

Н. И. Хрисанов  
Г. К. Осипов

# УПРАВЛЕНИЕ ЭВТРОФИРОВАНИЕМ ВОДОЕМОВ



САНКТ-ПЕТЕРБУРГ ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ 1993

Рецензент канд. геогр. наук Г. М. Черногаева  
(Институт прикладной геофизики)

Рассмотрены процессы формирования и динамики биогенной нагрузки в пределах природно-аграрных систем речных бассейнов и оптимизация хозяйственного освоения водосборов с экологическими ограничениями.

Обосновывается бассейновый подход к изучению миграции вещества и энергии, приводятся методики оценки биогенной нагрузки, сформировавшейся под влиянием природных и антропогенных факторов.

Впервые рассматриваются методические подходы к формированию цифровых банков данных пространственной экологической информации и к оперативному созданию на компьютерной основе экологических карт влияния природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод.

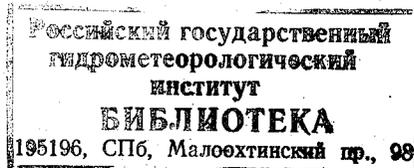
Для гидрологов, гидротехников, мелиораторов, географов, экологов.

In the monograph. «The management off waterbody eutrophication» by N. I. Khrissanov and G. K. Osipov the processes of forming and dynamics of nutrient loading in borders of nature agrarian systems of river basins and the optimization's of economic mastering of watersheds with ecological limits are considered.

The basin approach to the investigation of matter and energy migration is based. The methodic of appraisal of nutrient loading formed under nature and antropogenetic factors influence are adduced.

The methodical approaches to creating the digital databases of area ecological information and to the active compiling of ecological maps of nature agrarian systems influence to the nutrient water pollution are considered.

The book is intended for hidrologers, hydrotechnicians, geographers and ecologists.



X 1502010400-018 21-92  
069(02)-93

ISBN 5-286-00663-9

© Н. И. Хрисанов  
Г. К. Осипов, 1993

361254

## ПРЕДИСЛОВИЕ

В последние годы биогенное загрязнение водоемов (водотоков, озер и водохранилищ) и их эвтрофирование становится одной из наиболее актуальных проблем охраны водных ресурсов. Эта проблема характерна для многих стран мира, в том числе и для России. Изучению различных аспектов эвтрофирования вод уделяется значительное внимание. Создана Международная комиссия по эвтрофированию водоемов, производится их инвентаризация по уровню трофности, проводятся обширные эксперименты и наблюдения. Выполнено обследование большинства озер и водохранилищ США, Канады и Западной Европы. В нашей стране организовано эта работа не осуществлялась, хотя по ряду водоемов трофический статус установлен и проводятся наблюдения за его динамикой.

Биогенное загрязнение в результате хозяйственной деятельности на водосборах водотоков, а также в их русле (строительство каскадов ГЭС и создание водохранилищ, рекреационные мероприятия, судоходство и т. д.) вызывает антропогенное эвтрофирование. Наиболее быстро этот процесс развивается в водоемах, водосборы которых интенсивно осваиваются сельскохозяйственным производством, в том числе полеводством (пропашные культуры, сенокосы, пастбища) и животноводством (фермы и различные комплексы). Эти источники биогенной нагрузки являются неконтролируемыми или слабоконтролируемыми, поэтому им должно быть уделено особое внимание. К такому же типу биогенной нагрузки относятся водные рекреации. В рамках Международной программы по охране окружающей среды изучаются биохимические циклы важнейших биогенных элементов с целью управления их круговоротом в природе и земледелии.

Контроль биогенного загрязнения и управление эвтрофированием водоемов осуществляются посредством оптимизации биогенной нагрузки на речных водосборах, т. е. за счет целенаправленного их освоения с ограничением по биогенному загрязнению. Таким образом, анализ эвтрофирования водоемов необходимо начинать с оценки хозяйственного освоения их водосборов, поскольку оно первично и определяет трофический статус водоемов. Эта непреложная истина ставит перед специалистами водного хозяйства задачу анализа, оценки и оптимизации биогенной нагрузки на

водосборах водоемов при планировании и проектировании каких-либо хозяйственных мероприятий и крупномасштабных сооружений и объектов. Авторы предприняли попытку осветить некоторые аспекты управления эвтрофированием водоемов посредством оптимизации биогенной нагрузки на водосборах, которые, по их мнению, должны учитываться на стадиях ТЭО или проектирования водохозяйственных и гидроэнергетических объектов и при планировании хозяйственной деятельности на водосборах.

Отдельные вопросы контроля и управления эвтрофированием водоемов, связанные в основном с внутриводоемными процессами и очисткой сбросных вод, рассмотрены в работах Института водных проблем, Института биологии внутренних вод, Института озераведения, Государственного гидрологического института и других организаций, а также высших учебных заведений. Поэтому в настоящей монографии более детально рассмотрены формирование и оптимизация биогенной нагрузки на водосборах для предупреждения эвтрофирования водоемов.

Авторы монографии, доктор технических наук, профессор Н. И. Хрисанов и кандидат географических наук Г. К. Осипов, хорошо известны в нашей стране и за рубежом как специалисты в вопросах оценки экологического состояния водоемов и экологического обоснования водохозяйственного и энергетического строительства. При изложении материалов авторы основывались на отечественных и зарубежных источниках, а также на разработках, выполненных ими (в основном за последние 10 лет) в Санкт-Петербургском государственном техническом университете.

Ректор СПбТУ, член-корреспондент РАН,  
академик инженерных академий

*Ю. С. Васильев*

Введение, заключение, главы 5, 6 написаны Н. И. Хрисановым, главы 1, 2 — Г. К. Осиповым, главы 3, 4 и 7 — совместно.

Авторы благодарят за участие в натурных исследованиях на водосборах Ладожского озера, реки Невы и Финского залива, а также за замечания, сделанные при просмотре рукописи, сотрудников Санкт-Петербургского аграрного университета кандидата географических наук Г. А. Душенкову, кандидата географических наук М. Г. Софера, Г. М. Черняеву, сотрудника Ботанического института РАН кандидата физико-математических наук А. Г. Боголюбова, сотрудника Российского педагогического университета кандидата географических наук Т. С. Комиссарову, сотрудника Санкт-Петербургского технического университета кандидата биологических наук Н. Н. Ролле.

Критические замечания и пожелания просим направлять по адресу: 195251, Санкт-Петербург, Политехническая 29, Санкт-Петербургский технический университет.

## ВВЕДЕНИЕ

Хозяйственное освоение водосборов водотоков и водоемов и, следовательно, и биогенная нагрузка на них, будут непрерывно возрастать. В связи с этим необходимо экологическое обоснование любой концепции хозяйственного развития, в том числе аграрно-промышленного освоения водосборов, поскольку развитие не может быть неэкологическим. В районах с большой плотностью населения (более 50—100 человек на 1 км<sup>2</sup>) и высоким освоением земель концентрация веществ, поступающих с берегов и с площади водосбора, соизмерима или выше валового содержания веществ, поступающих со сточными водами городов.

Результаты отечественных и зарубежных исследований последних лет показали, что основным источником поступления в водные объекты соединений азота и фосфора является сельскохозяйственное производство [34, 124, 173, 221]. Эвтрофирование и загрязнение большинства водохранилищ обусловлено главным образом стоком с полевых угодий и предприятий агропрома, который приносит в водоемы до 50 % всех биогенных органических веществ [40, 99, 124, 163, 180]. В условиях интенсификации и химизации сельского хозяйства этот показатель может еще возрасти, так как увеличение количества удобрений, пестицидов и отходов животноводства будет сопровождаться увеличением их выноса в водоемы, особенно в случае нарушений прибрежной растительности в зоне переработки берегов, которая в естественных условиях является защитным биофильтром.

Однако загрязнение и антропогенное эвтрофирование водоемов не являются неизбежным спутником интенсификации сельскохозяйственного производства. При правильном применении минеральные и органические удобрения — это эффективное средство защиты природной среды (агроценозов), так как их использование улучшает структуру почвы, повышает ее устойчивость к водной и ветровой эрозии.

В результате эвтрофирования, как известно, происходит усиленное развитие фитопланктона, прибрежных зарослей, водорослей, «цветение» воды и др. В глубинной зоне усиливается анаэробный обмен, образуются сероводород, аммиак, метан, нарушаются окислительно-восстановительные процессы и возникает дефицит кислорода. Это приводит к гибели ценных рыб и растений, вода

становится непригодной не только для питья, но и для купания. Эвтрофированный водоем утрачивает свое хозяйственное и биогеоценологическое значение. Поэтому эвтрофирование нельзя не рассматривать при оценке состояния и динамики естественных и искусственных водоемов. Угроза эвтрофирования актуальна и для океана. В Белое море, например, вследствие интенсивного водообмена 80 % биогенных элементов поступает из смежного Баренцева моря.

Существует комплекс факторов эвтрофирования, связанных с деятельностью человека. Отдельные факторы обладают так называемым множественным эффектом, т. е. являются одновременно причиной органического, минерально-солевого и теплового загрязнения. Многие источники эвтрофирования обладают кумулятивными свойствами, в зависимости от дозы и периода воздействия могут и подавлять, и стимулировать метаболизм экосистемы. Наконец, отдельные факторы образуют между собой причудливые комбинации, суммарные биологические эффекты воздействия которых на текущем уровне знаний непредсказуемы [173].

В настоящее время разработан ряд моделей эвтрофирования озер и водохранилищ, основанных на описании внутриводоемных экологических процессов разных трофических уровней при поступлении в водоем различных биогенных веществ. Детальность модели зависит от целей расчетов и исходной информации [24, 28, 56, 107, 140, 154, 164, 194, 210, 228, 251, 262, 267, 269, 273, 288, 290]. Применимость для прогнозов экологического состояния водохранилищ на уровне составления схем использования водотоков, предпроектных проработок, проектов гидроузлов и водохранилищ ограничена из-за почти полного отсутствия исходных данных. Поэтому для каждого водоема, находящегося в критическом состоянии и нуждающегося в оздоровлении, необходимо составление схемы биогенной нагрузки, формирующейся на водосборе и включающей все источники поступления загрязняющих веществ в водоемы. На основании такой схемы и будет выбираться оптимальная стратегия предупреждения и борьбы с эвтрофированием конкретного водоема.

Количественные характеристики поступления в водоем азота и фосфора могут быть полезны не только как информация о биогенной нагрузке, но и при разработке мер ограничения воздействия эвтрофирующих факторов. В связи с этим оптимизация размещения и размеров биогенной нагрузки на водосборе представляет собой прелиминарные меры, направленные на предупреждение эвтрофирования водоемов. Мероприятия по устранению эвтрофирования на водоемах, уже достигших соответствующего критического уровня трофности, трудоемки и дороги, а результаты проявляются со значительной задержкой во времени, так как эвтрофные водные экосистемы очень инерционны. Учитывая, что эти мероприятия часто финансируются и осуществляются по остаточному принципу, эффект от них может быть незначительным или вообще отсутствовать.

Разработка обобщенной методики расчета выноса БВ в водоемы с сельскохозяйственных объектов по минимальному объему исходной информации (на уровне нормативов изысканий проектных водохозяйственных организаций) для прогноза эвтрофирования водоемов является чрезвычайно актуальной задачей. Необходимость ее решения для сохранения качества воды водоемов и водохранилищ широко признается и отмечается в литературе.

В связи с изложенным при рассмотрении поступления БВ в водотоки и водоемы от рассеянных источников, целесообразно основываться на принципах бассейнового подхода, учитывать все расположенные на водосборе объекты и угодья, в том числе мелиорируемые. Необходимость учета мелиорируемых земель обусловлена тем, что вынос биогенных веществ дренажным и поверхностным стоком с этих территорий существенно превышает вынос с немелиорируемых участков, хотя доля мелиорируемых земель в общей площади, как правило, невелика (0—20 %).

Расчет выноса БВ в водные объекты предполагается выполнять по упрощенной агрохимической методике, учитывающей структуру и размеры лесных, полевых и сельскохозяйственных площадей, урожайность культур, вынос БВ с урожаем. Агрохимическая методика позволяет учесть такой важнейший фактор, как прямые потери БВ (непосредственный смыв в водоемы) при различных отклонениях (нарушениях) в технологии применения минеральных и органических удобрений. Ее применение возможно при отсутствии исходной информации для разработки прогнозов состояния экосистем водных объектов на уровне ТЭО и проекта.

Обязательная государственная экологическая экспертиза предпроектных и проектных разработок строительства (реконструкции) гидроэнергетических и водохозяйственных объектов, а также получающая развитие и внедрение общественная экспертиза определяют переход от существующей оценки экономической эффективности объекта к эколого-экономической оценке, учитывающей влияние планируемых мероприятий на окружающую среду. В настоящее время очень остро ощущается сложность взаимодействия социальных, экономических, политических, медицинских и экологических факторов при осуществлении любого типа крупномасштабных вмешательств в природную среду, и в результате этого экспертиза, контроль воздействий и техника оценки ущербов становятся все более сложными и, как это не парадоксально, менее четкими. Тем не менее только количественные оценки этого контроля управления антропогенной биогенной нагрузкой и эвтрофированием водоемов могут обеспечить охрану водных ресурсов и их рациональное использование.

## БИОГЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОД В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИФИКАЦИИ АГРАРНОГО ПРОИЗВОДСТВА

### 1.1.

#### Природно-аграрные системы речных бассейнов и их влияние на биогенное загрязнение вод

Сельскохозяйственная деятельность активно преобразует природную среду. Так, культивирование нужных для человека растений и животных, превращение лесов и степей в поля, пастбища и сенокосы способствует созданию сельскохозяйственной ветви биологического круговорота веществ [85]. В результате возникают природно-аграрные системы — сложные интегральные образования, состоящие из тесно взаимосвязанных природных и аграрных подсистем, функционирующих как единое целое [123, 151]. Эти системы в интересах управления эвтрофированием водоемов, целесообразно изучать в границах речных бассейнов, что позволит наиболее полно и комплексно определять вынос биогенных веществ (БВ) в водные объекты и прогнозировать эвтрофирование вод.

Кратко сформулируем специфические особенности и преимущества бассейнового подхода для оценки миграции БВ.

Речные бассейны имеют довольно четкие водоразделы, которые позволяют с высокой степенью достоверности рассчитывать в их пределах балансы вещества и энергии. Кроме того, для речных бассейнов характерно подобие строения рельефа и однотипность набора структур и функций, что дает возможность с учетом географических особенностей регионов производить пространственную интерполяцию и экстраполяцию результатов исследований. Данное положение позволяет создавать для исследуемых регионов типовые имитационные модели динамики вещества и энергии в системе «речной бассейн» [139, 165].

Основными природными блоками рассматриваемой системы являются: атмосфера, почвы, растительность, грунты, поверхностные и подземные воды. В качестве стабилизаторов всей системы выступают почвенный и растительный блоки, которые способствуют регулированию стока, расходу влаги на испарение и транспирацию, а также сдерживанию эрозионных процессов [165]. К антропоген-

ным блокам относятся: растениеводческий, животноводческий и селитебный.

В системе «речной бассейн» существуют управленческие связи, имеющие каналы передачи информации, носителями и коллекторами которой в пределах водосборов являются потоки влаги, что позволяет регулировать вынос БВ из природно-аграрных систем

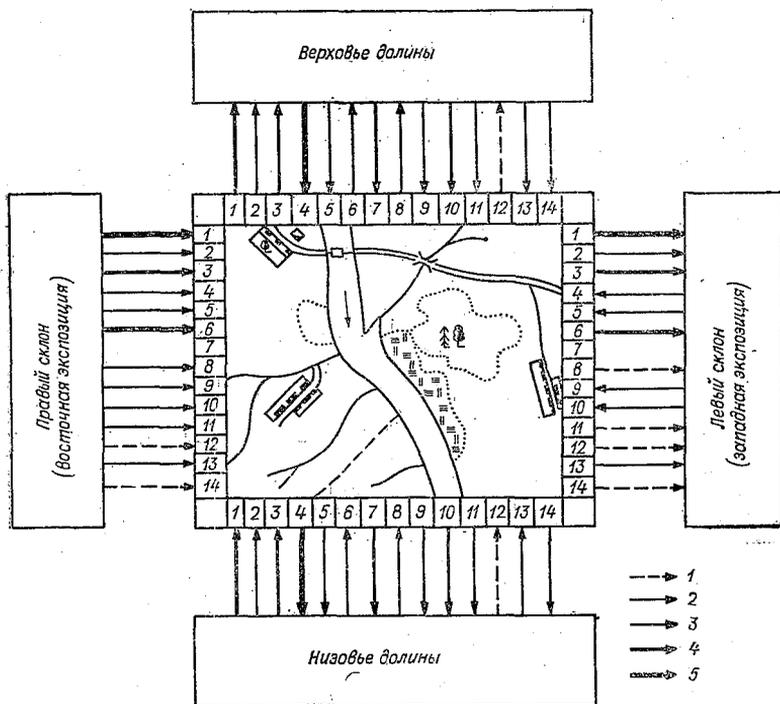


Рис. 1.1. Модель переноса вещества в средней части долины. Стрелки показывают направление миграционных потоков; толщина стрелки — интенсивность миграции. Миграционные потоки: 1 — ветер; 2 — перенос пара по воздуху; 3 — перенос облаков; 4 — поверхностный сток; 5 — грунтовый сток; 6 — перевывание снега; 7 — перенос льда реками; 8 — перенос пыли по воздуху; 9 — твердый сток; 10 и 11 — автономная и принудительная миграция животных по суше и водоемам; 12 — перенос пыльцы и спор по воздуху; 13 — перенос семян ветрами и животными; 14 — перенос микробов водой, ветрами и животными.

в водные объекты. На рис. 1.1 в качестве примера представлена модель переноса вещества в средней части речной долины [12].

Использование бассейнового подхода при изучении миграции БВ дает возможность наиболее полно учесть антропогенное влияние на водные экосистемы, потому что к речным водосборам приурочена почти вся хозяйственная деятельность, с которой связано как формирование биогенной нагрузки, так и нарушение естественного хода круговоротов вещества и энергии. В табл. 1.1 показаны расстояния основных объектов аграрного производства от

водотоков в Ленинградской области. В рассмотренной ситуации, когда большинство объектов находится в пределах 5-километровой зоны, любое изменение антропогенной нагрузки быстро скажется на интегральных характеристиках функционирования речного бассейна: объеме стока, гидрохимических показателях воды, ее мутности и т. д.

Таблица 1.1

Расстояние сельскохозяйственных угодий и ферм от водотоков в Приладожье

Расстояние от водотока, м	Фермы		Пашня		Кормовые угодья	
	количество	%	тыс. га	%	тыс. га	%
0—500	216	70,0	40,1	21,0	118,0	38,4
500—1000	76	24,0	82,1	43,0	27,4	8,9
1000—5000	18	6,0	57,3	30,0	141,6	46,2
Более 5000	—	—	11,2	6,0	20,3	6,5
Всего	300	100	190,7	100,0	307,3	100,0

Таким образом, природно-аграрным системам речного бассейна свойственны следующие особенности.

1. Функциональная целостность, характеризующаяся связью между природными блоками через потоки вещества и энергии; любые антропогенные воздействия, приводящие к изменению потоков в какой-либо части водосбора, отражаются на жизнедеятельности всего бассейна и, следовательно, влияют на развитие аграрного производства.

2. Обусловленность негативных последствий антропогенных воздействий физико-географическими условиями речного бассейна; так, местное загрязнение воздуха, смыв БВ с сельскохозяйственных угодий, эрозия почв, загрязнение поверхностных и подземных вод связаны с климатом, строением водосбора, структурой растительного и почвенного покровов.

3. Приуроченность аграрной деятельности и селитебной нагрузки к водотокам; следовательно, любое их изменение, будет оказывать активное влияние на качество водной среды, которое служит индикатором экологического состояния всей природно-аграрной системы.

На рис. 1.2 показаны основные блоки типовой природно-аграрной системы речного бассейна, характерной для нечерноземной зоны Российской Федерации и взаимосвязи между блоками.

При антропогенном воздействии на природно-аграрную систему возможны четыре вида последствий (рис. 1.3): 1) трансформация природных комплексов; 2) изъятие из природы вещества и энергии; 3) привнесение в природу вещества и энергии; 4) отчуждение земли под строительство сооружений [17, 151].

Трансформация природных комплексов заключается в механическом перераспределении вещества в пределах природно-аграр-

ной системы без его изъятия и привнесения. Различают два вида трансформации: 1) целенаправленную, составляющую производственные процессы (пахота, боронование и другие типы обработки земли и посевов, окультуривание сенокосов и пастбищ, планировка земель для осушения и орошения); 2) сопутствующую (результат движения машин и механизмов по сельскохозяйственным угодьям

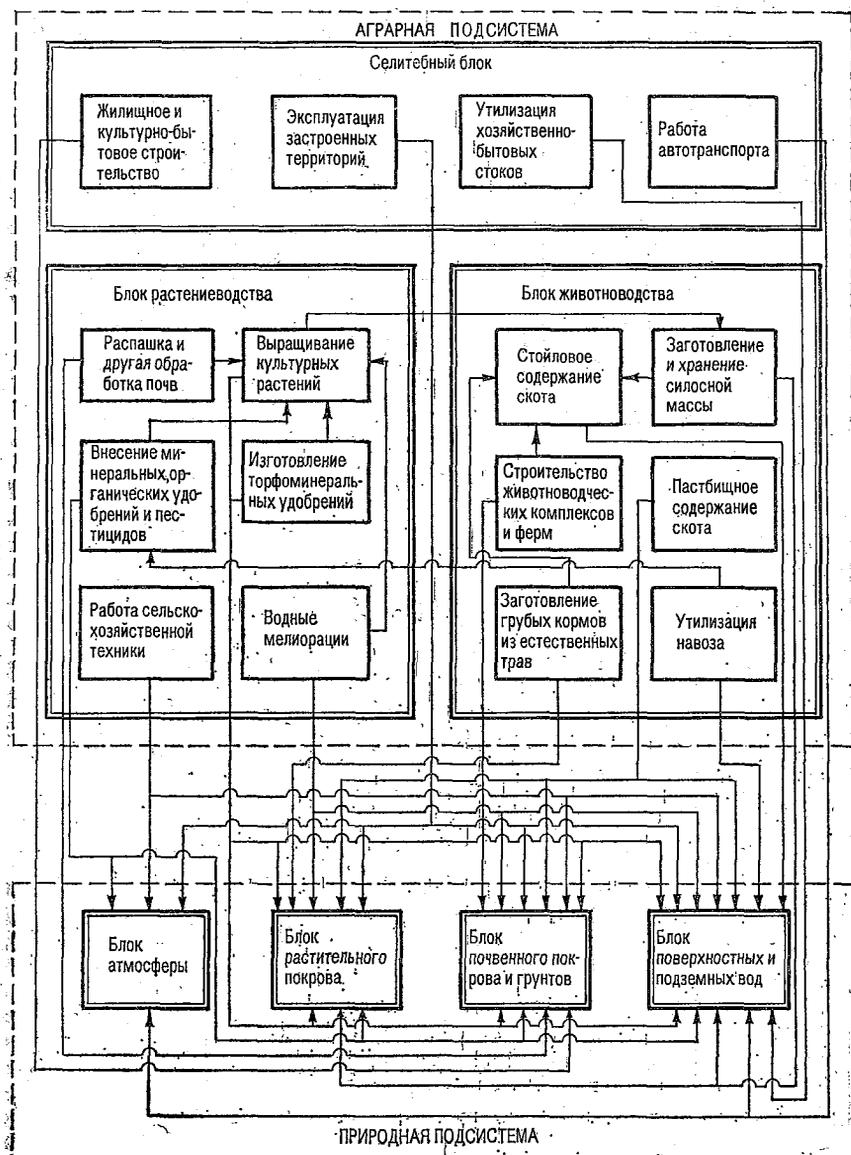


Рис. 1.2. Блок-схема природно-аграрной системы речного бассейна.

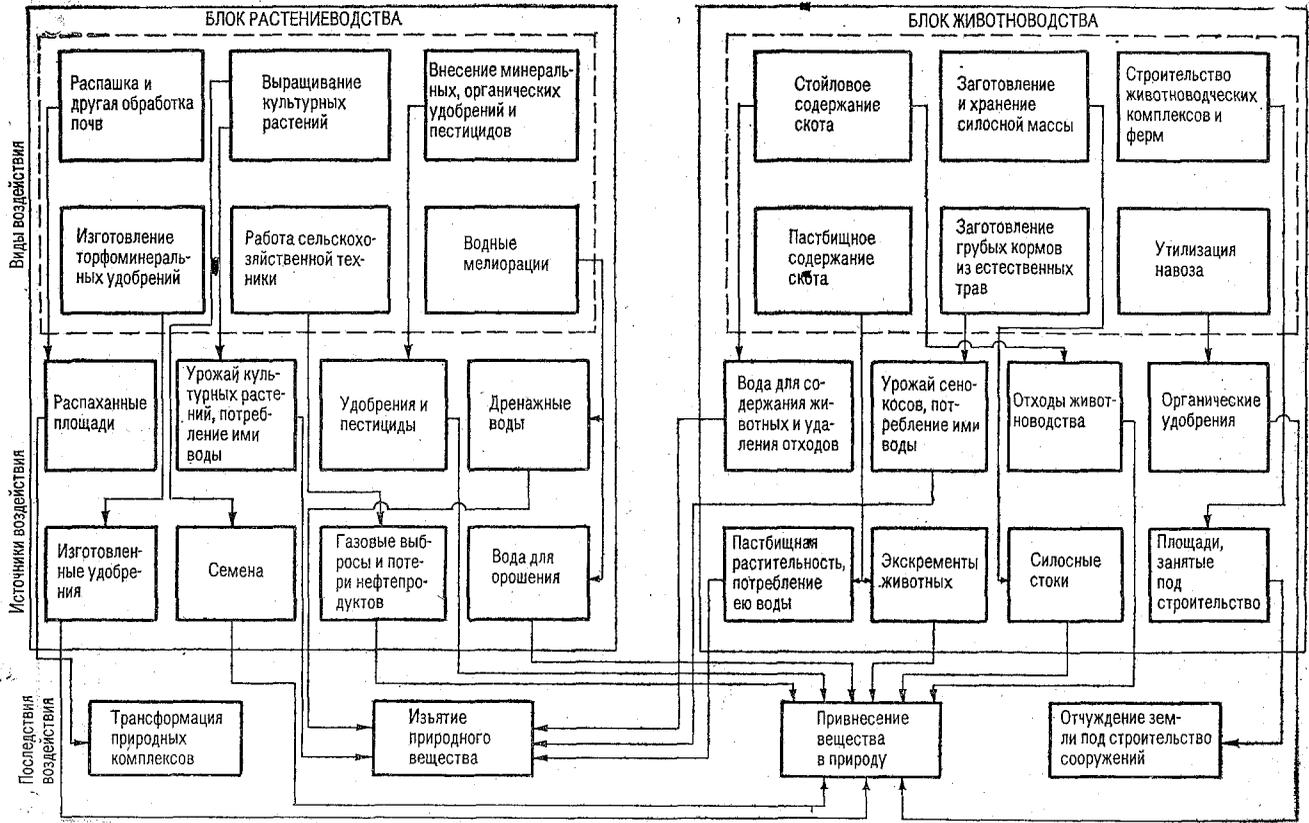


Рис. 1.3. Виды антропогенных воздействий.

при выращивании и уборке урожая, внесении удобрений, сенокосении) [6].

Трансформация, охватывая значительные по площади территории, способствует разрушению естественной структуры почвенного покрова, усилению водной и ветровой эрозии и, следовательно,

Таблица 1.2

Площади (тыс. га) сельскохозяйственных угодий, расположенных в природно-аграрных системах бассейна Ладожского озера, р. Невы, Невской губы и восточной части Финского залива

Наименование бассейна	Всего	В том числе	
		пашня	кормовые угодья
Водосбор Ладожского озера (1988)			
р. Свирь	12,1	4,0	8,1
р. Оять	29,2	8,1	21,1
р. Паша	27,8	10,3	17,5
р. Сясь	55,0	22,9	32,1
р. Волхов	155,1	70,3	84,8
реки Карелии	59,3	9,3	50,0
р. Вуокса	81,2	33,0	48,2
р. Воронежка	4,1	1,6	2,5
мелкие реки	20,0	6,0	14,0
Итого	443,8	165,5	278,3
Водосбор р. Невы (1990 г.)			
правый берег (реки Черная, Охта, Оккервиль)	11,8	7,0	4,8
левый берег (реки Мга, Тосна, Ижора, Славянка)	53,0	33,4	19,6
Итого	64,8	40,4	24,4
Водосбор Невской губы и Восточной части Финского залива (1990 г.)			
Северная часть (реки Черная, Сестра)	19,3	6,5	12,8
Южная часть (реки Стрелка, Ковша, Систа)	22,2	15,5	6,7
р. Луга (Оредеж)	117,8	80,9	36,9
Итого	159,3	102,9	56,4
Всего по водной системе Ладожское озеро—р. Нева—Невская губа—восточная часть Финского залива	667,9	308,8	359,1

миграции органических и биогенных веществ. Данные о трансформации природных комплексов в природно-аграрных системах Ленинградской области приведены в табл. 1.2.

Интенсивность трансформации зависит также от природных факторов: типа почв, характера подстилающих пород, расчлененности рельефа и др. Поэтому при размещении сельскохозяйственных угодий должны строго учитываться экологические возможности существующих природно-аграрных систем [67, 151].

Изъятие из природы вещества и энергии лежит в основе многих процессов сельскохозяйственного производства, при этом различают два вида изъятия: 1) первичное (биологическое), когда растения для образования своей биомассы берут из почвы и воздуха питательные вещества, влагу, тепло и свет, а животные, пе-

Таблица 1.3

**Вынос основных биогенных веществ сельскохозяйственными культурами для условий нечерноземной зоны**

Сельскохозяйственная культура	Вынос биогенных веществ кг на 1 ц основной продукции		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Озимая пшеница	3,40	0,90	2,00
Озимая рожь	2,45	1,20	2,60
Ячмень	2,60	1,00	1,70
Овес	2,80	1,30	2,90
Картофель ранний	0,50	0,15	0,70
Картофель поздний	0,60	0,20	0,90
Свекла кормовая	0,65	0,15	0,85
Турнепс	0,48	0,17	0,57
Однолетние травы на зеленый корм и силос	0,14	0,16	0,48
Однолетние травы на сено	2,10	0,45	1,90
Многолетние травы на семена	2,00	0,80	1,70
Многолетние травы на силос	0,37	0,15	0,39
Многолетние травы на сено	1,76	0,63	1,95
Люпин (сено)	2,90	0,50	1,70
Клевер (сено)	2,00	0,60	1,50
Люцерна (сено)	2,60	0,70	1,50
Тимофеевка (сено)	1,60	0,70	2,40
Клевер + тимофеевка (сено)	1,80	0,60	1,80
Вика (сено)	2,30	0,60	1,00
Лен-долгунец (соломка)	2,00	0,45	2,40
Капуста белокочанная	0,34	0,13	0,44
Морковь столовая	0,32	0,16	0,50
Морковь кормовая	0,50	0,20	0,60
Свекла столовая	0,27	0,15	0,43
Брюква столовая	0,55	0,31	0,77
Брюква кормовая	0,35	0,10	0,45
Культурное пастбище (зеленый корм)	0,30	0,12	0,50
Естественные сенокосы	1,70	0,71	1,80

рерабатывая растения, дают молоко, мясо и шерсть; 2) вторичное (механическое), когда с полей убирается урожай, выкашиваются травы, используется вода для содержания животных и полива растений, осушаются и очищаются от камней сельскохозяйственные угодья. Размеры изъятия зависят не только от плодородия почв и погодных условий, но и от способа обработки земли, набора выращиваемых культур, поступления органических и минеральных удобрений, следовательно, процесс изъятия взаимодействует с процессами трансформации и привнесения. В табл. 1.3, составленной

авторами по данным работ [39, 73, 101, 145] приведен вынос азота, фосфора и калия с урожаем сельскохозяйственных культур для условий нечерноземной зоны Российской Федерации.

В сельском хозяйстве привнесение в природу вещества и энергии имеет также два вида: целенаправленное и сопутствующее. К первому относится внесение органических и минеральных удоб-

Таблица 1.4

Количество (т) минеральных веществ, вносимых на сельскохозяйственные угодья водосборов Ладожского озера, р. Невы и Восточной части Финского залива

Водосбор	Бассейн	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Ладожское озеро (1984 г.)	р. Свирь	3 758	737
	р. Оять	4 575	1 507
	р. Паша	3 780	1 638
	р. Волхов	18 530	8 486
	р. Сясь	810	3 371
	реки Карелии	5 988	2 781
	р. Вуокса	12 237	8 791
	р. Воронежка малые реки Ленинградской об- ласти	1 180 3 250	361 1 200
Итого		61 398	28 872
р. Нева (1985 г.)	Правый берег: реки Охта, Ок- кервиль, Черная Левый берег: реки Мга, Тосна, Ижора, Славянка	2 995	1 275
		13 380	8 162
Итого		16 775	5 171
Невская губа и восточ- ная часть Финского за- лива (1985 г.)	Северный водосбор: реки Чер- ная, Сестра Южный водосбор: реки Стрел- ка, Ковша, Сиса, Луга, Орё- деж и др.	1 820	1 078
		27 945	15 525
Итого		29 765	16 603

рений, ядохимикатов, гипса, извести, воды для полива, а также посевного материала, обеспечивающего воспроизводство сельскохозяйственных культур. Все это часть производственного процесса, условие повышения продуктивности почв и увеличения урожая. В табл. 1.4 приведено количество минеральных веществ, вносимых на сельскохозяйственные угодья Ленинградской области. К сопутствующим поступлениям относятся отходы растениеводства и животноводства, газовые выбросы работающей техники и экскременты животных на пастбищах.

Отчуждение земель под строительство технических сооружений также оказывает существенное влияние на режим функционирования всей природно-аграрной системы в целом. Значительные площади оказываются отчужденными при строительстве мелиора-

тивных объектов (осушительно-оросительных сетей), искусственных прудов, крупных животноводческих комплексов и ферм и т. д.

Рассмотренные особенности антропогенных воздействий в сельском хозяйстве позволяют сделать вывод о том, что их размеры и характер в меньшей степени зависят от масштабов хозяйственной деятельности, а в большей от сочетания природных и социально-экономических условий, в которых эта деятельность развивается. Следовательно оценка влияния природно-аграрных систем на экологическое состояние естественных ресурсов, в том числе и водных, должна иметь в своей основе реальную информацию об источниках антропогенных воздействий (площадных, точечных, линейных и др.), их сочетании на исследуемой территории, о зонах этих воздействий и природных факторах, способствующих их распространению, а не опираться только на нормативные, проектные и отчетные показатели. При этом наиболее сложной задачей экологических исследований является изучение комплексного влияния природно-аграрных систем на миграцию вещества и энергии.

Познание последствий антропогенных воздействий на естественные ресурсы невозможно без изучения природных блоков системы. Кратко охарактеризуем их.

**Блок атмосферы** включает часть воздушной среды, в пределах до 1 км от земной поверхности. В этом слое под влиянием почвенно-растительного покрова и хозяйственного освоения водосбора происходит формирование местного климата [165]. Аграрное производство воздействует на данный блок как через специфику применяемых севооборотов, так и через загрязнение атмосферы газовыми выбросами и пылью. При этом основными загрязнителями являются животноводческие и птицеводческие фермы, промышленные комплексы по производству мясо-молочной продукции, предприятия агропрома, энергетические и теплосиловые станции, автотракторная техника. Аграрное производство загрязняет атмосферу аммиаком, сероводородом, выхлопными газами автотракторной техники, удобрениями, ядохимикатами и другими веществами. В свою очередь атмосферный блок через загрязнение воздушной среды и местные климатические условия влияет на растительность, почвы и воды речного бассейна и, следовательно, на экологический потенциал всей природно-аграрной системы.

**Блок растительного покрова** подразделяется на лесной, травяной и культурный подблоки; он играет решающую роль в функционировании природно-аграрной системы речного бассейна. Так, лесная растительность и лесные полосы способствуют улучшению климатических условий на прилегающих полях, уменьшению на них испарения влаги и в итоге повышению урожаев сельскохозяйственных культур. Лес сдерживает и очищает стоки удобрений, ядохимикатов и отходов животноводства на пути с полей и ферм в водоемы, он переводит поверхностный сток в подземный, т. е. служит своеобразным естественным фильтром [46, 131]. На рис. 1.4, составленном авторами по данным работы [58], приведена зависимость инфильтрационной способности различных

почв юга лесной зоны Восточно-Европейской равнины от характера угодий. Кроме того, растительный покров воспроизводит кислород и является одним из основных источников поступления в почву органического вещества, а его структура оказывает влияние на местные климатические условия и формирование микроклимата.

361254

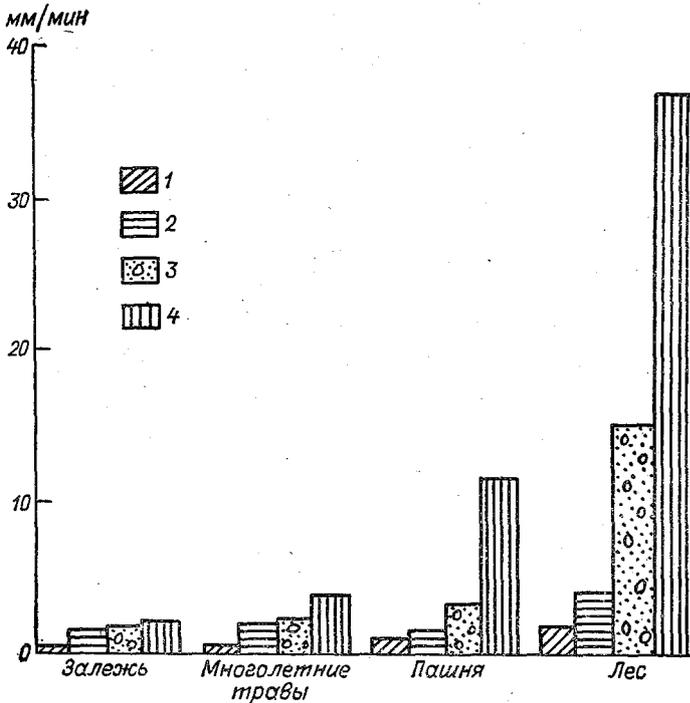


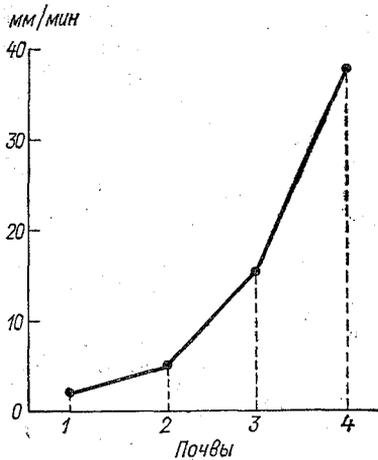
Рис. 1.4. Зависимость инфильтрационной способности почвы от характера угодья.

1 — серые лесные почвы; 2 — дерново-подзолистые суглинистые; 3 — дерново-подзолистые супесчаные; 4 — бурые лесные.

**Блок почвенного покрова и грунтов** включает почвы и верхнюю часть земной коры до глубины, где практически затухает влияние естественных и антропогенных процессов, происходящих в речном бассейне. Важнейшим показателем почвенного покрова является его плодородие, которое в первую очередь, определяется объемом гумуса. От содержания и состава гумуса зависит образование агрономически ценной водоустойчивой почвенной структуры с оптимальными водно-физическими свойствами и высокой противоэрозионной стойкостью. С уменьшением в почве гумуса ухудшаются условия жизни микроорганизмов, утрачиваются запасы внутрпочвенной энергии, азота, фосфора, калия и других

питательных веществ, вследствие чего почва начинает деградировать [60, 112, 181].

Наряду с плодородием одним из важнейших свойств почв является их инфильтрационная способность, благодаря которой почвы участвуют в регулировании процессов испарения и стока. На рис. 1.5, составленном авторами по данным работы [58], приведена динамика средней скорости инфильтрации влаги под лесной растительностью в зависимости от характера почв. Кроме



того, почвенный покров вместе с его микромиром выполняет функции универсального биологического поглотителя, разрушителя и нейтрализатора различных загрязняющих веществ [89, 134, 172].

**Блок поверхностных и подземных вод** включает все наземные водные объекты, расположенные в пределах водосбора, и воды, находящиеся в почвогрунтовом слое. Он принимает активное участие в функ-

Рис. 1.5. Зависимость скорости инфильтрации под лесной растительностью от типа почвы.

Усл. обозначения см. рис. 1.4.

ционировании природно-аграрной системы, так как потоки воды и переносимые ими вещества характеризуют интенсивность динамических процессов в речном бассейне. Здесь происходит трансформация поступающей из атмосферного блока влаги в сток, который в свою очередь выполняет рельефообразующую и дренирующую функции, выступает как главный фактор геохимической миграции веществ, в том числе биогенных. Вследствие этого сток в значительной мере обуславливает функциональное единство составляющих речного бассейна.

Блок-схема типовой природно-аграрной системы речного бассейна нечерноземной зоны России (см. рис. 1.2) дает довольно ясное представление об ее основных структурных единицах, взаимосвязях между ними и внешних воздействиях на них, что облегчает вычленение природных и антропогенных факторов, которые необходимо учитывать при управлении эвтрофированием водоемов.

