0,1395	0,1415	0,1433	0,1449	0,1463	0,1467
8	0,1128	0,1162	0,1192	0,1219	0,1243	0,1265	0,1284	0,1301
9	0,0923	0,0965	0,1002	0,1036	0,1066	0,1093	0,1118	0,1140
10	0,0728	0,0778	0,0822	0,0862	0,0899	0,0931	0,0961	0,0988
11	0,0540	0,0598	0,0650	0,0697	0,0739	0,0777	0,0812	0,0844
12	0,0358	0,0424	0,0483	0,0537	0,0585	0,0629	0,0669	0,0706
13	0,0178	0,0235	0,0320	0,0381	0,0435	0,0485	0,0530	0,0572
14		0,0084	0,0159	0,0227	0,0289	0,0344	0,0395	0,0441
15				0,0076	0,0144	0,0206	0,0262	0,0314
16						0,0068	0,0131	0,0187
17								0,0062

<i>l</i>	<i>n</i>							
	35	36	37	38	39	40	41	42
1	0,4096	0,4068	0,4040	0,4015	0,3989	0,3964	0,3940	0,3917
2	0,2834	0,2813	0,2794	0,2774	0,2755	0,2737	0,2719	0,2701
3	0,2427	0,2415	0,2403	0,2391	0,2380	0,2368	0,2357	0,2345
4	0,2127	0,2121	0,2116	0,2110	0,2104	0,2098	0,2091	0,2085
5	0,1883	0,1883	0,1883	0,1881	0,1880	0,1878	0,1876	0,1874
6	0,1673	0,1678	0,1683	0,1686	0,1689	0,1691	0,1693	0,1694
7	0,1487	0,1486	0,1505	0,1513	0,1520	0,1526	0,1531	0,1535
8	0,1317	0,1331	0,1344	0,1356	0,1366	0,1376	0,1384	0,1392
9	0,1160	0,1179	0,1196	0,1211	0,1225	0,1237	0,1249	0,1259
10	0,1013	0,1036	0,1056	0,1075	0,1092	0,1108	0,1123	0,1136
11	0,0873	0,0900	0,0924	0,0947	0,0967	0,0986	0,1004	0,1020
12	0,0739	0,0770	0,0794	0,0824	0,0848	0,0870	0,0891	0,0909
13	0,0610	0,0645	0,0667	0,0706	0,0733	0,0759	0,0782	0,0804
14	0,0484	0,0523	0,0559	0,0592	0,0622	0,0651	0,0677	0,0701
15	0,0361	0,0404	0,0444	0,0481	0,0515	0,0546	0,0575	0,0602
16	0,0239	0,0287	0,0331	0,0372	0,0409	0,0444	0,0476	0,0506
17	0,0119	0,0172	0,0220	0,0264	0,0305	0,0343	0,0379	0,0411
18		0,0057	0,0110	0,0158	0,0203	0,0244	0,0283	0,0318
19				0,0053	0,0101	0,0146	0,0188	0,0227
20						0,0049	0,0094	0,0136
21								0,0045

<i>l</i>	<i>n</i>							
	43	44	45	46	47	48	49	50
1	0,3894	0,3872	0,3850	0,3830	0,3808	0,3789	0,3770	0,3751
2	0,2684	0,2667	0,2651	0,2635	0,2620	0,2604	0,2589	0,2574