Из БВ наиболее активное влияние на процесс эвтрофирования вод оказывают азот и фосфор, которые стимулируют биопродуктивность водоемов. Кратко рассмотрим основные причины нарушения природных круговоротов этих веществ в условиях аграрного освоения территории. Данные круговороты по аналогии с общим круговоротом химических элементов на Земле в зависимости от степени участия живого вещества в круговых процессах можно разделить на три цикла: биологический, биогенный и геологиче-

ский. При этом биогенный цикл имеет три вида: биогеоценотический, биогеохимический и геохимический [169] рис. 1.6. В этой книге внимание будет сосредоточено на биогенном цикле, состояние которого в пределах природно-аграрных систем определяет

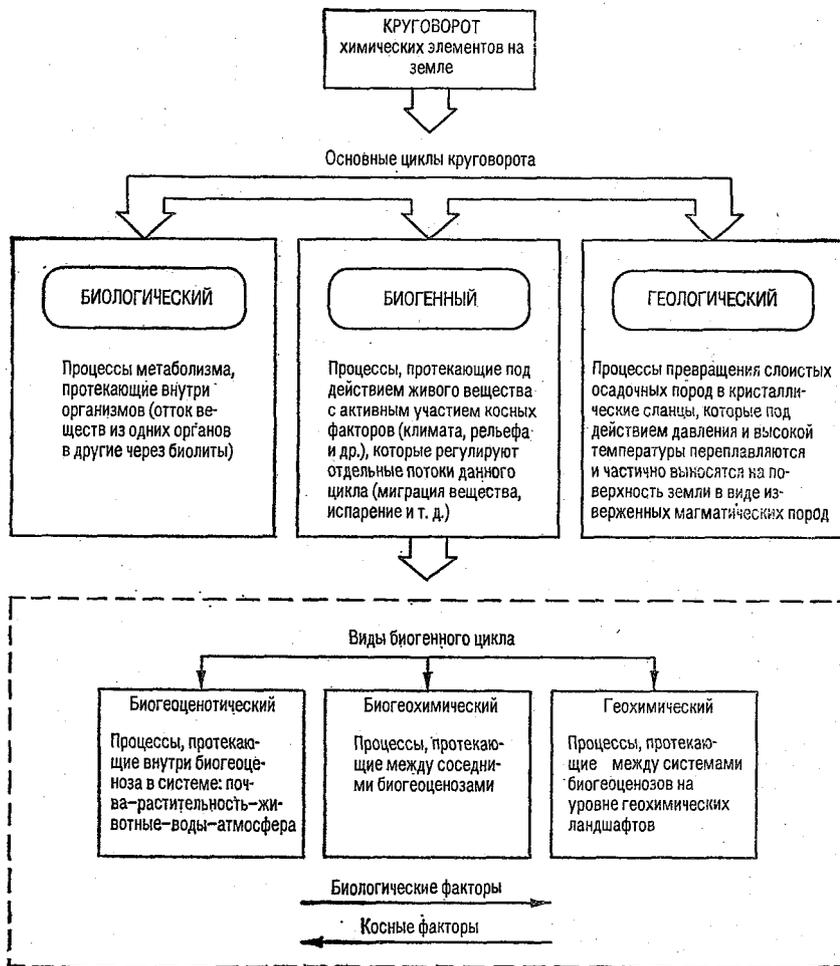


Рис. 1.6. Структура круговорота химических элементов на Земле.

поступление питательных веществ в водные объекты и, следовательно, динамику их эвтрофирования.

Азот — самый распространенный элемент в атмосфере, где его запасы составляют  $4 \cdot 10^{15}$  т, т. е. 78,1 % по объему и 65,6 % по массе. Схема круговорота азота представлена на рис. 1.7. На зем-

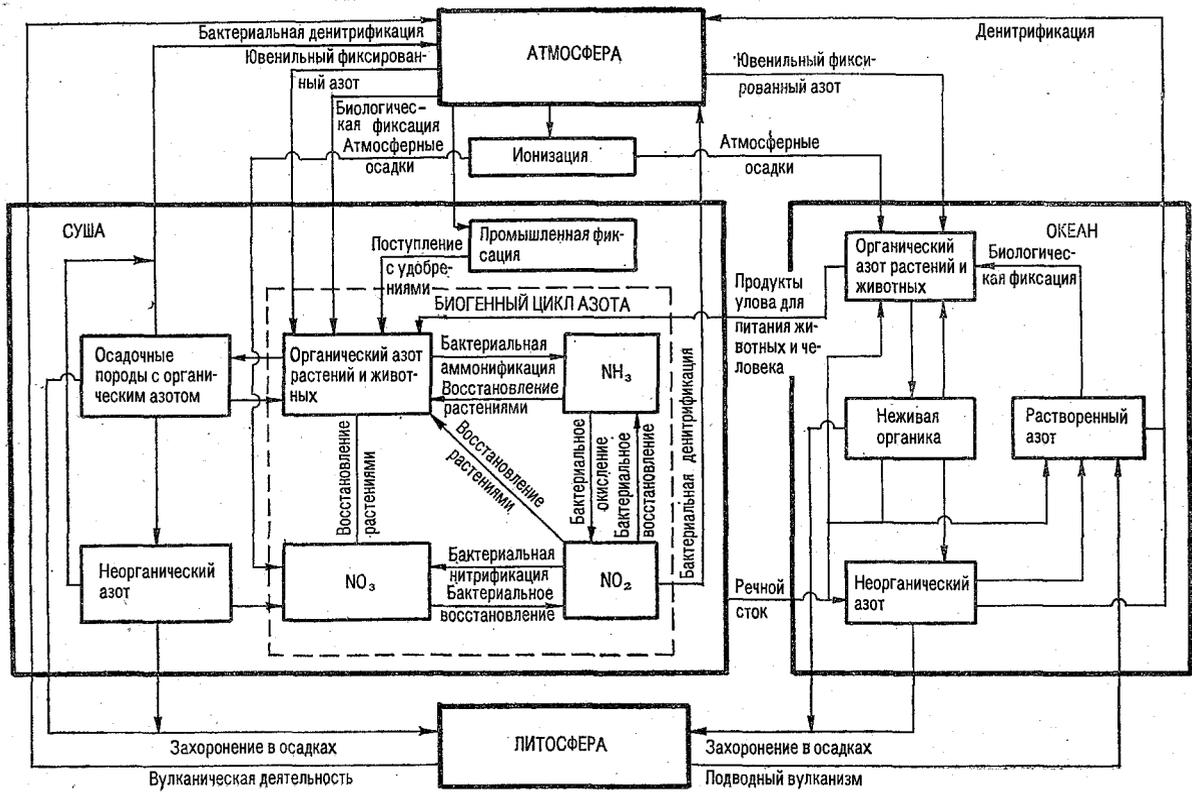


Рис. 1.7. Схема круговорота азота,

ную поверхность азот поступает в результате биологической фиксации, ионизации атмосферы, извержения вулканов, сжигания ископаемых топлив и промышленного синтеза.

Хозяйственная деятельность оказывает активное влияние на круговорот азота; к наиболее сильной форме антропогенного воздействия относится промышленная фиксация. Основным потребителем фиксированного атмосферного азота является аграрное производство, которое использует его в виде азотных удобрений, составляющих 65—70 % общего количества синтезированного аммиака [242].

Увеличивающееся поступление в биосферу связанного азота усиливает интенсивность его круговорота в природе, при этом значительная доля неиспользуемого растениями азота теряется. Так, по данным работы [93], неучтенные потери азота могут достигать 27—34 %, причем они значительно увеличиваются при переходе от тяжелых суглинистых почв к легким песчаным. Эти потери происходят в результате процессов вымывания и денитрификации. В настоящее время установлена тесная взаимосвязь между активным применением удобрений и прогрессирующим загрязнением природной среды. Исследования показывают, что увеличение азотного загрязнения вод, в первую очередь нитратное, в 99 % случаев пропорционально возрастающему количеству вносимых азотных удобрений. Намечается тенденция к концентрации нитратного азота и в грунтовых водах [99, 132].

Фосфор, круговорот которого представлен на рис. 1.8, содержится практически во всех геосферах, но далеко не в одинаковых количествах. Его источником на суше являются горные породы. Наиболее высокие концентрации фосфора характерны для ультраосновных — 0,17 %, средних — 0,16 % и основных — 0,14 % пород, в то время как в кислых и осадочных породах его содержание вдвое ниже (около 0,07 %) [221].

Энергетической основой биогенного цикла круговорота фосфора служат жизнедеятельность микроорганизмов и фотосинтез, причем для данного элемента характерно высокое биологическое поглощение [89, 144]. Однако растворимость всех природных фосфатов очень низка, она выражается в долях миллиграмма на литр, поэтому лишь 10—20 % содержащихся в почвах фосфатов относительно легкодоступны растениям, 50—60 % малодоступны и 20—40 % практически недоступны [110, 124].

В последние десятилетия общий круговорот фосфора в биосфере резко нарушен человеком, в результате чего произошел процесс перестройки потоков фосфора, который наиболее интенсивно проявился в сельскохозяйственных районах. Здесь под влиянием распашки земли, ежегодного отчуждения растительной массы с урожаем, смены многолетней растительности на однолетнюю нарушается естественный ход гумусообразования. В итоге создаются окультуренные почвы, измененные в соответствии с потребностями выращиваемых растений [89]. Для этих почв характерно истощение запасов питательных веществ и в первую очередь фосфора.

Данный процесс особенно ярко проявляется в нечерноземной зоне Российской Федерации.

Дефицит фосфора в окультуренных почвах покрывается активным внесением фосфорных удобрений. Однако их использование растениями, как правило, не превышает 40 % и зависит от погодно-климатических условий, биологических особенностей культур, типа почв, доз и соотношения вносимых питательных веществ

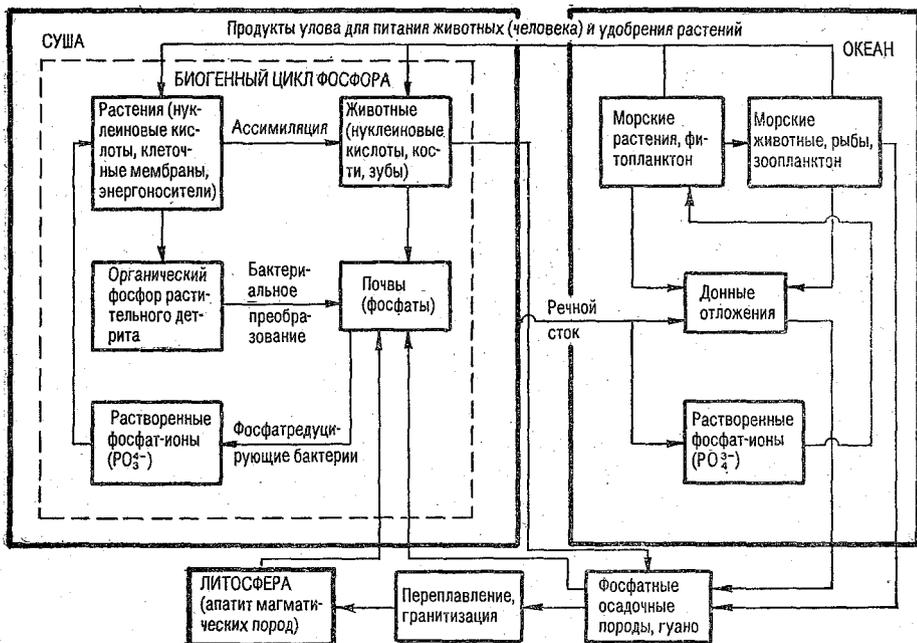


Рис. 1.8. Схема круговорота фосфора.

[110, 145]. Увеличение количества вносимых минеральных удобрений способствует повышению в почве содержания подвижного фосфора, однако его миграция по вертикали осуществляется лишь в пределах пахотного слоя до глубины не более 30 см, следовательно, независимо от норм внесения удобрений фосфор в грунтовые воды не поступает, а загрязняет лишь поверхностные [124, 213]. Быстрое закрепление фосфора объясняется огромной сорбционной способностью почв по отношению к данному элементу.

Таким образом, загрязнение водной среды в природно-аграрных системах фосфорными соединениями происходит лишь в результате поверхностного стока, при этом основной причиной миграции фосфора является эрозия почв, которая активно проявляется в областях с холмисто-моренным рельефом. Механическое перемещение фосфора в виде аэрозвесей и водных суспензий может достигать больших объемов и происходить на значительные

расстояния. По данным работы [128], с зяби с твердым стоком выносится более 90 % общего объема потерь фосфора. Например, эродируемые почвы на экспериментальных участках Калининской области за год теряли фосфора 0,14 кг/га под травами, 1,3 кг/га под озимыми и 4,8 кг/га под зябью. Максимальные потери фосфора могут достигать 22 кг/га [217]. Именно эрозия приводит к потере почвой питательных веществ и к биогенному загрязнению водной среды, которое вызывает эвтрофирование водоемов, сопровождающееся размножением синезеленых водорослей, при-

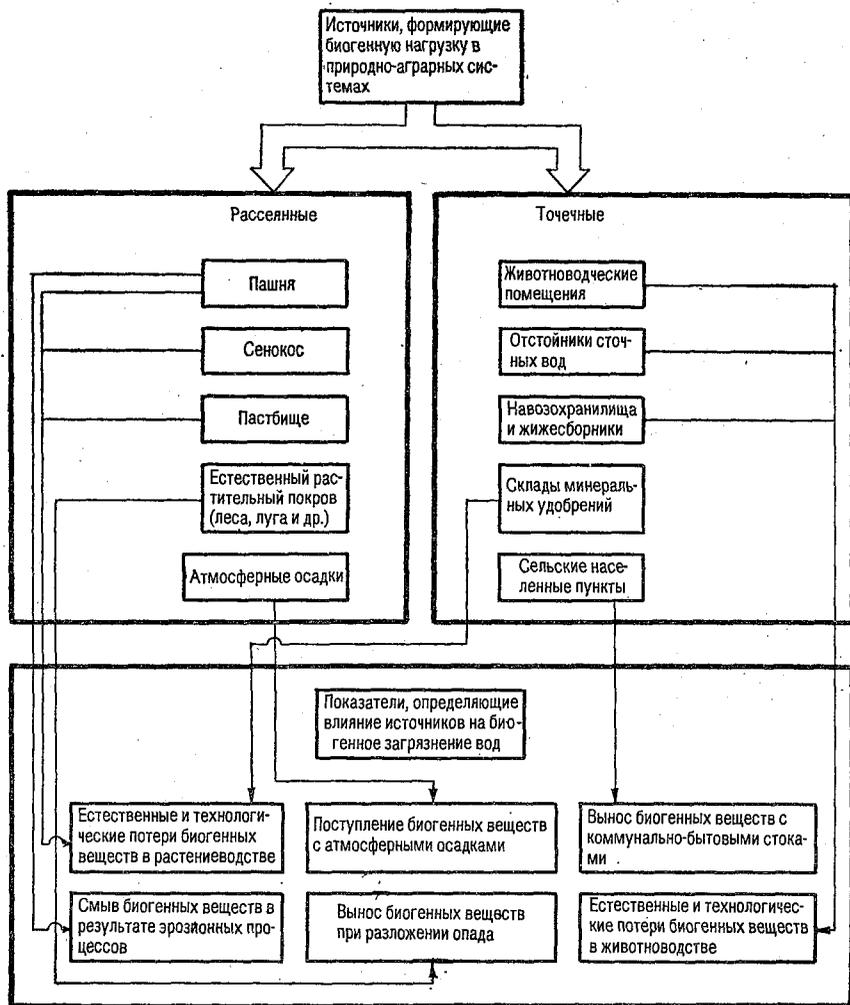


Рис. 1.9. Основные источники формирования биогенной нагрузки в природно-аграрных системах и показатели, определяющие их влияние на биогенное загрязнение вод.

чем фосфор является более активным стимулятором их развития, чем азот [61, 92].

На основании вышеизложенного можно сделать вывод, что в условиях интенсивного развития сельского хозяйства в результате изменения естественного цикла круговорота питательных веществ происходит нарушение сложившегося равновесия в природной среде. В первую очередь негативному воздействию подвергаются водные экосистемы, где в результате накопления БВ активизируются процессы эвтрофирования.

Участие аграрного производства в биогенном загрязнении вод постоянно возрастает, особенно в связи с увеличением распаханности территорий, их мелиоративного освоения, применения минеральных и органических удобрений, химических средств защиты растений, строительства ферм и животноводческих комплексов.

Для оценки влияния хозяйственного освоения водосборов на водную среду в первую очередь необходимо выявить и охарактеризовать источники формирования биогенной нагрузки в природно-аграрных системах и определить особенности миграции питательных веществ.

Основными источниками биогенной нагрузки в пределах аграрных территорий являются: сельскохозяйственные угодья (пашня, сенокосы, пастбища); объекты животноводства (помещения для содержания скота, отстойники сточных вод, навозохранилища и жижеборники); склады минеральных удобрений; сельские населенные пункты, а также естественный растительный покров (леса, луга, болота) и атмосферные осадки. Эти источники подразделяются на площадные, и точечные, сконцентрированные в пределах ограниченного пространства рис. 1.9. Раздельное рассмотрение источников биогенной нагрузки необходимо ввиду различных путей и скоростей миграции питательных веществ, при этом следует учитывать то обстоятельство, что теоретически все отходы животноводства и хозяйственно-бытовые стоки должны поступать на сельскохозяйственные угодья, т. е. должен происходить замкнутый обмен БВ между точечными и рассеянными источниками. В идеале технология использования удобрений должна быть направлена на уменьшение концентрации биогенов в «точке» путем их рассеивания, что позволит снизить их вынос в водотоки за счет перевода поверхностной миграции питательных веществ во внутрипочвенную.

## 1.2.

### **Формирование биогенной нагрузки в природно-аграрных системах**

Активность влияния рассеянных и точечных источников биогенной нагрузки природно-аграрных систем на загрязнение вод определяется следующими показателями: потери БВ в растениеводстве

и животноводстве, их смыв в результате эрозионных процессов, вынос питательных веществ с коммунально-бытовыми стоками сельских населенных пунктов, а также их поступление в природную среду с атмосферными осадками и разложившимся естественным растительным опадом. Рассмотрим характерные особенности, определяющие динамику поступления азота и фосфора в природную среду от различных источников.

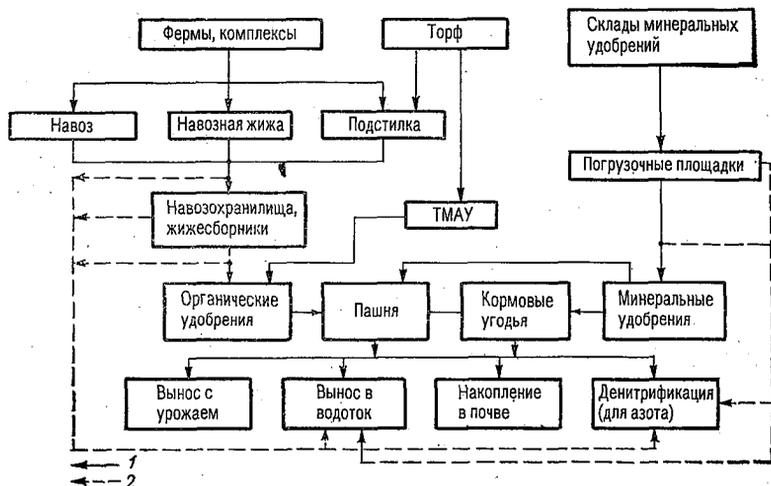


Рис. 1.10. Схема движения биогенных веществ в агропромышленном производстве.

1 — направление движения; 2 — технологические потери.

Потери БВ в растениеводстве условно можно разделить на естественные и технологические. Естественные в основном зависят от интенсивности распашки территории, приемов земледелия, количества вносимых минеральных удобрений и объема пожнивно-корневых остатков, образующихся после уборки урожая культурных растений, а технологические — от различных нарушений, происходящих во время доставки и внесения удобрений на сельскохозяйственные угодья (рис. 1.10).

Распашка территории изменяет условия формирования водного стока и, следовательно, способствует активному выносу БВ в природную среду и водотоки. Распаханные почвы обладают совершенно иными водно-физическими свойствами по сравнению с их естественными аналогами, для них характерна низкая водопроницаемость и значительный поверхностный сток, кроме того, им присуще более интенсивное развитие процессов физико-механического выветривания почвообразующих пород, что вызывает повышение минерализации поверхностных вод [46]. Следовательно, процесс распашки активно изменяет условия миграции питательных веществ, способствуя увеличению их переноса в водные объекты.

Проиллюстрируем это на примере изменения экологического состояния малых озер (табл. 1.5).

Большое влияние на миграцию БВ оказывают приемы земледелия, для которых характерно использование севооборотов, применение осенней вспашки под яровые и пропашные культуры и внесение минеральных удобрений. Осенняя распашка почвы под

Таблица 1.5

Средние значения показателей трофного статуса двух групп озер с различной степенью развития земледелия на их водосборах [10]

Показатель	Водосборы распаханы наполовину	Распашка во- досборов незначительна
Годовая нагрузка озер общим фосфором, г/м <sup>2</sup>	0,60	0,03
Количество взвешенного в воде вещества, мг/л	9,00	2,70
Количество растворенного в воде органического вещества, мг/л	15,0	5,00
Количество общего фосфора в воде, мг/л	0,12	0,02
Количество общего азота в воде, мг/л	1,60	0,40
Суммарная биомасса планктонных организмов, мг/л	8,00	1,60
Суточная продукция фитопланктона, мг О <sub>2</sub> /л	2,50	0,40

яровые и пропашные культуры вместо весенней привела к уменьшению поверхностного склонового стока и вследствие этого к сокращению выноса биогенных веществ, однако зяблевая пахота в то же время нарушила противоэрозионную устойчивость почвенного покрова и значительно увеличила этот вынос с продуктами эрозии. Так, например, если с озимых посевов 90 % азота и 80 % фосфора выносятся в растворенном виде, то с зяблевой пахоты вынос в основном осуществляется с твердым стоком (около 70 % азота и около 80 % фосфора), при этом общий вынос фосфора в лесной зоне на зяби по сравнению со стерней увеличился в 4 раза [128]. В маловодные годы, когда твердый сток невелик, вынос биогенных веществ происходит преимущественно с жидким стоком. Кроме того, зяблевая пахота активизировала влияние и ряда природных факторов на миграцию питательных веществ, таких, как уклоны рельефа, экспозиция и длина склонов (табл. 1.6).

Роль экспозиции склона в формировании миграции БВ (для условий Беларуси) показана в табл. 1.7 [221] (прочерк означает отсутствие данных).

При оценке выноса необходимо учитывать, что активное действие рассмотренных факторов будет проявляться лишь в пределах небольших водосборов, так как с увеличением площади территории увеличивается разнообразие углов наклона рельефа и экспозиций склонов, в результате чего возрастание выноса на одних склонах компенсируется его снижением на других.

В настоящее время в связи с истощением пахотных почв резко возросло применение минеральных удобрений, которые стали вноситься не только под технические культуры, но и под зерновые; это привело к увеличению выноса БВ в водоемы, особенно в областях с влажным климатом, где годовые суммы осадков выше ис-

Таблица 1.6

Вынос фосфора с твердым стоком [20, 118]

Длина склона, м	Угол наклона, ... °	Вынос $P_2O_5$ общ., кг P/га
100	2,0	0,71
	5,5	3,29
200	2,0	1,59
	5,5	2,68
400	3,5	2,92

Таблица 1.7

Вынос фосфора со склонов южной (числитель) и северной (знаменатель) экспозиции [221]

Агрофон	В растворенном виде, кг/га	С твердым стоком, кг/га
Зябрь	0,9/0,7	29,4/17,3
Многолетние травы	0,9/0,8	0/0
Залежь	0,7/—	0/—

пряемости, а для почв характерен промывной тип водного режима. Существенное влияние на вынос оказывают механический состав почв, агротехнический фон и состояние поверхности почвенного покрова. В табл. 1.8 приведены данные о выносе БВ (в %

Таблица 1.8

Вынос (%) биогенных веществ с сельскохозяйственных угодий [128]

Почвы	Агрофон	N	P
Супесчаные	Озимая рожь	0,20	0,20
	Клевер, луг	0,03	0,02
	Продольная зябрь	2,20	Менее 0,01
	Поперечная зябрь	0	0
Суглинистые	Озимая рожь	5,80	0
	Клевер, луг	—	0,14
	Продольная зябрь	2,50	0,04
	Поперечная зябрь	0	0

относительно внесенного количества) в зависимости от агрофона и механического состава.

Естественные потери БВ в растениеводстве могут достигать по азоту 10—25 %, а по фосфору 1—5 % от их объема, внесенного в почву с удобрениями [291]. Это подтверждается исследованиями, проведенными на полностью освоенных (100 %) сельскохозяйственных водосборах Эстонии (табл. 1.9). Для орошаемых угодий эти потери могут составить по азоту 8—12 %, а по фосфору 0,2—0,6 % [48].

При длительном применении значительных доз удобрений вынос БВ с поверхностным стоком возрастает вследствие их накопления в пахотном слое почвы [217].

Большое влияние на загрязнение вод азотом и фосфором оказывает способ внесения удобрений, что иллюстрируют данные,

Таблица 1.9

**Вынос азота и фосфора с сельскохозяйственных угодий Эстонии [110]**

Водоток	Площадь водосбора, км <sup>2</sup>	Количество внесенных удобрений, кг/га		Вынос, кг/га			
		P	N	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	P <sub>общ</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	N <sub>общ</sub>
Ручей Курна	22,75	26	95	0,14	0,25 (0,96)	24,9	30,0 (31,6)
Польдер Юлемисте	6,43	32	120	0,10	0,24 (0,75)	25,2	30,1 (25,1)

Примечание. В скобках — вынос в %.

приведенные в табл. 1.10. Наряду с удобрениями значительное количество БВ попадает в пахотный слой почвы при разложении пожнивно-корневых остатков растительности. Так, при уборке урожая зерновых культур с растительными остатками в почву поступает 32—36 кг/га азота и 2—5 кг/га фосфора, т. е. 22—32 % от их

Таблица 1.10

**Вынос БВ (мг/л) с сельскохозяйственных угодий поверхностным стоком при внесении на гектар 1 кг действующего вещества**

Способ внесения удобрений	Азот	Фосфор
Осенью под вспашку	0,010	0,0013
Осенью поверхностно	0,085	0,0310
Осенью поверхностно по мерзлой почве	0,216	0,0510
Весной по таяющему снегу	0,866	0,5940

содержания в целых растениях. При выращивании картофеля эти величины составляют соответственно 96 и 13,5 кг/га, а клеверотимофеечной смеси 284 и 35 кг/га [73, 124, 145].

Рассмотрим особенности формирования естественных потерь азота и фосфора при производстве растениеводческой продукции в условиях нечерноземной зоны России. В данном регионе потенциально возможно активное вымывание из почв питательных веществ, так как для этого имеются все объективные предпосылки: почвы здесь обладают промывным водным режимом (годовая

сумма осадков составляет 600—650 мм, а испаряемость 450—500 мм), для них характерен значительный внутрипочвенный сток, особенно в весенний и осенний периоды; большая часть пашни расположена на почвах легкого гранулометрического состава с преобладанием кислой реакции, которые отличаются низкой продуктивностью и требуют применения значительных доз минеральных удобрений.

По результатам лизиметрических опытов, проводимых на удобренных дерново-подзолистых почвах естественные потери питательных веществ в них убывают в последовательности  $Ca > Mg > N > Cl > Na > K > P$ , при этом вынос отдельных элементов может существенно колебаться под влиянием природных и антропогенных факторов [124]. Так, потери фосфора с поверхностными водами за год составляют: с территорий, занятых лесом, 0,02—0,12 кг/га; с пастбищ 0,1—0,9 кг/га, с участков, занятых сельскохозяйственными культурами, 1,0—5,5 кг/га, с других земель 0,2—0,5 кг/га, а для дренажных вод эти потери не превышают 0,6 кг/га в год [73, 101, 137, 145, 223].

В пределах Ленинградской области, характеризующейся сравнительно небольшими дозами вносимых удобрений (75—150 кг/га) и значительной долей выращивания многолетних трав вынос азота не превышает 15 % от внесенного объема, что составляет 10—20 кг/га в год, а фосфора 1,4 %, т. е. 1,1—2,0 кг/га в год [66, 84, 120, 196, 208, 214].

Большое значение для производства растениеводческой продукции в нечерноземной зоне России имеет осушительная мелиорация заболоченных и переувлажненных земель, однако если вопросы влияния мелиорации на водный сток в общем виде разработаны и широко опубликованы в литературе, то сведения о ее воздействии на вынос БВ не только скудны, но и противоречивы.

Кроме растениеводства существенным источником биогенного загрязнения вод в природно-аграрных системах является животноводство. В каждом регионе степень его воздействия на водные объекты определяется общим количеством скота, положением животноводческих ферм и комплексов на водосборах и принятой в хозяйствах технологий содержания животных.

Для нечерноземной зоны России большую часть года характерно стойловое содержание скота, лишь в летний период животные переводятся на пастбища. Поступление загрязняющих веществ в водотоки с животноводческих ферм и комплексов зависит от способа удаления навоза и может происходить как в результате прямого смыва сточных вод после очистки, так и виде потерь, возникающих при утилизации отходов животноводства.

Стойловое содержание скота способствует накоплению большого объема навоза (табл. 1.11), в результате чего растет вынос в водную среду грубодисперсной, малоразложившейся органики и БВ. По оценкам некоторых специалистов [109], потери органических отходов на фермах и комплексах составляют в среднем 20—40 % от их объема.

При выпасе скота на пастбищах также происходит вынос БВ в водотоки, так как большинство пастбищ размещается по речным долинам. Согласно Фолленвейдеру [288—291], в воды может поступать 10—20 % азота и около 5 % фосфора пастбищных экскрементов.

Таблица 1.11

Выход жидкого навоза с животноводческих комплексов СССР [109]

Вид животных	Выход навоза от головы или ското-места, т/год	Выход навоза, тыс. т/год	
		1981 г.	1985 г.
КРС	25,0	39 855	64 630
КРС на откорме	15,0	34 802	67 489
Нетели	18,0	14 609	34 587
Свиньи	9,0	91 893	137 529
Всего		181 159	304 235

Воздействие животноводства на состояние водных экосистем наглядно можно проследить на примере озер Даубле и Сита (Беларусь) (табл. 1.12).

Таблица 1.12

Средние значения показателей трофного статуса двух озер с различным уровнем развития животноводства на их водосборах [10]

Показатель	оз. Даубле. Водосбор с интенсивным животноводством	оз. Сита. Животноводство на водосборе незначительно
Годовая нагрузка озер общим фосфором, г/м <sup>2</sup>	6,00	0,50
Количество взвешенного в воде вещества, мг/л	9,50	5,00
Количество общего фосфора в воде, мг/л	0,08	0,03
Количество общего азота в воде, мг/л	1,30	1,00
Суммарная биомасса планктонных организмов, мг/л	8,50	2,80
Суточная продукция фитопланктона, мг О <sub>2</sub> /л	2,10	0,20

В Ленинградской области влияние животноводства на биогенное загрязнение вод усугубляется тем, что большинство ферм и комплексов расположено в непосредственной близости от водных объектов (см. табл. 1.1).

В процессе получения растениеводческой и животноводческой продукции на всех стадиях технологического цикла происходят неизбежные потери БВ, связанные с различными нарушениями используемых технологий (см. рис. 1.10). Размер этих потерь может значительно превышать естественный вынос БВ в водотоки. Так, например, потери азота из органических удобрений при их хра-

нении и внесении на поля в среднем по СССР с 1967 по 1976 г. увеличились с 17 до 24 %, в отдельных случаях они достигли 90 % [99, 124, 132, 171, 223]. В дальнейшем эти потери условно будем называть технологическими. На размер данных потерь оказывают влияние следующие факторы аграрного производства:

Таблица 1.13

Коэффициент потерь удобрений при различных уровнях технологии их изготовления, хранения и использования

Вид удобрений	Уровень технологии		
	высокий	средний	низкий
Органические	5	10	20
Минеральные	2	4	6

отсутствие или недостаточная емкость специальных навозохранилищ и жижесборников при фермах и комплексах, что приводит к необходимости частого вывоза навоза на поля, однако из-за нехватки транспорта это, как правило, не осуществляется;

размещение ферм и комплексов в непосредственной близости от уреза воды, что приводит к прямому выносу БВ в водотоки;

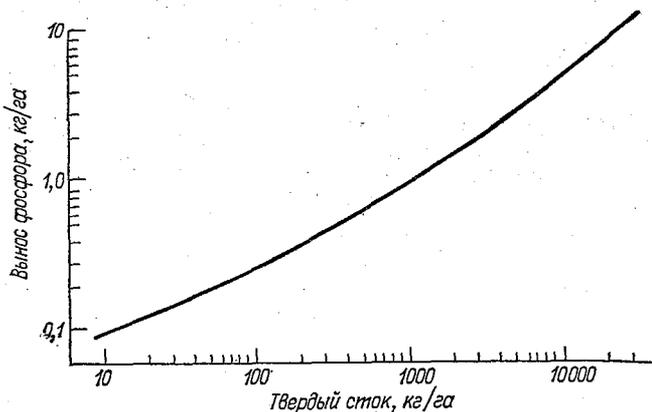


Рис. 1.11. Зависимость выноса общего фосфора от твердого стока.

вывоз навоза на поля в зимний период (по снегу), что в условиях снеготаяния способствует интенсивному смыву БВ тальми водами;

несвоевременная перепашка вывезенных на поля удобрений, что вызывает миграцию БВ по водосбору и их смыв поверхностным стоком в ближайшие водотоки;

несовершенная технология компостирования и хранения навоза, что вызывает миграцию БВ по рельефу местности;

Для получения представления о масштабах воздействия эрозии почв на миграцию БВ в природно-аграрных системах нечерноземной зоны России, рассмотрим особенности проявления эрозионных процессов в ее пределах. Данный регион подразделяется на три пояса, характеризующиеся различной интенсивностью эрозионного смыва почв (рис. 1.12) [143]. Пояс слабого смыва (модуль смыва  $< 0,1$  т/га) расположен в пределах северотаежной и большей ча-

Таблица 1.14

Распространение и характеристика эрозионноопасных земель нечерноземной зоны России [143]

Пояс	Эрозионный индекс дождей	Распаханность, %	Количество эрозионноопасных земель, в % от площади пояса			Преобладающие значения смыва, т/га в год
			всего	в том числе		
				сельскохозяйственных	лесных	
Слабого смыва	1,5—4,0	0,6	34,0	2,3	31,7	Менее 2 2—10
Умеренного смыва	4,0—6,0	12,6	34,0	13,4	20,6	
Значительного смыва	6,0—9,0	40,3	66,9	40,3	26,6	10 и более
Нечерноземная зона в целом	1,5—9,0	13,3	38,3	16,5	21,8	—

сти среднетаежной подзона лесной зоны; пояс умеренного смыва (модуль смыва  $0,1—1,0$  т/га) в основном захватывает территорию южнотаежной подзоны и лишь на востоке частично заходит в среднетаежную; пояс значительного смыва (модуль смыва  $> 1$  т/га) занимает южную часть нечерноземья — территорию широколиственных лесов и лесостепи, а также частично южнотаежную подзону.

Основные показатели эрозионноопасных земель для рассматриваемых поясов приведены в табл. 1.14. Из данных таблицы следует, что эрозионноопасные земли широко распространены на территории нечерноземья, они занимают около  $1/3$  площади в поясах слабого и умеренного смыва и  $2/3$  — в поясе значительного смыва. Масштабы влияния эрозионных процессов на биогенное загрязнение вод очень велики, например, с каждой тонной твердого стока с 1 га сельскохозяйственных угодий выносятся более 1 кг общего фосфора.

Для атмосферных осадков как источника поступления БВ в природно-аграрные системы характерны следующие особенности: выпадение жидких и таяние твердых осадков приводит к возникновению поверхностного стока, качественный состав которого определяется как самими осадками, так и интенсивностью хозяйственной деятельности в пределах водосборов; часть атмосферных осад-

ков, минуя водосбор, непосредственно выпадает на поверхность водоемов, загрязняя их.

Поступление азота и фосфора в водные объекты из атмосферных осадков в первую очередь определяется степенью их насыщения этими веществами, которая зависит от следующих факторов: ионизации атмосферы, испарения вод, дефляции почвенного

Таблица 1.15

Среднегодовое поступление минеральных азота и фосфора с атмосферными осадками на земную поверхность [25, 62, 70, 78, 91, 128, 184, 188, 215, 217, 224, 225]

Место наблюдения	Азот		Фосфор	
	годы наблюдения	среднее поступление, кг/га	годы наблюдения	среднее поступление, кг/га
<b>Россия</b>				
Калужская обл.	1977—1981	12,1	—	—
Карелия	1980—1981	3,0	1980	0,003
Ленинградская обл.	1958—1961	6,6	1975—1976	0,135
Московская обл.	1958—1981	9,5	1967—1976	0,375
	1967—1977	7,8	1978	0,040
Новгородская обл.	1958—1961	5,2	1975	0,035
<b>Беларусь</b>				
Минская обл.	1965—1970	6,0	1977—1983	0,168
	1977—1983	7,0	—	—
<b>Украина</b>				
Житомирская обл.	1969—1971	6,5	—	—
Черниговская обл.	1967—1971	6,3	—	—
<b>Латвия</b>	1958—1961	7,7	—	—

покрова, вулканической деятельности, лесных пожаров, а также антропогенного загрязнения. Большинство авторов отмечает значительную пространственную изменчивость концентраций азота и фосфора в атмосферных осадках, что хорошо иллюстрируют данные табл. 1.15.

При оценке биогенной нагрузки на водотоки для конкретного интервала времени необходимо иметь сезонную динамику поступления БВ из атмосферы. Эта информация подробно рассматривается в работе [215]. Здесь отмечается, что при годовом поступлении аммонийного азота 5,43 кг/га с апреля по август его выпадает 49,2 %, с сентября по октябрь — 18,6 %, а с ноября по март — 32,5 %. Наибольшее количество нитратного азота — 42,0 % — приходится на апрель—август (среднегодовое поступление составляет 3,88 кг/га), на осеннее время, сентябрь—октябрь 24,2 % и на ноябрь—март 33,8 %. Аналогично распределяется и поступление

фосфора: апрель—август — 64,9 % (среднегодовое 0,148 кг/га), сентябрь—октябрь 8,9 % и ноябрь—март 26,2 %.

Таким образом, наибольшее количество фосфора поступает в апреле—августе (0,019 кг/(га·мес)), нитратного азота в сен-

Таблица 1.16  
Среднее содержание БВ в лесном растительном опаде нечерноземной зоны [159]

Тип леса	Удельное содержание, кг/га	
	азота	фосфора
Еловый	36,0	2,0
Сосновый	16,0	4,3
Хвойный смешанный	26,0	3,5
Березовый	60,0	8,8
Осиновый	46,0	4,0
Липовый	38,0	9,0
Лиственный	48,0	7,3
Хвойно-лиственный	37,0	5,4
Среднее	38,0	6,6

тябре—октябре (0,43 кг/(га·мес)), а аммонийного азота в указанные сроки выпадает примерно одинаково (соответственно 0,53 и 0,51 кг/(га·мес)). Влияние естественной растительности на биогенное загрязнение вод зависит от содержания азота и фосфора

Таблица 1.17  
Количество азота и фосфора, поступающее в водные объекты из лесного растительного опада [11, 110, 184, 217, 221, 222]

Место наблюдения	Удельный вынос, кг/га	
	азота	фосфора
<b>Россия</b>		
Карелия	1,8	0,06
Костромская обл.	0,5	0,03
Ленинградская обл.	1,1	0,04
Московская обл.	1,3	0,05
Новгородская обл.	1,5	0,05
Псковская обл.	2,5	0,04
<b>Беларусь</b>		
Минская обл.	1,7	0,09
<b>Финляндия</b>	1,3	0,05
<b>Швеция</b>	1,0	0,07
<b>Эстония</b>	1,4	0,04

в лесном опаде, которое определяется типом растительного покрова табл. 1.16. Основная доля БВ после разложения опада поступает в почву и усваивается растительностью, а оставшаяся поверхностным стоком переносится по водосбору, загрязняя водоемы. В табл. 1.17 приведены данные о количестве БВ, поступающих из лесного опада в водные объекты.

### 1.3.

#### Влияние природно-аграрных систем на миграцию биогенных веществ

Интенсивность биогенного загрязнения вод зависит как от объема питательных веществ, выносимых в природную среду из различных источников биогенной нагрузки, так и от влияния ряда природных и антропогенных факторов на активизацию или сдерживание миграционных процессов. К таким факторам относятся: поверхностный склоновый сток, почвенный покров, структура и размещение естественных угодий на водосборе, густота гидрографической сети, рельеф, обеспеченность сельскохозяйственных объектов водоохранными мероприятиями и т. д.

В природно-аграрных системах вынос БВ под естественной растительностью осу-

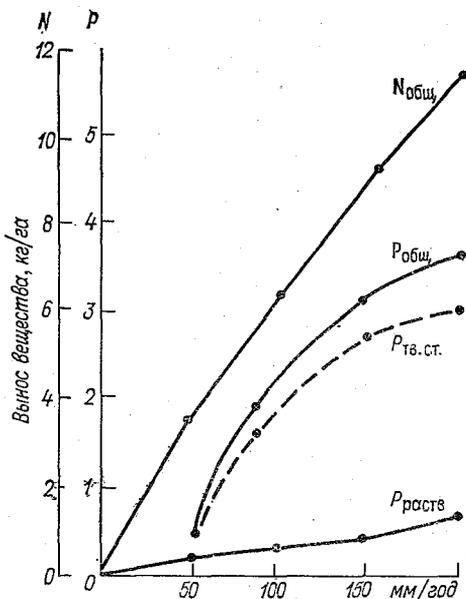


Рис. 1.13. Зависимость от стока среднегодового выноса азота и фосфора за одну ротацию льноводческого севооборота.

ществляется как поверхностным, так и внутрпочвенным стоком, однако после окультуривания почв поверхностный сток становится преобладающим. В нечерноземной зоне России, характеризующейся широким развитием дерново-подзолистых почв, вынос БВ в водные объекты из почвенных горизонтов в основном производится поверхностным стоком, при этом горизонты  $A_0$ — $A$  являются поглотителями азота, фосфора и калия [124]. На рис. 1.13 показана зависимость выноса азота и фосфора от стока [128, 221].

Факторы, влияющие на процесс формирования поверхностного стока в пределах лесной зоны России, представлены в табл. 1.18 [15]. Из табл. 1.18 следует, что при переходе от тяжелых почв

к более легким растет относительное влияние на сток характера угодий. Наименьший сток из сельскохозяйственных угодий наблюдается на зяби. С увеличением стока возрастает и вынос БВ в водотоки, причем на малых водосборах это проявляется более четко, чем на водосборах площадью более 2 км<sup>2</sup> [128, 221].

Таблица 1.18

Зависимость коэффициентов поверхностного стока от вида угодья и механического состава почв

Угодья и агротехнический фон	Почвы		
	суглинистые	супесчаные	песчаные
Лес	0,19	0,03	0,01
Зябрь	0,39	0,23	0,10
Залежь	0,53	0,33	0,20
Многолетние травы	0,59	—	—
Стерня	0,77	0,39	—
Озимь	0,78	—	—

В сдерживании миграции БВ в нечерноземной зоне большая роль принадлежит почвенному покрову. Так, для дерново-подзолистых почв, широко распространенных в данном регионе, характерна высокая поглотительная способность фосфат-ионов, что обусловлено наличием в них полуторных окислов [89, 124, 128]. Эти почвы также адсорбируют анион  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  и катионы  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  и  $\text{Ca}^{2+}$  [101, 144]. Необратимая фиксация фосфора в почве иногда достигает больших значений — от 500 до 1800 мг  $\text{P}_2\text{O}_5$  на 1 кг почвы [4]. Пахотный и подпахотный горизонты почв способны поглощать и задерживать от последующего выщелачивания практически неограниченные количества фосфора.

Наряду с почвенным покровом активное влияние на миграционные процессы оказывает лесная растительность. По данным наблюдений [46, 131, 172], сток с водосбора при залесенности 64 % уменьшается в 2,7 раза по сравнению со стоком с необлесенного водосбора, а вынос фосфора сокращается в 10 раз (рис. 1.14) [221]. Лесные полосы шириной 10 м перехватывают (адсорбируют) 32 % фосфора, а при полном переводе поверхностного стока во внутрипочвенный концентрация фосфора уменьшается на 66 %. Аналогичная связь наблюдается и для азота; так, в лесных полосах шириной около 20 м содержание нитратного азота в стоке снижается на 15—39 %, а аммонийного на 20—50 % [172], причем защитные полосы из хвойных пород в 2,5 раза эффективней, чем из лиственных [131].

В формировании выноса БВ большую роль играет не только степень облесенности водосборов, но и расположение участков леса в их пределах, так как на миграционные процессы влияют не

все лесные массивы, а лишь те, через которые проходит значительная часть стока. В табл. 1.19 приведены данные об изменении концентраций фосфора в зависимости от характера распределений растительности по водосбору [221].

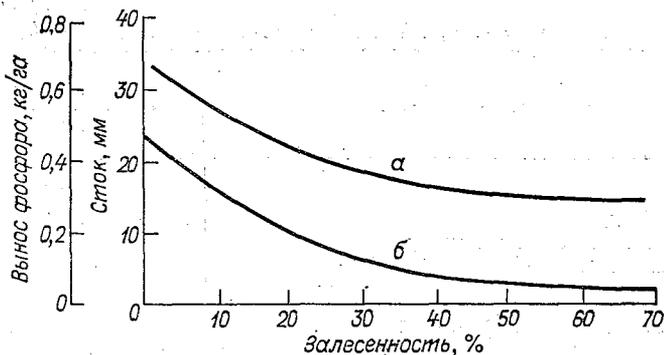


Рис. 1.14. Зависимость стока (а) и выноса фосфора в водные объекты (б) от залесенности водосбора [221].

Кроме лесной растительности на миграцию БВ оказывают влияние и другие угодья; например, культурный луг (канареечник, мятлик) шириной 500 м снижает концентрацию растворенного фосфора в воде в 28 раз. Данные о снижении фосфорной нагрузки различными естественными угодьями приведены в табл. 1.20, составленной по результатам ряда работ [44, 114, 117, 131].

Таблица 1.19

**Среднегодовая концентрация фосфора на водосборах с различным распределением лесной растительности**

Характер распределения по водосбору лесной растительности	Концентрация фосфора, мг/л
Полностью залесенный водосбор	0,01
Залесение равномерное по всей площади	0,06
Залесение в верхней части водосбора	0,10
Залесение по оврагам и балкам	0,10
Водосбор полностью полевой	0,13

Таким образом, чем больше поверхностные воды соприкасаются с нераспаханными угодьями, тем меньше выносятся ими в водные объекты БВ, поэтому значительное влияние на интенсивность миграционных процессов оказывает густота гидрографической сети, которая активизирует движение питательных веществ по водосбору. Данный вывод подтверждается результатами исследований, проведенных в Канаде [257, 258], которые позволили выявить зависимость между выносом фосфора с залесенных водосборов и густотой гидрографической сети (рис. 1.15).

Уклоны рельефа также оказывают влияние на миграцию БВ, однако, не столь значительное, как другие факторы, особенно в пределах крупных водосборов [95]. Этим показателем при оценке влияния природно-аграрных систем на миграционные про-

Таблица 1.20

Снижение фосфорной нагрузки естественными угодьями

Естественные угодья	Удельный показатель снижения фосфорной нагрузки, т/(га·год)
Лес	0,031
Луг (сенокос)	0,004
Болото, заросшее камышом	0,180
Лесополосы	0,017

цессы можно пренебречь, хотя при расчете выноса питательных веществ с продуктами эрозии (см. главу 2) и при планировании водоохраных мероприятий (см. главу 7) его необходимо учиты-

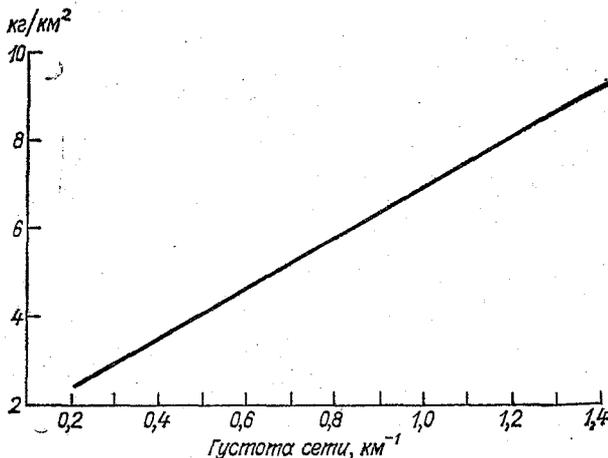


Рис. 1.15. Зависимость среднегодового выноса фосфора от густоты гидрографической сети залесенных водосборов.

вать. Например, в работе [117] определена следующая зависимость ширины противозерозионной полосы от крутизны склона:

Угол наклона склона, ...°	Менее 5	5—8	8—10	10—13	13—15	Более 15
Ширина полосы, м	30	40	55	70	85	100—150

Водоохраные мероприятия способствуют снижению биогенной нагрузки; при этом на миграционные процессы оказывают влияние те мероприятия, которые направлены как на уменьшение поверхностного склонового стока, так и на его организованное отведение.

# Глава 2

## КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДОТОКИ В ПРИРОДНО-АГРАРНЫХ СИСТЕМАХ

### 2.1.

#### Анализ подходов к прогнозированию выноса биогенных веществ в водотоки

При определении биогенной нагрузки на водотоки одним из основных подходов является создание различных прогностических моделей, описывающих поведение загрязняющих и биогенных веществ в пределах водосборов с количественной оценкой их поступления в водные объекты. Все разработанные модели отличаются друг от друга структурой и целями исследований, входными и выходными характеристиками, степенью универсальности по отношению к вводимой информации и используемым в них показателям. В общем виде указанные математические модели можно разбить на два основных класса: статистические и детерминированные.

К первому классу относятся модели, разработанные на основе корреляционного анализа между количеством смытого вещества и такими показателями, как водный сток, эрозионный смыв, содержание химических веществ в почве, виды землепользования на водосборе и т. д. [20, 40, 42, 121, 147, 228, 232, 235, 237, 246, 249, 253, 267, 269, 275, 278, 287]. Например, в работе [235] на основе анализа многолетних наблюдений за стоком БВ была выведена статистическая зависимость следующего вида:

$$L = a + b \log Q, \quad (2.1)$$

где  $Q$  — расход воды в поверхностном стоке,  $\text{м}^3/\text{с}$ ;  $a$  и  $b$  — статистические параметры.

Другой вид имеет зависимость, опубликованная в [228]:

$$C(t + \Delta t) = C_0(t) e^{-br(t) \Delta t}, \quad (2.2)$$

где  $C(t=1) = C_0(t)$  — начальная концентрация вещества в стоке,  $\text{мкг}/\text{л}$ ;  $C(t + \Delta t)$  — концентрация загрязняющего вещества в  $t$ -й день,  $\text{мкг}/\text{л}$ ;  $b$  — константа, характеризующая скорость вымывания;  $r(t)$  — интенсивность поверхностного стока.

В [275] предлагается следующая формула для расчета концентрации фосфора в поверхностном дождевом стоке:

$$P_r = 22,4P_x - 19, \quad (2.3)$$

где  $P_r$  — концентрация фосфора в потоке, мкг/л;  $P_x$  — количество подвижного фосфора в почве, мкг/г почвы; коэффициент корреляции между  $P_x$  и  $P_r$  равен 0,998.

В этой же работе дается формула для определения выноса с водосбора труднорастворимого сорбированного фосфора:

$$\ln \text{PER} = 0,27 \ln S - 2,48, \quad (2.4)$$

где PER — концентрация вещества в твердом стоке мкг/кг;  $s$  — среднегодовое количество смытых взвешенных наносов, кг/га.

Аналогичный подход положен в основу расчетного метода, созданного ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии [20]:

$$C_0 = aD_n, \quad (2.5)$$

где  $C_0$  — фоновая концентрация БВ в стоке, мг/л,  $a$  — параметр растворимости вещества, показывающий изменение его концентрации в стоке (мг/л) при изменении его содержания в 1 кг почвы на 1 мг;  $D_n$  — содержание подвижных форм биогенов в пахотном слое почвы, мг/кг.

С учетом внесенных удобрений и типов сельскохозяйственных угодий уравнение (2.5) принимает следующий вид:

$$C = (aD_n + bD_y) K_a, \quad (2.6)$$

где  $b$  — параметр перехода удобрений в сток, показывающий изменение концентрации БВ в стоке (мг/л) при внесении на 1 га 1 кг действующего вещества удобрений;  $D_y$  — содержание подвижных форм БВ в удобрениях, мг/кг,  $K_a$  — коэффициент, характеризующий влияние агрофона на концентрацию БВ в стоке.

Вынос БВ с твердым стоком можно оценить по формуле:

$$m = (a'D_n + b'D_y) K'_a, \quad (2.7)$$

где  $a'$  — параметр, показывающий изменение содержания подвижных форм питательных веществ в твердом стоке в зависимости от изменения их содержания в почве,  $b'$  — параметр влияния удобрений, показывающий увеличение содержания БВ в твердом стоке при внесении на 1 га 1 кг действующего вещества,  $m$  — содержание подвижных форм БВ в твердом стоке, мг/кг,  $K'_a$  — коэффициент, характеризующий влияние агрофона на содержание БВ в твердом стоке.

На основе этой модели составлены методические рекомендации по оценке выноса БВ с сельскохозяйственных угодий поверхностным стоком [118].

Для определения динамики БВ на водосборах малых рек Эстонии получена логарифмическая зависимость между выносом валового фосфора и интенсивностью окультуривания водосборов:

$$y = 11,85 \lg(x + 1) + 1,75, \quad (2.8)$$

где  $y$  — вынос фосфора с водосбора,  $\text{кг}/(\text{км}^2) \cdot \text{год}$ ;  $x$  — площадь обрабатываемой земли, %.

Коэффициент корреляции данной зависимости по результатам исследования 16 водосборов составил около 0,80. Вынос азота в этой же работе описывается линейной зависимостью вида:

$$y = 26,3x + 21. \quad (2.9)$$

Более детальный статистический анализ влияния структуры землепользования на вынос фосфора в водотоки выполнен немецкими исследователями [287]. Получена следующая зависимость:

$$C = aA_v + bA_r + kA_w + dA_L + lF, \quad (2.10)$$

где  $C$  — концентрация растворенных ортофосфатов,  $\text{мг}/\text{л}$ ;  $A_v$ ,  $A_r$ ,  $A_w$ ,  $A_L$  — площадь соответственно пашни, лугов, лесов, урбанизированных территорий в %;  $F$  — общая площадь водосбора,  $\text{км}^2$ ;  $a$ ,  $b$ ,  $k$ ,  $d$ ,  $l$  — статистические параметры, представленные в табл. 2.1 [287].

Таблица 2.1

Значение параметров  $a$ ,  $b$ ,  $k$ ,  $d$  и  $l$

Вещество	$a$	$b$	$k$	$d$	$l$
Ортофосфаты	0,852	-0,682	0,659	-0,522	$2,4 \cdot 10^{-4}$
Нитраты	5,795	3,871	-1,862	-0,492	$4,1 \cdot 10^{-4}$

В [42] для расчета поступления фосфора в водоем использована стохастическая модель плотности вероятности данной нагрузки, имеющая вид:

$$S(t + 1) = \Phi[S(t), J(t)], \quad (2.11)$$

где  $S(t)$  и  $S(t+1)$  — функция плотности вероятности фосфорной нагрузки в момент времени  $(t)$  и  $(t+1)$ ;  $J(t)$  — вероятностная функция, зависящая от стохастических факторов (глубины потока, интенсивности осадков, максимального стока, количества наносов и др.).

В Гидрохимическом институте на основе полевых наблюдений построено около 60 частных моделей выноса азота в форме  $\text{NH}_4^+$  и более 90 в форме  $\text{NO}_2^-$ , а также получены зависимости смыва  $\text{NO}_3^-$  и  $\text{PO}_4$  с аграрных территорий [147]. Особый интерес представляют модели [153, 253] прогнозирования биогенной нагрузки, ориентированные на решение оптимизационных задач с помощью методов линейного и динамического программирования.

Для оценки выноса БВ с мелиорируемых земель в [121] приводится зависимость для определения выноса сорбированного и рас-

творенного азота  $B_N^{nc}$  поверхностным стоком с объектов мелиорации:

$$B_N^{nc} = \omega (K_2 N_y + 0,002 N_o + 0,66 N_{II} + N_B) + \gamma (K_1 N_y + 0,0002 N_o + 0,07 N_{II}), \quad (2.12)$$

где  $N_y$  — норма внесения минеральных удобрений под соответствующую культуру, кг/га действ. вещ.,  $N_o$  — норма внесения органических удобрений, кг/га действ. вещ.,  $N_B$  — валовое содержание азота в пахотном слое почвы, кг/га,  $N_{II}$  — содержание минерального азота в пахотном слое почвы, кг/га;  $K_1$ ;  $K_2$ ;  $\omega$ ;  $\gamma$  — статистические коэффициенты.

Там же даны расчетные зависимости для определения годового выноса фосфора как с твердым стоком (2.13), так и в растворенном виде (2.14):

$$B_P^{tr} = \omega (n_2 P_y + n_3 P_o + n_4 P_n + P_b), \quad (2.13)$$

где  $B_P^{tr}$  — вынос сорбированного фосфора твердым стоком, кг/га;  $P_y$  — норма внесения минеральных удобрений под соответствующую культуру, кг/га действ. вещ.,  $P_o$  — норма внесения органических удобрений, кг/га действ. вещ.,  $P_n$  — содержание подвижного фосфора в пахотном слое почвы, кг/га;  $P_b$  — валовое содержание фосфора в пахотном слое почвы, кг/га;  $\omega$ ,  $n_2$ ,  $n_3$ ,  $n_4$  — статистические коэффициенты.

$$C_P^{nc} = \frac{B_P^{tr} \cdot 10^3 \Phi}{W^{nc}}, \quad (2.14)$$

где  $C_P^{nc}$  — концентрация фосфора в поверхностном стоке, кг/л;  $W^{nc}$  — объем поверхностного стока за расчетный период, м<sup>3</sup>/га;  $\Phi$  — статистический коэффициент.

При мелиоративном освоении территорий наряду с оценкой загрязнения поверхностного стока статистические методы широко применяются и при анализе динамики БВ в дренажном стоке [182, 211].

К статистическому классу моделей можно отнести и те упрощенные разработки, которые используются для обобщенной оценки выноса БВ, так как они основаны на учете усредненных показателей, получаемых при обработке статистической информации [48, 117].

Второй класс, класс детерминированных моделей, включает три группы: концептуальные, балансовые и физико-математические модели. В настоящее время наиболее широко представлена концептуальная группа моделей [21, 233, 236, 239, 240, 249, 255, 280, 299, 300]. Эти модели состоят из ряда математических зависимостей, которые аппроксимируют реальные процессы, происходящие в природе и не используют случайные компоненты. Они различаются по своей структуре, математическому аппарату, имеют раз-

ные временной интервал и конечные цели. Так, модель [280] основана на гидрологическом балансе и поступлении биогенов в подземные воды, но не учитывает потери вещества с поверхностным стоком. Модель [21] содержит гидрологические и химические компоненты, но не учитывает выноса вещества с твердым стоком.

В [21] получены уравнения, позволяющие оценить вынос растворенных форм БВ в условиях богарного земледелия (2.15) и орошаемых угодий (2.16):

$$P_t = 7 \cdot 10^{-4} [m_i h_i / h_{\max} (0,125\Pi + H_i/l)] \cdot F; \quad (2.15)$$

$$P_t = 7 \cdot 10^{-4} \{m_i h_i / h_{\max} [0,3\Pi + (H_i + O_i)/l]\} \cdot F, \quad (2.16)$$

где  $m_i$  — количество растворимых форм БВ в пахотном слое почвы, кг/га;  $h_i$  — слой поверхностного стока за расчетный интервал времени, мм;  $h_{\max}$  — глубина пахотного слоя, мм;  $l$  — активная зона пахотного слоя, обусловленная технологией обработки почвы, мм;  $\Pi$  — полная влагоемкость, обусловленная пористостью почвы,  $H_i$  — слой осадков, мм,  $O_i$  — норма полива, мм,  $F$  — площадь угодий, га.

Эта модель позволяет прогнозировать вынос БВ с достаточно больших территорий независимо от удельного веса сельскохозяйственных угодий в регионе.

Модель [299, 300] основана на учете физико-химических процессов и факторов, которые участвуют в формировании качества вод поверхностного стока. Зависимость для расчета концентрации фосфатов по данной модели имеет следующий вид:

$$\bar{C} = \int_0^{\infty} CQ dt \int_0^{\infty} Q dt = C_E [1 - (k + h_x)^n], \quad (2.17)$$

где  $\bar{C}$  — средняя концентрация вещества в потоке за расчетный интервал времени, мг/л;  $C_E$  — равновесная концентрация, соответствующая концентрации вещества  $x$  в твердой фазе, мг/л;  $k$  — параметр поверхностного стока 1/с,  $h$  — параметр десорбции, 1/с.

Из известных концептуальных моделей только пять учитывают три компонента — гидрологический, эрозийный и химический, это модели: ARM; CREAMS; EXAMS; HSPF [233, 236, 240, 255] и модель Корнуэльского университета [239, 249].

Модель ARM разработана Агентством по охране окружающей среды США и предназначена для оценки влияния рассеянных источников загрязнения на водные объекты. В ее основу заложена модель водного баланса, имеющая надстройку в виде подмоделей твердого стока и трансформации агрохимикатов (удобрений и пестицидов) в процессе миграции.

Гидрологический блок модели учитывает поверхностный и внутрпочвенный сток, инфильтрацию, испарение, а также поверхностное задержание влаги на водосборе, при этом используются такие показатели, как интенсивность дождя, активность и неравномерность снеготаяния, уклоны рельефа, водно-физические свой-

ства почв, степень покрытия водосборов растительностью и т. д. Неоднородность почвенного профиля моделируется путем выделения четырех зон накопления загрязняющих веществ: поверхностной, верхней, нижней и зоны грунтовых вод.

Подмодель твердого стока учитывает процессы образования взвешенных наносов в результате разрушения почвенных агрегатов дождевыми каплями. Она выражена следующей зависимостью:

$$R(t) = [1 - V_c(t)] K_R P^{b_1}(t), \quad (2.18)$$

где  $R(t)$  — количество мелких фракций почвы, образовавшихся за определенное время, т/га;  $V_c(t)$  — часть водосбора, покрытая растительностью, %;  $K_R$  — коэффициент разрушения почвенных агрегатов,  $P(t)$  — количество осадков в исследуемый интервал времени, мм;  $b_1$  — показатель интенсивности осадков.

Транспорт наносов поверхностным стоком описывается уравнениями вида:

$$S(t) = K_S S_R(t) H^{b_2}(t), \quad (2.19)$$

$$\varepsilon(t) = S(t) F_S, \quad (2.20)$$

где  $S(t)$  — расход взвешенных наносов в поверхностном стоке, т/га;  $K_S$  — коэффициент захвата взвешенных частиц;  $S_R(t)$  — запас почвенных частиц к началу интервала  $t$ , т/га;  $H(t)$  — слой стока, достигающая водотока за время  $t$ ;  $\varepsilon(t)$  — потери взвешенных наносов с твердым стоком за время  $t$ , т/га;  $b_2$  — эмпирическая константа.

Химическая подмодель учитывает трансформацию загрязняющих и биогенных веществ в ходе их миграции. Предполагается, что в любой точке постоянно существует сорбционное равновесие. Это позволило использовать в модели изотерму сорбции Фрейндлиха:

$$x_{\text{равн}} = K_F C_{\text{равн}}^{1/n} + F, \quad (2.21)$$

где  $x_{\text{равн}}$  — количество отсорбированного вещества на единицу массы почвы, мг/г,  $F$  — количество вещества, не подлежащее десорбции на единицу массы почвы, мг/г;  $C_{\text{равн}}$  — равновесная концентрация вещества в растворе, г/л,  $n$  — показатель степени,  $K_F$  — коэффициент распределения.

Перенос веществ между вертикальными зонами определяется с помощью балансовых уравнений. Рассматриваемая модель отличается от других моделей тем, что учитывает опасные метеорологические ситуации (ливень, паводок и т. п.), подробно описывая для малых временных интервалов изменения средней концентрации агрохимикатов в потоке, а также дает возможность рассчитывать перенос веществ внутрипочвенным стоком.

Модель HSPF также разработана Агентством по охране окружающей среды США и является модификацией модели ARM, за

счет включения дополнительного блока, описывающего формирование качества воды в реках и озерах, с ее помощью можно исследовать весь гидрологический цикл изучаемых водных экосистем.

Модели ARM и HSPF весьма дорогостоящие, они используют большое количество информации и требуют в каждом конкретном случае калибровки. Службой по охране почв США разработана относительно простая и дешевая модель CREAMS, предназначенная для расчета выноса агрохимикатов с небольших площадей в условиях равномерных осадков, однородности почв и способов их обработки.

В отличие от моделей ARM и HSPF, основанных на непрерывной имитации с постоянным шагом (5, 15 мин) CREAMS в виде основного временного интервала использует продолжительное событие, например, ливень. Она оценивает суммарный объем и максимальную скорость стока для всего ливня, не прогнозируя его для отдельных временных интервалов. Расчет стока осуществляется по формуле:

$$Q = (P - 0,2S^2)/(P + 0,8S), \quad (2.22)$$

где  $Q$  — объем стока, мм;  $P$  — количество атмосферных осадков, мм;  $S$  — потери на инфильтрацию, мм/мин, определяемые согласно зависимости:

$$S = S_{\max}(UL - SM/UL), \quad (2.23)$$

где  $S_{\max}$  — максимальная инфильтрация, мм/мин;  $UL$  — полное насыщение в корневой зоне, мм;  $SM$  — содержание влаги в корневой зоне, мм.

Интенсивность инфильтрации определяется на основе уравнения Грина—Эмпта:

$$I = K_{\phi} [1 + H_0 + H_1/l], \quad (2.24)$$

в котором связь между глубиной промачивания  $l$  и временем  $t$  выражена следующим уравнением:

$$t - m [(l - l'/K_{\phi} - H_0 + H_1/K_{\phi}) \ln (l + H_0 + H_1/l' + H_0 + H_1)] = 0, \quad (2.25)$$

где  $H_0$  — слой воды на поверхности, мм;  $H_1$  — всасывающая сила;  $l'$  — начальная глубина промачивания, мм.

Расчет эрозии почв производится по уравнению Уншмейера и Смита:

$$D_{JR} = 4,57EI(S + 0,014)KCP/(q_p/Q), \quad (2.26)$$

где  $EI$  — кинетическая энергия дождя;  $S$  — уклоны рельефа, ‰;  $q_p$  — максимальная скорость паводковой волны, мм/мин;  $Q$  — объем стока, мм;  $K$  — смываемость почв, т/га;  $C$  — показатель шероховатости склона;  $P$  — показатель, учитывающий агротехнику.

В химической подмодели принято, что наиболее активной зоной миграции веществ является поверхностный сантиметровый слой почвы, при этом концентрация БВ в потоке равна разности между концентрациями БВ в воде и почве с учетом константы движения и скорости потока:

$$dC/dt = K_1 f(t) (C_r - C), \quad (2.27)$$

где  $K_1$  — скоростной коэффициент,  $C_r$  — содержание вещества в почве, мг/г;  $C$  — концентрация вещества в воде, мг/л;  $f(t)$  — скорость поверхностного потока и инфильтрации.

Средние значения концентраций вещества в инфильтрационном потоке и поверхностном стоке исходя из зависимости (2.27) рассчитываются по следующим формулам:

$$\bar{C}_1 = [C_0 - C_r] / K_1 F \{1 - \exp(-K_1 F)\} + C_r, \quad (2.28)$$

$$\bar{C}_2 = [C(C_1 - C_r) / K_2 Q] / [1 - \exp(-K_2 Q + C_r)], \quad (2.29)$$

где  $\bar{C}_1$  и  $\bar{C}_2$  — концентрация вещества соответственно в инфильтрационном потоке и в поверхностном стоке, мг/л;  $C_0$  — начальная концентрация, мг/л,  $F$  — инфильтрационный поток, мм,  $K_2$  — константа движения,  $Q$  — поверхностный сток, мм.

Коэффициент экстракции определяется из равенства:

$$EXK = d \cdot POR \cdot K_1, \quad (2.30)$$

где  $d$  — слой взаимодействия, см;  $POR$  — пористость почвы, %.

Суммарный вынос растворенных БВ находится по следующей зависимости:

$$W = \bar{C}_2 \cdot EXK \cdot Q \cdot 0,01. \quad (2.31)$$

К данной модели как по структуре, так и по математическому аппарату близка модель, разработанная в Корнуэльском университете США. Она предназначена для расчета смыва химических веществ с больших территорий. Основное отличие от предыдущей модели заключено в химическом блоке, в котором концентрация растворенных БВ в поверхностном стоке задается постоянной величиной, зависящей от вида сельскохозяйственных угодий и температурных условий.

В настоящее время реализованы и проходят проверку в полевых условиях модели ARM — в Институте экспериментальной метеорологии (Российская Федерация) [22] и модель CREAMS — в Институте леса (Литва).

Особенности балансовой группы детерминированных моделей рассмотрим на примере имитационной модели природно-хозяйственной системы «речной бассейн» [165]. Количественные изменения энерго- и массообмена в биологических сообществах данной системы можно описать балансовыми уравнениями круговорота вещества и энергии. Так, например, уравнение годового баланса

азота для лесного почвенного покрова имеет следующий вид:

$$M(t+1) = M(t) + P_p \Delta t + P_o \Delta t - B_a \Delta t - B_c \Delta t - B_n \Delta t, \quad (2.32)$$

где  $M(t)$ ,  $M(t+1)$  — содержание азота в почве в разные моменты времени, кг/га,  $P_p$ ,  $P_o$  — поступление азота соответственно с растительными остатками и с атмосферными осадками, кг/(га · год);  $B_a$ ,  $B_c$ ,  $B_n$  — потери азота, соответственно, в связи с ассимиляцией растительностью, с поверхностным смывом, с инфильтрацией, кг/(га · год).

Реализация данного уравнения достаточно сложна, так как определение его параметров требует учета множества природных и антропогенных факторов, что довольно трудно осуществить.

Выполненный в [175] анализ моделей, использующих биогеоценотический подход к оценке процессов энерго- и массообмена, показал, что они, правильно отражая некоторые изучаемые процессы, в целом не дают представления о динамике основных компонентов системы и вследствие этого обладают малой прогностической ценностью.

К третьей группе относятся физико-математические модели, основанные на законах гидродинамики и гидравлики. В первую очередь сюда можно отнести модели гидродинамической дисперсии, описывающие перенос растворенных веществ в почвах и грунтах [186, 273]. Уравнение массопереноса в пористой среде, используемое в данных моделях, имеет вид:

$$n \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{\partial N}{\partial t}, \quad (2.33)$$

где  $C$  — концентрация загрязняющего вещества, мг/см<sup>3</sup>,  $D$  — суммарный коэффициент дисперсии, см<sup>2</sup>/с;  $v$  — скорость фильтрации, см/с,  $n$  — активная пористость, %,  $\frac{\partial N}{\partial t}$  — концентрация убывающего или поступающего в раствор компонента, мг/(см<sup>3</sup> · с).

Это уравнение применимо для хорошо растворимых соединений, почти не сорбируемых почвой. Оно используется главным образом при определении выноса нитратов, поскольку азот по сравнению с фосфором является более подвижным элементом.

Модель, предложенная в [47], позволяет рассчитывать вынос БВ как поверхностным, так и внутрисочвенным стоком. В ее основе лежат следующие представления о динамике БВ в пределах водосбора:

суммарный вынос формируется за счет совместного действия эрозионного и диффузионного процессов при движении воды по поверхности и в межпоровом пространстве грунта;

эрозионный вынос происходит при смыве и транспортировании в водоем частиц поверхностного слоя почвы с содержащимися в ней БВ;

диффузионный вынос включает переход подвижных форм БВ из грунта в сток и транспортирование растворенных веществ в водоем потоками поверхностных и грунтовых вод.

Модель состоит из трех блоков: 1) гидрограф стока; 2) вынос БВ с поверхностным и внутрипочвенным стоком; 3) вынос БВ, поступивших с атмосферными осадками. Модель учитывает сезонные особенности выноса, однако она сложна и требует при реализации большого объема исходной информации, поэтому может применяться при оценке выноса лишь в пределах небольших водосборов.

Новым в моделировании динамики химических веществ, в том числе биогенных, в пористой среде явился учет адсорбционных процессов [260, 261, 285]. Уравнение дисперсии в ненасыщенной среде, в этих моделях, записывается в следующем виде:

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} + \rho \frac{\partial S}{\partial t} = D \frac{\partial^2 \theta C}{\partial x^2} + v \frac{\partial \theta C}{\partial x} - k \theta C, \quad (2.34)$$

где  $\theta$  — относительная влажность почвы, %;  $S$  — концентрация вещества в твердой фазе, мг/г;  $C$  — концентрация в растворе, мг/см<sup>3</sup>;  $D$  — коэффициент дисперсии, см<sup>2</sup>/с;  $\rho$  — плотность почвы, г/см<sup>3</sup>;  $v$  — скорость фильтрации, см/с;  $k$  — константа кинетики первого порядка, 1/с.

В [245] представлен полный обзор разных моделей, которые отличаются друг от друга прежде всего способом описания  $S$  в члене  $\frac{\partial S}{\partial t}$ , т. е. заданием изотермы сорбции.

Примером рассмотренных моделей может служить достаточно сложная модель взаимодействия фосфатов с почвами, описанная в [261]. Уравнение массопереноса и трансформации в условиях стационарной насыщенной фильтрации имеет вид:

$$\frac{\partial (\theta A)}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 A}{\partial z^2} - q \frac{\partial A}{\partial z} - \theta [k_1 A^N + k_5 A] + \frac{\rho}{\theta} [k_2 B + k_6 D], \quad (2.35)$$

$$\frac{\partial \rho B}{\partial t} = k_1 \theta A^N - [k_2 + k_3] \rho B + k_4 \rho C, \quad (2.36)$$

$$\frac{\partial \rho C}{\partial t} = k_3 \rho B - k_4 \rho C, \quad (2.37)$$

$$\frac{\partial \rho D}{\partial t} = k_5 \theta A - k_6 \rho D, \quad (2.38)$$

где  $\theta$  — относительная влажность почвы, %;  $A$  — концентрация фосфора в растворе, мг/л;  $B$ ,  $C$ ,  $D$  — количество фосфора соответственно в адсорбированном, иммобилизованном и осажденном состоянии, мг/кг;  $k_1$ ,  $k_2$ ,  $k_3$ ,  $k_4$ ,  $k_5$ ,  $k_6$  — коэффициенты адсорбции, десорбции, иммобилизации, мобилизации, осаждения и растворения, 1/ч.

Получение для данной модели расчетных параметров требует большого объема дорогостоящих полевых и лабораторных работ, поэтому для оценки выноса БВ чаще применяются менее точные, но более простые модели.

В последнее время появились работы [71, 175], основанные на физико-математических моделях с распределенными параметрами,

позволяющие оценивать вынос веществ с водосборов поверхностным и внутрипочвенным стоком.

Гидрологическим блоком этих моделей служит одномерное уравнение кинематической волны, описывающее движение дождевого стока со склона единичной ширины. Интенсивность впитывания описывается уравнением Грина—Эмпта, а динамика внутрипочвенного стока уравнением стекания жидкости в однородном пористом грунте.

Для моделирования процесса влагопереноса в зоне аэрации и взаимодействия поверхностного и внутрипочвенного стока использовано уравнение влагопроводности. Мутность склонового стока принята равной предельному насыщению взвесенесущего потока и рассчитана по формуле транспортирующей способности А. В. Караушева.

Химическая подмодель поверхностного и внутрипочвенного стока растворенного фосфора представлена гидродинамическим уравнением с распределенными параметрами, учитывающим физико-химическую, биохимическую и биологическую трансформацию вещества на водосборе, задаваемую с помощью уравнений кинетики первого порядка.

Данный подход дает возможность получить количественные характеристики смыва агрохимикатов и представить качественную картину миграции фосфора в геохимическом ландшафте, включая его вынос и накопление на отдельных участках склона. Для реализации модели требуется около 20 параметров, часть из которых может быть получена априорно или путем решения обратной задачи.

Анализ существующих подходов к определению выноса БВ в водные объекты показывает, что рассмотренные модели не могут быть использованы для прогнозирования и оптимизации биогенного загрязнения вод на этапе проектирования, так как для этих целей необходимы общие данные об экологическом состоянии изучаемых систем, получаемые на основе укрупненных показателей как во времени (месяц, сезон, год), так и в пространстве (крупные водосборы, замыкающие створы водотоков); при этом применяемые модели и методики должны быть ориентированы на объем информации, которая может быть получена проектными организациями без дополнительных исследований, особенно полевых. В то время как модели, представленные в [20, 21, 121, 147, 240, 255, 275 и др.], основываются на большом объеме натуральных данных (начальная концентрация вещества в стоке, интенсивность поверхностного стока, концентрация вещества в потоке, количество БВ в пахотном слое почвы, слой поверхностного стока за расчетный интервал времени, глубина пахотного слоя, его активная зона, полная влагоемкость почвы и т. д.), что ведет к удорожанию проектных работ и невозможности проведения исследований в пределах крупных водосборов, а модели [42, 48, 117, 235, 287 и др.] дают лишь схематичное представление о процессе формирования биогенной нагрузки и ее динамике.

Исходя из вышеизложенного в Санкт-Петербургском государственном техническом университете под руководством и с участием авторов монографии была разработана методика количественной оценки биогенной нагрузки на водотоки в природно-аграрных системах, предназначенная для прогнозирования и оптимизации биогенного загрязнения вод [19, 38, 64—67, 75, 120, 138, 139, 157, 191, 196, 200, 201, 206—208]. Методика может быть использована в качестве пособия для работников плановых и проектных организаций сельскохозяйственного, мелиоративного и водохозяйственного направлений, занятых планированием хозяйственной деятельности на водосборах, разработкой схем комплексного использования водных ресурсов речных бассейнов и установлением водоохраных зон. Предлагаемые в ней зависимости дают возможность рассчитывать вынос биогенных веществ с водосборов любых водотоков и водоемов, включая крупные водохранилища гидроузлов. Они применимы для различных территорий за исключением зоны вечной мерзлоты и засушливых районов с интенсивным поливным земледелием.

Рассматриваемая методика позволяет:

оценивать пространственное распределение выноса БВ из рассеянных и точечных источников биогенной нагрузки в пределах водосборов водотоков и водоемов;

определять концентрации БВ в различных контрольных и замыкающем створах, сопоставлять результаты расчетов по частным водосборам;

выявлять зоны повышенной биогенной нагрузки;

создавать экологические карты влияния природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод, в том числе на компьютерной основе;

проводить районирование территории по значениям выноса БВ;

намечать мероприятия по сокращению выноса БВ,

оптимизировать биогенную нагрузку в пределах исследуемых водосборов на основе экологического критерия минимального поступления БВ в водоемы.

Методика предусматривает упрощенный расчет на основе матричной модели транспорта БВ, позволяющий учесть все сельскохозяйственные источники биогенной нагрузки на водосборе и гидравлические особенности движения БВ по разветвленной сети водотоков [35, 191]. Для оценки выноса БВ используются интегральные показатели, что дает возможность определять биогенную нагрузку в пределах значительных территорий (водосборов крупных речных бассейнов, водохранилищ и водоемов).

Переход к интегральным показателям осуществлен с учетом следующих положений:

расчеты имеют экспертно-прогностический характер, основной расчетный период — 1 год;

вынос БВ в водоемы из рассеянных источников в основном зависит от характера использования земель, сроков и технологии внесения удобрений и т. д.;

расчет биогенной нагрузки на водотоки выполняется для всего речного бассейна, в результате чего динамика стока с отдельных участков водосбора в процессе обработки информации нивелируется;

определение выноса БВ базируется на минимально необходимом количестве исходной информации, так как учет значительного количества частных факторов не способствует повышению точности конечного результата (характеристики многих факторов имеют погрешности, связанные с недостатком репрезентативных данных натуральных наблюдений);

интегральным показателем интенсивности хозяйствования в растениеводческом производстве является рост урожайности;

вынос БВ с сельскохозяйственных угодий в водотоки связан с ростом урожайности культур, что позволяет использовать этот показатель для расчета биогенной нагрузки в природно-аграрных системах.

## 2.2.

### Расчет естественных потерь биогенных веществ в растениеводстве

При развитии растениеводства вынос питательных веществ в основном осуществляется поверхностным и внутрипочвенным стоком, а с мелиорируемых территорий — дренажными водами (с которыми выносятся азот и калий, так как фосфор в этом случае, как правило, адсорбируется верхним слоем почвы).

Для оценки поверхностного и внутрипочвенного выноса БВ рекомендуется агрохимический подход, основанный на зависимости потерь БВ в результате процессов вымывания и выщелачивания от количества БВ, выносимого с растительной массой урожая [120, 157]. Этот подход широко используется в агрохимии при определении количества удобрений, вносимых на сельскохозяйственные угодья [39, 73, 101, 119, 137, 145, 223].

Данная зависимость с учетом водности расчетного периода выражается следующей формулой:

$$W_i = R_i \alpha_i \eta, \quad (2.39)$$

где  $W_i$  — масса естественных потерь  $i$ -го БВ, кг;  $R_i$  — масса БВ, вынесенного с урожаем сельскохозяйственных культур, кг;  $\alpha_i$  — коэффициент естественных потерь БВ;  $\eta$  — коэффициент перехода от среднего по водности периода к расчетному.

Вынос БВ с растительной массой определяется по формуле:

$$R_i = \sum_{j=1}^n K_{i,j} y_j F_j, \quad (2.40)$$

где  $K_{i,j}$  — вынос БВ с  $j$ -й культурой, кг/ц;  $y_j$  — урожайность  $j$ -й культуры, ц/га;  $F_j$  — площадь, занятая под посевами, га;  $n$  — количество культур.

Значения  $K_{i,j}$  для различных культур приведены в табл. 1.3, составленной по обобщенным данным [39, 73, 101, 145].

Площади угодий в пределах исследуемых природно-аграрных систем устанавливаются по материалам землепользования в соответствии с учетной формой земельного баланса № 22, имеющейся в каждом хозяйстве, районе, области. Аналогичным образом опре-

Таблица 2.2

Коэффициенты поверхностных потерь БВ от их массы, выносимой с урожаем

Культура	Почва, зона	Коэффициент потерь		
		N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	zO
Озимая пшеница	Дерново-подзолистая Чернозем мощный мало- гумусный	0,16	0,12	0,07
		0,11—0,12	0,1—0,11	0,06—0,07
Озимая рожь	Дерново-подзолистая	0,28	0,11	0,36
Яровая пшеница	Для всех зон	0,16—0,48	0,04—0,12	0,12—0,41
Картофель	Дерново-подзолистая	0,21—0,30	0,17—0,19	0,32—0,33
	Серая оподзоленная	0,13	0,12	0,21
Лен	Дерново-подзолистая	0,32	0,13	0,22
	Нечерноземная зона	0,3—0,4	0,1—0,15	0,25—0,35
Кормовые культуры	То же	0,5—0,6	0,2—0,25	0,5—0,6
	Капуста	»	0,3—0,4	0,5—0,6
Многолетние травы	»	—	0,15—0,2	0,25—0,3

деляется структура посевных площадей. Урожайность сельскохозяйственных культур принимается по отчетным данным как среднее значение за три года, предшествующие исследуемому периоду.

Значения коэффициентов  $\alpha_i$  приведены в табл. 2.2, составленной по результатам работ [39, 73, 101, 145].

Для фосфора коэффициент естественных потерь сильно варьирует. Это обусловлено влиянием кислотности почв на процессы миграции фосфатов. Так, например, в сильнокислых почвах, характерных для северо-запада нечерноземной зоны России, он составляет 0,04, 0,05, а в нейтральных — более 0,15 [39].

Коэффициент перехода от среднего по водности периода к расчетному определяется по зависимости:

$$\eta = S'_n/S_n \quad (2.41)$$

где  $S'_n$ ,  $S_n$  — поверхностный сток соответственно в расчетный период и в период средней водности, мм.