i	n							
	43	44	45	46	47	48	49	50
3	0,2334	0,2323	0,2313	0,2302	0,2291	0,2281	0,2271	0,2260
4	0,2078	0,2072	0,2065	0,2058	0,2052	0,2045	0,2038	0,2032
5	0,1871	0,1868	0,1865	0,1862	0,1859	0,1855	0,1851	0,1847
6	0,1695	0,1695	0,1695	0,1695	0,1695	0,1693	0,1692	0,1691
7	0,1539	0,1542	0,1545	0,1548	0,1550	0,1551	0,1553	0,1554
8	0,1398	0,1405	0,1410	0,1415	0,1420	0,1423	0,1427	0,1430
9	0,1269	0,1278	0,1286	0,1293	0,1300	0,1306	0,1312	0,1317
10	0,1149	0,1160	0,1170	0,1180	0,1189	0,1197	0,1205	0,1212
11	0,1035	0,1049	0,1062	0,1073	0,1085	0,1095	0,1105	0,1113
12	0,0927	0,0943	0,0959	0,0972	0,0986	0,0998	0,1010	0,1020
13	0,0824	0,0842	0,0860	0,0876	0,0892	0,0906	0,0919	0,0932
14	0,0724	0,0745	0,0765	0,0783	0,0801	0,0817	0,0832	0,0846
15	0,0628	0,0651	0,0673	0,0694	0,0713	0,0731	0,0748	0,0664
16	0,0534	0,0560	0,0534	0,0607	0,0628	0,0648	0,0667	0,0685
17	0,0442	0,0471	0,0497	0,0522	0,0546	0,0568	0,0588	0,0603
18	0,0352	0,0383	0,0412	0,0439	0,0465	0,0489	0,0511	0,0532
19	0,0263	0,0286	0,0328	0,0357	0,0385	0,0411	0,0436	0,0459
20	0,0175	0,0211	0,0245	0,0277	0,0307	0,0335	0,0362	0,0389
21	0,0087	0,0126	0,0163	0,0197	0,0220	0,0259	0,0288	0,0314
22	0,000	0,0042	0,0081	0,0118	0,0153	0,0185	0,0215	0,0244
23				0,0039	0,0076	0,0111	0,0143	0,0174
24						0,0037	0,0071	0,0104
25								0,0035

Таблица 2

Критические значения W_α (вероятность $W < W_\alpha$ равна α)

n	α			n	α		
	0,01	0,05	0,10		0,01	0,05	0,10
3	0,653	0,727	0,789	27	0,894	0,923	0,935
4	0,667	0,748	0,792	28	0,896	0,924	0,936
5	0,686	0,762	0,806	29	0,898	0,926	0,937
6	0,713	0,788	0,826	30	0,900	0,927	0,939
7	0,730	0,803	0,838	31	0,902	0,929	0,940
8	0,749	0,818	0,851	32	0,904	0,930	0,941
9	0,764	0,829	0,859	33	0,906	0,931	0,942
10	0,781	0,842	0,869	34	0,908	0,933	0,943
11	0,792	0,850	0,876	35	0,910	0,934	0,944
12	0,805	0,859	0,883	36	0,912	0,935	0,945
13	0,814	0,866	0,889	37	0,914	0,936	0,946
14	0,825	0,874	0,895	38	0,916	0,938	0,947
15	0,835	0,881	0,901	39	0,917	0,939	0,948
16	0,844	0,887	0,906	40	0,919	0,940	0,949
17	0,851	0,892	0,910	41	0,920	0,941	0,950
18	0,858	0,897	0,914	42	0,922	0,942	0,951
19	0,863	0,901	0,917	43	0,923	0,943	0,951
20	0,868	0,905	0,920	44	0,924	0,944	0,952
21	0,873	0,908	0,923	45	0,926	0,945	0,953

n	α			n	α		
	0,01	0,05	0,10		0,01	0,05	0,10
22	0,878	0,911	0,926	46	0,927	0,945	0,953
23	0,881	0,914	0,928	47	0,928	0,946	0,954
24	0,884	0,916	0,930	48	0,929	0,947	0,954
25	0,888	0,918	0,931	49	0,929	0,947	0,955
26	0,891	0,920	0,933	50	0,930	0,947	0,955

Таблица 3

Значение величин $\frac{t_{\alpha}(v)}{\sqrt{n}}$

$v=n-1$	$\frac{t_{0,90}(v)}{\sqrt{n}}$	$\frac{t_{0,95}(v)}{\sqrt{n}}$	$\frac{t_{0,99}(v)}{\sqrt{n}}$	$v=n-1$	$\frac{t_{0,90}(v)}{\sqrt{n}}$	$\frac{t_{0,95}(v)}{\sqrt{n}}$	$\frac{t_{0,99}(v)}{\sqrt{n}}$
1	4,46	8,98	45,01	20	0,376	0,455	0,621
2	1,69	2,48	5,73	22	0,358	0,432	0,588
3	1,18	1,59	2,92	24	0,342	0,413	0,589
4	0,734	1,24	2,06	26	0,328	0,396	0,535
5	0,823	1,05	1,65	28	0,316	0,380	0,513
6	0,953	0,925	1,40	30	0,304	0,367	0,494
7	0,670	0,836	1,24	32	0,295	0,354	0,475
8	0,620	0,769	1,12	34	0,286	0,344	0,459
9	0,580	0,715	1,03	36	0,278	0,333	0,447
10	0,546	0,672	0,956	38	0,270	0,324	0,434
12	0,494	0,604	0,847	40	0,263	0,316	0,422
14	0,455	0,554	0,769	60	0,214	0,256	0,341
16	0,423	0,514	0,708	80	0,185	0,221	0,293
18	0,398	0,482	0,660	100	0,165	0,197	0,261