Значения средневзвешенного поверхностного стока для различных по водности периодов даны в табл. 2.3, составленной по данным [95]. В основу этой таблицы положена зависимость между средневзвешенным поверхностным стоком и стоком половодья на реках, представленная графически на рис. 2.1. При использовании

Таблица 2.3

**Зависимость средневзвешенного поверхностного стока (мм)  
от стока половодья на реках**

Среднее значение слоя стока половодья на реках, мм	Обеспеченность			Среднее значение слоя стока половодья на реках, мм	Обеспеченность		
	>75 %	25—75 %	<25 %		>75 %	25—75 %	<25 %
40	9	29	48	115	34	44	60
45	10	30	50	120	35	45	60
50	12	32	52	125	36	45	60
55	14	34	54	130	37	45	60
60	17	36	55	135	38	45	60
65	18	38	56	140	38	46	61
70	20	39	58	145	39	46	61
75	22	40	58	150	39	46	61
80	24	41	59	155	39	46	61
85	26	41	59	160	39	46	61
90	27	42	59	165	40	46	61
95	28	42	59	170	40	47	62
100	30	43	60	175	40	47	62
105	31	43	60	180	40	47	62
110	32	44	60				

данной зависимости слой стока половодья на реках для исследуемых природно-аграрных систем может определяться по мелкомасштабной карте, приведенной в СНиП 2.01.14—83, часть которой показана на рис. 2.2.

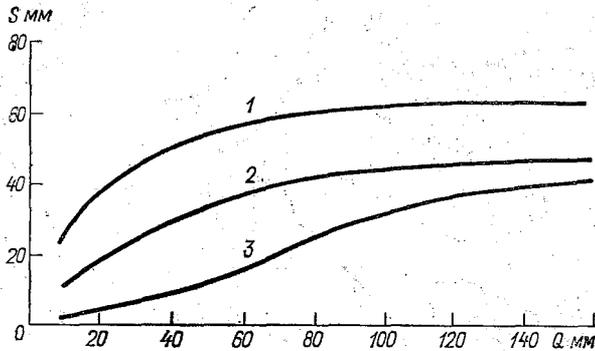


Рис. 2.1. Зависимость средневзвешенного поверхностного стока от стока половодья на реках в многоводные (1), средневодные (2) и маловодные (3) годы.

Если в пределах речного бассейна имеются мелиорируемые земли или предполагается создание мелиоративных систем с осушительной сетью, то для планирования водоохраных мероприятий необходимо прогнозировать вынос БВ с дренажным стоком. При расчете выноса БВ с объектов мелиорации следует учиты-

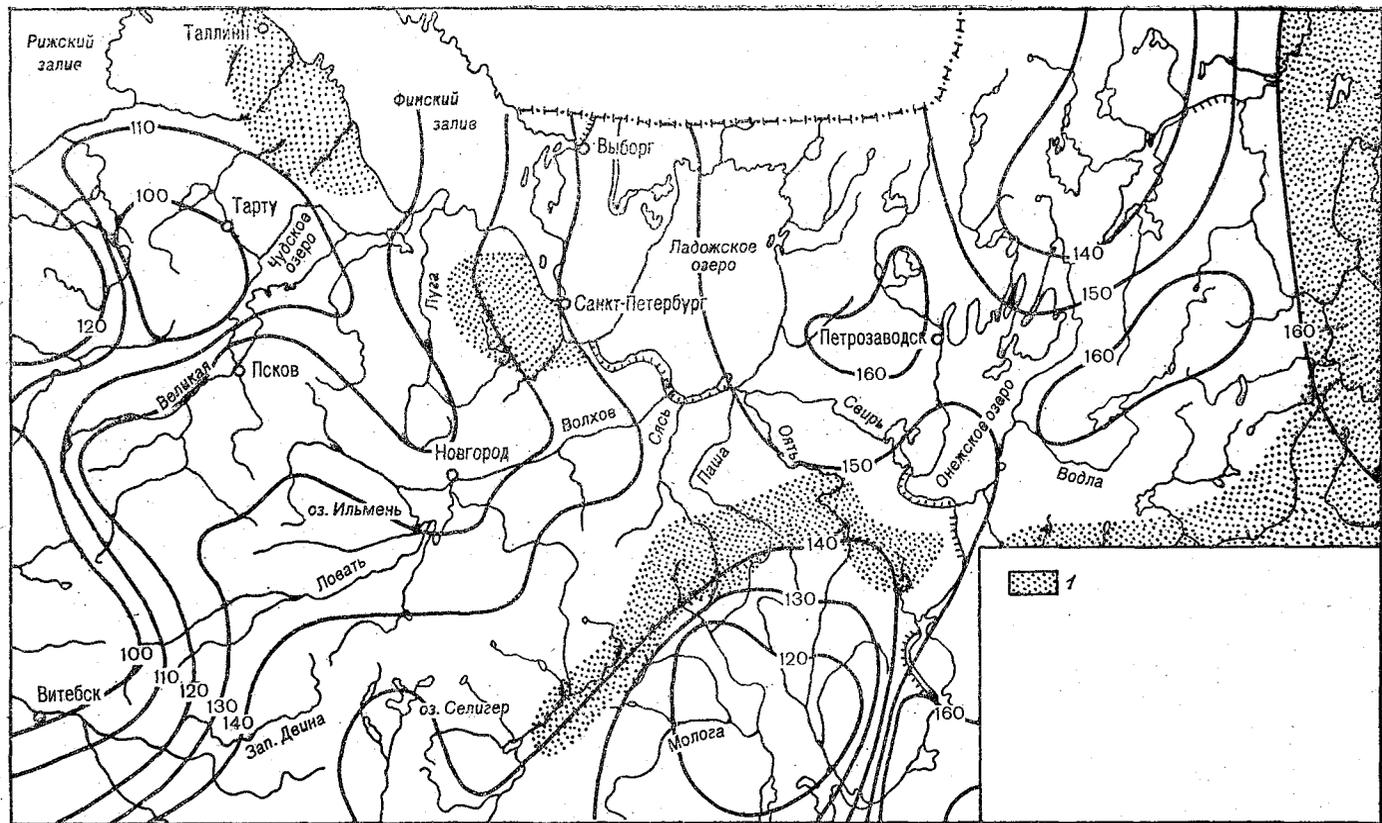


Рис. 2.2. Изолинии (мм) среднего слоя стока половодья на реках.  
 1 — районы интенсивного развития карста.

вать, что интенсивность потерь БВ при мелиоративном освоении территории сильно зависит от влажности почв. Это отражено в формуле

$$W'_i = \omega'_i T F \eta, \quad (2.42)$$

где  $W'_i$  — масса БВ, вынесенного с дренажным стоком, кг;  $\omega'_i$  — удельный вынос БВ для периода средней водности, кг/(га · мес);  $T$  — расчетный период, мес;  $F_i$  — площадь, занятая под посевами, га;  $\eta$  — коэффициент, учитывающий переход от среднего по водности периода к расчетному.

Удельный вынос БВ определяется по зависимости:

$$\omega'_i = C_i q', \quad (2.43)$$

где  $C_i$  — содержание подвижного вещества в почве, кг/га;  $q'$  — значение дренажного стока для расчетного периода, м<sup>3</sup>/га.

Значения  $C_i$  и  $q'$  рассчитываются по формулам:

$$C_N = 0,07N_M + 0,02N_y + 0,0002N_o; \quad (2.44)$$

$$C_{NO_3} = C_N \cdot 4,50; \quad (2.45)$$

$$C_{NH_4} = C_N \cdot 1,28; \quad (2.46)$$

$$q' = q/(V_n + q), \quad (2.47)$$

где  $N_M$  — содержание минерального азота в пахотном слое почвы, кг/га;  $N_y$  — доза азотных минеральных удобрений, кг/га;  $N_o$  — доза азотных органических удобрений, кг/га;  $q$  — дренажный сток для вегетационного и весеннего периодов, м<sup>3</sup>/га;  $V_n$  — запас влаги в почве при расчетной влажности для периода вегетации и при влажности, равной предельной полевой влагоемкости (ППВ) для весеннего периода, м<sup>3</sup>/га.

Ориентировочные показатели  $N_M$  для разных типов почв следующие (при исследовании конкретных массивов их значения необходимо уточнять по данным агрохимических служб):

Почвы . . . . .	Торф	Подзоли- стые	Дерново-под- золистые	Черноземы	Сероземы
$N_M$ , кг/га . . . . .	200	20	40	150	20

Значения  $q$  для вегетационного периода можно определять по следующей зависимости:

$$q' = K_\phi [(\theta^n - e^{-\lambda})/(1 - e^{-\lambda})] t \cdot 10^4, \quad (2.48)$$

где  $K_\phi$  — коэффициент фильтрации, м/сут;  $\theta$  — средняя относительная влажность почвы, %;  $n$  — безразмерный коэффициент (для минеральных почв — 3,5, для торфяников — 5,0);  $\lambda$  — параметр, характеризующий капиллярные свойства почвы;  $t$  — количество суток в расчетном периоде (30 сут);  $e = 2,718282$ .

$$\theta = (\bar{W} - W_o)/(ПВ - W_o), \quad (2.49)$$

где  $\bar{W}$  — средняя влагоемкость почвы за период  $t$ , %;  $W_0$  — максимальная молекулярная влагоемкость почвы, %; ПВ — полная влагоемкость почвы, %:

$$\lambda = an (\Delta - 0,25); \quad (2.50)$$

$$a = 3,3 \ln [(ПВ - W_0)/(ППВ - W_0)], \quad (2.51)$$

где  $\Delta$  — глубина залегания грунтовых вод, м.

Значения водно-физических характеристик почв для определения дренажного стока за вегетационный период приведены в табл. 2.4 [120].

Таблица 2.4

Средние значения водно-физических характеристик почв различного механического состава

Механический состав почвы	$K_{\phi}$ м/сут	Влагоемкость, %			Плотность $\rho$ , кг/м <sup>3</sup>
		$W_0$	ПВ	ППВ	
Песок	0,100—5,000	10	35—40	12—18	1600
Супесь	0,010—0,050	12	40—45	15—20	1500
Суглинок	0,001—0,100	15—20	45—50	25—30	1450
Торф	0,100—5,000	35—45	70—80	60—70	200—300

Для весеннего периода значения дренажного стока рассчитываются по формуле

$$q = \mu \Delta \cdot 10^4, \quad (2.52)$$

где  $\mu$  — коэффициент водоотдачи [49, 50].

При глубоком залегании грунтовых вод ( $\Delta \geq 1,5$  м) для расчета  $q$  можно использовать упрощенную зависимость:

$$q = K_{\phi} \theta^n \cdot t \cdot 10^4. \quad (2.53)$$

Запас влаги в почве при влажности, равной ППВ, для весеннего периода можно определить по данным табл. 2.5, а при расчетной влажности для периода вегетации по формуле

$$V_n = (\bar{W}/100) \cdot \Delta \cdot 10^4, \quad (2.54)$$

При напорном питании болотного массива или потоке грунтовых вод со стороны водосбора удельный вынос БВ рекомендуется определять по следующей зависимости:

$$w' = (w + CP)/(q + P), \quad (2.55)$$

где  $C$  — содержание веществ в напорных водах или в потоке грунтовых вод, кг/м<sup>3</sup>;  $P$  — модуль стока грунтовых вод, м<sup>3</sup>/(мес·га).

Если влажность почвы незначительна, а уровень грунтовых вод высокий, значение  $q$ , рассчитанное по формуле (2.48), может быть

Таблица 2.5

Запас ( $\text{м}^3/\text{га}$ ) влаги в почве при влажности,  
равной предельной полевой влагоемкости [49, 50]

Почва	Слой почвы, см	
	0—20	0—100
<b>Дерново-подзолистая</b>		
песчаная	250	1300
песчаная на песках	175	875
песчаная на суглинках	250	1250
супесчаная	278	2245
супесчаная на песках	350	1750
супесчаная на суглинках	400	2000
легкосуглинистая	305	1525
легкосуглинистая на тяжелом суглинке	265	2175
среднесуглинистая	380	1571
суглинистая	410	1689
глинистая	550	2750
торфяная	1350	4500
<b>Дерново-слабоподзолистая</b>		
песчаная и супесчаная	370	1850
суглинистая и тяжелосуглинистая	537	2682
<b>Светло-серая лесная</b>		
суглинистая и тяжелосуглинистая	428	2138

отрицательным, так как в этих условиях идет подпитывание зоны аэрации почвы со стороны грунтовых вод, поэтому расчет выноса БВ необходимо производить для дождливого периода вегетации.

Примеры расчета естественных потерь БВ вод влиянием поверхностного, внутрипочвенного и дренажного стока приведены в приложении 1.

### 2.3.

#### **Определение выноса биогенных веществ с животноводческих объектов и селитебных территорий**

Существенным источником загрязнения водоемов БВ являются крупные животноводческие комплексы и фермы. При экстенсивном животноводстве все продукты жизнедеятельности скота включаются в естественные биогеохимические циклы, в то время как при интенсивном ведении отрасли из-за непрерывности производственного процесса количество отходов настолько велико, что их включение в круговорот химических веществ становится невозможным и происходит накопление отходов в экологически опасных количествах.

Влияние животноводства на качество водных ресурсов оценивается главным образом по поступлению в водную среду азота и фосфора. Различают два источника биогенного загрязнения вод: 1) животноводческие помещения — при стойловом содержании скота; 2) пастбища, откормочные площадки и т. д. — при выгульном содержании.

Для определения динамики БВ при стойловом содержании скота кратко рассмотрим основные технологические схемы утили-

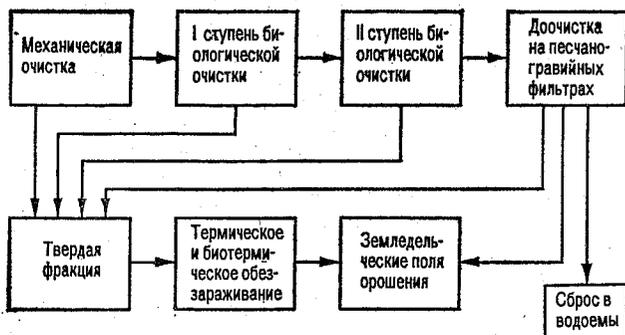


Рис. 2.3. Многоступенчатая очистка навозных стоков.

зации и обеззараживания навоза, образующегося на фермах и комплексах.

I. Многоступенчатая очистка (рис. 2.3) используется на крупных комплексах, где внедрен гидросмыв. В соответствии с данной технологией отходы по каналам подаются в главный коллектор, а затем в приемный резервуар насосной станции, откуда насосами перекачиваются в вертикальные отстойники и далее на фильтры вибрационного типа, где происходит разделение навоза на твердую и жидкую фракции. Твердую фракцию укладывают в штабеля для обеззараживания, после чего ее используют в виде удобрений, а жидкая поступает в аэротенки для биологической очистки аэробными микроорганизмами. Осветленная после отстаивания жидкость идет на вторую ступень очистки и затем сбрасывается в водоемы или на сельскохозяйственные поля орошения.

II. Использование стоков для производства торфокомпостных смесей, вывозимых на поля для прохождения биотермического обеззараживания. Данный метод применим лишь на небольших фермах (200—400 голов).

III. Очистка стоков с помощью прудов накопителей и навозохранилищ (рис. 2.4). Согласно данной технологии, отходы из стойловых помещений поступают в лотки и с помощью гидросмыва направляются в приемники, откуда перекачиваются в хранилища. При длительном хранении навозная жидкость расслаивается на твердую и жидкую фракции и обеззараживается. После этого жидкая фракция идет на поля фильтрации и затем в водоем, а твердая на сельскохозяйственные угодья.

IV. Самоочищение и утилизация отходов в естественных водоемах. Первоначально жидкие отходы из животноводческих помещений поступают в горизонтальный отстойник, на котором осажда-

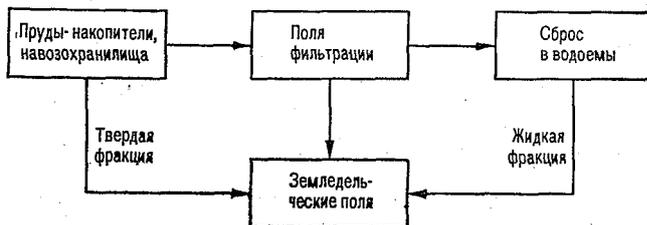


Рис. 2.4. Очистка навозных стоков с помощью прудов-накопителей и навозохранилищ.

ется твердая фракция. Осветленная верхняя жидкость из отстойника стекает в пруд-накопитель, а оставшийся осадок под воздействием внешних факторов постепенно высыхает и его используют в качестве органических удобрений.

V. Наиболее перспективным методом утилизации и обеззараживания отходов является их анаэробная переработка (метаногенез) рис. 2.5. В результате образуется энергия, которой хватает не только для процесса переработки отходов, но и для других

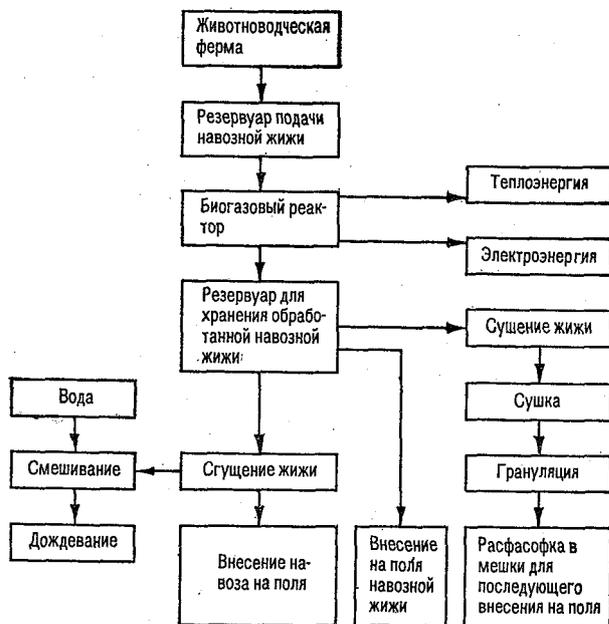


Рис. 2.5. Комплексное использование продуктов анаэробной переработки навоза.

нужд животноводческого комплекса. Полученное при утилизации отходов сырье служит хорошим удобрением, в котором количество аммонийного азота по отношению к общему увеличивается с 27 до 48 %.

Из рассмотренных технологий утилизации и обеззараживания навоза следует, что поступление загрязняющих веществ с живот-

Таблица 2.6

Содержание БВ (кг/сут) в отходах животноводства  
в пересчете на 1 голову скота  
[21, 39, 109, 111, 156, 266]

Вид скот	Азот	Фосфор	Калий
КРС	0,14—0,18	0,045—0,087	0,190
Свиньи	0,030—0,038	0,009—0,016	0,050

Таблица 2.7

Доля БВ, остающихся в жидкой  
фракции после предварительной  
обработки сточных вод

Способ обработки	Азот	Фосфор	Калий
Отстаивание	0,50	0,65	0,50
Механическое раз- деление	0,87	0,75	0,77

Таблица 2.8

Эффективность очистки сточных вод  
животноводческих комплексов

Биологическая очистка	Удаление	
	взвешен- ных ве- ществ	азота
I ступень (аэро- тенк)	0,93	0,75
II ступень	0,96	0,85

новодческих ферм и комплексов в водные объекты происходит как в результате прямого сброса сточных вод после их очистки (технологии I, IV), так и в результате смыва БВ поверхностным и внутрипочвенным стоком с сельскохозяйственных угодий, земельных полей орошения и полей фильтрации (технологии I—III).

При прямом сбросе очищенных сточных вод в водные объекты количество выносимых в водную среду БВ рассчитывается по формуле [48]

$$W_{жi} = w_{жi} n z_i (1 - p_i) t, \quad (2.56)$$

где  $W_{жi}$  — вынос  $i$ -го БВ со сточными водами, кг;  $w_{жi}$  — содержание  $i$ -го БВ в отходах в пересчете на 1 голову скота, кг/сут (табл. 2.6);  $n$  — количество голов скота;  $z_i$  — коэффициент, учитывающий долю  $i$ -го БВ, оставшегося в жидкой фракции после отстаивания или механического разделения (табл. 2.7);  $p_i$  — эффективность очистки сточных вод от  $i$ -го БВ (табл. 2.8);  $t$  — расчетный период, сут;

При внесении жидкой фракции отходов на поля фильтрации вынос БВ в природную среду определяется по зависимости

$$W'_{жi} = s_i w_{жi} n z t, \quad (2.57)$$

где  $W'_{жi}$  — вынос  $i$ -го БВ в природную среду с полей фильтрации кг,  $s_i$  — доля  $i$ -го БВ, вынесенная поверхностным и внутрипочвенным стоком с полей: для азота — 0,20, для фосфора — 0,05 [48, 289, 290].

Если жидкая фракция поступает на сельскохозяйственные поля орошения, расчет выноса может осуществляться двумя способами. В том случае, когда неизвестны выращиваемые на полях культуры, он выполняется по формуле (2.57); при наличии информации о культурах (урожайность и площади полей) вынос БВ рассчитывается по агрохимической методике, подробно изложенной в п. 2.2.

Образуемая при утилизации отходов животноводства твердая фракция навоза вносится на угодья в виде органических удобрений; вынос БВ в природную среду из данной части отходов отдельно не рассчитывается, так как он входит в объем естественных потерь питательных веществ, определяемых в растениеводстве.

Для расчета количества органических удобрений, получаемых при утилизации отходов животноводства, можно использовать следующую зависимость:

$$V_{оп} = w_{ж} n (1 - z) t. \quad (2.58)$$

Естественные потери БВ происходят и при выгульном содержании скота. Так, поступающие с отходами животноводства на поверхность загонов, откормочных площадок и пастбищ питательные вещества испаряются, остаются в почве, выносятся поверхностным и внутрипочвенным стоком в водоемы. Для определения выноса БВ в природную среду при выгульном содержании скота может быть использована формула:

$$W''_{жi} = s_i w_{жi} n t, \quad (2.59)$$

где  $W''_{жi}$  — вынос  $i$ -го БВ с загонов, откормочных площадок и пастбищ, кг.

Значительное влияние на биогенное загрязнение водоемов оказывают селитебные территории природно-аграрных систем. Сельские населенные пункты, как правило, не обеспечены очистными сооружениями, кроме того, в летний период количество жителей в них значительно увеличивается за счет дачников. Для расчета выноса БВ с застроенных территорий необходимо использовать план развития региона, включающий сведения о количестве жителей.

Расчет поступления БВ в водные объекты с селитебных территорий осуществляется по следующим зависимостям:

Размеры воздействия на водоемы рассредоточенных источников загрязнения можно уменьшить лишь при надлежащих методах ведения сельского хозяйства [40, 188]. По результатам исследований Организации экономического сотрудничества и развития процессов эвтрофирования в странах Европы и Северной Америки установлено, что во многих случаях рассредоточенные источники загрязнения водных объектов играют большую роль в эвтрофировании озер, чем городские сточные воды, поэтому снижение остаточной концентрации БВ в последних, как правило, не дает ожидаемых результатов [243, 254].

Можно констатировать, что значительная доля БВ поступает в водоемы в результате потерь органических и минеральных удобрений при хранении, перевозке и внесении в почву, а также при погрузочно-разгрузочных работах. Появившиеся в ряде публикаций [3, 40, 92, 99, 110, 124, 182] оценки фактических потерь удобрений при различных технологических операциях, учитывают лишь отдельные факторы, что не дает возможности определить совокупные потери удобрений в природно-аграрных системах. Для получения более реальной оценки биогенной нагрузки на водоемы при определении их эвтрофного статуса необходимо было разработать методику количественного определения выноса в водоемы БВ, связанного с потерями удобрений. Анализ аграрного производства в натуральных условиях, отечественной и зарубежной литературы показали, что потери минеральных удобрений происходят на всех этапах технологической цепи, включающей в себя следующие звенья: выгрузку в хранилище, хранение, погрузку в транспорт для перевозки на поле, доставку на поле, выгрузку на обочину поля, погрузку в средства внесения, внесение в почву. Исходя из этого определение технологических потерь осуществляется для трех стадий: хранения, транспортировки и внесения удобрений на сельскохозяйственные угодья, при этом количество удобрений, оставшееся после вычета потерь на первой стадии, используется в качестве исходной информации для расчета потерь на второй и т. д.

Размер потерь удобрений в хозяйствах зависит от природных и антропогенных факторов исследуемых природно-аграрных систем и может сильно варьировать как при переходе от одного региона к другому, так и в пределах изучаемого региона. К природным факторам относятся климатические условия (количество атмосферных осадков, скорость ветра, промерзание почвенного покрова, интенсивность снеготаяния), геоморфологические и гидрологические особенности территории (расчлененность рельефа, крутизна склонов, густота гидрографической сети и т. д.). К антропогенным — способы и сроки хранения удобрений в хозяйствах, условия их транспортировки на поля, технологии внесения питательных веществ в почву, контурность и площади сельскохозяйственных угодий. Расчет технологических потерь производится отдельно для минеральных и органических удобрений, что обусловлено особенностями как самих удобрений, так и применяемых технологий.

В общем виде зависимость потерь удобрений от влияния природных и антропогенных факторов выражается следующей формулой:

$$W_{yk} = V_k \left[ 1 - \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m K_i \alpha_{i,j} \right], \quad (2.63)$$

где  $W_{yk}$  — технологические потери  $k$ -го вида удобрений на исследуемой стадии технологического цикла, кг;  $V_k$  — количество  $k$ -го вида удобрений на начало каждой стадии, кг;  $K_j$  — коэффициент

Таблица 2.11

**Эффективность технологий хранения, погрузки, доставки и внесения минеральных удобрений**  
(числитель — упакованные удобрения, знаменатель — неупакованные)

Технология хранения	
в типовом складе . . . . .	1,000/1,000
в приспособленном помещении . . . . .	0,990/0,975
на площадке с твердым покрытием под навесом . . . . .	0,980/0,960
на площадке с твердым покрытием без навеса . . . . .	0,970/0,920
на необорудованной площадке . . . . .	0,950/0,900
Технология погрузки (разгрузки)	
вручную . . . . .	0,996/0,946
автоматизированно . . . . .	0,999/0,949
Технология перевозки	
прямоточная . . . . .	—
непрямоточная . . . . .	—
Технология разгрузки	
на обочину поля . . . . .	0,984/0,979
в средства внесения . . . . .	0,996/0,993
Технология внесения	
с помощью авиации . . . . .	0,700/0,700
с помощью центробежных разбрасывателей . . . . .	0,990/0,990
локальное внесение (ленточный способ) . . . . .	1,000

эффективности  $j$ -й технологии по отношению к потерям удобрений (для минеральных удобрений — табл. 2.11, для органических — табл. 2.12);  $\alpha_{i,j}$  — коэффициент влияния  $i$ -го функционального фактора на эффективность  $j$ -й технологии;  $n$  — количество применяемых технологий на различных стадиях технологического цикла;  $m$  — число функциональных факторов, влияющих на эффективность применяемых технологий.

К функциональным факторам относятся: количество атмосферных осадков, скорость ветра, промерзание почвенного покрова, интенсивность снеготаяния, уклоны полей, контурность и площади сельскохозяйственных угодий, сроки хранения удобрений в хозяйстве, протяженность путей доставки удобрений на поля (два последних фактора могут быть выражены линейными зависимостями). Коэффициенты влияния функциональных факторов на эффективность применяемых технологий в настоящее время еще не разработаны и поэтому они определяются для каждой исследуемой природно-аграрной системы на основе экспертной оценки. Если какой-либо функциональный фактор не оказывает влияния

на технологический процесс, то ему присваивается коэффициент, равный единице.

Эффективность применяемых технологий для минеральных удобрений приведена в табл. 2.11, составленной по данным работ [26, 87, 124, 182, 187] и материалам обследования хозяйств северо-

Таблица 2.12

Эффективность технологий хранения, погрузки, доставки и внесения органических удобрений

Технология хранения	
в навозохранилищах и жижесборниках . . . . .	1,000 *
на оборудованных площадках утилизации, обеззараживания и компостирования навоза на необорудованных площадках и сельскохозяйственных угодьях . . . . .	0,960 *
Технология погрузки	
вручную . . . . .	0,946 *
автоматизированно . . . . .	0,949 *
Технология и оборудование транспортных средств	
автомобили со специально оборудованным кузовом . . . . .	1,000 *
автомобили с необорудованным кузовом . . . . .	0,987 *
тракторные тележки, сани и т. д. . . . .	0,950 **
Технология внесения навоза на поля	
в оттаявшую почву с своевременной заделкой . . . . .	0,996 **
в оттаявшую почву без заделки . . . . .	0,890 **
в зимний период по снегу . . . . .	
Технология и оборудование транспортных средств	
автомашины со специально оборудованным кузовом . . . . .	0,500 **
автомашины с необорудованным кузовом, имеющим покрытие . . . . .	1,000/1,000
автомашины с необорудованным кузовом без покрытия . . . . .	0,995/0,987
	0,993/0,980

\* Значения приняты по аналогии с неупакованными минеральными удобрениями (см. табл. 2.11).

\*\* Значения определены по результатам экспертной оценки и литературным источникам.

запада нечерноземной зоны России, а для органических — в табл. 2.12, где из-за отсутствия экспериментальных данных часть значений принята по аналогии с потерями неупакованных минеральных удобрений, а часть определена на основе экспертной оценки и по литературным источникам [109, 111, 156, 171].

Для определения объема БВ, вынесенного в природную среду в результате технологических потерь минеральных и органических удобрений используется следующая зависимость:

$$W_{Ti} = \sum_{j=1}^n \sum_{l=1}^m W_{yl} \beta_{l, i}, \quad (2.64)$$

где  $W_{ti}$  — количество  $i$ -го БВ, вынесенного в природную среду на различных стадиях технологического цикла, кг;  $W_{yj}$  — объем технологических потерь  $j$ -го удобрения на каждой стадии, кг;  $\beta_{i,j}$  — содержание  $i$ -го БВ в  $j$ -м удобрении, % (табл. 2.13);  $n$  — число исследуемых БВ;  $m$  — количество применяемых в хозяйстве удобрений.

Таблица 2.13

Среднее содержание (%) биогенных веществ в удобрениях  
[21, 26, 39, 111, 156]

Удобрения	Азот	Фосфор	Калий
Органические			
Навоз свежий			
крупного рогатого скота	0,45	0,23	0,50
свиней	0,45	0,19	0,60
крупного рогатого скота на торфяной подстилке	0,6	0,22	0,48
Навоз смешанный после 3—5 мес. хранения	0,54	0,25	0,7
Перегной	0,7—2	0,3—1,2	0,9
Навозная жижа	0,22	0,01	0,46
Торф верховой	0,9	0,1	0,01
Торф низинный	2,0	0,2	0,15
Птичий помет	1,5	1,5	0,9
Канализационные сточные воды	0,01	0,002	0,004
Торфоминеральноаммиачные удобрения	0,5	0,3	0,4
Минеральные			
Суперфосфат	—	18	—
Фосфоритная мука	—	19—30	—
Костная мука	—	15—30	—
Аммофос	11—12	42—44	—
Нитроаммофоска	16	16	16

Объем технологических потерь для  $j$ -го удобрения рассчитывается по формуле:

$$W_{yj} = W_{yk} (V_{k,j} / V_k), \quad (2.65)$$

где  $V_k$  — общий объем  $k$ -го вида удобрений на начало первой стадии технологического цикла, кг;  $V_{k,j}$  — количество  $j$ -го удобрения в общем объеме  $k$ -го вида, кг.

В условиях дефицита времени расчет технологических потерь БВ можно производить на основе лишь «ведущих» факторов, т. е. тех, которые оказывают решающее влияние на потери. После выбора таких факторов анализируется состояние исследуемых хозяйств и по результатам анализа производится их группировка по уровням технологии использования удобрений (высокий, средний, низкий).

Затем в каждой группе выбираются ключевые, т. е. наиболее характерные хозяйства, при детальном обследовании которых определяется осредненный коэффициент технологических потерь БВ; данный коэффициент принимается для расчета потерь во всех хозяйствах рассматриваемой группы. Такие обобщенные коэффициенты были определены для хозяйств, расположенных в пределах северо-запада нечерноземной зоны России (см. табл. 1.13). Они могут быть использованы для оценочных и прогнозных расчетов в данном регионе. Для других регионов необходимо их уточнение с учетом местных особенностей.

После определения коэффициентов технологических потерь, в каждом хозяйстве для органических и минеральных удобрений рассчитывается вынос БВ в природную среду по формуле:

$$W_{\tau i, k} = W_{i, k} \eta_k, \quad (2.66)$$

где  $W_{\tau i, k}$  — вынос в природную среду  $i$ -го БВ из  $k$ -го вида удобрений в результате технологических потерь, кг;  $W_{i, k}$  — количество  $i$ -го БВ в  $k$ -м виде удобрений, кг;  $\eta_k$  — коэффициент технологических потерь для  $k$ -го вида удобрений.

Количество  $i$ -го БВ в  $k$ -м виде удобрений определяется по формуле

$$W_{i, k} = V_k \beta_{i, k}. \quad (2.67)$$

Затем для исследуемых хозяйств находится общий объем выноса БВ в природную среду из органических и минеральных удобрений:

$$W_{\tau i} = \sum_{k=1}^n W_{\tau i, k}. \quad (2.68)$$

В заключение рассчитывается удельный вынос БВ в природную среду в пересчете на 1 га сельскохозяйственных угодий по формуле:

$$\omega_{\tau i} = W_{\tau i} / F, \quad (2.69)$$

где  $\omega_{\tau i}$  — удельный вынос БВ в природную среду в результате технологических потерь, кг/га;  $F$  — площади сельскохозяйственных угодий в исследуемом хозяйстве.

С целью оперативного выполнения расчетов при определении технологических потерь рассмотренный алгоритм был реализован на ЭВМ в виде программной системы, имеющей текстовую библиотеку и библиотеку загрузочных модулей.

Текстовая библиотека состоит из двух разделов программы-задания, которая организует потоки входной и выходной информации, содержащей операторы ICL, и раздела исходных данных, который представлен в виде таблицы-анкеты, позволяющей оперативно менять показатели, характеризующие условия хранения, транспортировки и внесения удобрений, и обеспечивать гарантию от ошибок, связанных с несоблюдением форматных соглашений

фортрана. Исправление исходных данных осуществляется с экрана терминала.

Библиотека загрузочных модулей содержит основную программу, реализованную на фортране в виде оттранслированного и отредактированного загрузочного модуля; блок-схема этой программы представлена на рис. 2.6.

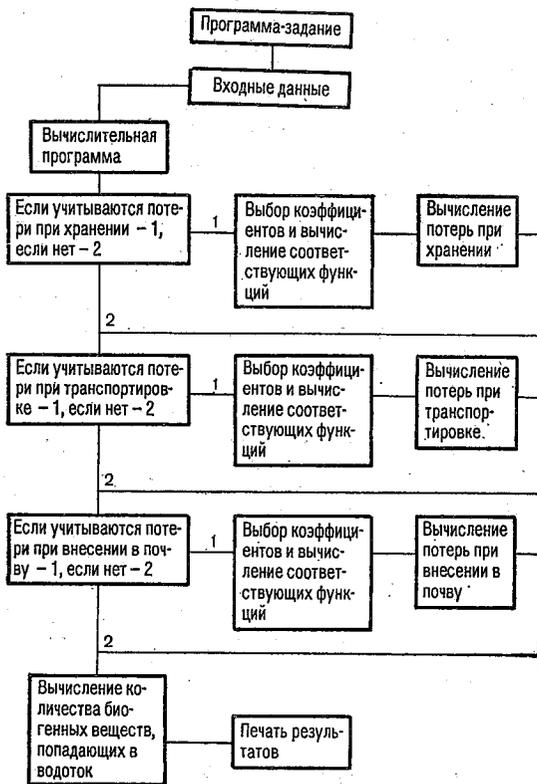


Рис. 2.6. Функциональная блок-схема программы, предназначенной для определения поступления биогенных веществ в водоемы в результате потерь удобрений на водосборе.

Расчеты можно проводить на ЭВМ ЕС и ПЭВМ АТ/ХТ. Время счета (для ЕС 1045) с использованием оттранслированного загрузочного модуля не превышает 3 с. Результаты могут быть выданы на печать, направлены в указанный в задании выходной класс или организованы в виде набора на магнитном диске или магнитной ленте.

Представленная программная система является составной частью математической модели поступления БВ от сельскохозяйственных (рассредоточенных и точечных) источников в водотоки

и их транспорта к замыкающим створам водоемов (см. главы 2 и 3) [35, 120, 191, 200].

Расчеты для различных наборов значений коэффициентов показали, что поступление в водоемы БВ за счет потерь удобрений зачастую больше, чем за счет других источников. Учет этой составляющей позволяет осуществить более обоснованный прогноз эвтрофного статуса водоема и динамики эвтрофирования вод.

Наличие технологических потерь органических и минеральных удобрений может привести к эвтрофированию водоемов даже в условиях Крайнего Севера, так как эти водоемы более чувствительны к биогенной нагрузке. Это особенно характерно для вновь затопленных после спуска и временного использования для производства кормов термокарстовых озер (аласов, хасыреев и лайдов) [152, 163, 190, 254].

Прогностическая оценка эвтрофирования ряда термокарстовых озер Чукотки и Якутии после их затопления показала, что при экспоненциальном (по времени) законе поступления БВ в водоем его интенсивная антропогенная эвтрофикация возможна в первые годы, особенно в условиях низкого уровня хозяйствования (наличие на полях необранного урожая, сельскохозяйственных отходов, удобрений и т. д.), т. е. при наличии технологических потерь БВ.

Большую опасность для эвтрофирования водных источников представляют технологические потери БВ в результате недоиспользования и несовершенного применения органических удобрений. Так, например, в Ленинградской области на животноводческих и птицеводческих предприятиях ежегодно образуется 6—8 млн т отходов, загрязняющих окружающую природную среду, хотя уже имеются все предпосылки по вовлечению этих отходов в ресурсное воспроизводство. Более подробно вопросы технологических потерь при получении и применении органических удобрений изложены в [119, 124, 171, 182, 220, 223].

## **2.5.**

### **Определение объема биогенной нагрузки, формирующейся под воздействием природных факторов**

На процесс биогенного загрязнения водоемов в природно-аграрных системах активное влияние оказывают такие факторы, как естественный растительный покров, атмосферные осадки и эрозионный смыв почвы. Рассмотрим некоторые подходы к определению биогенной нагрузки, сформированной под влиянием этих факторов.

Растительный покров природно-аграрных систем, с одной стороны, снижает биогенную нагрузку путем поглощения питательных веществ, а с другой — способствует ее увеличению за счет поступления БВ в природную среду при разложении растительного опада. Так, по данным [131], при прохождении слабомине-

рализованных вод поверхностного стока через лесную полосу в них увеличивается концентрация фосфатов за счет их выноса из растительной подстилки, при этом следует учитывать, что в лесу БВ содержится намного больше, чем в лесозащитных полосах.

В табл. 1.16 приведены удельные значения ежегодного поступления БВ в лесную подстилку с растительным спадом. Содержание БВ в опаде колеблется в широких пределах (азота 16—60 кг/га, фосфора 2,0—9,0 кг/га), поэтому биогенную нагрузку, формирующуюся под влиянием лесной растительности, необходимо рассчитывать с учетом видового состава древостоя по зависимости

$$W'_{pi} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (V_{j,i} \alpha_i F_j), \quad (2.70)$$

где  $V_{j,i}$  — удельное количество  $i$ -го БВ, ежегодно поступающего в лесную подстилку с растительным опадом  $j$ -го типа леса, кг/га (см. табл. 1.16),  $\alpha_i$  — коэффициент возможных естественных потерь  $i$ -го БВ при разложении растительного опада;  $n$  — количество БВ;  $m$  — число типов леса,  $F_j$  — площадь  $j$ -го типа леса.

При определении коэффициента возможных потерь БВ в процессе разложения растительного опада сделан ряд допущений, обусловленных недостатком исходной информации:

коэффициент не зависит от типа лесной растительности;

коэффициент характеризует вынос БВ не в водоемы, а в природную среду, однако для районов с густой гидрографической сетью, которая свойственна большинству исследуемых водосборов в пределах северо-запада нечерноземной зоны России эти понятия идентичны [11, 110, 217, 221].

Исходя из изложенного, искомый коэффициент может быть определен по формуле:

$$\alpha_i = \bar{v}_i / \bar{V}_i, \quad (2.71)$$

где  $\bar{v}_i$  — среднее удельное значение возможного выноса  $i$ -го БВ при разложении лесного опада исследуемых водосборов, кг/га (табл. 1.17);  $\bar{V}_i$  — среднее удельное значение возможного содержания  $i$ -го БВ в лесном опаде, кг/га (табл. 1.16).

Для лесов северо-запада нечерноземной зоны России коэффициент возможных потерь БВ при разложении лесного опада составляет для азота 0,035, для фосфора 0,008.

Потери БВ при разложении лугового и болотного растительных опадов вычисляются по формуле:

$$W''_{pi} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (J_{i,j} F_j), \quad (2.72)$$

где  $J_{i,j}$  — удельный вынос  $i$ -го БВ в природную среду при разложении растительного опада  $j$ -го вида угодья, кг/га (табл. 2.14);  $F_j$  — площадь, занятая  $j$ -м угодьем, га;  $j$  — виды угодий (верховые, низинные болота, луга);  $m$  — число угодий.

Суммарный вынос БВ в природную среду из естественного растительного покрова природно-аграрных систем рассчитывается по формуле:

$$W_{pi} = \sum_{i=1}^n (W'_{pi} + W''_{pi}). \quad (2.73)$$

Другим фактором, активно влияющим на биогенную нагрузку в природно-аграрных системах, являются атмосферные осадки.

Таблица 2.14

Удельные естественные потери БВ (кг/га) при разложении лугового и болотного растительных опадов [110, 159]

Вид угодья	Азот	Фосфор
Естественные луга	1,80	0,04
Верховые болота	1,80	0,08
Низинные болота	4,00	0,10

Их воздействие может достигать значительных размеров, что иллюстрируют данные: приведенные в табл. 1.15. Для определения объема БВ, поступающих в исследуемые природно-аграрные системы из атмосферы, созданы карты удельных показателей биогенной нагрузки, формирующейся под воздействием атмосферных осадков. Рассмотрим

пример составления таких карт для азота и фосфора в нечерноземной зоне России.

Удельный годовой вынос нитратного и аммонийного азота из атмосферы зависит в основном от объема осадков, так как изменение содержания этих веществ по исследуемой территории сравнительно невелико. В основу карты удельных показателей среднегодового поступления азота из атмосферы (влажное выпадение) положены данные по 40 метеостанциям за период 1976—1985 гг. [69].

Для сопоставимости данных за отдельные годы рассчитывалось средневзвешенное значение влажного выпадения суммы ионов:

$$P_N = \sum_{i=1}^n ([N]_i q_i \cdot 10^{-2}), \quad (2.74)$$

где  $[N]_i$  — концентрация азота, мг/л;  $q_i$  — месячная сумма осадков, мм;  $n$  — число месяцев в году с осадками;  $i$  — исследуемый месяц.

Для пересчета исходной информации, имеющейся в справочниках, в сумму ионов может быть использована следующая зависимость:

$$[N] = 0,778 [NH_4^+] + 0,226 [NO_3^-], \quad (2.75)$$

где  $[NH_4^+]$  и  $[NO_3^-]$  — содержание нитратных ионов и аммония в атмосферных осадках, кг/л.

Полученные таким образом значения влажного выпадения суммы ионов ( $P_N$ ) привязаны на географической карте (масштаб 1 : 2 500 000) к метеостанциям, по данным которых производились

расчеты. Это позволило построить изолинии, характеризующие поступление азота на земную поверхность из атмосферы. Фрагмент этой карты приведен на рис. 2.7.

Информация о содержании фосфора в атмосферных осадках из-за его малой концентрации в гидрометеорологических справочниках отсутствует, однако, согласно данным табл. 1.15, на земную поверхность может поступать значительное количество фосфора, особенно вблизи крупных населенных пунктов. Поэтому этот источник биогенной нагрузки на природно-аграрные системы также необходимо учитывать.

При составлении карты фосфорной нагрузки было сделано допущение, что в радиусе 40 км от крупных населенных пунктов с атмосферными осадками выпадает 0,4 кг/га фосфора, в радиусе 100 км — 0,2 кг/га, далее фосфорная нагрузка отсутствует [25, 70, 128, 188, 225, 217, 225]. В качестве крупных населенных пунктов условно принимались города с количеством жителей более 100 000.

Процесс составления карт заключается в следующем: на карте масштаба 1 : 2 500 000 вокруг крупных населенных пунктов проводятся окружности радиусом 1,6 и 4,0 см, затем территории с одинаковым удельным выносом объединяются в один ареал. Фрагмент карты, характеризующей удельное поступление фосфора из атмосферы на земную поверхность, приведен на рис. 2.8.

При наличии карты удельных показателей биогенной нагрузки, сформированной под воздействием атмосферных осадков, для каждого угодья природно-аграрной системы можно рассчитать количество БВ, поступившее из атмосферы и вынесенное в природную среду по формуле:

$$W_{ai, j} = \omega_{ai, j} F_j \alpha, \quad (2.76)$$

где  $\omega_{ai, j}$  — удельное поступление из атмосферы  $i$ -го БВ для  $j$ -го угодья, кг/га (см. рис. 2.7, 2.8);  $F_j$  — площадь  $j$ -го угодья, га;  $\alpha$  — коэффициент выноса БВ, поступивших с атмосферными осадками (отношение поверхностного стока к количеству атмосферных осадков).

Из природных факторов наиболее активное влияние на биогенное загрязнение вод оказывают эрозионные процессы, которые стимулируют вынос БВ и в первую очередь фосфора в водные объекты. Для определения биогенной нагрузки, сформированной под воздействием данного фактора, необходимо количественно оценить динамику эрозионного смыва почвы.

В основу этой оценки заложены эмпирические зависимости, опубликованные в [18, 298], которые позволяют определить потенциальный смыв почвы как от стока дождевых осадков:

$$G_d = D \cdot P \cdot P \cdot K_d \quad (2.77)$$

(здесь  $G_d$  — модуль смыва почвы от стока дождевых осадков, т/(га · год);  $D$  — эрозионный потенциал дождевых осадков;  $P$  —

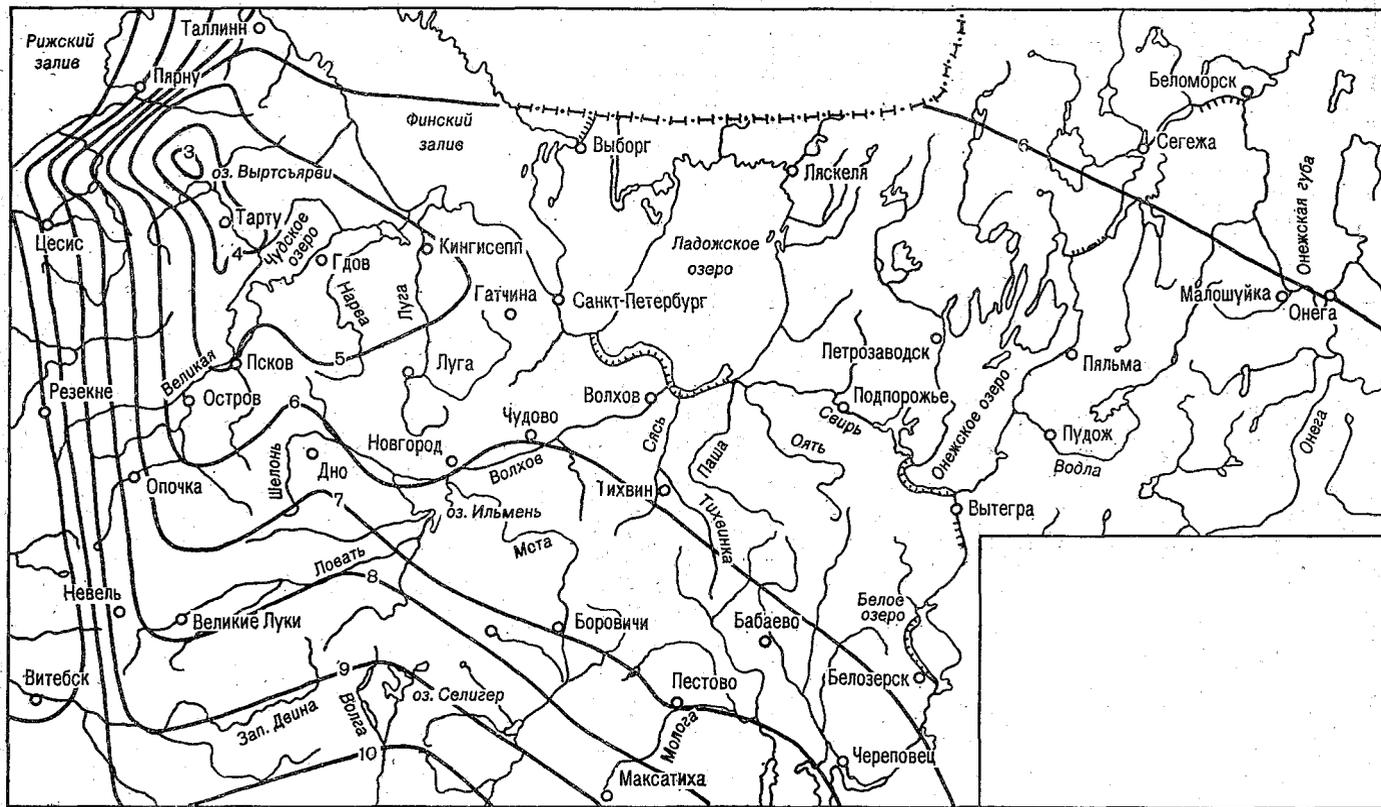


Рис. 2.7. Изолинии содержания в почве азота (кг/(га·год)), выпадающего с атмосферными осадками.

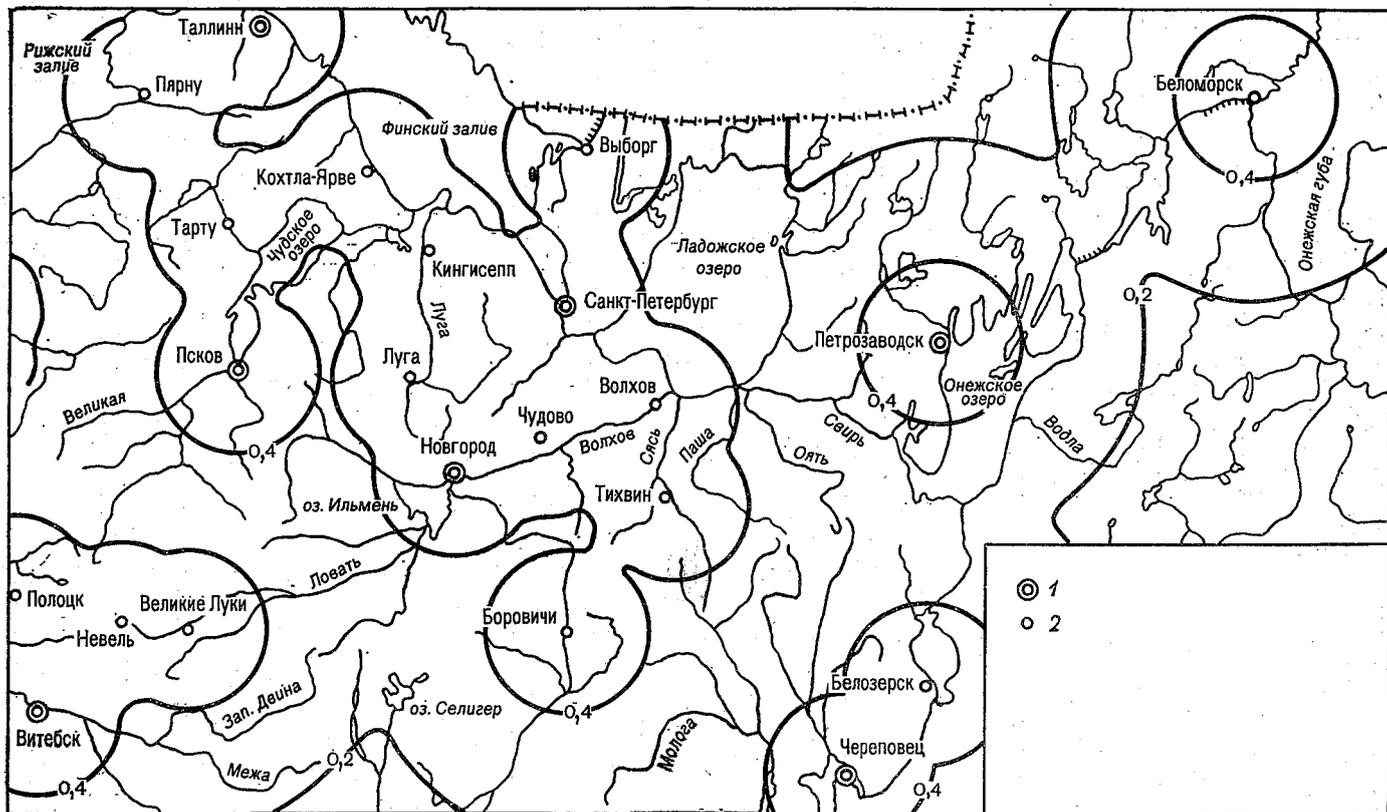


Рис. 2.8. Изолинии содержания в почве фосфора (кг/(га·год)), выпадающего с атмосферными осадками.

смываемость почвы на единицу эрозионного потенциала, т/га;  $P$  — эрозионный потенциал рельефа;  $K_d$  — безразмерный коэффициент, учитывающий почвозащитные свойства растительного покрова и агротехнику), так и от стока талых вод:

$$G_T = P_T K_T, \quad (2.78)$$

где  $G_T$  — модуль смыва почвы от стока талых вод на склонах длиной до 300 м, т/(га·год);  $P_T$  — смываемость почвы от стока талых вод, т/га;  $K_T$  — безразмерный коэффициент, учитывающий почвозащитные свойства агрофона (зависимость используется для районов с запасом воды в снеге к началу снеготаяния более 15 мм).

Приведенные зависимости рекомендованы для оценки динамики смыва почвы потому, что они наиболее приемлемы как в отношении затрат на производство расчетов, так и по возможности получения информации, необходимой для их реализации. Результаты расчетов, выполненных для контрольных участков согласно зависимости (2.77) и теоретической модели Ц. Е. Мирцхулавы [125], тесно коррелируют между собой ( $r = 0,95 \dots 0,96$ ), что подтверждает достоверность оценок.

Расчет эрозионного смыва почвы начинается с того, что для всех показателей, входящих в эмпирические зависимости (2.77), (2.78), составляются картограммы или факторные карты. Под факторной картой понимается графическое изображение результатов оценки конкретного показателя в пределах изучаемой природно-аграрной системы. Рассмотрим особенности оценки данных показателей.

Эрозионный потенциал дождей осадков представляет собой сумму произведений кинетической энергии дождей на их максимальную 30-минутную интенсивность [296, 298]. Для его определения можно использовать эмпирическую зависимость, приведенную в [265] и имеющую следующий вид:

$$D = 0,25841H \cdot i_{30} - 0,14921, \quad (2.79)$$

где  $H$  — слой выпавших осадков, мм;  $i_{30}$  — максимальная интенсивность дождя за 30-минутный интервал, мм/мин.

Данная зависимость проверена в условиях Восточно-Европейской равнины, и полученные результаты сопоставлены с эрозионными потенциалами осадков, определенными по кинетической энергии дождей (коэффициент корреляции составил 0,92—0,98) [176].

Для дождей с максимальной интенсивностью менее 0,1 мм/мин эрозионный потенциал следует вычислять по зависимостям, представленным в [176, 297], так как зависимость (2.79) дает заниженные результаты. При определении потенциала в расчет принимаются дожди со слоем осадком 10 мм и более, так как, согласно [297, 298], менее значительные осадки не вызывают заметного смыва. Значения эрозионного потенциала осадков нано-

ся на картографическую основу с привязкой к метеостанциям, по данным которых выполнялись расчеты, и проводятся соответствующие изолинии. Карта эрозионного потенциала дождей осадков для территории нечерноземной зоны России представлена на рис. 2.9. Для расчета почвозащитных коэффициентов растительного покрова и агротехники необходимо знать внутригодовое распределение эрозионного потенциала, так как почвозащитная

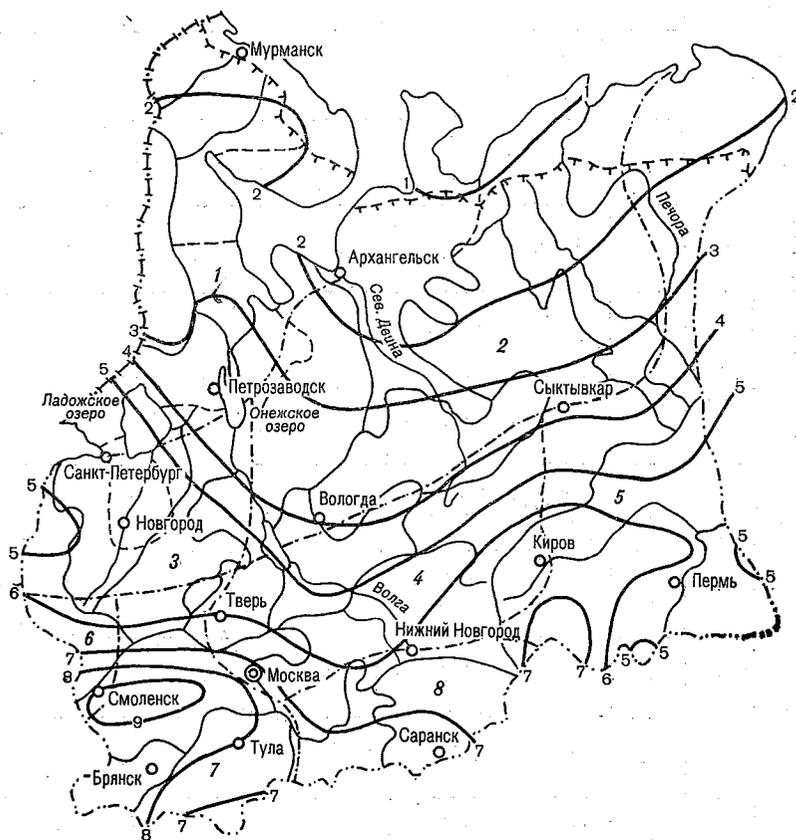


Рис. 2.9. Изолинии эрозионного потенциала дождей осадков.  
1—8 — районы согласно табл. 2.15.

способность растительности меняется в течение года. Данная информация приведена в табл. 2.15 [77].

Смываемость почв — величина, обратная противоэрозионной стойкости; она характеризуется количеством почвы, смываемой с эталонного участка черного пара при выпадении дождя с эрозионным потенциалом, равным единице [297, 298]. Смываемость почв без учета агротехники и свойств, подверженных сезонным изменениям, в основном зависит от количества гумуса, содержа-

Внутригодовое распределение (%) эрозионного потенциала дождевых осадков

Номер райо- на	Апрель		Май		Июнь		Июль		Август		Сентябрь		Октябрь		Ноябрь	
	15	30	15	31	15	30	15	31	15	31	15	30	15	31	15	30
1	—	—	—	—	6	16	38	55	67	82	92	100	—	—	—	—
2	—	—	2	5	8	16	30	65	88	93	97	100	—	—	—	—
3	—	—	5	9	18	30	45	60	75	88	93	98	99	100	—	—
4	—	—	3	8	17	29	47	71	88	95	97	98	99	100	—	—
5	—	—	2	4	7	13	22	38	65	82	92	96	98	100	—	—
6	—	—	3	11	25	45	63	74	84	92	97	100	—	—	—	—
7	—	—	3	9	18	35	51	67	80	88	93	96	98	100	—	—
8	—	—	2	5	13	22	40	63	80	90	96	100	—	—	—	—
9	—	—	4	11	28	45	65	80	90	94	97	100	—	—	—	—
10	—	—	2	7	17	31	50	70	86	94	97	100	—	—	—	—
11	—	—	2	8	18	29	44	60	75	86	95	100	—	—	—	—
12	—	—	2	4	10	18	30	43	58	70	93	96	98	100	—	—
13	—	—	3	10	28	45	60	75	86	92	95	98	99	100	—	—
14	1	3	5	9	20	34	48	62	75	85	91	94	97	100	—	—
15	1	3	5	10	18	35	55	70	80	88	93	97	99	100	—	—
16	2	5	10	17	26	36	50	62	75	84	93	97	98	100	—	—
17	2	5	10	20	34	47	58	67	77	85	92	95	98	100	—	—
18	2	4	5	8	12	15	17	20	25	35	75	94	98	100	—	—

Номер района	Апрель		Май		Июнь		Июль		Август		Сентябрь		Октябрь		Ноябрь	
	15	30	15	31	15	30	15	31	15	31	15	30	15	31	15	30
19	1	4	8	14	25	37	44	49	58	76	90	96	99	100	—	—
20	2	3	6	13	25	38	53	65	80	90	97	100	—	—	—	—
21	2	4	7	11	18	25	32	49	55	68	78	88	95	100	—	—
22	6	7	9	11	14	18	23	32	43	59	65	75	82	87	—	—
23	1	2	8	20	41	55	65	74	80	87	92	97	99	100	—	—
24	2	5	12	20	30	42	52	59	65	71	80	86	92	95	98	100
25	8	21	24	27	29	32	32	33	40	50	60	73	78	82	88	100
26	1	4	8	15	25	36	50	64	75	83	89	94	98	100	—	—
27	3	8	20	38	57	69	78	83	87	90	93	96	98	100	—	—
28	2	8	19	31	44	54	59	61	67	74	80	85	88	94	98	100
29	—	—	10	30	42	48	54	58	60	61	68	90	97	100	—	—
30	5	11	20	32	41	49	50	50	53	59	68	81	90	94	97	100
31	1	2	3	5	9	14	20	26	34	44	57	71	85	93	97	100

Примечание. Для района 22:

Декабрь		Январь		Февраль		Март	
15	31	15	31	15	28	15	31
98	100	—	1	2	3	4	5

ния песка (0,1—1,0 мм) и мелкого песка с пылью (0,001—0,1 мм); она определяется по графику, представленному на рис. 2.10. Обобщенные характеристики основных типов почв нечерноземной зоны России, необходимые для определения их смываемости, приведены в табл. 2.16, составленной по данным [130].

После определения смываемости для всех типов почв полученные значения делятся на классы с шагом 0,2 единицы и на почвенной карте проводятся границы ареалов, соответствующие вы-

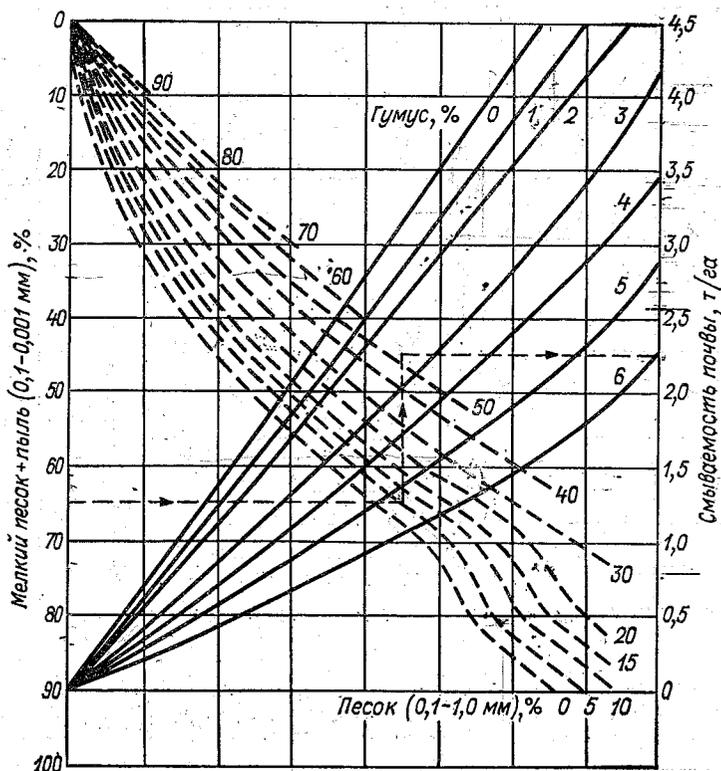


Рис. 2.10. График для определения смываемости почв. (П)

бранным классам, которые затем переносятся на картографическую основу.

Эрозионный потенциал  $P$  рельефа отражает интенсивность смыва почвы в зависимости от крутизны и протяженности склонов. Данная зависимость выражается следующей формулой:

$$P = (L/22,1)^m (0,065 + 4,56q + 65,41q^2), \quad (2.80)$$

где  $L$  — длина склона, м;  $q$  — уклон рельефа, %;  $m$  — показатель степени, равный 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 при уклонах соответственно менее 1%; 1—3%; 3—5%; более 5%.

Таблица 2.16

Содержание (%) песка и гумуса в основных типах почв  
нечерноземной зоны России

Тип почвы	Механический состав почвы	Песок		Гумус	Число определений	
		>0,1 мм	0,1—0,001 мм			
Дерново-слабоподзолистые кровных отложений	СП	20	74	1,4	7	
	ЛС	6	84	1,9	80	
	СС	4	85	2,3	120	
	ТС	3	80	2,8	56	
	Г	3	73	3,5	10	
	Дерново-среднеподзолистые	СП	18	73	1,5	30
		ЛС	7	83	1,7	110
		СС	5	81	2,0	100
		ТС	3	81	2,7	30
		Г	2	74	2,9	10
Дерново-сильноподзолистые	СП	17	78	1,6	25	
	ЛС	12	80	1,7	90	
	СС	8	80	2,2	90	
	ТС	3	79	2,5	20	
	Г	1	75	3,0	10	
	П	65	32	1,5	25	
Дерново-слабоподзолистые на моренных отложениях	СП	48	48	1,5	110	
	ЛС	34	59	1,8	130	
	СС	28	63	3,1	49	
	ТС	22	64	2,8	20	
	Г	16	53	2,6	3	
	Дерново-среднеподзолистые	П	67	31	1,2	24
		СП	46	50	1,9	170
		ЛС	32	60	1,8	180
		СС	28	61	2,3	47
		ТС	19	65	2,8	45
Дерново-сильноподзолистые	Г	12	65	3,2	1	
	П	61	35	1,6	3	
	СП	47	50	1,6	80	
	ЛС	31	61	1,8	125	
	СС	25	61	1,8	20	
	ТС	25	55	2,0	5	
Светло-серые лесные	Г	19	51	2,5	1	
	СП	28	69	1,6	40	
	ЛС	6	86	2,0	70	
	СС	3	82	2,6	150	
	ТС	3	78	2,9	50	
Серые лесные	Г	2	73	3,2	8	
	СП	—	—	—	—	
	ЛС	8	83	3,0	20	
	СС	3	83	3,0	80	
	ТС	3	76	3,7	60	
Темно-серые лесные	Г	3	71	3,8	25	
	ЛС	3	90	3,6	20	
	СС	4	83	4,0	25	
	ТС	3	74	5,6	30	
	Г	2	70	6,0	10	

Примечание. П — пески; СП — супеси; ЛС — легкие суглинки; СС — средние суглинки; ТС — тяжелые суглинки; Г — глины.

Для определения уклона рельефа по карте может быть использована формула:

$$q = 1000 \operatorname{tg} \alpha, \quad (2.81)$$

где  $\alpha$  — наибольшая крутизна склона (определяется по карте с использованием шкалы заложений).

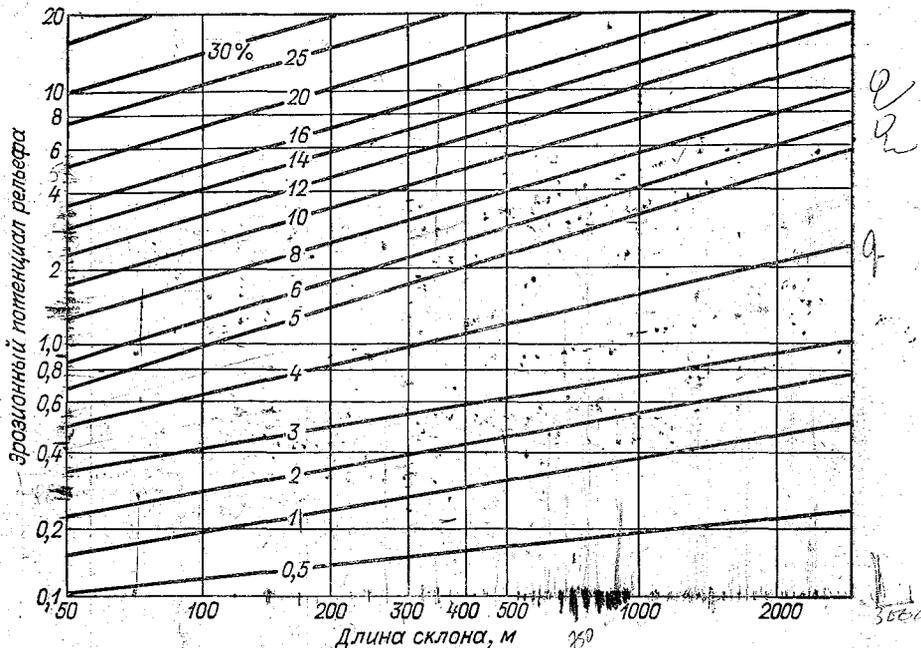


Рис. 2.11. График для определения эрозионного потенциала рельефа.

Эрозионный потенциал рельефа рекомендуется определять по графику (рис. 2.11), построенному в соответствии с формулой (2.80). Для оценки крутизны и протяженности склонов следует использовать методы математической статистики, изложенные в [23, 108].

Для составления карты эрозионного потенциала рельефа его значения распределяются по классам с шагом 0,25 для пашни и 1,0 — для естественных кормовых угодий; территории, попадающие по значению потенциала в один класс, объединяются в общий ареал.

Почвозащитные свойства растительного покрова и агротехники характеризуют устойчивость почв к смываемости в зависимости от использования земель и состава культур. Для их расчета применяется следующая зависимость:

$$K_d = \sum_{j=1}^m \left[ \left( \sum_{i=1}^n D'_{i,j} \Pi'_{i,j} / 10\,000 \right) F_j \right] 100, \quad (2.82)$$

где  $D_{i,j}$  — эрозионный потенциал дождевых осадков в  $i$ -й период развития  $j$ -й группы культур (см. табл. 2.15);  $P_{i,j}$  — коэффициент смыва почвы в  $i$ -й период для  $j$ -й группы культур, % (табл. 2.17) [5];  $F_j$  — площадь посевов под  $j$ -й группой культур, га;  $j$  — возделываемые группы культур  $j = 1, m$ ;  $i$  — периоды развития возделываемых групп культур,  $i = 1, n$ .

Таблица 2.17

Коэффициенты (%) смыва почвы с посевов

Агротехника	Урожайность, ц/г	Проективное покрытие, %					
		0	0-10	10-50	50-80	>80	0
Густопокровные озимые и яровые зерновые, зернобобовые и кормовые							
Отвальная вспашка осенняя	<15	65,0	79,0	70,0	38,0	10,0	20,0
	15-20	60,0	76,0	66,0	36,0	9,0	20,0
	20-30	51,0	71,0	62,0	33,0	8,0	20,0
	>30	47,0	66,0	58,0	31,0	7,0	20,0
Плоскорезная обработка по стерне колосовых	<15	33,0	38,0	30,0	23,0	7,0	15,0
	15-20	30,0	34,0	28,0	22,0	7,0	15,0
	20-30	27,0	32,0	25,0	20,0	6,0	15,0
	>30	25,0	30,0	24,0	18,0	5,0	15,0
Плоскорезная обработка по живным остаткам пропашных	<15	52,0	57,0	35,0	23,0	7,0	20,0
	15-20	49,0	54,0	33,0	22,0	7,0	20,0
	20-30	47,0	52,0	30,0	20,0	6,0	20,0
	>30	45,0	50,0	29,0	18,0	5,0	20,0

Пропашные высокостебельные культуры

Отвальная осенняя вспашка, обычная агротехника	Низкая	79,0	86,0	73,0	52,0	35,0	60,0
	Средняя	77,0	83,0	71,0	50,0	27,0	45,0
	Высокая	76,0	82,0	70,0	49,0	23,0	40,0
Индустриальная технология	Средняя	77,0	83,0	65,0	47,0	25,0	43,0
	Высокая	76,0	82,0	64,0	46,0	22,0	38,0
Плоскорезная обработка по стерне колосовых	Низкая	30,0	35,0	33,0	30,0	30,0	50,0
	Средняя	27,0	32,0	30,0	27,0	25,0	40,0
	Высокая	25,0	30,0	28,0	25,0	22,0	35,0

Низкостебельные пропашные культуры

Сахарная свекла	—	77,0	83,0	76,0	63,0	40,0	60,0
Многолетние травы (2-3 года пользования)	—	—	—	1,0	1,0	1,0	—
Клевер	—	—	—	2,0	2,0	2,0	—
Люцерна	—	—	—	2,5	2,5	2,5	—

Пар

Отвальная	—	80,0	—	—	—	—	—
Плоскорезная	—	60,0	—	—	—	—	—

Пример определения почвозащитных коэффициентов полевых культур приведен в приложении 2. При создании картограмм почвозащитных свойств посевов их шаг целесообразно принимать с дискретностью 0,02.

Почвозащитные свойства естественных кормовых угодий в течение года изменяются незначительно, поэтому коэффициенты для них можно рассчитать по данным табл. 2.18 [5].

Таблица 2.18

Почвозащитные коэффициенты естественных кормовых угодий

Растительный покров		Проективное покрытие (растительный опад, мхи и т. д.), %					
Тип травостоя	Проективное покрытие травостоя, %	0	20	40	60	80	>95
Низкорослый (стелющийся)		0,45	0,20	0,10	0,042	0,013	0,003
		$\frac{0,45}{0,45}$	$\frac{0,20}{0,24}$	$\frac{0,10}{0,15}$	$\frac{0,042}{0,091}$	$\frac{0,013}{0,043}$	$\frac{0,003}{0,011}$
Высотой более 15 см	25	0,36	0,17	0,090	0,038	0,013	0,003
	25	$\frac{0,36}{0,36}$	$\frac{0,17}{0,20}$	$\frac{0,090}{0,13}$	$\frac{0,038}{0,083}$	$\frac{0,013}{0,041}$	$\frac{0,003}{0,041}$
	50	0,26	0,13	0,07	0,035	0,012	0,003
	50	$\frac{0,26}{0,26}$	$\frac{0,13}{0,16}$	$\frac{0,07}{0,11}$	$\frac{0,035}{0,076}$	$\frac{0,012}{0,039}$	$\frac{0,003}{0,011}$
	75	0,17	0,10	0,06	0,032	0,011	0,003
	75	$\frac{0,17}{0,17}$	$\frac{0,10}{0,12}$	$\frac{0,06}{0,09}$	$\frac{0,032}{0,068}$	$\frac{0,011}{0,038}$	$\frac{0,003}{0,011}$

Примечание. Числитель — злаки, знаменатель — разнотравье.

Смываемость почв от стока талых вод — величина, обратная противозерозионной стойкости; она характеризуется количеством смытой почвы в период снеготаяния и зависит от слоя стока и потенциальной способности почвы к смыву.

Слой стока  $S_j$  рассчитывается по следующей формуле:

$$S_j = M_c \eta_i, \quad (2.83)$$

где  $M_c$  — запас воды в снеге, мм;  $\eta_i$  — коэффициент весеннего стока для почв  $i$ -го механического состава;  $j$  — тип почвы.

Запас воды в снеге определяется по климатическим справочникам для всех метеостанций, расположенных в пределах исследуемой территории; полученные данные переносятся на картографическую основу и проводятся соответствующие изолинии.

Так как сток зависит также от механического состава почв, то составляется карта, на которой почвы подразделяются на 1) песчаные и супесчаные, 2) глинистые и суглинистые. На эту же карту наносятся границы природных зон.

Для определения значения смываемости почв необходима информация об их потенциальной способности к смыву. В настоящее время все почвы по способности к смыву разделены на три

группы: 1) типичные, обыкновенные и южные черноземы, 2) оподзоленные и выщелоченные черноземы, серые и темно-серые лесные, бурые горно-лесные, 3) подзолистые, дерново-подзолистые, светло-серые и светло-каштановые. Карта потенциальной способности почв к смыву составляется путем построения ареалов в соответствии с принятой группировкой.

Таблица 2.19

Агрофон . . . . .	Зябь	Озимые	Стерня и плоскорезная зябь	Многолетние травы
Коэффициент $K_T$	1,0	0,4	0,5	0,1

При совмещении полученной информации на одной картографической основе вся территория разбивается на элементарные ареалы, для которых определяются: средние значения запаса воды в снеге; характеристики уклонов; механический состав почв и почвозащитный коэффициент агрофона (табл. 2.19) [5]. По этим данным, согласно табл. 2.20, 2.21, находятся коэффициенты весеннего стока, смываемость почв и рассчитывается объем смыва почвы от стока талых вод. Пример расчета для района 23 приведен в приложении 3.

Расчеты для естественных кормовых угодий не производятся, так как в районах с запасом воды в снеге более 15 мм склоны обычно задернованы и при снеготаянии смыв незначителен.

Таблица 2.20

Коэффициенты весеннего стока [42]

Механический состав почвы	Уклон, %											
	0,5	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	8,0	10,0	15,0	20,0	—
Лесная зона												
Супесчаные	—	0,04	0,08	0,12	0,16	0,19	0,22	0,28	0,33	0,46	—	—
Суглинистые и глинистые	—	0,10	0,17	0,24	0,30	0,34	0,38	0,44	0,50	0,60	0,67	—
Лесостепная зона												
Супесчаные	—	0,04	0,07	0,10	0,14	0,17	0,22	0,27	0,36	—	—	—
Суглинистые и глинистые	—	0,08	0,14	0,19	0,24	0,28	0,32	0,40	0,46	0,60	0,71	—
Степная зона Восточно-Европейской равнины												
Супесчаные	—	0,03	0,06	0,09	0,13	0,16	0,19	0,22	—	—	—	—
Суглинистые и глинистые	—	0,08	0,13	0,17	0,20	0,23	0,25	0,30	0,34	0,43	0,50	—
Степная зона Сибири												
Супесчаные	0,04	0,07	0,11	0,14	0,17	0,19	0,21	0,30	—	—	—	—
Суглинистые и глинистые	0,05	0,07	0,13	0,18	0,21	0,25	0,28	0,33	—	—	—	—

После определения эрозионного смыва почвы под влиянием дождевых осадков и талых вод для каждого угодья природно-аграрной системы рассчитывается возможный годовой вынос почвы в результате эрозионных процессов:

$$G_j = G_{dj} + G_{тj}, \quad (2.84)$$

где  $G_j$  — модуль смыва почвы в результате эрозионных процессов с  $j$ -го угодья, т.

Таблица 2.21

Смываемость (т/га) распаханых под зябь почв в зависимости от слоя стока [18]

Группа смываемости почвы	Слой стока, мм								
	10	20	30	40	50	60	70	80	90
1	0,05	0,10	0,40	0,80	1,50	2,40	3,60	5,15	6,00
2	0,10	0,35	1,50	2,70	3,90	5,15	6,35	7,30	8,20
3	0,75	1,20	3,40	5,20	7,00	8,80	10,70	12,20	13,80

В условиях нечерноземной зоны России с твердым стоком в основном выносятся фосфор (более 90 % его общих потерь), а вынос азота незначителен [128], поэтому расчет поступления БВ в природную среду с продуктами эрозии производится только по фосфору. Для расчетов используется эмпирическая зависимость, полученная по результатам [128]:

$$W_{эj} = 0,02G_j^{0,58}, \quad (2.85)$$

где  $W_{эj}$  — вынос фосфора с  $j$ -го угодья в природную среду с продуктами эрозии, кг.

## 2.6.

### Оценка влияния природно-аграрных систем на миграцию биогенных веществ

Воздействие природной среды на интенсивность или сдерживание процессов миграции БВ зависит от особенностей исследуемых природно-аграрных систем, к которым относятся: соотношение между культурными и естественными угодьями, их структура и размещение по водосбору, механический состав почв, густота гидрографической сети, расстояние угодий от водотоков, поверхностный сток, расчлененность и уклоны рельефа и т. д.

Как отмечено в п. 1.3, вынос БВ в природную среду зависит от типа угодий, с сельскохозяйственных угодий он более интенсивен, чем с естественных. В результате с полей фосфора выносятся в 2—10 раз, а азота в 1,5—5 раз больше, чем с территорий, занятых лесом [128]. Лесные насаждения могут задерживать до 45 % БВ, поступающих с наносами [131].

На миграцию БВ оказывает также влияние механический состав почв, что связано с их поглотительной способностью. Например, на суглинистых почвах вынос БВ более активный, чем на супесчаных. Следовательно, чем больше поверхностные и внутрипочвенные воды мигрируют по естественным угодьям, особенно расположенных на почвах легкого механического состава, тем меньше БВ выносятся ими в водные объекты.

Однако при оценке выноса необходимо учитывать, что на снижение биогенной нагрузки оказывают влияние лишь те естественные угодья, через которые проходит сток. Согласно [128], их площадь на водосборе составляет не более 0,2 % общей площади угодий.

На вынос БВ в водотоки существенное влияние оказывает расстояние угодий от береговой линии, так как в процессе длительной миграции по водосбору большая часть БВ испаряется или усваивается высшей растительностью [75, 206].

Рассмотренные особенности природно-аграрных систем способствуют сдерживанию миграции БВ, в то время как густота гидрографической сети, поверхностный сток, расчлененность рельефа и крутизна склонов стимулируют миграционные процессы. Из приведенных факторов наибольшее влияние на объем выноса оказывает густота гидрографической сети, так как при хорошем дренировании территории большая часть БВ попадает в водотоки, не успевая поглощаться естественными фильтрами. Этот вывод подтверждается данными [258]; на рис. 1.15 приведена линейная зависимость выноса фосфора от густоты гидрографической сети для условий залесенных водосборов, согласно которой с увеличением дренированности лесных территорий в 7 раз вынос фосфора увеличивается в 3 раза.

Другим фактором, активизирующим процессы миграции, является поверхностный склоновый сток; он определяет концентрацию и вынос растворенных питательных веществ и, кроме того, оказывает влияние на интенсивность смыва почвы (что иллюстрируют данные, приведенные на рис. 2.12) [128] и тем самым стимулирует миграцию БВ с продуктами эрозии.

Расчлененность рельефа и крутизна склонов, согласно [95], следует учитывать лишь при определении выноса БВ для незначительных территорий, так как с увеличением площади их влияние резко снижается.

При оценке миграционных процессов на больших водосборах целесообразно использовать только «ведущие» факторы природно-аграрных систем, т. е. оказывающие решающее воздействие на динамику биогенной нагрузки, к которым относятся поглотительная способность естественной растительности и густота гидрографической сети.

Оценка влияния природно-аграрных систем на миграционные процессы осуществляется в два этапа. На первом этапе для каждого сельскохозяйственного объекта рассчитывается возможное поглощение БВ естественными угодьями, через которые проходят

стоки, и с учетом этого — остаточная поглотительная способность самих угодий; на втором — определяется поглотительная способность остальных естественных угодий.

Перед началом работ основной водоток разбивается на расчетные участки, так чтобы в пределах каждого из них движение руслового потока считалось равномерным. Их границы по водораздельным линиям проводятся на водосборе. В результате вся природно-аграрная система расчленяется на ряд ареалов, имею-

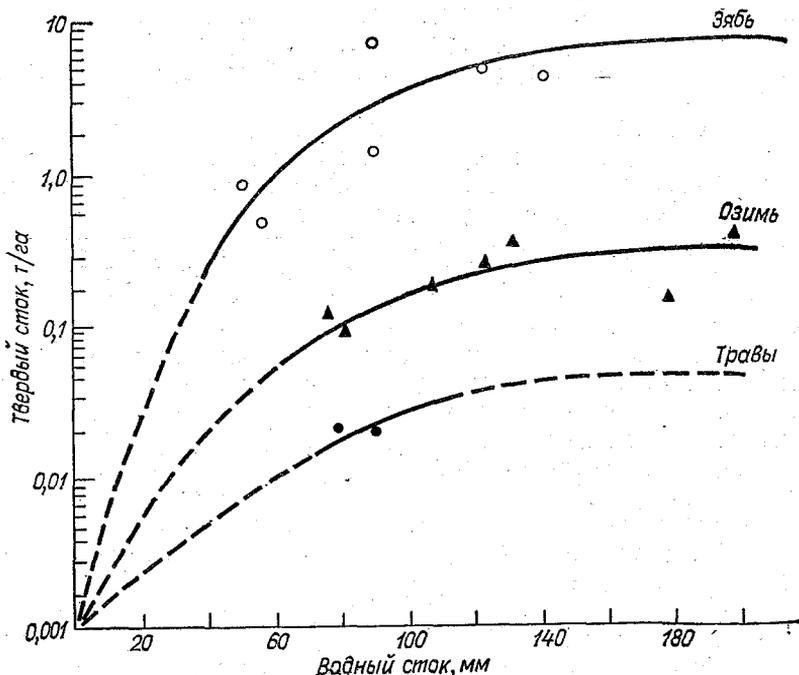


Рис. 2.12. Влияние поверхностного стока на твердый сток [128].