Таблица 4

Значения коэффициентов $\chi \frac{1+\gamma}{2}(v)$ и $\chi \frac{1-\gamma}{2}(v)$

	$\chi_{0,995}(v)$	$\chi_{0,975}(v)$	$\chi_{0,95}(v)$	$\chi_{0,95}(v)$	$\chi_{0,025}(v)$	$\chi_{0,05}(v)$
1	0,356	0,446	0,510	15,95	31,91	159,58
2	0,434	0,521	0,578	4,42	6,28	14,12
3	0,483	0,566	0,620	2,92	3,73	6,47
4	0,519	0,599	0,649	2,37	2,87	4,40
5	0,546	0,624	0,672	2,09	2,45	3,48
6	0,569	0,644	0,690	1,92	2,20	2,98
7	0,588	0,661	0,705	1,80	2,04	2,66
8	0,604	0,675	0,718	1,71	1,92	2,44
9	0,618	0,688	0,729	1,65	1,83	2,28
10	0,630	0,699	0,739	1,59	1,75	2,15

	$\chi_{0,995}(v)$	$\chi_{0,975}(v)$	$\chi_{0,95}(v)$	$\chi_{0,95}(v)$	$\chi_{0,025}(v)$	$\chi_{0,05}(v)$
11	0,641	0,708	0,748	1,55	1,70	2,06
12	0,651	0,717	0,755	1,52	1,65	1,98
13	0,660	0,725	0,762	1,49	1,61	1,91
14	0,669	0,732	0,769	1,46	1,58	1,85
15	0,676	0,739	0,775	1,44	1,55	1,81
16	0,683	0,745	0,780	1,42	1,52	1,76
17	0,690	0,750	0,785	1,40	1,50	1,73
18	0,696	0,756	0,790	1,38	1,48	1,70
19	0,702	0,760	0,794	1,37	1,46	1,67
20	0,707	0,765	0,798	1,36	1,44	1,64
22	0,717	0,773	0,805	1,34	1,52	1,60
24	0,726	0,781	0,812	1,32	1,39	1,56
26	0,734	0,788	0,818	1,30	1,37	1,53
28	0,741	0,794	0,823	1,29	1,35	1,50
30	0,748	0,799	0,828	1,27	1,34	1,48
40	0,774	0,821	0,847	1,23	1,28	1,39
60	0,808	0,849	0,871	1,18	1,22	1,30
80	0,829	0,866	0,886	1,15	1,18	1,25
	0,845	0,879	0,897	1,13	1,16	1,22

Содержание

Предисловие (Орлов Д. С.)	3
Основные тенденции изменения почвенного покрова земли под воздействием человека (Розанов Б. Г., Розанов А. Б.)	8
Воздействие кислотных осадков на почвы и экологические последствия изменения почвенных свойств (Гришина Л. А., Макаров М. И., Парамонова Т. А., Соколова Т. А., Копчик Г. Н., Недбаев Н. П., Окунева Р. М., Мяжкова А. Д.)	32
Устойчивость почв к антропогенным воздействиям (Васильевская В. Д.)	61
Содержание, задачи и методы почвенно-экологического мониторинга (Мотузова Г. В.)	80
Тяжелые металлы (Садовникова Л. К.)	105
Использование спектральных химических характеристик почв и растительности в целях почвенно-экологического мониторинга (Орлов Д. С., Суханова Н. И.)	127
Изменение почвенной биоты при антропогенном воздействии. Проблемы почвенного биомониторинга (Марфенина О. Е.)	147
Экологические последствия орошения почв степной зоны (Николаева С. А.)	159
Оценка и мониторинг опустынивания (Куст Г. С.)	177
Почвенно-экологический мониторинг горных пастбищ (Владыченский А. С., Сыдыкбаев Т. Н., Ульянова Т. Ю.)	200
Методы контроля почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами (Орлов Д. С., Аммосова Я. М.)	219
Учет и оценка эрозийноопасных земель Нечерноземной зоны (Орлова В. К., Флесс А. Д.)	232
Математическое моделирование в почвенно-экологическом мониторинге (Рыжова И. М.)	244
Оценка и контроль качества почвенной информации при экологическом мониторинге (Мотузова Г. В.)	258
Литература	265
Приложение	268