щих сток к основному водотоку и не имеющих. Каждому ареалу присваивается номер. Оценка влияния природно-аграрных систем на миграцию БВ осуществляется в пределах этих ареалов. Методика выбора границ расчетных участков и последовательность их нумерации изложена в главе 3.

Расчет поглощения естественными угодьями БВ, вынесенных с сельскохозяйственных объектов и определение остаточной поглотительной способности угодий производится в двух вариантах:

1) в том случае, когда биогенная нагрузка изучаемого объекта больше поглотительной способности естественных угодий, по формулам:

$$z_{i,k} = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^m [(F_j \cdot J_{t,i} \cdot k_j) - (W_{a f, i} + W_{p f, i})] / F'_k, \quad (2.86)$$

$$z'_{i,j} = (W_{a f, i} + W_{p f, i}) / F_j, \quad (2.87)$$

где  $z_{i,k}$  — удельное поглощение естественными угодьями  $i$ -го БВ, вынесенного с  $k$ -го объекта, кг/га;  $F_j$  — площадь  $j$ -го естественного угодья, га;  $J_{j,i}$  — показатель способности  $j$ -го естественного угодья поглощать  $i$ -е БВ, кг/(га·год) (табл. 2.22);  $k_j$  — коэффициент влияния густоты гидрографической сети на поглотительную способность  $j$ -го естественного угодья (рис. 2.13);  $W_{a,j,i}$  и  $W_{p,j,i}$  — количество  $i$ -го БВ, поступившего в  $j$ -е угодье соответственно из

Таблица 2.22

Удельная способность (кг/(га·год)) естественных угодий поглощать БВ  
[8, 21, 46, 104, 117, 131, 134, 142, 172]

Вид естественного угодья	Азот	Фосфор	Калий
Луга и сенокосы	6	3	98
Лесозащитные полосы	18	12	169
Леса	42	21	421
Болотные массивы, заросшие камышом	324	180	—

атмосферы и растительного опада и вынесенное в природную среду, кг (см. п. 2.5);  $F'_k$  — площадь  $k$ -го объекта, га;  $z'_{i,j}$  — остаточная удельная способность  $j$ -го угодья поглощать  $i$ -е БВ, кг/га;  $i$  — вид БВ,  $j$  — вид естественного угодья;  $n$  — число этих угодий;  $m$  — количество БВ;

2) в условиях, когда поглотительная способность естественных угодий больше биогенной нагрузки изучаемого объекта, используются следующие зависимости:

$$z_{i,k} = W_{i,k}/F'_k; \quad (2.88)$$

$$z'_{i,j} = \sum_{i=1}^n \sum_{i=1}^m [(F_j J_{i,j} k_j) - W_{i,k}]/F_j, \quad (2.89)$$

где  $W_{i,k}$  — вынос  $i$ -го БВ в природную среду из  $k$ -го объекта.

Если объект точечный, то рассчитывается не удельное, а общее поглощение БВ естественными угодьями.

На рис. 2.13 приведена зависимость поглотительной способности покрова от густоты гидрографической сети (по данным [257]).

Для угодий, через которые не проходят сельскохозяйственные стоки, поглотительная способность определяется по формуле:

$$z''_{i,j} = J_{i,j} \bar{k}, \quad (2.90)$$

где  $z''_{i,j}$  — удельная способность  $j$ -го естественного угодья, не являющегося фильтром для стоков с сельскохозяйственных объектов, поглощать  $i$ -е БВ, кг;  $\bar{k}$  — осредненный коэффициент влияния густоты гидрографической сети на поглотительную способность естественных угодий.

Если естественное угодье не может поглотить биогенную нагрузку, образовавшуюся при разложении растительного опада, что характерно для лугов и сенокосов, но имеются другие угодья (лес, болото), которые ее поглощают, расчеты выполняются по зависимостям (2.88), (2.89); при этом данное угодье условно считается сельскохозяйственным.

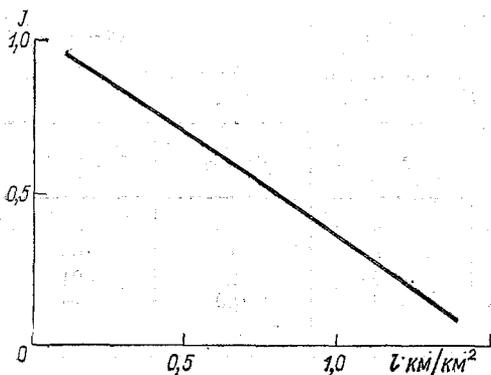


Рис. 2.13. Зависимость коэффициента  $J$ , характеризующего поглощательную способность естественного растительного покрова, от густоты гидрографической сети.

Определение густоты гидрографической сети в пределах естественных угодий, являющихся поглотителями биогенной нагрузки, производится по формуле:

$$l_j = L_j / P_j, \quad (2.91)$$

где  $l$  — густота гидрографической сети для  $j$ -го угодья, км/км<sup>2</sup>;  $L_j$  — длина водотоков в пределах  $j$ -го угодья, км;  $P_j$  — площадь  $j$ -го угодья, км<sup>2</sup>.

Данный способ требует значения длины всех водотоков, которую можно определить с помощью циркуля-измерителя по картам масштаба не мельче 1:100 000, так как на них гидрографическая сеть изображена полностью и достаточно подробно.

Грубое измерение длины можно выполнять курвиметром, но для очень извилистой гидрографической сети он непригоден. Средняя густота гидрографической сети в пределах участка может быть определена по статистической зависимости [23]:

$$l_k \approx 1,5 \sqrt{n_k} / \sqrt{P_k}, \quad (2.92)$$

где  $l_k$  — средняя густота гидрографической сети в пределах  $k$ -го участка, км/км<sup>2</sup>;  $n$  — число водотоков на  $k$ -м участке;  $P_k$  — площадь  $k$ -го участка, км<sup>2</sup>.

Таким образом, для вычисления средней густоты гидрографической сети по зависимости (2.92) достаточно определить количество водотоков на расчетном участке и его площадь. Определение площадей естественных угодий производится с помощью палетки или на основе статистических подходов, подробно изложенных в [23, 133].

После расчета удельных значений возможного поглощения биогенной нагрузки, вынесенной в природную среду с сельскохозяйственных объектов, и удельной поглотительной способности естественных угодий составляется карта влияния природно-аграрной системы на миграцию БВ в масштабе 1 : 50 000 или 1 : 100 000, пример которой представлен на рис. 2.14.

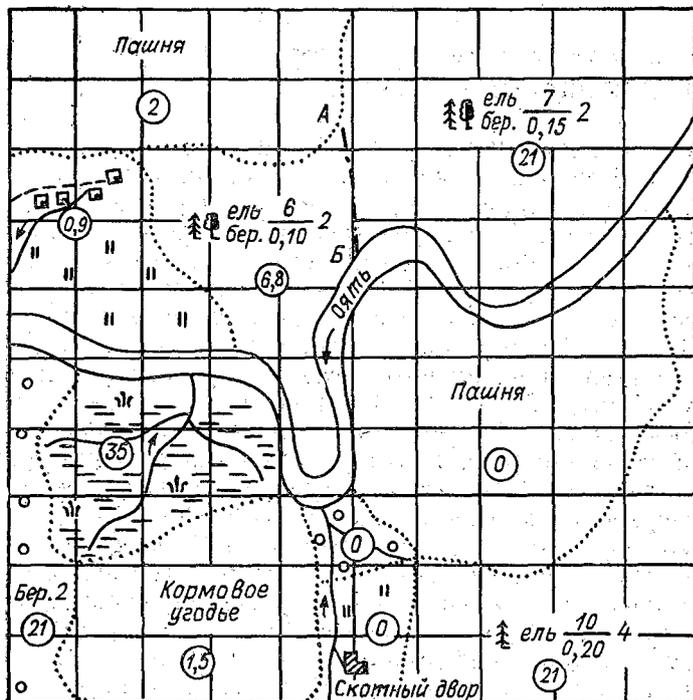


Рис. 2.14. Карта удельных показателей (цифры в кружках, кг/га) возможного поглощения фосфора естественным растительным покровом.

Клетки — ячейки матрицы; АБ — граница естественного угодья, через которое проходят стоки с сельскохозяйственного объекта.

Таблица 2.23

Коэффициент выноса БВ в основные водотоки

Водность года	Расстояние до уреза воды, м					
	0—500	500—1000	1000—2000	2000—3000	3000—4000	4000—5000
Многоводный	1,0	1,0	0,9	0,8	0,6	0,4
Средней водности	1,0	0,9	0,8	0,6	0,4	0,2
Маловодный	0,9	0,8	0,6	0,4	0,2	0

В случаях оперативной оценки выноса БВ в водные объекты для определения влияния природно-аграрной системы на миграционные процессы могут быть использованы данные, приведенные в табл. 2.23, однако следует учитывать, что значения коэффициентов здесь приняты приближенно.

## 2.7.

### Расчет возможного поступления биогенных веществ в водотоки

Биогенные вещества поступают в основные водотоки природно-аграрных систем как с животноводческими, коммунально-бытовыми и дренажными водами, так и с поверхностным и внутрипочвенным стоком, формирующимся в пределах водосборов. В первом случае объем выноса БВ зависит от их содержания в сбрасываемых водах, во втором — определяется влиянием природно-аграрных систем на миграционные процессы. Следовательно, расчет выноса БВ в водотоки должен осуществляться в два этапа. На первом этапе для каждого расчетного участка согласно зависимостям (2.42), (2.56), (2.61) вычисляется объем поступления БВ непосредственно в водоток с животноводческими, коммунально-бытовыми и дренажными водами; на втором — рассчитывается количество питательных веществ, вынесенное в водную среду поверхностным и внутрипочвенным стоком.

Рассмотрим второй этап более подробно. Перед началом расчетов для природно-аграрной системы составляется карта удельных показателей выноса БВ в природную среду с естественных и культурных угодий (масштаб 1 : 50 000 или 1 : 100 000). На эту карту наносится информация о расположении точечных источников биогенной нагрузки и поступления питательных веществ в водоток с животноводческими, коммунально-бытовыми и дренажными водами. Здесь же показываются границы расчетных участков, естественных угодий, через которые проходят стоки с сельскохозяйственных объектов и речного бассейна (рис. 2.15).

Затем для каждого угодья в пределах расчетных участков вычисляется удельный вынос БВ в основной водоток по формуле:

$$\omega_{i,j,k} = \omega'_{i,j,k} - [(0,002z_{i,j,k}) + (M_{i,j,k}\lambda/F_j) + (M_{i,j,k}\beta/F_j)], \quad (2.93)$$

где  $\omega_{i,j,k}$  — удельный вынос  $i$ -го БВ с  $j$ -го угодья  $k$ -го участка в водоток, кг/га;  $\omega'_{i,j,k}$  — то же в природную среду, кг/га;  $z_{i,j,k}$  — удельное поглощение естественным покровом  $i$ -го БВ, поступающего с  $j$ -го угодья,  $k$ -го участка, кг/га;  $M_{i,j,k}$  — поступление в водоток  $i$ -го БВ с  $j$ -го угодья  $k$ -го участка, кг;  $\lambda$  — коэффициент поглощения биогенной нагрузки почвенным покровом;

После этого определяются площади угодий и рассчитывается общий вынос каждого БВ согласно следующей зависимости:

$$M_{i,k} = \left( \sum_{j=1}^m \omega_{i,j,k} f_{i,k} \right) + (W_{жi,k} + W'_{ci,k} + W'_{i,k}), \quad (2.94)$$

где  $M_{i,k}$  — общее поступление  $i$ -го БВ с  $k$ -го участка в водоток, кг;  $f_{j,k}$  — площадь  $j$ -го угодья на  $k$ -м участке, га;  $W_{жi,k}$ ,  $W'_{ci,k}$ ,  $W'_{i,k}$  — поступление  $i$ -го БВ в водоток  $k$ -го участка с животновод-

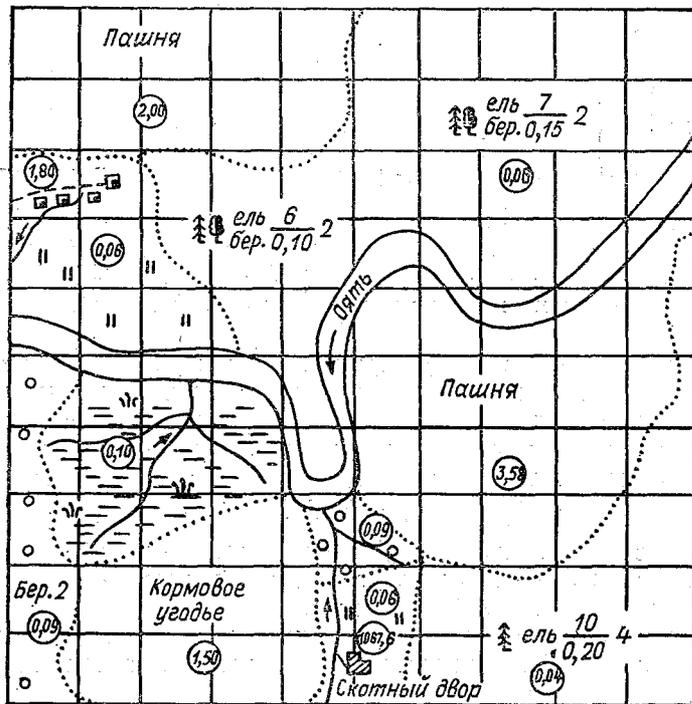


Рис. 2.15. Карта удельных показателей (цифры в кружках, кг/га) возможного выноса фосфора в природную среду.

Клетки — ячейки матрицы.

ческими, коммунально-бытовыми и дренажными водами, кг;  $i$  — вид БВ;  $j$  — тип угодья;  $m$  — число угодий.

Если влияние природно-аграрной системы на миграционные процессы оценивается приближенно (по данным табл. 2.23), расчет выноса БВ в основной водоток производится по формуле:

$$M_{i,k} = \left( \sum_{j=1}^m \sum_{\beta=1}^n \omega'_{i,j,k} f_{j\beta k} \lambda_{\beta} \right) + (W_{жi,k} + W'_{ci,k} + W'_{i,k}), \quad (2.95)$$

где  $f_{j\beta k}$  — площадь  $j$ -го угодья, расположенная в пределах  $\beta$ -го ареала выноса  $k$ -го участка, га;  $\lambda_{\beta}$  — коэффициент, характеризующий поступление БВ в водоток из  $\beta$ -го ареала выноса.

По результатам расчетов составляются графики распределения сельскохозяйственной и биогенной нагрузок по длине водотоков (рис. 2.16, 2.17), которые позволяют наглядно оценить интен-

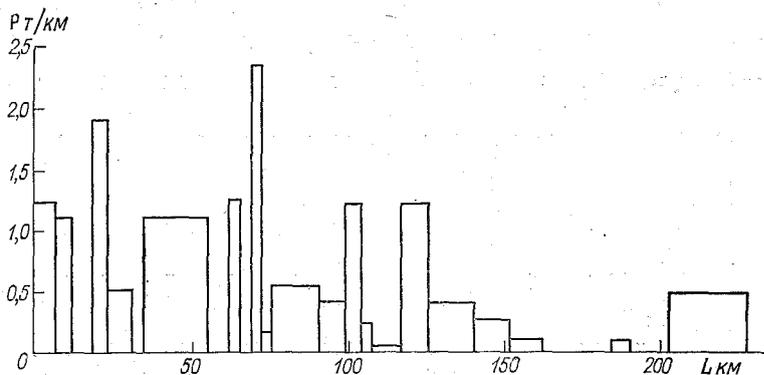


Рис. 2.16. График распределения фосфорной нагрузки по р. Оять (с учетом естественных и технологических потерь).

сивность выноса БВ с различных участков и рассчитать их транспорт по разветвленной гидрографической сети (см. главу 3).

Удельная сельскохозяйственная нагрузка является косвенным показателем динамики биогенного загрязнения вод; она определяется по следующей зависимости:

$$I_k = F_k / L_k, \quad (2.96)$$

где  $I_k$  — удельная сельскохозяйственная нагрузка  $k$ -го участка на водоток, га/км;  $F_k$  — площадь угодий в пределах  $k$ -го участка, га;  $L_k$  — длина водотока на  $k$ -м участке, км.

Удельная биогенная нагрузка позволяет выявлять особенности ведения сельскохозяйственного производства в пределах изучае-

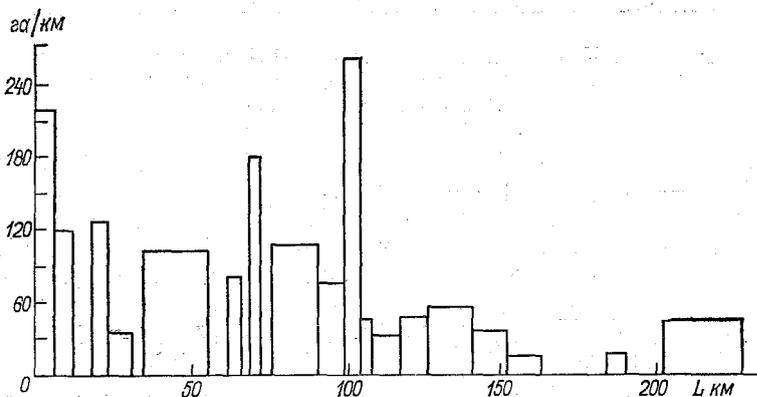


Рис. 2.17. График распределения сельскохозяйственной нагрузки на р. Оять.

мой природно-аграрной системы и определять его влияние на загрязнение вод как целых водотоков, так и их отдельных частей. Она рассчитывается по формуле:

$$N_{i,k} = M_{i,k}/L_k, \quad (2.97)$$

где  $N_{i,k}$  — удельная нагрузка  $i$ -го БВ на водоток  $k$ -го участка, кг/га.

Анализ показателей биогенной нагрузки дает возможность:

- выявлять зоны повышенной экологической опасности;
- намечать наиболее целесообразное землепользование с обязательным соблюдением водоохраных мероприятий;
- обосновывать возможность дальнейшей интенсификации сельскохозяйственного производства в изучаемой природно-аграрной системе;
- выбирать места расположения постов наблюдения за качеством воды.

## 2.8.

### **Создание на компьютерной основе экологических карт влияния природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод**

Наглядная, оперативная и объективная информация об экологическом состоянии природных ресурсов позволит принимать обоснованные решения по предотвращению возможных негативных последствий антропогенной деятельности. Для достижения этой цели требуется дальнейшее совершенствование методологии экологических исследований. Важнейшим направлением здесь является создание экологических карт на компьютерной основе. Методические особенности его реализации рассмотрим на примере создания карт оценки влияния природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод и возможное поглощение биогенной нагрузки.

В основу этих карт положены цифровые пространственно-неоднородные модели возможного выноса БВ в природную среду и их поглощения естественным растительным покровом. Кодирование и считывание информации при создании таких моделей осуществляется как автоматизированными и полуавтоматизированными способами, так и вручную при помощи простейших вспомогательных средств. Широкое распространение получил ручной способ считывания, названный картографическим (цифровая модель строится с помощью прозрачных палеток-матриц, дискретность которых зависит от точности модели и трудозатрат на ее создание. Оптимальный шаг дискретности для карт масштаба 1:50 000 —  $1 \times 1$  см [74, 82]).

Перед началом работ по кодированию и считыванию информации на каждой карте удельных показателей возможного выноса

БВ в природную среду строятся оси начала условной системы координат, которые затем переносятся на соответствующие карты возможного поглощения БВ естественным растительным покровом. Примеры карт с нанесенными матрицами приведены на рис. 2.14 и 2.15.

2,00	2,00	2,00	2,00	5,80	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
2,00	2,00	2,00	2,00	7,70	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
0,90	0,90	6,21	6,32	6,50	21,00	21,00	21,00	21,00	
0,90	0,90	4,44	6,80	6,80			21,00		
		0,90	5,62						8,40
23,80					0	0	0	0	8,40
28,00	35,00	35,00	35,00		0	0	0	0	18,90
25,20	31,65	14,90	4,85		0	0	0	18,50	21,00
21,00	1,50	1,50	1,50	0,75	1,05	21,00	18,90	21,00	21,00
17,10	1,50	1,50	1,50	0,75	4,20	21,00	21,00	21,00	21,00

Рис. 2.18. Цифровая пространственно-неоднородная модель возможного удельного поглощения (кг/(га · год)) фосфора естественным растительным покровом.

Пустые клетки — ячейки матрицы, в которые попадает основной водоток.

После построения координатных осей по ним ориентируются палетки и в каждой ячейке, кроме тех, в которые попадает основной водоток, определяется средневзвешенное значение искомого показателя. Полученные результаты записываются в ведомость экологической оценки. В итоге для природно-аграрной системы создаются две цифровые пространственно-неоднородные модели, которые вводятся в компьютер. Фрагменты этих моделей (построенные по картам, представленным на рис. 2.14 и 2.15) приведены на рис. 2.18 и 2.19.

Созданные модели являются основой для оценки влияния природно-аграрной системы на биогенное загрязнение вод и возможное поглощение данной нагрузки [206, 207, 208]. Оценка начинается с разработки оценочных шкал, где количество интервалов определяется в зависимости от социального заказа, а их показатели — согласно экологическому потенциалу рассматривае-

мой системы, затем каждому интервалу присваивается соответствующее значение выноса или поглощения БВ.

Введенная в компьютер цифровая информация обрабатывается по формуле (2.93), после чего полученные результаты складываются с данными цифровой модели выноса БВ в основной водо-

2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
2,00	2,00	2,00	2,00	1,86	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
1,86	1,86	0,06	0,45	0,26	0,06	0,06	0,06	0,06	
0,06	0,06	0,06	0,06	0,06			0,06		
		0,05	0,06						2,52
0,09					3,58	3,58	3,58	3,58	2,52
0,10	0,10	0,10	0,10		3,40	3,58	3,58	3,58	0,75
0,09	0,17	0,80	1,36		1,49	3,58	3,58	1,81	0,04
0,09	1,50	1,50	1,50	0,78	0,06	0,04	0,49	0,04	0,04
0,37	1,50	1,50	1,50	0,78	1067,6	0,04	0,04	0,04	0,04

Рис. 2.19. Цифровая пространственно-неоднородная модель возможного удельного выноса (кг/(га·год)) фосфора в природную среду.

Усл. обозначения см. рис. 2.18.

ток с животноводческими, коммунально-бытовыми и дренажными водами. В итоге создается цифровая пространственно-неоднородная модель совокупного влияния природно-аграрной системы на биогенное загрязнение вод (положительные значения) и возможное поглощение ею данной нагрузки (отрицательные значения). Фрагмент такой модели для рассматриваемого примера приведен на рис. 2.20.

Результаты созданной модели аппроксимируются в компьютере в виде абстрактной поверхности, имеющей положительные и отрицательные отметки, которая рассекается уровнями плоскостями, соответствующими граничным значениям принятых оценочных интервалов. Эта информация выводится на принтер или графопостроитель и оформляется принятыми условными знаками. В итоге с помощью компьютера создается экологическая карта влияния природно-аграрной системы на биогенное загрязнение

вод и возможное поглощение ею данной нагрузки, фрагмент которой представлен на рис. 2.21.

Такие карты ввиду объемности исходной информации целесообразно составлять для отдельных участков и при необходимости сводить их на одну картографическую основу.

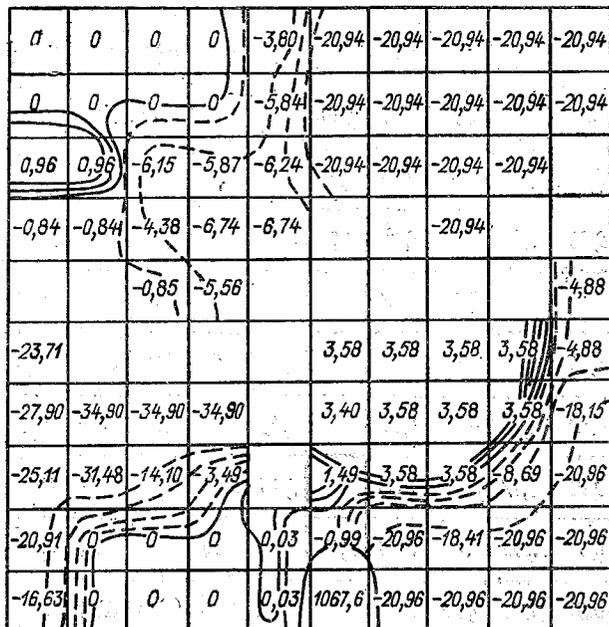


Рис. 2.20. Цифровая пространственно-неоднородная модель влияния природно-аграрной системы на загрязнение (+) вод фосфором и возможное поглощение (-) фосфорной нагрузки (кг/(га·год)).

Для автоматизированного определения выноса БВ с расчетного участка в основной водоток может быть использована следующая зависимость:

$$M_{i,k} = \left( \sum_{j=1}^m \bar{w}_{i,j,k} f \right) + (W_{ж,i,k} + W'_{с,i,k} + W'_{i,k}), \quad (2.98)$$

где  $\bar{w}_{i,j,k}$  — средневзвешенный удельный вынос  $i$ -го БВ в водоток из  $j$ -й ячейки матрицы  $k$ -го участка, кг/га;  $f$  — площадь ячейки матрицы на местности, га.

Рассмотренный подход к составлению экологических карт дает возможность создавать цифровые банки данных, формируемые на основе пространственно-цифровой информации об изучаемом объекте. Их структуру и систему показателей надо ориентировать, с одной стороны, на объем данных, обеспечивающих составление карты, а с другой — на задачи экологического планирования и

прогнозирования, т. е. на удовлетворение запросов потребителей. Такие банки следует формировать заблаговременно, в первую очередь на экологически напряженные районы, а хранящуюся в них информацию необходимо периодически обновлять.

В Санкт-Петербургском государственном техническом университете для автоматизированного создания экологических карт разработан программный комплекс ECOGRAF, который позволяет

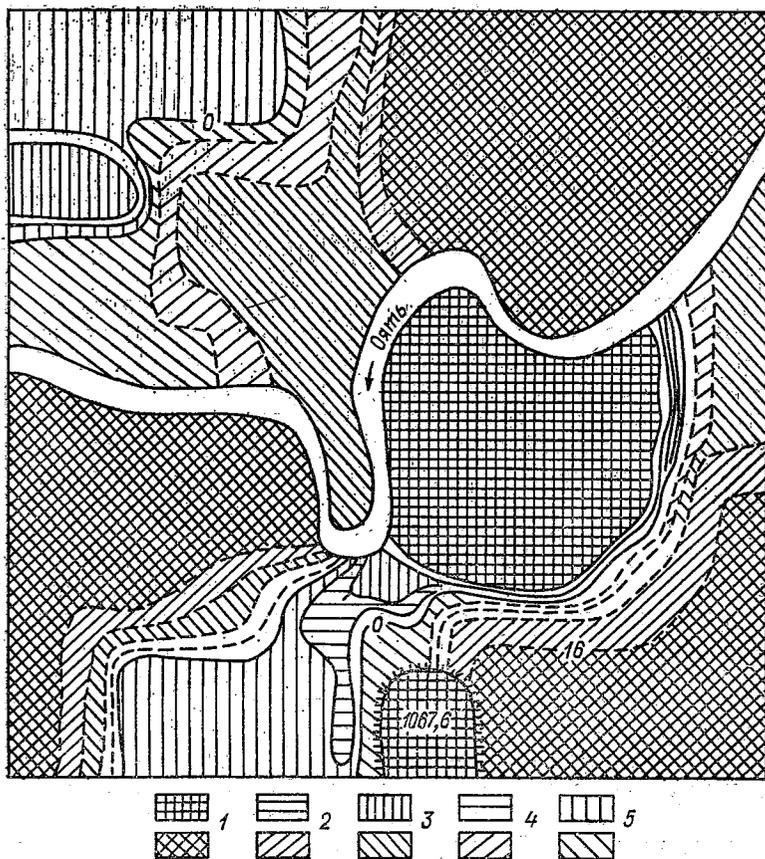


Рис. 2.21. Ареалы влияния природно-аграрной системы на загрязнение вод фосфором и возможное поглощение фосфорной нагрузки.

Влияние	Интенсивность влияния, кг/(га·год)	
	на загрязнение (верхний ряд усл. обозн.)	на поглощение (нижний ряд усл. обозн.)
1 — очень активное	>2,00	>16,0
2 — активное	1,00—2,00	8,0—16,0
3 — среднее	0,20—1,00	4,0—8,0
4 — пассивное	0,04—0,20	2,0—4,0
5 — очень пассивное	0—0,04	0—2,0

определять влияние природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод.

Комплекс предназначен для персональных компьютеров типа IBM PC AT/XT и программно совместимых с ними. Удобство работы обеспечивает табличная система ввода цифровой информации, что особенно эффективно при формировании больших банков данных. ECOGRAF дает возможность выполнять работы в диалоговой форме с помощью основного меню, имеющего следующие режимы:

- 1 — редактирование и обновление исходных данных;
- 2 — реализация моделей, заложенных в основу исследований;
- 3 — вывод цифровой оценочной информации в виде таблиц;
- 4 — вывод графической оценочной информации в виде экспресс-карт в масштабе составления;
- 5 — генерализация (обобщение) оценочной информации и ее вывод в виде экспресс-карт в заданном масштабе;
- 6 — прямой вызов и редактирование графического пакета;
- 7 — выход в DOS.

В режиме 1 с помощью текстового редактора на экран выводится список всех файлов с исходными данными из текущего каталога, а затем происходит загрузка нужного файла. Позиции для записи цифровых и текстовых значений отмечены специальными символами, что практически исключает ошибки, связанные с нарушениями форматного доступа к файлу. Программы имеют защиту от прерываний — работа будет продолжена с выдачей сообщения на экран.

Режим 2 организует обработку исходных данных согласно моделям, заложенным в основу исследований. Режим 3 обеспечивает выдачу цифровой оценочной информации на экран видеотерминала или принтер в форме таблиц. Режим 4 позволяет аппроксимировать цифровую оценочную информацию в абстрактную поверхность, рассекающую ее через заданные пользователем интервалы уровнями плоскостями и выводить полученные результаты в графическом виде на принтер и плоттер в масштабе составления, а режим 5 — генерализировать оценочную информацию и распечатывать ее в заданном масштабе. Режим 6 дает возможность анализировать и редактировать результаты исследований, записанные на жесткий диск при последнем расчете, а также автономно использовать графический пакет. Режим 7 прекращает работу программного комплекса и осуществляет возврат в DOS.

Полученная разномасштабная картографическая экспресс-информация позволяет проанализировать влияние природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод не только на локальном, но и на региональном уровне, а также дает возможность в процессе имитационных расчетов наглядно (особенно при наличии многоцветных принтеров) проследить динамику его изменения во времени.

# Глава 3

## РАСЧЕТ ДВИЖЕНИЯ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ ПО РАЗВЕТВЛЕННОЙ СЕТИ ВОДОТОКОВ К ВОДОЕМАМ

### 3.1.

#### Анализ транспорта биогенных веществ к водоемам на основе фактических данных

Как было показано в разделе 2.5, а также в [34, 38], основным поставщиком биогенных веществ в естественные водоемы и водохранилища являются водотоки; на них в некоторых случаях приходится от 70 до 95 % общего количества вносимых в водоемы биогенных веществ. В настоящее время накоплен значительный объем данных о перемещении БВ по водотокам [30, 35, 72, 88, 161, 177, 192, 219]; однако пока не получено обобщающих сведений и проверенных практикой методик расчета движения биогенных веществ по разветвленной сети водотоков, приемлемых для плановых, предпроектных и проектных разработок и обоснования строительства хозяйственных объектов на водосборах, а также для создания схем комплексного использования водных ресурсов речных бассейнов.

Отсутствие репрезентативных данных о качестве воды по конкретным водотокам объясняется сложностью организации наблюдений за динамикой биогенных веществ с учетом комплекса процессов их поступления в водоток, транспорта и различных преобразований (физических, химических и биологических). Получение таких данных в период изыскательских работ на стадии составления ТЭО и проектов сильно усложняет и удорожает проектные работы ввиду отсутствия методики синхронного мониторинга, средств контроля, регистрации и обработки результатов измерений. В связи с этим данные наблюдений часто носят противоречивый характер, так как измерения производятся по разным методикам, разными средствами и аппаратурой. К тому же могут различаться цели измерений, их периодичность, и сопоставимость результатов измерений в ряде случаев затруднена.

В настоящее время накоплен некоторый опыт применения для контроля качества воды (на реках Москва, Дон и др. — автома-

тических станций АСККВ отечественного производства, а на реке Северский Донец — станций «Наяда» производства ЧСФР). С их помощью можно автоматически производить измерения с интервалом 5—60 мин, фиксировать на приборах и табло, а также регистрировать на электрической пишущей машинке и перфораторе до девяти контролируемых показателей: водородный показатель (рН), окислительно-восстановительный потенциал ( $E_h$ ), удельную электрическую проводимость, коэффициент поглощения УФ-излу-

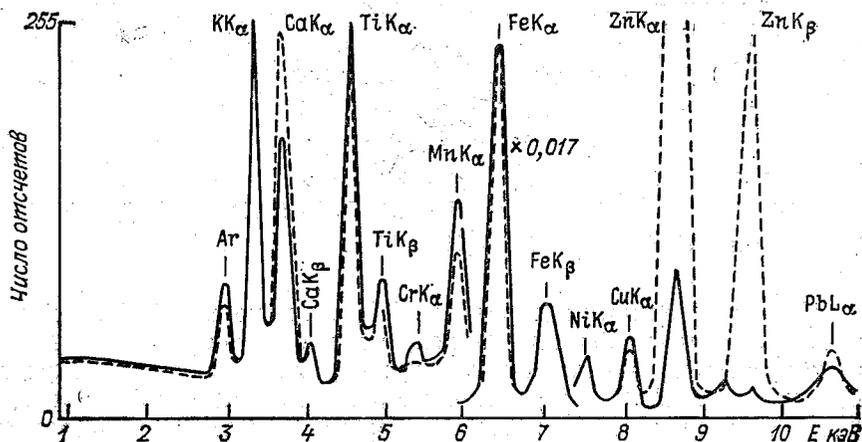


Рис. 3.1. Спектры водных проб (указаны химические элементы и типы рентгеновского излучения).

чения, концентрацию растворенного кислорода, температуру воздуха и воды, уровень воды в водном объекте. Возможно также измерение с помощью датчиков концентраций фторидов, нитратов, нитритов, фосфатов, аммиака, органического углерода, фенола, цианидов, хлоридов, сульфатов, сульфитов, железа, марганца, тяжелых металлов и др.

Для элементарного анализа водных проб системы Ладожское озеро — р. Нева — восточная часть Финского залива нами был применен РФ-метод (рентгено-флюоресцентный), который в ряде случаев контролировался НА-методом (нейтронно-активационным) [34, 37].

На рис. 3.1 представлен рентгеновский спектр водной пробы (восточная часть Финского залива в районе строительства сооружений по защите Ленинграда от наводнений). Этот спектр демонстрирует возможности получения одновременной информации о химических элементах в широком интервале значений атомной массы — от Ar (компонент атмосферного воздуха) до Pb.

Для адекватности оценки водной среды любой системы и верификации моделей при осуществлении измерений необходимо придерживаться следующих принципов:

а) рассматривать водную среду с учетом пространственно-временной изменчивости ее характеристик и динамичности протекающих в ней процессов;

б) обеспечить комплексность выполняемых наблюдений как по перечню контролируемых показателей, так и по набору средств измерений;

в) обеспечить репрезентативность мест наблюдений в системе и синхронность измерений;

г) осуществить крупномасштабную съемку показателей качества водной среды;

д) добиваться не максимального уровня точности частных измерений, а соответствующего требования системного анализа.

Соблюдение указанных принципов при организации службы контроля водной среды любой водохозяйственной системы позволит найти оптимальные режимы управляющих воздействий для улучшения качества водной экосистемы.

В настоящее время все измерения на водотоках осуществляются с помощью разнообразных методов (прямых, косвенных, контактных, дистанционных) и технических средств (от визуальных наблюдений до сложнейших аэрокосмических информационно-измерительных систем). Все эти измерения должны иметь пределы точности, обоснованные физически, технически и экономически. В случае системного подхода к анализу качества водной экосистемы необходимо, чтобы все измерения были согласованы между собой и обеспечивали конечный результат с требуемой точностью. Единой общепринятой методики обоснования точности измерений для системных объектов в настоящее время нет. Очевидно, системный подход может внести ясность в этот вопрос и одновременно увеличить экономический эффект. Известно, что повышение точности хотя бы на 1 % при современном уровне измерительной техники требует, как правило, значительных капиталовложений. Поэтому, используя системный подход, можно формулировать пределы точности измерения различных параметров рассматриваемой экосистемы и осуществить выбор соответствующих средств измерений и аппаратуры. Точность измерений отдельных параметров не является самоцелью, особенно при наблюдениях, осуществляемых для целей верификации моделей функционирования сложных систем, к которым относятся водохозяйственные комплексы.

Анализ результатов натуральных наблюдений за динамикой биогенных веществ в некоторых водотоках страны позволяет сделать ряд выводов [88, 161, 177, 192, 219].

1. Гидротехническое и энергетическое строительство, сельскохозяйственное и промышленное освоение территорий в бассейнах многих рек, их усилившаяся эксплуатация в транспортных и рекреационных целях определили значительную антропогенную нагрузку на реки и водохранилища, что выразилось в изменении их трофического статуса, в том числе на различных участках по движению от верховьев к устьям рек.

Некоторое противоречие приводимых разными авторами сведений, на наш взгляд, определяется различным формированием антропогенной биогенной нагрузки на водосборе вдоль водотоков — ее нарастанием или снижением при движении по направлению к устьевому участку.

Как отмечается в [88, 177], в процессе биологического самоочищения на участках, удаленных от мест загрязнения, большая часть азота, фосфора содержится не в виде минеральных соединений, а в составе органических и взвешенных веществ. В методах исследования сточных и природных вод эта особенность учтена, и существуют способы перевода органических форм биогенных элементов в ионную форму. Вместе с тем нормативные документы не отражают это положение. В ГОСТ 17.1.2.04—77 даются градации содержания фосфатного фосфора и минеральных соединений азота в водоемах разной степени загрязнения и разной степени эвтрофирования, а не общего азота и фосфора. Вместе с тем концентрация  $P_{\text{общ}}$  и  $N_{\text{общ}}$  — один из показателей, характеризующих степень эвтрофирования водоемов. По данным С. М. Драчева, Н. В. Буторина и А. А. Былинкиной, при содержании общего фосфора 50 мкг/л развитие фитопланктона выражено слабо, при 50—100 мкг/л — более ощутимо, а при 100—200 мкг/л появляется цветение, ухудшающее органолептические свойства воды и вызывающее затруднения при очистке воды на водопроводных сооружениях [27].

Интересное предложение содержится в [113], где отмечается, что постоянство значений отношения биогенных элементов  $Si/N$  и  $Si/P$  в речном стоке, не загрязненном антропогенными добавками азота и фосфора, к тому же не зависящих от колебаний водности, позволяет использовать эти соотношения в качестве фоновых эмпирических коэффициентов для расчета антропогенной составляющей биогенного стока рек. При наличии фоновых коэффициентов  $K$  расчет антропогенной составляющей  $A$  биогенного речного стока  $B$  сводится к простой формуле:

$$A = B - Si/K; \quad (3.1)$$

$$A_{N_{\text{общ}}} = B_{N_{\text{общ}}} - \frac{Si_{\text{раств}}}{K_{N_{\text{общ}}}}. \quad (3.2)$$

По данному методу была рассчитана антропогенная составляющая биогенного стока Волги за 1967—1975 гг., значение которой уже в те годы свидетельствовало об эвтрофировании. Расчеты выполнены как для суммарной антропогенной составляющей азота и фосфора, так и дифференцированно для отдельных форм биогенных элементов. Согласно выполненным расчетам, доля антропогенной составляющей составила в среднем по азоту 55 % и по фосфору 35 % общего биогенного стока этих элементов с водами Волги, варьируя в отдельные годы по азоту в пределах 38—66 % и по фосфору в пределах 10—46 %.

2. На большинстве водотоков отмечается определенная зависимость содержания биогенных элементов во всех створах от озона. Самая высокая концентрация БВ наблюдается во время весеннего половодья — во второй половине марта и первой половине апреля, затем она уменьшается; наименьшие концентрации отмечаются в мае. Новый подъем происходит с июня до августа, затем следует постепенное уменьшение до нормы. Например, основная масса биогенных веществ, вносимых в Киевское водохранилище р. Днепр и притоками, составляет весной 50—60 %, зимой 22—30 %, летом 6—23 %, осенью — 7—14 %. Однако существуют и случаи отклонения от указанной закономерности [88, 161, 177, 192, 219].

3. В распределении содержания на участках водотоков фосфатов и нитратов отмечается следующая закономерность: максимальные концентрации во все сезоны года характерны для возвышенных территорий, а минимальные — для низинных территорий [160; 225].

4. По ряду водотоков установлена общая закономерность, выражающаяся в том, что наибольшая антропогенная нагрузка приходится на устьевые области рек, где происходит аккумуляция загрязняющих и биогенных веществ, транспортируемых речными водами со всей площади водосбора, а специфику и значения показателей загрязнения водных объектов определяют характер и масштабы хозяйственной деятельности в бассейнах этих рек. Многолетние наблюдения за качеством вод показали, что изменения в структуре и интенсивности антропогенной нагрузки в пределах водосбора отражаются на гидрохимическом режиме рек в целом и в частности на устьевых участках. Повышение концентрации биогенных веществ при движении к устью рек свидетельствует о нарастании боковой биогенной приточности от объектов хозяйственной деятельности на водосборе вдоль реки.

5. В результате действия комплекса факторов (бактериальная деструкция, фотохимические процессы, коагуляция, адсорбция минеральной и органической взвеси, обмен веществ в системе грунт — вода, разбавление и т. д.) происходит значительное улучшение качества воды. Вклад каждого из вышеуказанных факторов в процесс самоочищения пока не определен.

Анализ динамики основных биогенных ингредиентов по длине обследованных рек показал, что концентрация органических веществ и минеральных соединений убывает только в пределах 3—5-километрового участка от места поступления БВ в водотоки. Далее вниз по течению не происходит заметного сокращения не только органики, но и минеральных элементов [88, 177]. Особо четко это проявляется весной, осенью и зимой.

6. Отмеченные в пунктах 1—5 особенности поступления и движения биогенных веществ по водотокам могут в определенных пределах изменяться для конкретных водотоков. Отсутствие данных натурных наблюдений по большинству из них затрудняет анализ динамики распределения биогенных веществ в водоеме

как по его длине, так и во времени. Поэтому очевидна целесообразность моделирования процессов транспорта биогенных веществ в разветвленных водотоках для возможности оценки расходов и концентраций биогенных веществ в замыкающих створах при впадении в озера, водохранилища и моря, что важно для прогноза эвтрофирования этих водоемов.

### **3.2. Обоснование расчетной модели**

Транспорт биогенных веществ в водотоках — сложный процесс, определяемый большим количеством факторов, которые имеют разный характер и природу. Натурное изучение этого процесса в различных водотоках — трудо-, время- и ресурсоемкое занятие. Отсутствие рассмотренных в разделе 3.1 репрезентативных данных для большинства водотоков не позволяет осуществлять оперативное планирование и проектирование дальнейшей водохозяйственной деятельности, последующее освоение водосборов водотоков и водоемов, создание на них различных хозяйственных объектов.

Установить все природные закономерности только на основе наблюдений иногда не представляется возможным вследствие крупномасштабности объектов, сложности процессов, трудностей организации и большой стоимости экспериментов. Поэтому нет альтернативы разработке математических моделей экосистем водотоков — водосбор с целью управления антропогенными воздействиями на водоемы.

Полное описание водных экосистем предполагает использование трехмерных нестационарных моделей, включающих гидродинамику, диффузионные и дисперсионные явления, а также химико-биологические процессы обмена веществом между компонентами экосистемы. Соответствующие модели в условиях реальных водотоков и водоемов требуют привлечения значительного объема исходной информации в связи с большой степенью неоднородности и анизотропности гидродинамических процессов. На уровне проектной практики такая информация отсутствует и не может быть получена по нормативам. Кроме того, для численной реализации трехмерных распределенных моделей необходимы мощные вычислительные средства.

Все это обуславливает необходимость корректного перехода к двум- и одномерным моделям без привлечения гипотез об однородности и изотропности гидродинамических и биологических полей, что особенно важно при исследовании речных экосистем, для которых характерны существенные градиенты этих полей. Тем не менее общепринятой унифицированной методики моделирования качества воды в водотоках не существует. Специфика водоемов и водотоков, особенностей структуры их экосистем, конкретных загрязняющих веществ требуют особого подхода к по-

строению моделей для решения отдельных задач прогнозирования качества воды.

Глубина и детальность модели, а также ее сложность, на наш взгляд, должны определяться наличием исходных данных и назначением модели, целями, которые стоят перед исследователями и проектировщиками. Например, в основу комплекса математических моделей формирования качества воды в Неве и Невской губе, нацеленных на планирование водоохраных мероприятий, была положена система стационарных уравнений баланса массы вещества и соответствующих граничных условий [72]. При этом модель для расчета распределения концентраций в реке формулировалась с использованием одномерных уравнений переноса примесей в речном потоке с учетом их трансформации

$$v \frac{\partial C_i}{\partial x} = \frac{v}{Q} \frac{\partial Q}{\partial x} (C_i^n - C_i) + F_i + R_i, \quad (3.3)$$

$$C_i(x)|_{x=0} = C_i^0, \quad (3.4)$$

где  $v$  — средняя по живому сечению скорость потока;  $C_i$  — концентрация  $i$ -го вещества;  $Q$  — расход в основном потоке;  $q = \partial Q / \partial x$  — расход боковой приточности;  $C_i^n$  — концентрация  $i$ -го вещества в боковой приточности;  $F_i$  — члены, описывающие процессы трансформации веществ;  $R_i$  — интенсивность внешних источников загрязнения;  $C_i^0$  — концентрация  $i$ -го вещества в начальном створе;  $x$  — продольная координата.

Система уравнений и граничных условий (3.3)—(3.4) использовалась для моделирования формирования качества воды в пределах секций с постоянными морфометрическими и гидрологическими характеристиками, на которые был разделен расчетный участок Невы. Границами секций выбирались места сброса сточных вод от сосредоточенных источников загрязнения. При моделировании предполагалось, что боковая приточность равномерна на всем расчетном участке, и в силу своей малости не изменяет значение средней скорости.

Анализ результатов прогноза качества воды в Неве при всех указанных расчетных условиях, оцениваемых с учетом лимитирующих показателей вредности (ЛПВ) исследуемых нормируемых веществ, позволил сделать следующие выводы:

концентрации аммонийного и нитритного азота и СПАВ (токсикологический ЛПВ) будут удовлетворять нормам при 100 %-ном выполнении водоохраных мероприятий до 73-го и 60-го км для расходов Невы соответственно 50 %-ной и 95 %-ной обеспеченности;

концентрации нитритного азота (санитарно-технологический ЛПВ) будут соответствовать нормам на всем протяжении Невы.

Влияние расхода Невы на концентрации веществ не сказывается столь заметно. При одной и той же степени выполнения водоохраных мероприятий уменьшение расхода с 2500 до 1650 м<sup>3</sup>/с приводит к 20 %-ному увеличению максимальных концентраций аммонийного азота. Для остальных веществ изменение

концентраций незначительно, с уменьшением расхода Невы существенно увеличиваются только зоны распространения вод с повышенными концентрациями.

Для использования рассмотренной математической модели, как и ряда других, необходимо определить коэффициенты неконсервативности (трансформации веществ), входящие в полученные

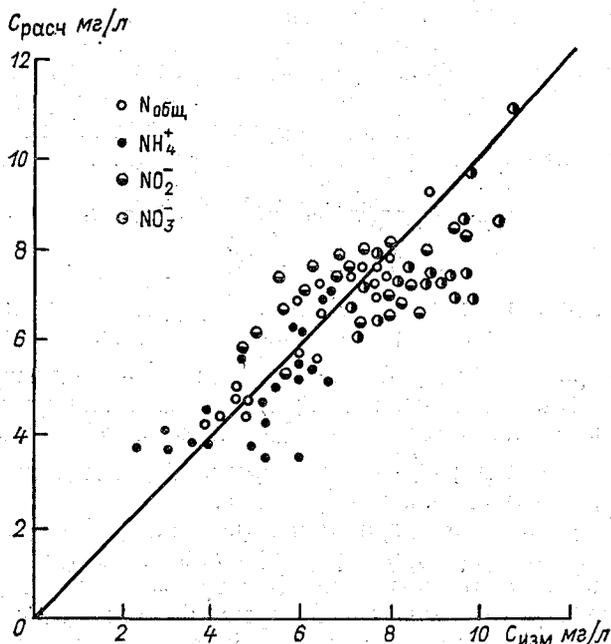


Рис. 3.2. Результаты сопоставления измеренных и рассчитанных значений концентрации веществ в р. Раздан на расстояниях 6000 м и 16 000 м ниже Еревана (по [72]).

решения. Эти коэффициенты при статических и динамических условиях могут быть определены методом подбора из условия наилучшего согласования концентраций рассматриваемых веществ, полученных в экспериментах и при расчетах по формулам. В [72] даны зависимости коэффициентов неконсервативности от температуры и скорости течения воды, являющиеся нелинейными. Согласно рис. 3.2, расчетные измерения концентрации удовлетворительно согласуются, что указывает на возможность использования модели [30, 72] для расчетов качества воды.

Авторы работы [30] считают, что в рассматриваемой задаче влияние диффузии растворенного вещества на общий ход процесса несущественно. Поэтому при описании выноса химических элементов с поверхности водосбора можно отказаться от часто применяемой на практике модели, основанной на уравнении тур-

булентной диффузии, и использовать уравнения неразрывности растворенной примеси в следующем виде:

$$\frac{\partial}{\partial t} (Ch) + \frac{\partial}{\partial x} (Cah^b) = F + N, \quad (3.5)$$

где  $C$  — концентрация растворенного вещества;  $h$  — глубина потока;  $F$  — функция, описывающая поступление вещества в поток;  $N$  — функция, характеризующая неконсервативность примеси, т. е. превращение вещества в потоке (химические реакции, процессы адсорбции, десорбции и т. д.);  $a$ ,  $b$  — константы.

Задание функций  $F$  и  $N$  производится дифференцированно для каждого химического вещества на основе выполненных работ.

При описании транспорта русловым потоком растворенных химических веществ, вынесенных с поверхности водосбора, считается, что механизмы движения растворенных примесей и взвешенных наносов подобны. Поэтому за основу данной подмодели принято следующее уравнение:

$$\frac{\partial}{\partial t} (C\omega) + \frac{\partial}{\partial y} (C V i_p \omega^{5/3} / n_p P_{см}^{2/3}) = q_s + N, \quad (3.6)$$

где  $q_s$  — боковой приток растворенного химического вещества на единицу длины русла;  $i_p$  — средний уклон русла;  $n_p$  — средняя шероховатость русла;  $\omega$  — площадь живого сечения;  $P_{см}$  — смоченный периметр в данном сечении.

При этом расчет характеристик руслового потока предлагается производить по уравнению кинематической волны.

Более подробно вопросы математического моделирования и прогнозирования загрязнения поверхностных вод суши изложены в [161]. Там же представлены типизация и схематизация водных объектов и основы построения моделей, базирующихся на конвективно-диффузионном переносе и превращении веществ и ориентированных на разные стадии реализации (планирование, проектирование и управление), даны детальная классификация моделей и условия их применения.

Предельный объем поступлений биогенных веществ в водоемы и водохранилища зависит от их исходного трофного статуса, объема и условий притока — оттока на данный период. Этот объем или критическая концентрация могут быть установлены для каждого притока в его замыкающем (устьевом) створе  $W_p \leq W_{кр}$ ,  $W_f \leq W_{кр}$ ;  $C_p \leq C_{кр}$ ,  $C_f \leq C_{кр}$ , т. е. расчетные или фактические поступления и концентрации БВ должны быть меньше критических в данный момент времени. За рубежом в качестве  $C_{кр}$  для фосфора в замыкающих створах при сбросе сточных вод принимается 1 мг/л — норма, установленная Международной комиссией по эвтрофированию [254]. Нами предлагается более гибкий и переменный во времени критерий, обоснование которому дано в [37, 202].

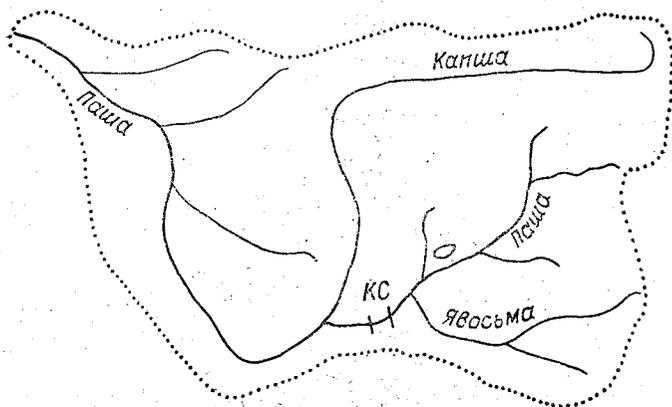


Рис. 3.3. Водосбор р. Паши (Ленинградская область)  
КС — контрольный створ.

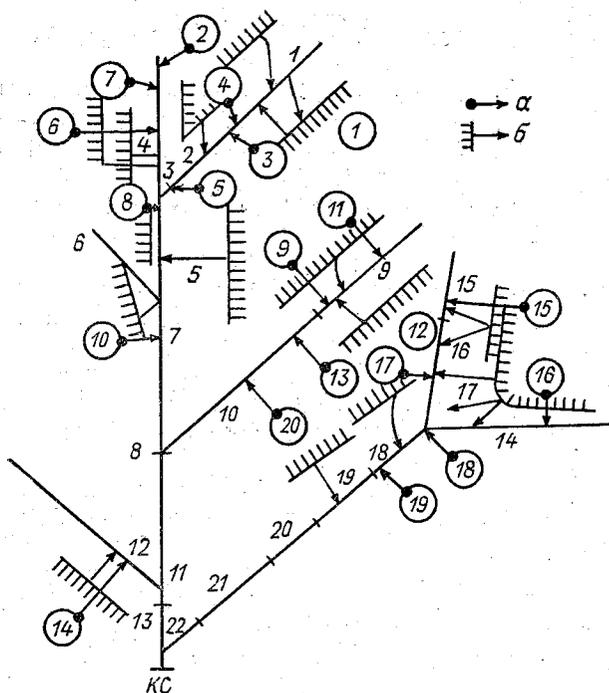


Рис. 3.4. Схематизация водотока (р. Паши, верховой участок) и размещение точечных и диффузных источников биогенных веществ на водосборе.

1—22 — номера участков водотоков; цифры в кружках — номера сельскохозяйственных производств; а — точечный источник БВ; б — рассеянный источник БВ.

Фактические значения  $W_{\phi}$  и  $C_{\phi}$  в замыкающих створах не всегда доступны, к тому же получение таких данных требует, как отмечалось, определенных затрат. При планировании хозяйственного и агропромышленного развития (изменение структуры землепользования) на водосборе эти данные могут вообще отсутствовать. На этом этапе необходима расчетная оценка  $W_{\phi}$  и  $C_{\phi}$  в замыкающих створах для фактических нагрузок на водосборе и при создании новых и расширении существующих производств. Расчетная схема может быть достаточно сложной, представляющей разветвленный водоток с множеством источников БВ (точечных и рассеянных) на водосборе. На рис. 3.3 представлен пример гидрографической сети (р. Паша, впадающая в Ладожское озеро), а на рис. 3.4 схематизированный верховой участок со всеми нагрузками на водосборе.

Актуальна необходимость разработки таких моделей прогноза качества воды, которые приемлемы для стыковки с оптимизационными моделями хозяйственной деятельности на водосборе. Нами рассматривается задача планирования, поэтому модели транспорта БВ к замыкающим створам (при большом числе альтернативных вариантов размещения и мощностей источников) по иерархическому уровню в зависимости от детальности должны соответствовать этапу планирования. Обычно они являются детерминированными, стационарными и не учитывают изменения ряда естественных факторов в разрезе года [210]. В [219, 278] дан анализ моделей качества воды, включая ориентированные на планирование и оптимизацию водоохраных мероприятий.

### 3.3.

#### **Конвективно-диффузионный перенос биогенных веществ по разветвленным водотокам**

С учетом вышеназванных целей моделирования динамику концентрации БВ в русловом потоке (водотоке, канале) рекомендуется определять по уравнению одномерного конвективно-диффузионного переноса, учитывающего скорость осаждения БВ и их поступление от рассредоточенных (диффузных) нагрузок на водосборе. Его можно записать следующим образом [192, 197, 202]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial (vC)}{\partial x} = \frac{1}{S} \frac{\partial}{\partial x} \left( DS \frac{\partial C}{\partial x} \right) + v(x) - r(x) C, \quad (3.7)$$

где  $x$  — координата вдоль русла;  $C$  — концентрация БВ в точке  $x$ ;  $t$  — время;  $S$  — площадь поперечного сечения потока;  $v$  — средняя по сечению скорость потока;  $D$  — коэффициент продольной дисперсии;  $r(x)$  — константа скорости седиментации (выхода биогенных элементов из потока);  $v$  — интенсивность воздействия распределенного источника в точке  $x$ .

Для водотоков, в которых время релаксации концентраций БВ к стационарным значениям после изменения внешних нагрузок

зок мало по сравнению с масштабом прогноза, оправдано решение стационарных задач ( $\frac{\partial c}{\partial t} = 0$ ) [35]. При перспективном планировании с оптимизацией размещения и использования хозяйственных объектов это требование соблюдается, поэтому справедливо изучение стационарных распределений концентраций вдоль водотока.

Водоток разделен на  $n$  призматических участков с равномерным движением в пределах каждого из них по правилам, предло-

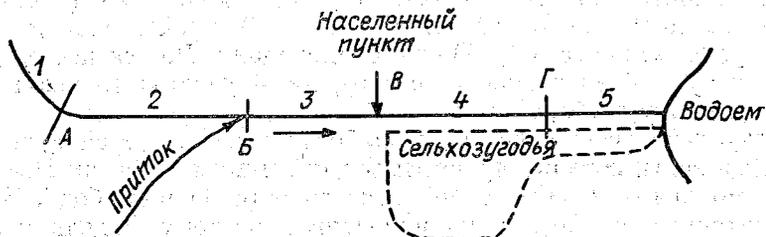


Рис. 3.5. Схема деления водотока на участки.

Цифрами обозначены номера участков; А — поворот русла; Б — впадение притока; В — источник БВ; Г — изменение характеристики распределенного источника БВ.

женным в [35, 197]. Деление на участки обусловлено резкой сменой какого-либо параметра водотока: а) изменением морфологических характеристик (поперечного сечения, направления русла и т. п.); б) изменением боковой приточности и других гидравлических величин, в) появлением нового источника поступления БВ, г) изменением характеристик распределенных источников БВ.

На рис. 3.5 показан пример разделения водотока на участки. Указанные правила дают возможность считать для каждого участка площади поперечного сечения  $S_k$ , скорость течения  $v_k$ , расход воды  $Q_k$ , коэффициент продольной дисперсии  $D_k$  и интенсивность воздействия распределенных источников  $v_k$  постоянными, а расчет равномерного движения осуществлять по формуле Шези.

В пределах  $k$ -го участка стационарное распределение концентрации БВ при указанных ограничениях удовлетворяет уравнению

$$D_k \frac{d^2 C_k}{dx^2} - v_k \frac{dC_k}{dx} - r_k C_k + v_i = 0; \quad x_{k-1} \leq x \leq x_k; \quad k = \overline{1, n}. \quad (3.8)$$

Здесь  $r_k$  — константа скорости седиментации.

Как граничное условие концентрация  $C_k(x)$  принята ограниченной функцией при большой длине  $k$ -го участка:

$$\lim_{x \rightarrow \infty} C_k(x) < \infty. \quad (3.9)$$

В качестве начального условия предположим, что

$$C_k(x_{k-1}) = q_{k-1}, \quad k = \overline{1, n}, \quad (3.10)$$

где

$$q_{k-1} = \frac{Q_{k-1}}{Q_k} C_{k-1}(x_{k-1}) + \frac{f_k}{Q_k}, \quad k = \overline{1, n},$$

где  $f_k$  — стационарное (среднее) значение выноса от всех точечных источников, расположенных в сопрягающем створе  $x = x_{k-1}$ . К этим источникам поступления БВ отнесены промышленные, коммунально-бытовые стоки и животноводческие комплексы и фермы, а также впадающие в водоток притоки.

Интенсивность распределения вдоль водотока источников (в пределах каждого  $i$ -го участка их нагрузка принята равномерной) рассчитывается по формуле:

$$v_i = W_k/V_k, \quad (3.11)$$

где  $W_k$  — общий вынос от распределенных источников;  $V_k$  — объем воды в пределах  $k$ -го участка.

Решение задачи (3.8) имеет следующий вид:

$$C_k(x) = \frac{Q_{k-1}}{Q_k} C_{k-1}(x_{k-1}) \exp\{-\lambda(x - x_k)\} + \left(\frac{f_k}{Q_k} - \frac{v_k}{r_k}\right) \exp\{-\lambda(x - x_{k-1})\} + \frac{v_k}{r_k}, \quad (3.12)$$

где

$$\lambda_k = -\frac{v_k}{2D_k} + \sqrt{\left(\frac{v_k}{2D_k}\right)^2 + \frac{r_k}{D_k}}, \quad (3.13)$$

Для малых и средних водотоков коэффициент продольной дисперсии  $D_k$  можно оценивать по формуле [141]:

$$D_k = \frac{3}{2} B_k v_k, \quad (3.14)$$

где  $B_k$  — ширина водотока на  $k$ -м участке. Тогда в (3.13):

$$\frac{v_k}{2D_k} = \frac{1}{3B_k}.$$

Учитывая рекуррентный характер (3.14), можно получить выражение для концентрации  $C_n(x_n)$  в замыкающем створе водотока в зависимости от фоновой концентрации  $C_0(x_0)$ , а также выноса БВ от точечных источников:

$$C_n(x_n) = \frac{C_0(x_0) Q_0}{Q_n} \exp\left\{-\sum_{k=1}^n \lambda_k l_k\right\} + \frac{1}{Q_n} \sum_{k=1}^n f_k \exp\left\{-\sum_{k=1}^n \lambda_k l_k\right\} + \frac{1}{Q_n} \sum_{k=1}^{n-1} \frac{Q_k v_k}{r_k} (1 - e^{-\lambda_n l_n}) \exp\left\{-\sum_{k=k+1}^n \lambda_k l_k\right\} + \frac{v_n}{r_n} (1 - e^{-\lambda_n l_n}), \quad (3.15)$$

где  $l_k = x_k - x_{k-1}$  — длина  $k$ -го участка водотока.

После ряда тождественных преобразований это выражение можно записать в более приемлемом для расчетов виде:

$$C_n(x_n) = \frac{C_0 Q_0}{Q_n} \exp \left\{ - \sum_{i=1}^n \lambda_k l_k \right\} + \sum_{k=1}^n \left( f_k + \frac{Q_k v_k}{r_k} (e^{\lambda_k l_k} - 1) \right) \exp \left\{ - \sum_{i=k}^n \lambda_k l_k \right\}. \quad (3.16)$$

В задаче (3.8) — (3.10) принято, что поступления БВ от диффузных источников (например, угодий) равномерно распределены вдоль участка водотока и учтено влияние продольной дисперсии  $D$ . Иногда всю нагрузку на  $k$ -м участке от распределенного источника относят к верхнему сопрягающему створу  $x = x_{k-1}$  и пренебрегают продольной дисперсией. Проверим, в какой степени эти допущения оправданы.

Положим в уравнении (3.8)  $D = 0$ , а расчетную концентрацию БВ в точке  $x$  на  $k$ -м участке обозначим  $y_k(x)$ , т. е. рассмотрим задачу:

$$V_k = \frac{dy_k}{dx} + r y_k = v_l, \quad (3.17)$$

(здесь  $r$  — константа скорости седиментации) при начальном условии

$$y_k(x_{k-1}) = \frac{Q_{k-1}}{Q_k} y_{k-1}(x_{k-1}) + \frac{f_k}{Q_k}. \quad (3.18)$$

Решая (3.17) и (3.18), получим:

$$y_k(x) = \frac{v_k}{r_k} + \left( \frac{Q_{k-1}}{Q_k} y_{k-1}(x_{k-1}) + \frac{f_k}{Q_k} - \frac{V_k}{r_k} \right) \exp \left\{ - \frac{r_k}{v_k} (x - x_k) \right\}, \quad (3.19)$$

Сравним (3.19) с (3.8), предполагая, что в сопрягающем створе  $x = x_{k-1}$  расчетные концентрации совпадают:  $C_{k-1}(x_{k-1}) = y_{k-1}(x_{k-1})$ . Тогда разница  $\Delta_{12} = (C_k - y_k)$  равна:

$$\Delta_{12}(l) = \left| \frac{Q_{k-1}}{Q_k} C_{k-1} + \frac{f_k}{Q_k} - \frac{v_k}{r_k} \right| (1 - e^{-\kappa_k l}) e^{-\lambda_k l}, \quad (3.20)$$

где

$$\kappa_k = \frac{r_k}{V_k} - \lambda_k > 0, \quad l = x - x_{k-1}.$$

График функции  $\Delta_{12} l$  представлен на рис. 3.6. При  $l = \frac{V_k}{r_k} \ln \left( \frac{r_k}{V_k \lambda_k} \right)$  функция  $\Delta_{12}(l)$  имеет максимум, при  $l \rightarrow \infty$  экспоненциально убывает:  $\Delta_{12}(l) \rightarrow 0$ .

Предположим, что в (3.8) — (3.10) нагрузка от распределенного источника отнесена к верхнему створу  $x = x_{k-1}$ , т. е. в урав-

нении (3.15) примем  $v = 0$ . Расчетную концентрацию в точке  $x$  на  $k$ -м участке обозначим  $P_k(x)$  удовлетворяют уравнению:

$$D_l \frac{d^2 P_k}{dx^2} - V_k \frac{dP_k}{dx} - r_k P_k = 0 \quad (3.21)$$

при граничном условии

$$\lim_{x \rightarrow \infty} P_k(x) < \infty.$$

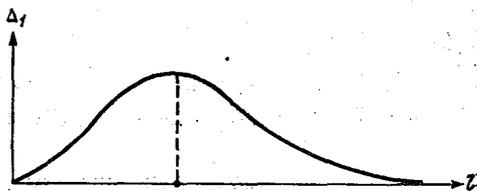


Рис. 3.6. Абсолютное отклонение расчетных концентраций БВ при учете продольной дисперсии.

Решая (3.21), имеем:

$$P_k(x) = \left[ \frac{Q_{k-1}}{Q_k} P_k(x_{k-1}) + \frac{f_k + W_k}{Q_k} \right] e^{-\lambda_k (x - x_{k-1})}, \quad (3.22)$$

где  $W_k = v_k V_k$ , согласно (3.11).

Сравнивая расчетные концентрации  $P_k(x)$  и  $Q_k(x)$ , получим:

$$\Delta_2(l) = \frac{v_k}{r_k} \left| 1 - e^{-\lambda_k l} - \frac{r_k}{v_k} l e^{-\lambda_k l} \right|. \quad (3.23)$$

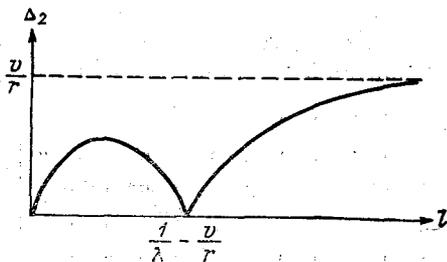


Рис. 3.7. Абсолютное отклонение расчетных концентраций БВ при пренебрежении продольной дисперсией.

График функции  $\Delta_2(l)$  представлен на рис. 3.7. При  $l = \frac{1}{\lambda} - \frac{v}{r}$  решения  $P_k(l)$  и  $C_k(l)$  совпадают, т. е., если заменяем распределенный источник точечным, длина участка должна составлять

$$l_k = \frac{1}{\lambda_k} - \frac{v_k}{r_k}. \quad (3.24)$$

Однако невозможно выбрать длины участков по формуле (3.24) и одновременно при разбиении водотока на участки использовать установленные правила (см. рис. 3.5) [35, 197].

При  $l \rightarrow \infty$   $\Delta_2(l)$  стремится к  $v_k/r_k$ , т. е. становится близкой к истинным концентрациям в водотоке. Таким образом, отнесение распределенных источников БВ к сопрягающим створам и их представление как точечных может привести к значительным ошибкам в расчетах и прогнозах выноса БВ через замыкающий створ водотока. Более точно

$$\frac{\Delta_2(l)}{C(l)} \rightarrow 1.$$

### 3.4.

#### Матричная модель точечных, площадных и фоновых нагрузок на водосборах

Рассмотрим сеть сложного водотока, разбитого на  $n$  участков по правилам, указанным в п. 3.3. Для данной реки поставим в соответствие матрицу  $A = (a_{kr})$  размером  $n \times n$ , характеризующую взаимное расположение участков и построенную по принципу:

$$a_{ki} = \begin{cases} 1, & \text{если поток, протекающий через } k\text{-й участок (при движении к замыкающему створу), проходит через } i\text{-й участок водотока;} \\ 0 & \text{— в противном случае.} \end{cases}$$

В частности,  $a_{kk} = 1$ ,  $k = \overline{1, n}$  для двух соседних участков  $k$  и  $i$ , имеющих общий створ,  $a_{ki} = 1$ .

На рис. 3.4 показан пример разделения гидрографической сети на 22 участка; для предложенного примера матрица  $A$  имеет вид:

$$A = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \end{pmatrix}$$

$$\begin{vmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 1 & 1 \\ 0 & 1 \end{vmatrix}$$

При анализе разветвленного водотока имеем не единственный фоновый створ, как в случае неразветвленного, а некоторое число створов, зависящее от плотности гидрографической сети и размеров области, для которой решается задача оптимизации и развития агропромышленного комплекса. Для характеристики расположения фоновых створов относительно участков сети введем вектор  $\mathbf{G} = (q_k)$ , где

$$q_k = \begin{cases} 1, & \text{если на } k\text{-м участке расположены фоновые источники БВ;} \\ 0 & \text{— в противном случае.} \end{cases}$$

Вынос БВ от фоновых источников составляет  $q_k^0$ , тогда общий вынос от фоновых источников в речную сеть равен  $\sum_{k=1}^m q_k^0 q_k$ .

Выражение (3.16) преобразуется к следующему виду:

$$C_n(x_n) = \frac{1}{Q_n} \sum_{k=1}^n \left[ q_k^0 q_k + f_k + \frac{Q_k v_k}{r_k} (e^{\lambda_k l_k} - 1) \right] \exp \left\{ - \sum_{p=1}^n a_{kp} \lambda_p l_k \right\}, \quad (3.25)$$

где  $a_{kp}$  — элемент матрицы взаимного расположения участков водотока.

Рассмотрим  $Q_k v_k / r_k$ . Так как  $Q_k = v_k S_k$ , согласно (3.11) имеем:

$$\frac{Q_k v_k}{r_k} = \frac{v_k}{r_k} \frac{W_k}{l_k}. \quad (3.26)$$

На водосборе расположено  $m$  производств с мощностями  $F_j$  ( $j = \overline{1, m}$ ). Вынос БВ с  $j$ -го производства:

$$N_j = \gamma_j F_j. \quad (3.27)$$

Расположение производств относительно гидрографической сети охарактеризовано матрицей  $B = (b_{kj})$ , где  $b_{kj}$  — доля выноса БВ с  $j$ -го объекта на  $k$ -й участок сети ( $0 \leq b_{kj} \leq 1$ ). Если с  $j$ -го объекта не происходит выноса БВ на  $k$ -й участок, тогда  $b_{kj} = 0$ , а если вынос будет только на  $k$ -й участок, тогда  $b_{kj} = 1$ . Можно записать  $\sum b_{kj} = 1$ .

Вынос БВ с  $j$ -го объекта на  $k$ -й участок, согласно (3.27), равен  $b_{kj}\gamma_{kj}F_j$ , а вынос от всех объектов на тот же участок равен:

$$W_k = \sum_{j=1}^m b_{kj}N_j = \sum_{j=1}^m b_{kj}\gamma_j F_j. \quad (3.28)$$

Для примера рис. 3.4 матрица  $B$  имеет следующие элементы:  $b_{11} = b_{21} = b_{32} = b_{55} = b_{64} = b_{58} = b_{59} = b_{11,8} = b_{12,8} = b_{10,13} = b_{12,14} = b_{18,17} = b_{18,18} = b_{19,19} = b_{20,19} = 1$ . Кроме того,  $b_{44} = b_{45} = 0,1$ ;  $b_{7,5} = b_{7,6} = 0,1$ ;  $b_{0,5} = 0,34$ ;  $b_{10,6} = b_{10,7} = 0,33$ ;  $b_{15,15} = 0,8$ ;  $b_{15,16} = 0,2$ ;  $b_{16,17} = 0,8$ ;  $b_{16,16} = b_{16,17} = 0,1$ . Остальные элементы равны нулю.

Аналогичной матрицей  $T = (\tau_{kj})$  охарактеризовано расположение точечных источников, где  $\tau_{kj}$ —доля выноса БВ с  $j$ -го объекта на  $k$ -й участок. Соответственно

$$f_k = \sum_{j=1}^{n'} \tau_{kj}W_{kj}, \quad (3.29)$$

где  $W_j$ —вынос БВ с  $j$ -го точечного источника;  $n'$ —общее количество источников.

Подставляя (3.26)—(3.29) в (3.25) для выноса БВ через замыкающий створ  $W_n$  получаем:

$$W_n = \sum_{k=1}^n q_k^0 q_k E_k + \sum_{k=1}^n \sum_{j=1}^{n'} \tau_{kj} W_{kj} E_k + \sum_{k=1}^n \sum_{j=1}^m b_{kj} N_j (e^{\lambda_k t_k} - 1) E_k, \quad (3.30)$$

где

$$E_k = \exp \left\{ - \sum_{p=1}^n a_{kp} \lambda_p t_k \right\}.$$

Расчетные концентрации биогенных веществ в замыкающих створах водотоков не должны превышать максимальных значений, определяемых из условия обеспечения в водоеме—водоприемнике предельно допустимых экологических норм (ПДЭН), предотвращающих эвтрофирование этого водоема [34, 38, 219]:

$$C_{i_n} \leq C_{i_{кр}} + \frac{rV_t C_{i_{кр}}}{Q_{пр}}, \quad (3.31)$$

где  $C_{i_{кр}}$ —предельно допустимая экологическая норма по условию эвтрофирования ( $C_{р_{кр}} = 30$  мкг/л—для фосфора;  $C_{N_{кр}} = 1$  мг/л—для азота [127, 167])  $V_t$  и  $Q_{пр}$ —объем воды в водоеме и ее поступление.

Модели движения загрязняющих веществ в водотоках, ориентированные на оптимизацию водоохраных мероприятий, в большинстве случаев базируются либо на среднегодовых, либо среднемесячных значениях гидрологических параметров (скорости, расходы воды и т. д.). Разработанная нами укрупненная модель

в матричной форме может оперировать как среднегодовыми, так и среднемесячными значениями указанных параметров. Однако, учитывая неравномерность внутригодичного стока и выноса БВ, целесообразно использовать месячный интервал дискретности. На основании зарубежных исследований [244, 254] для водоемов с устойчивым водным режимом сезонного и многолетнего регулирования также рекомендуется интервал дискретности принимать равным месяцу.

При известном значении годового выноса БВ с хозяйственных объектов и сельскохозяйственных угодий  $W$  среднемесячный расход  $\bar{y}$  (г/(га·с)) равен:

$$\bar{y} = \frac{WK_t}{2,6 \cdot 10^6}, \quad (3.32)$$

где  $K_t$  — коэффициент месячного выноса; предварительные значения  $K_t$  по данным [49, 50] для нечерноземной зоны России следующие:

$$K_t = \begin{cases} 0, & t = 1, 2, 11, 12; \\ 0,15, & t = 3, 5; \\ 0,2, & t = 4; \\ 0,086, & t = 6, 7, 8; \\ 0,13, & t = 9, 10. \end{cases} \quad (3.33)$$

Для отдельных регионов, зон, районов могут быть установлены и более точные значения  $K_t$ .

Расход  $i$ -го БВ с  $k$ -го участка площадью  $F_k$ :

$$N_{ik} = \gamma_i F_k, \quad i = 1, 2, \dots, m. \quad (3.34)$$

Среднемесячный расход воды с  $k$ -го участка  $Q_k = q_b F_k$ , где  $q_b$  — суммарный модуль поверхностного и подземного стока. Концентрация  $i$ -го БВ:

$$C_i = \frac{N_{ik}}{Q_k} = \frac{\gamma_i}{q_b}. \quad (3.35)$$

Значительный вынос БВ с сельскохозяйственных угодий в водоемы имеет место в период весеннего половодья при максимальных расходах воды; в летнюю межень вынос БВ наименьший, так же как и расходы воды. Когда будут наибольшие концентрации БВ (худший случай), заранее неизвестно. Поэтому расчеты необходимо проводить для двух случаев: весеннего половодья и летней межени в соответствии с «Руководством по определению расчетных гидрологических характеристик». В расчетах по оптимизации водоохраных мероприятий используется худший случай.

В качестве исходной информации для расчета концентраций биогенных веществ в замыкающих створах разветвленных водотоков необходимы следующие данные:

а) гидрологические: расходы воды разной обеспеченности в различных створах водотока, а также значения скорости. Они определяются на основе следующих материалов: «Ресурсы поверхностных вод СССР. Основные гидрологические характеристики». Гидрометеиздат, 1961—1978 гг.; «Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши», т. 1—9. Гидрометеиздат (начиная с 1978 г.);

б) гидроморфологические: длина участков водотоков и его притоков, их средняя ширина и т. д. Длина участков определяется на основе карт масштаба 1:100 000 и более; используются материалы «Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность», тт. 1—22, Гидрометеиздат, 1961—1965 гг. (морфометрия);

в) показатели, характеризующие качество воды: фоновые концентрации в истоках водотока и его притоках (на основе данных «Гидрохимического бюллетеня загрязненности атмосферного воздуха, загрязненности вод суши» — ежеквартально по всем регионам); коэффициенты продольной дисперсии (по зависимости (3.14)); коэффициенты седиментации биогенных элементов (см. «Временные методические рекомендации по оперативному прогнозированию загрязненности рек». Л.: Гидрометеиздат, 1981; «Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям». Л.: Гидрометеиздат, 1977);

г) данные о хозяйственных угодьях: площади сельскохозяйственных земель (определяются по землеустроительным планам соответствующего района или хозяйства); удельный вынос с них биогенных элементов (см. главу 2); вынос от точечных источников (на основе данных отчетности водопотребителей — форма 2тп — для региональных бассейновых управлений; составляется по материалам их служб охраны окружающей среды; материалов санэпидемстанции (СЭС); размещение по отношению к водотоку (удаленность) — определяется по планам землеустройства как среднее расстояние поля или фермы от уреза воды.

Рассмотренная методика учета точечных и рассеянных (диффузных) источников, расположенных произвольным образом на водосборах разветвленных водотоков, пригодна не только для расчета содержания БВ в замыкающем створе, но может быть использована для этих целей в створах водопользования и водопотребления, находящаяся в любом месте по длине водотока.

Схема гидрографической сети с нанесенной на нее хозяйственной нагрузкой представляется в модели в виде совокупности двумерных цифровых массивов, элементы которых характеризуют взаимосвязь участков сети друг с другом и определяют места непосредственного попадания биогенных веществ в водоток.

Систематизация исходных данных в виде матриц и стандартных таблиц значительно облегчает их подготовку и делает удобной работу с моделью. Кроме того, такая форма представления удобна для машинной реализации, позволяет создавать и хранить банки информации о структурах водосборов любой сложности.

Используя данную модель можно произвести расчеты-концентраций биогенных веществ для любого заданного створа исследуемой речной сети за промежуток времени от одного месяца до одного года. В процессе вычислений осуществляется автоматическая корректировка расходов воды и поступления веществ в водоток в зависимости от сезона и водности года, а также пошаговое изменение интенсивности отдельных источников на заданное значение при проведении имитационных расчетов.

Модель реализована на ЭВМ ЕС, ЭВМ СМ 1420 (язык программирования — фортран), а также на ПЭВМ IBM PC AT/XT (фортран 77). Ввод исходной информации может осуществляться с экрана видеотерминала в отмеченные позиции, снабженные комментариями, что гарантирует от ошибок и позволяет оперативно менять условия на входе задачи, что важно для проведения многовариантных расчетов. Количество задаваемых участков водосбора и источников загрязнения ограничивается для ЕС ЭВМ объемом оперативной памяти; для СМ 1420 — объемом дисковой памяти. В используемой версии модели для ЭВМ ЕС 1022 максимальное число участков водотока — 99; число источников — 99 каждой категории (рассеянные, точечные, фоновые), число вариантов расчета — 999. Расчеты могут производиться для гидрографических систем любой сложности, их структура не накладывает ограничений на использование модели.

Результаты расчетов могут быть выданы на печать, направлены в указанный в задании выходной класс или организованы в виде последовательного набора на магнитном диске (ленте) с целью дальнейшей обработки другими программами.

Работа программы, кроме автономного режима, будет рассмотрена в составе программного комплекса. Подключение отдельных программных модулей, учитывающих береговую и донную биогенную нагрузку, а также поступление биогенных элементов с осадками через верхнюю границу водоема позволяет осуществить долгосрочный прогноз эвтрофирования водоема, определить допустимые пределы развития и оптимальное размещение сельскохозяйственных и других производств на территории водосбора и в береговой полосе водоема. Примеры расчета по изложенной методике представлены в работах [120, 157].

В приложении 4 приведен пример расчета концентраций биогенных веществ в замыкающих створах водотоков и исходные данные для программы МТВ10 (модель транспорта биогенных элементов). В приложении 5 приведено краткое описание версии программы МТВ10 для ПЭВМ IBM PC AT/XT (фортран 77), а также графического комплекса с примерами и анализом объемной графики.

# ГЛАВА 4

## АНАЛИЗ ПРИРОДНО-АГРАРНЫХ СИСТЕМ ПРИ ПРОГНОЗИРОВАНИИ БИОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ

Одним из главных факторов объективной оценки формирования и динамики биогенной нагрузки в пределах исследуемого региона является всесторонний анализ состояния и развития его природно-аграрных систем, который должен отражать как физико-географические, так и аграрные особенности территории. В качестве примера рассмотрим природно-аграрные системы Ленинградской области с целью определения степени биогенного загрязнения вод Ладожского озера, р. Невы, Невской губы, восточной части Финского залива.

### 4.1.

#### **Краткая характеристика природных факторов, влияющих на эвтрофирование водной системы**

Территория Ленинградской области расположена на северо-западе нечерноземной зоны России, она занимает площадь 85,9 тыс. км<sup>2</sup> и имеет протяженность с запада на восток 446 км и с севера на юг 100—325 км. Область делится на 17 административных районов. Основными природными факторами данной территории, которые определяют вынос БВ как в природную среду, так и в водные объекты, являются: геоморфологическое строение, климатические условия, поверхностные и подземные воды, почвенный и растительный покровы.

Поверхность области в целом представляет собой равнину. Ее высота над уровнем моря на большей части территории не превышает 100 м, однако рельеф поверхности не монотонный (рис. 4.1). Так, Лемболовская, Ижорская, южная окраина Олонечкой, Тихвинская и Венсовская возвышенности поднимаются на 200 м и более. При этом самое низкое гипсометрическое положение (ниже 30—50 м) занимают впадины Финского залива, Ладожского и Онежского озер.

Речные долины в пределах Ленинградской области занимают незначительную площадь, что связано с особенностями Валдай-

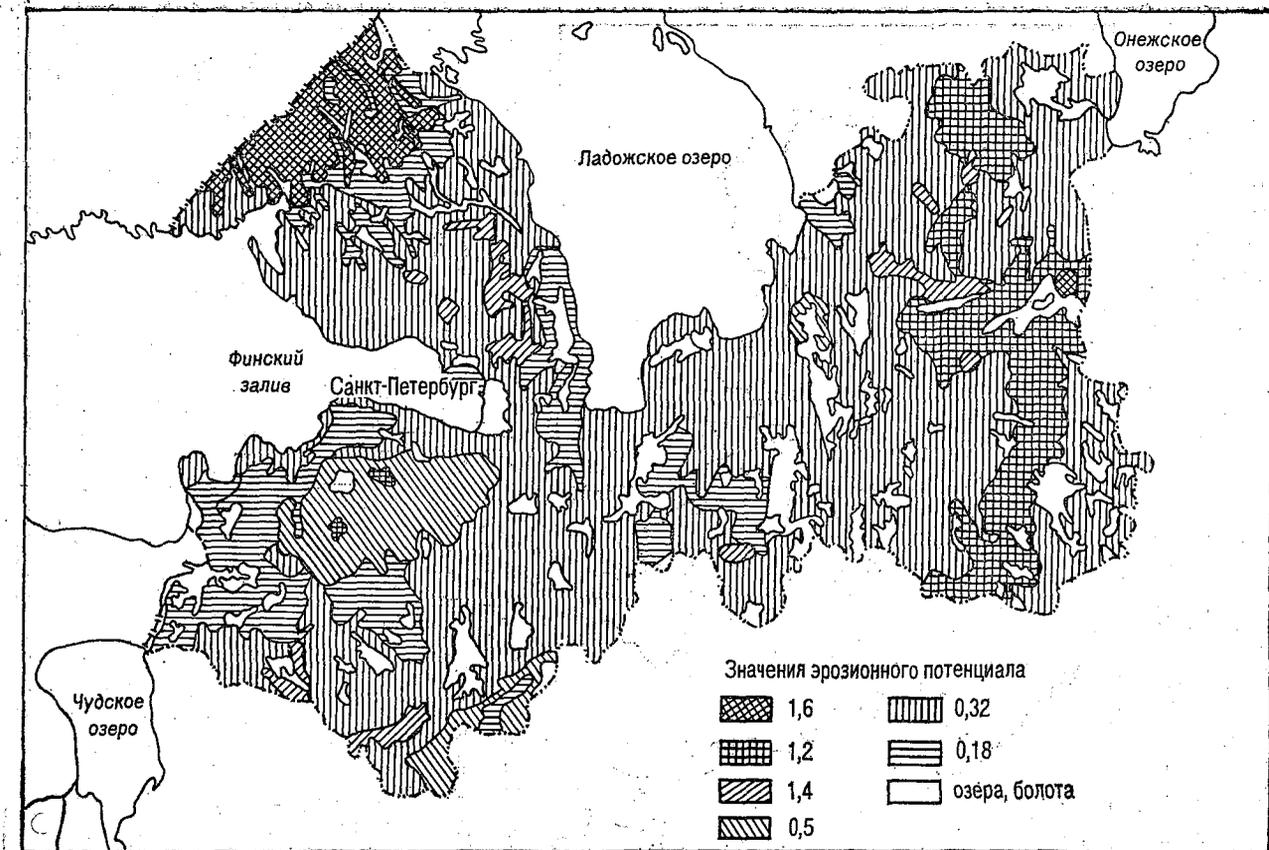


Рис. 4.1. Карта эрозионного потенциала рельефа территории Ленинградской области.

ской возвышенности, для которой характерна слабая освоенность речной сетью и значительное количество озер. Даже наиболее крупные равнинные реки Волхов, Свирь и Нева не имеют хорошо развитых долин.

Климатические условия области, и в первую очередь обилие жидких и твердых осадков (600—650 мм/год), способствуют интенсивному выносу БВ из природно-аграрных систем в природную

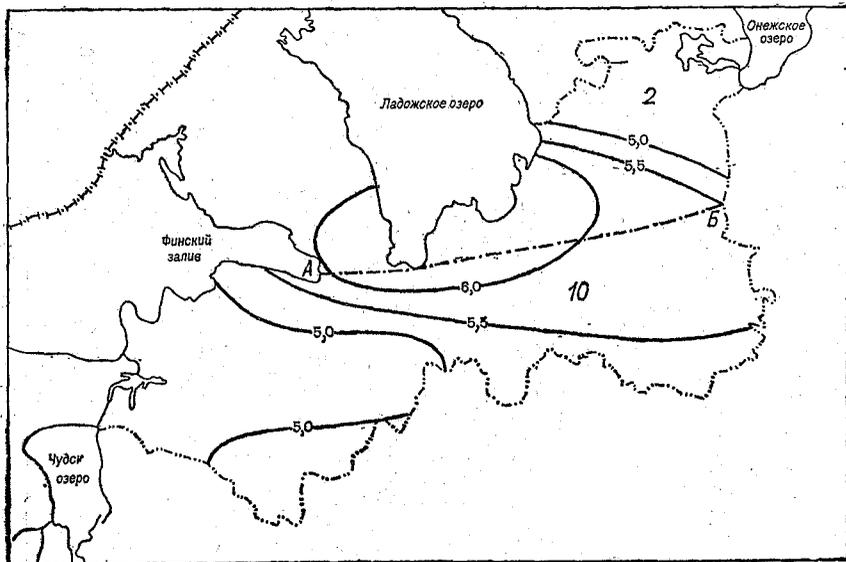


Рис. 4.2. Изолинии эрозионного потенциала дождевых осадков для территории Ленинградской области.

АБ — граница между районами 2 и 10 с различным внутригодовым распределением эрозионного потенциала дождевых осадков (см. табл. 2.15).

среду и водные объекты, как с поверхностными и внутрипочвенными водами, так и с продуктами эрозии. На рис. 4.2 представлена карта эрозионного потенциала дождевых осадков, а на рис. 4.3 карта содержания влаги в снежном покрове. Дождевые осадки активизируют процессы эрозии. Кроме того, осадки содержат значительное количество питательных веществ, что приводит к биогенному загрязнению вод, особенно при непосредственном выпадении на поверхность водоемов. Возможное содержание азота и фосфора в атмосферных осадках Ленинградской области приведено на рис. 2.7, 2.8.

Климат области является причиной продолжительного периода стойлового содержания скота; это способствует образованию значительных объемов отходов, для хранения которых зачастую не хватает оборудованных навозохранилищ и жижеборников, поэтому их вывозят на сельскохозяйственные угодья по снегу, что влечет за собой активное загрязнение вод.

На территории Ленинградской области насчитывается более 50 тыс. водотоков, суммарная длина которых превышает 221 тыс. км. Вековые запасы воды в реках и озерах составляют 1280 км<sup>3</sup>, а запасы подземных вод 320 км<sup>3</sup>. Наиболее водоносны реки бассейна Невы; их сток превышает 80 % суммарных возобновляемых водных ресурсов области. Наименее водоносны реки Волхово-Ильменской низменности.

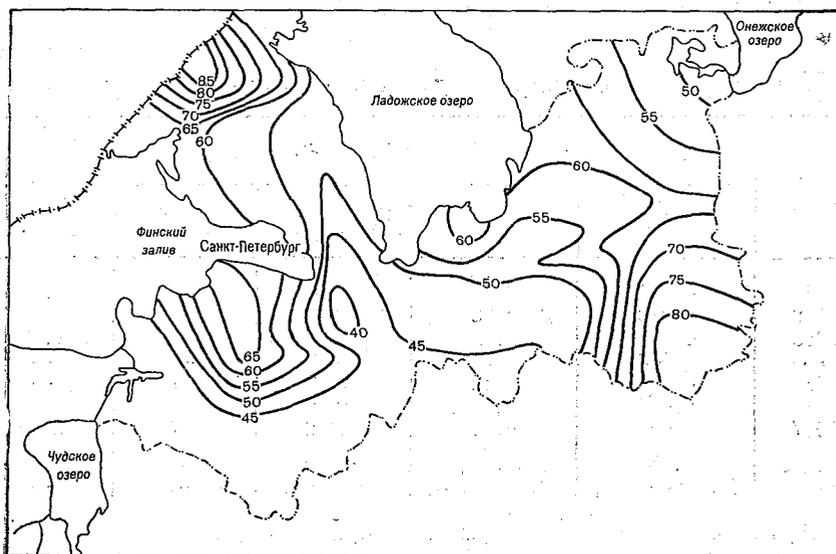


Рис. 4.3. Изолинии возможного содержания (мм) воды в снегу на территории Ленинградской области.

Из рек области наиболее загрязненной БВ является Нева, что связано с ухудшением экологической обстановки в Ладожском озере. В табл. 4.1 приведена динамика загрязнения воды в истоке р. Невы с 1981 по 1987 гг. Из-за взмучивания донных отложений в прилегающем к истоку Невы мелководном районе и поступления паводковых вод весной и в период осенних дождей среднее содержание взвешенных веществ в Неве приблизительно в 5 раз больше, чем в озере.

В Ленинградской области насчитывается более 1800 озер. Они занимают 14 % ее территории, большинство озер имеют ледниковое происхождение. Их существованию способствует избыточное увлажнение. В последние годы озера подвергаются интенсивному биогенному загрязнению, что наглядно видно на примере Ладоги, экологическое состояние которой резко ухудшилось. Здесь наблюдается быстро развивающийся процесс антропогенного эвтрофирования, охватывающий всю акваторию. Начиная с 1978 г. озеро вступило в фазу интенсивного летнего «цветения»; кроме этого, особую опасность для озера представляет весеннее разви-

тие планктона (апрель—май), интенсивность которого возрастает на протяжении последних лет, несмотря на стабилизацию концентрации фосфора в озерной воде. Среднегодовая минерализация воды в Ладоге уже достигла 63 мг/л, а концентрация фосфора 0,025 мг/л, причем содержание фосфора в воде рек Волхова, Сяси, Бурной в 2—5 раз выше, чем в озере. Годовой сток общего фосфора из Ладожского озера с водами р. Невы составляет 2,53 тыс. т, а азота — 56,23 тыс. т.

Таблица 4.1

Средние концентрации биогенных и органических веществ в истоке р. Невы [76]

Год наблюдения	Биогенные и органические вещества, мг/л				БПК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л
	фосфор (общий)	азот (общий)	углерод (органический)	взвешенные вещества	
1981	0,028	0,66	6,6	—	0,91
1982	0,030	0,73	8,1	4	0,69
1983	0,031	0,92	10,6	6	1,47
1984	0,026	0,73	10,8	—	—
1985	0,033	0,72	10,9	6	—
1986	0,033	0,55	10,2	5	—
1987	0,035	0,51	10,2	5	2,00
Среднее	0,031 (0,015—0,080)	0,68 (0,40—1,15)	9,6 (5,6—16,5)	5 (1—14)	1,52 —

Примечание. В скобках приводятся пределы концентраций.

При впадении в Финский залив р. Нева образует Невскую губу, которая в связи с начавшимся в 1982 г. строительством защитных сооружений города Ленинграда стала активно эвтрофироваться [76]. Так, в среднем по акватории губы концентрация аммонийного азота составляет 300—800 мкг/л, увеличиваясь на отдельных участках до 1000 мкг/л. Содержание нитратного и нитритного азота в целом по губе колеблется в пределах соответственно 120—300 мкг/л и 5—50 мкг/л. Среднемесячные концентрации нитратов в Северных и Южных воротах сооружений превышают 200 мкг/л. Режим фосфора в воде Невской губы подвержен сезонной изменчивости. В весенне-летний период, когда происходит развитие фитопланктона и водорослей, содержание фосфатов в воде губы понижается до 0—10 мкг/л. В начале сентября их концентрация возрастает до 12—40 мкг/л, а в октябре до 90—115 мкг/л, что является следствием затухания процессов фотосинтеза и минерализации фосфорсодержащего органического вещества.

По мере приближения к дамбе экологическая обстановка резко ухудшается в результате скопления в воде взвешенных загрязняющих веществ и живых микроорганизмов. Особенно тяжелая ситуация наблюдается в южном створе, где около дамбы увеличи-

вается загрязнение воды фекальными микроорганизмами, причем этот процесс усугубляется дефицитом кислорода в зимний период.

Значительное изменение гидрохимического режима отмечается в районе выпуска Северных очистных сооружений, что приводит к тяжелой экологической обстановке в Северной курортной зоне города Ленинграда. Активное загрязнение, особенно БВ, наблюдается также в южной части Невской губы; это связано с интенсивным поступлением неочищенных стоков из природно-аграрных систем.

По результатам биологического анализа воды Невской губы, кроме некоторых прибрежных участков, отнесены к мезотрофным со слабо выраженными признаками органического загрязнения.

Около 17 % территории области покрыто болотами, дающими начало многочисленным рекам и ручьям. Распространению болот способствуют избыточная влажность, плоский рельеф и близкое к поверхности залегание грунтовых вод. Высокой заболоченностью отличаются бассейн р. Невы, водораздел Финского залива и Ладожского озера, где преобладают питающиеся атмосферными осадками верховые болота олиготрофного типа с выпуклой поверхностью и мощной торфяной залежью.

Подземные воды области находятся на различных глубинах и приурочены к четвертичным и дочетвертичным отложениям. Над первым от поверхности водоупорным горизонтом залегают преимущественно ненапорные грунтовые воды, отличающиеся непостоянством режима и низкой минерализацией. В глубинных водоносных горизонтах залегают напорные артезианские воды.

Анализ водных ресурсов Ленинградской области наглядно показывает, что данный регион обладает богатым потенциалом поверхностных вод, однако их экологическое состояние в последнее время резко ухудшилось, особенно в водной системе Ладожское озеро — р. Нева — Невская губа — Финский залив, это связано с увеличением антропогенной нагрузки на данную систему в первую очередь со стороны агропромышленного комплекса.

Гидрографическая сеть области способствует активной миграции БВ, так как ее густота на большей части территории превышает 1 км/км<sup>2</sup>. Все это влечет за собой интенсивный вынос азота и фосфора с водосборов и вследствие этого эвтрофирование водных объектов, что ярко видно на примере некогда самого чистого в Европе Ладожского озера. Следовательно, в пределах исследуемого региона необходимо как тщательное изучение динамики биогенной нагрузки, так и оптимальное управление процессом эвтрофирования водоемов.

Почвенный покров Ленинградской области довольно разнообразен. Почвообразовательные процессы, происходящие в ее пределах, характеризуются превышением годового количества осадков над испарением (промывной режим почв) и бедностью зольными веществами растительного опада. Эти особенности приводят к тому, что на территории области в основном образуются почвы подзолистого типа, при этом в случае появления травяни-

стой растительности на подзолистый процесс как бы накладыва-  
ется дерновый, в результате чего формируются дерново-подзоли-  
стые почвы с характерным для них четко выраженным в верхней  
части профиля гумусовым горизонтом. При сельскохозяйственном  
освоении таких почв этот горизонт является пахотным. Особый  
интерес представляют дерново-карбонатные почвы, которые встре-

Таблица 4.2

Удельные показатели возможного эрозионного смыва почвы  
с сельскохозяйственных угодий в водные объекты Ленинградской области

Наименование бассейна	Общая площадь сельскохозяйственных угодий в бассейне, тыс. га	Удельный эрозионный смыв почвы, т/га
Водосбор Ладожского озера		
Восточная часть		
р. Свирь	12,1	5,45
р. Оять	29,2	5,45
р. Паша	30,8	2,32
р. Волхов	155,1	5,45
р. Сясь	55,0	2,58
Западная часть		
р. Вуокса	81,2	0,20
р. Воронежка	4,1	0,40
Мелкие реки	20,0	0,60
Водосбор реки Невы		
Правый берег (р. Черная, р. Охта)	12,8	1,76
Левый берег (р. Мга, р. Тосна, р. Ижора, р. Сла- вянка)	52,9	0,60
Водосбор Невской губы и Восточной части Финского залива		
Северный берег (р. Черная, р. Сестра)	19,3	1,02
Южный берег (р. Стрелка, р. Ковати, р. Систа)	20,5	0,40
р. Луга	121,6	0,20

чаются в Гатчинском, Волосовском, Ломоносовском и Кингисеп-  
пском районах. Они обладают более высоким плодородием, чем  
дерново-подзолистые, но требуют специальных приемов агротех-  
ники и системы удобрений для получения высоких и устойчивых  
урожаев. Распределение на территории области основных типов  
почв зависит от состава почвообразующих пород, характера ра-  
стительного покрова, рельефа местности и режима увлажнения.

Ощутимое влияние на вынос БВ, особенно фосфора, в водные  
объекты оказывают процессы почвенной эрозии, которые наиболее  
активно проявляются в бассейнах рек: Волхова, дающего 42 %  
всех наносов, поступающих в Ладожское озеро; Свири (включая  
Оять и Пашу) и Сяси, причем эти три реки, вместе взятые, при-  
носят в Ладогу около 82 % наносов [18, 76]. В табл. 4.2 приво-  
дятся удельные показатели возможного эрозионного смыва почвы

сельскохозяйственных угодий области в водную систему Ладожское озеро — р. Нева — Невская губа — восточная часть Финского залива, которые рассчитаны по натурным данным, приведенным в [18]; для определения смыва почвы в пределах водосборов, для которых отсутствовала полевая информация, были использованы объекты-аналоги.

Ленинградская область находится в таежной зоне и характеризуется активным развитием лесной растительности. Большая часть ее территории расположена в подзоне южной тайги, где в хвойных лесах наблюдается незначительная примесь широколиственных пород. Северо-восточная часть области (бассейны рек Свири и Ояты) относится к подзоне средней тайги. На Ижорской возвышенности (Ордовикское плато) и в некоторых местах на юго-западе распространена растительность, типичная для смешанной широколиственно-хвойной тайги.

Рассмотренные особенности почвенного и растительного покровов позволяют сделать вывод о том, что несмотря на широкое развитие лесов для восточных районов области характерен интенсивный эрозионный смыв почвы, стимулирующий вынос БВ в водные объекты. Кроме того, при разложении лесного опада происходят потери азота и фосфора, формирующие вместе с атмосферными осадками естественный фон биогенной нагрузки, значительная часть которого в виду большой густоты гидрографической сети попадает в водные объекты, активно их загрязняя.

## 4.2.

### **Аграрное производство и перспективы его развития**

Главной отраслью сельского хозяйства в пределах Ленинградской области является молочное животноводство. При этом в одних хозяйствах (совхозы «Детскосельский», «Шушары», им. Тельмана, «Федоровское») производство молока сочетается с овощеводством, а в других (совхозы «Пламя», «Гатчинский», «Сяглицы», «Красный пахарь») с картофелеводством. В связи с развитием животноводства широкое распространение получило выращивание кормов, которое базируется на полевом и луговом травосеянии. Так, в среднем по области под кормовые культуры отводится 348,4 тыс. га, что составляет 79,7 % посевных площадей, в том числе примерно 53 % — под многолетние травы, 23 % — под однолетние травы и кукурузу и около 3,7 % — под кормовые корнеплоды. Зерновые культуры, картофель и овощи занимают всего 88,6 тыс. га, т. е. 20,3 % посевов (табл. 4.3).

По общности природных и экономических условий ведения аграрного производства в области выделяется пять сельскохозяйственных зон (табл. 4.4), основные агроклиматические показатели которых приведены в табл. 4.5.

Таблица 4.3

## Структура сельскохозяйственных угодий (га) в Ленинградской области

Район	Общая площадь	Пашня	В том числе под			Кормовые
			зерновыми	карто-фелем	овощами	
Бокситогорский	24 302	4 592	1 782	2 664	146	19 710
Волосовский	55 791	10 458	5 223	5 181	54	45 333
Волховский	26 762,7	5 463,7	2 313	2 938	212,7	21 299
Всеволожский	20 521,1	5 139,1	379	1 670	3 090,1	15 382
Выборгский	30 002,2	3 942,2	1 289	2 416	237,2	26 060
Гатчинский	43 597,2	9 649,2	4 019	5 317	313,2	33 948
Кингисепский	24 480,2	5 252,2	2 959	2 072	221,2	19 228
Киришский	14 262	3 157	1 677	1 336	144	11 105
Кировский	13 380	3 134	1 456	1 576	102	10 246
Лодейнопольский	10 749,6	2 224,6	935	1 213	76,6	8 525
Ломоносовский	34 111	6 144	2 089	2 442	1 613	27 967
Лужский	47 124,6	9 449,6	4 608	4 605	236,6	37 675
Подпорожский	5 781	625	—	586	39	5 156
Приозерский	19 234,8	2 601,8	1 065	1 465	71,8	16 633
Сланцевский	15 780	3 590	2 350	1 158	82	12 190
Тихвинский	17 594	3 478	1 120	2 090	268	14 116
Тосненский	29 894	7 471	1 701	2 118	3 652	22 423
ЛСХИ	1 289	555	440	115	—	734
ВИР	244	182	121	61	—	62
Санкт-Петербург	2 096,2	1 504,2	22	1 203	279,2	592
Итого	436 996,6	88 612,6	35 548	42 226	10 838,6	348 384

Из табл. 4.5 видно, что климат области в основном удовлетворяет требованиям земледелия, однако для большинства культур в отдельные годы могут складываться крайне неблагоприятные погодные условия, вызывающие резкое снижение урожайности.

Наряду с климатическими факторами продуктивность земледелия зависит от состояния почвенного покрова, который в пределах области имеет небольшой пахотный слой (20—22 см) и зна-

Таблица 4.4

## Сельскохозяйственные природно-экономические зоны Ленинградской области [80, 94]

Зона	Административный район, входящий в зону
Пригородная	Всеволожский, Гатчинский, Ломоносовский и Тосненский
Юго-западная	Волосовский, Кингисепский, Лужский и Сланцевский
Карельского перешейка	Выборгский и Приозерский
Восточная	Бокситогорский, Волховский, Киришский, Кировский и Тихвинский
Северо-восточная	Лодейнопольский и Подпорожский

Таблица 4.5

Основные средние многолетние агроклиматические показатели сельскохозяйственных природно-экономических зон Ленинградской области [94]

Показатель	Пригородная	Юго-западная	Карельского перешейка	Восточная	Северо-восточная
Общая площадь, тыс. га	268	485	170	629	320
Среднегодовая температура воздуха, °С	3,3	3,7	3,0	3,2	2,2
Сумма активных температур (выше 10 °С), °С	1500—1700	1700—1900	1500—1700	1600—1800	1400—1600
Продолжительность безморозного периода, сут	180	118	115	103	90
Продолжительность периода с температурой выше 10 °С, сут	104	112	107	109	102
Сумма осадков за год, мм	570—604	513—601	468—674	577—629	606—653
в том числе за период с температурой выше 10 °С	275—300	250—275	222—275	225—275	250—275
Гидротермический коэффициент	1,8	1,4—1,5	1,5—1,6	1,4—1,5	1,7—1,8
Запас продуктивной влаги в слое 0—100 см к началу мая, мм	150	120—220	200	180—210	120—170
Дата последних заморозков	8—20 июня	2—18 июня	2—20 июня	9—25 июня	12—30 июня
Дата начала выпаса скота	22 мая	15 мая	24 мая	21 мая	23 мая
Продолжительность стойлового содержания скота	226	218	227	225	234

чительную засоренность валунами. Он широко представлен дерново-подзолистыми, дерново-карбонатными и дерново-аллювиальными почвами, при этом заболоченные подзолистые почвы и болота создают очень сложные сочетания с почвами нормального увлажнения.

Для области характерна большая неоднородность почвенного покрова по механическому составу и степени выщелоченности. Так, 21 % площади пашни занимают песчаные и супесчаные почвы, 28 % — легкосуглинистые; 36 % — среднесуглинистые и 4 % — тяжелосуглинистые и глинистые. Содержание гумуса в почвах колеблется в диапазоне 2,5—4 %. По данным [94], 18,5 % пахотных земель относится к хорошогумусированным, 65,8 % — к среднегумусированным и 18,4 % — к слабогумусированным.

Значительная часть почв обладает высокой кислотностью, особенно в хозяйствах Выборгского, Тихвинского, Бокситогорского, Подпорожского, Лодейнопольского, Всеволожского, Киришского и Тосненского районов, где площади почв на пашне с рН ниже 5 достигают 40—60 %. На сенокосах и пастбищах кислые почвы со-

ставляют 70—90 %. Наряду с этим наблюдается большая пестрота содержания в почвах легкодоступных фосфора и калия, что характерно для Всеволожского, Ломоносовского и Тосненского районов. Самые значительные площади с низким содержанием калия находятся в Подпорожском, Лодейнопольском, Всеволожском, Тихвинском, Приозерском и Волховском районах.

В ряде районов области на пахотных почвах активно проявляются эрозионные процессы. По проведенной оценке, примерно 15 % пахотных почв области относится к хорошоокультуренным, около 50 % — к среднеокультуренным и 35 % — к слабоокультуренным.

Краткий анализ почвенного покрова сельскохозяйственных угодий показывает, что для него характерна малая мощность гумусового слоя, бесструктурность, почвенная кислотность и обедненность питательными веществами, поэтому большое значение в повышении почвенного плодородия играет система применения удобрений, особенно органических. В табл. 4.6, 4.7 приводятся данные о внесении минеральных и органических удобрений под урожай 1988 г. [94, 193, 196]. Наибольшая потребность в них (главным образом в навозе) проявляется на почвах легкого механического состава в пропашных севооборотах, где удобрения, в первую очередь органические, вносятся под овощные культуры, картофель, кормовые корнеплоды, а в паровом поле — под озимые зерновые.

Применение значительных доз минеральных и органических удобрений способствует повышению почвенного плодородия и увеличению урожайности производимых культур. В табл. 4.8 приводятся данные об урожайности основных сельскохозяйственных культур в области. Из таблицы следует, что наряду с определенными успехами, особенно в производстве зерновых и овощных культур, еще имеются серьезные недостатки в выращивании картофеля и кормовых культур, это свидетельствует о том, что во многих совхозах области объем и качество производимых кормов значительно ниже имеющихся потребностей. С целью исправления создавшегося положения разрабатываются различные мероприятия, которые направлены на повышение эффективности земледелия. Перспективные показатели роста урожайности основных сельскохозяйственных культур приведены в табл. 4.9.

Наряду с молочным животноводством в области широкое развитие получили свиноводство и птицеводство. В табл. 4.10 представлены данные о поголовье скота и птицы на 1988 г.

С целью удовлетворения постоянно возрастающих потребностей жителей Ленинградской области в животноводческой продукции планируется дальнейшее интенсивное развитие животноводства, основные показатели которого приведены в табл. 4.11. Однако согласно последним данным НИИЭСХ нечерноземной зоны это делать нецелесообразно по следующим причинам:

в период до 2005 г. основной задачей сельского хозяйства области будет являться производство молока и овощей;

Таблица 4.6

Количество (ц) минеральных удобрений\*, вносимых на сельскохозяйственные угодья Ленинградской области

Район области	Зерновые			Картофель			Овощи			Кормовые		
	Н	Р	К	Н	Р	К	Н	Р	К	Н	Р	К
Бокситогорский	1 244	1 233	1 282	624	698	1 251	180	148	233	17 141	7 392	7 448
Волосовский	4 740	4 020	4 344	2 869	2 673	5 462	21	20	20	49 541	23 102	38 334
Всеволожский	254	202	196	18	108	106	3 900	2612	5 576	13 193	5 397	13 455
Волховский	858	1 257	1 272	369	775	867	56	58	127	18 742	8 584	16 095
Выборгский	327	314	287	580	556	803	164	138	126	30 057	12 566	21 651
Гатчинский	3 307	2 934	3 437	1 595	1 956	3 182	174	209	227	28 037	18 065	24 806
Кингисеппский	1 449	1 402	1 956	847	783	1 825	155	138	155	15 931	9 242	16 112
Киришский	1 427	1 508	2 171	511	823	1 212	197	184	190	10 604	6 260	9 081
Кировский	329	436	421	299	500	773	—	—	—	12 255	3 621	3 479
Лодейнопольский	308	478	432	288	451	1 319	19	12	45	9 035	4 165	9 240
Ломоносовский	1 187	1 137	1 265	724	808	1 161	1 846	1648	2 060	22 965	13 623	20 196
Лужский	2 478	2 438	2 816	1 919	2 838	2 891	155	103	194	34 566	18 961	28 469
Подпорожский	—	—	—	110	109	218	14	15	26	5 770	3 497	5 389
Приозерский	459	299	364	263	234	429	17	11	33	19 281	11 067	15 179
Сланцевский	924	954	1 709	187	524	763	12	12	9	9 367	5 264	9 308
Тихвинский	574	705	1 096	378	617	1 088	448	217	626	14 483	6 721	11 896
Тосненский	447	645	1 029	809	771	2 789	5 593	2705	8 712	23 788	12 679	23 688
Подсобное хозяйство ЛСХИ	238	227	260	73	57	97	19	15	18	296	295	363
Павловская станция ВИР	38	78	83	24	54	45	4	4	4	27	23	16
Всего	20 588	20 267	24 420	12 487	15 830	26 281	12 974	8249	18 381	335 079	170 514	274 198

\* По действующему веществу.

Таблица 4.7

**Количество (т) органических удобрений,  
вносимых на сельскохозяйственные угодья Ленинградской области**

Район области	Зерновые	Картофель	Овощи
Бокситогорский	40 986	94 412	8 251
Волосовский	7 603	328 616	500
Волховский	65 960	82 318	7 700
Всеволожский	16 536	10 150	290 329
Выборгский	30 749	88 144	16 620
Гатчинский	76 601	253 714	17 767
Кингисеппский	73 756	139 595	18 788
Киришский	70 416	43 136	4 000
Кировский	29 223	91 438	—
Лодейнопольский	10 854	71 898	4 675
Ломоносовский	17 239	89 538	112 178
Лужский	61 964	238 967	8 424
Подпорожский	—	20 342	2 900
Приозерский	11 546	56 204	3 523
Сланцевский	70 161	76 482	1 960
Тихвинский	41 269	91 648	7 443
Тосненский	23 581	79 421	297 111
Подсобное хозяйство ЛСХИ	594	10 739	—
Павловская станция ВИР	1 350	3 500	320
<b>Всего</b>	<b>650 391</b>	<b>1 870 262</b>	<b>802 489</b>

Таблица 4.8

**Урожайность (ц/га) основных культур,  
производимых в Ленинградской области**

Район	Зерновые	Картофель	Овощи	Кормовые
Бокситогорский	16,3	130,7	230,7	151,9
Волосовский	32,7	203,4	297,0	315,7
Волховский	22,2	145,9	235,1	178,0
Всеволожский	21,3	148,7	295,2	379,1
Выборгский	24,2	140,8	251,3	251,5
Гатчинский	20,5	179,9	296,5	261,2
Кингисеппский	31,2	163,5	225,6	259,5
Киришский	21,7	139,8	302,2	224,7
Кировский	22,1	148,4	329,7	268,6
Лодейнопольский	13,9	134,9	200,3	206,1
Ломоносовский	27,6	161,0	269,2	277,2
Лужский	22,5	160,5	239,5	260,0
Подпорожский	—	140,5	285,1	225,9
Приозерский	26,1	147,4	232,3	305,2
Сланцевский	23,1	136,3	231,0	188,8
Тихвинский	21,4	148,5	225,1	301,9
Тосненский	22,2	166,6	303,9	342,9
ЛСХИ	23,1	157,7	—	215,6
Павловская станция ВИР	23,3	218,2	—	Нет свед.
Санкт-Петербург	12,3	139,7	313,6	"
Среднее	22,5	155,6	264,6	256,3

Таблица 4.9

**Планируемая урожайность (ц/га) основных сельскохозяйственных культур  
Ленинградской области [94, 193, 196]**

Сельскохозяйственная культура	2000 г.		2005 г.
	план	рекомендации НПО „Белогорка“	
Зерновые	37,0	37,0	37,5
Картофель	230,0	280,0	300,0
Овощи открытого грунта	345,0	435,0	350,0
Кормовые культуры	485,0	481,0	490,0
Сенокосные травы	56,5	58,5	60,0

по опыту развитых капиталистических стран предприятия промышленного типа, производящие мясную продукцию, предпочтительнее развивать в специализированных регионах, приближенных к местам производства кормов;

основная часть территории области расположена в бассейнах Ладожского озера и Финского залива, где экологические проблемы стоят крайне остро;

развитие и реконструкция действующих животноводческих предприятий области уже наталкивается на значительные ограничения, связанные с региональными потребностями населения в организации зон отдыха и коллективных садоводств.

Таблица 4.10

**Поголовье скота и птицы в совхозах Ленинградской области**

Район	Крупный рогатый скот	В том числе коровы	Свиньи	Овцы и козы	Птица всех видов, тыс. шт.
Бокситогорский	28 749	13 763	5 028	—	5
Волосовский	63 787	24 800	1 949	—	19
Волховский	58 492	13 524	646	15	—
Всеволожский	21 189	10 223	194 306	—	1 609
Выборгский	37 815	17 522	6 952	—	3 203
Гатчинский	47 714	18 890	156 358	24	2 732
Кингисеппский	33 693	16 328	4 452	—	—
Киришский	16 769	9 050	4 011	—	—
Кировский	13 177	7 998	—	—	3 545
Лодейнопольский	13 082	7 016	3 929	—	—
Ломоносовский	31 189	15 807	57 736	250	8 986
Лужский	63 277	23 721	14 229	—	13
Подпорожский	7 263	3 807	353	—	—
Приозерский	38 365	11 733	1 815	—	9
Сланцевский	16 516	7 915	6 416	—	29
Тихвинский	24 132	8 396	25 303	—	—
Тосненский	47 087	20 165	108 787	—	—
Подсобное хозяйство ЛСХИ	1 187	470	—	—	—
<b>Всего</b>	<b>558 494</b>	<b>231 178</b>	<b>622 250</b>	<b>289</b>	<b>20 284</b>

Из анализа перспектив развития земледелия и животноводства в пределах области (см. табл. 4.9, 4.11) вытекает, что в ближайшей годы намечается увеличение производства сельскохозяйственной продукции, это в свою очередь может привести к серьезным экологическим последствиям, связанным с биогенным загрязнением водных объектов, так как в большинстве случаев существующая организация аграрного производства не отвечает элементарным экологическим требованиям.

Таблица 4.11

Планируемое поголовье (тыс.) скота и птицы в совхозах Ленинградской области [94, 193, 196]

Вид животноводческой продукции	1995 г.	2000 г.	2005 г.	1995 г. в % к 1990 г.	2000 г. в % к 1995 г.	2005 г. в % к 2000 г.
Крупный рогатый скот	629,0	643,0	667,0	104,5	102,2	103,7
В том числе коровы	253,2	253,2	278,0	100,9	100,0	109,8
Свиньи	805,0	858,0	863,3	101,9	106,6	100,6
Птица	25 623	28 680	34 824	109,2	111,9	121,4

В сфере земледелия сюда можно отнести заметную концентрацию сельскохозяйственных угодий вдоль водотоков. Так, согласно материалам обследования хозяйств, расположенных в Приладожье (см. табл. 1.1), 74 % пашни и 47,3 % кормовых угодий находятся от береговой линии на расстоянии менее 1 км; наибольшую опасность с точки зрения биогенного загрязнения вод, представляют угодья, расположенные в пределах 500 м от уреза воды, особенно в водоохранной зоне, так как здесь происходит интенсивный поверхностный сток в процессе снеготаяния, а ряд площадей подвергается затоплению паводковыми водами. В связи с этим несвоевременная или плохая заделка удобрений в почву, а тем более внесение их по снегу (70 % навоза поступает на поля в зимний период) способствуют интенсивному выносу БВ в русло реки. По статистическим данным ЛОПУСХ, разница между вывезенными на поля и заделанными в почву органическими удобрениями для большинства районов области колеблется в пределах 10—20 % (Бокситогорский, Киришский, Всеволожский). При обследовании размещения сельскохозяйственных угодий выявлено немало случаев распашки поймы вплоть до уреза воды.

В сфере животноводства нарушения еще более ощутимые, чем в земледелии. Так, обследование ферм и комплексов в бассейнах рек Волхов, Сясь, Паша, Оять и Свирь позволило выявить основные причины потерь БВ при производстве животноводческой продукции [171, 193, 196, 198]. К ним относятся:

отсутствие специальных навозохранилищ и жижеборников; такая ситуация выявлена примерно на 20 % всех обследованных ферм, в том числе в совхозах «Пикалевский», «Мыслинский», «Озерский», «Андреевский» и др.

недостаточная емкость навозохранилищ и жижеборников; по этой причине в 1981 г. на ферме «Озерская» (совхоз «Озерский») часть навозной жижи попала в приток р. Оять, а в 1979 г. на ферме «Заполье» (совхоз «Красное Знамя») был допущен сброс навоза в р. Липенку;

размещение ферм в непосредственной близости от водотока; для большинства обследованных ферм это расстояние не превышает 500 м, а фермы «Табашка», «Савино» (совхоз «Красное Знамя»), «Славкино» (совхоз «Мыслинский»), «Сарожа» (совхоз «Тихвинский»), «Гричино» (совхоз «Шугозеро») расположены в 30—80 м от уреза воды;

отсутствие учета объемов производства, вывозки и сроков внесения органических удобрений; отмечено в отделении «Бор» (совхоз «Бокситогорский»);

несовершенная технология удаления компостирования и хранения навоза, что характерно для всех ферм, расположенных в пределах области.

Анализ природно-аграрных систем позволяет выявить характерные особенности формирования и динамики биогенной нагрузки в пределах исследуемого региона и рассчитать вынос БВ в водоемы. Расчеты могут носить как обобщенный, так и детализированный характер.

В приложении 6 приведены результаты расчета выноса БВ в Ладожское озеро — р. Неву — Невскую губу — восточную часть Финского залива на основе анализа природно-аграрных систем Ленинградской области.

# ГЛАВА 5

## ОЦЕНКА ЭВТРОФНОГО УРОВНЯ ВОДОЕМОВ

### 5.1.

#### Критерии достижения водоемами эвтрофного статуса

Для оценки уровня антропогенной биогенной нагрузки на водосборе существует ряд критериев эвтрофирования водоемов. Согласно ГОСТ 17.1.1.01—77, эвтрофирование (эвтрофикация, эвтрофия) вод есть повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных или естественных (природных) факторов. В формулировке Ю. Одума уточняется, что процесс эвтрофикации в первую очередь связан с состоянием водосбора и с хозяйственной деятельностью на его территории.

Между эвтрофированием и загрязнением есть существенная разница, заключающаяся прежде всего в том, что загрязнение обусловлено сбросом токсических веществ, подавляющих биологическую продуктивность водоемов, а эвтрофирование до известной степени повышает эту продуктивность.

На рис. 5.1 сведены в определенную систему некоторые достаточно известные представления об отдельных элементах механизма эвтрофирования. Эта схема может служить вспомогательным средством для понимания действия на водные экосистемы различных биогенных веществ, эффективность, производство, применение и соответственно утечки которых растут с большой скоростью.

Одним из самых простых способов оценки достижения водоемом эвтрофного статуса является проверка превышения фактическими концентрациями БВ предельно допустимых значений. Поэтому установление норм предельно допустимого содержания в воде БВ необходимо не только в санитарно-гигиеническом плане, но для ограничения возможности эвтрофирования водоемов. Процесс эвтрофирования, обусловленный повышенным содержанием в воде минеральных соединений азота и фосфатов, приводит к ухудшению качества воды (его органолептических свойств), накоплению токсичных продуктов.

В табл. 5.1 приведены принятые в нашей стране нормативы содержания некоторых БВ. Наиболее токсичными являются аммиак ( $\text{NH}_3$ ), содержание которого зависит от количества ионов аммония ( $\text{NH}_4^+$ ), температуры и pH среды, и нитриты ( $\text{NO}_2^-$ ). По данным американских ученых [248, 254], концентрация аммиака 0,1 мг/л и нитритов 0,2—5 мг/л смертельна для рыб.

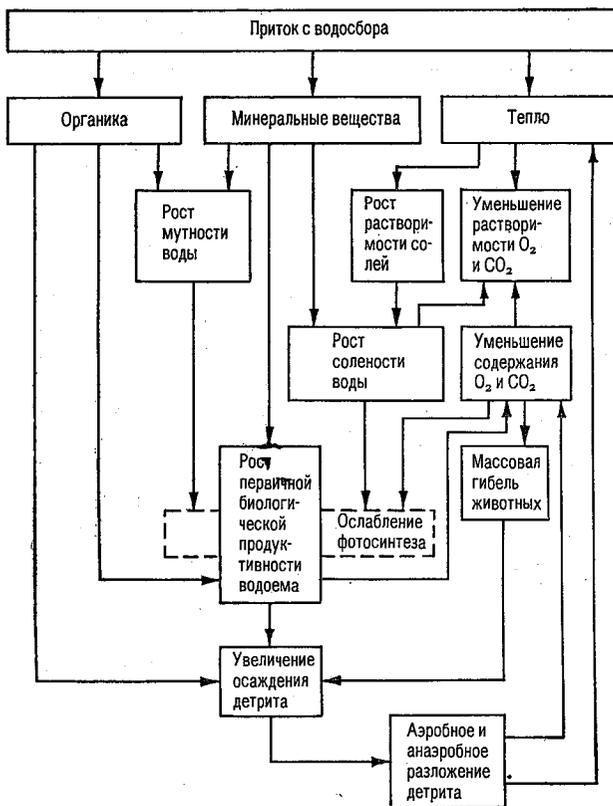


Рис. 5.1. Обобщенная схема механизма эвтрофирования водоемов (по [221]).

Содержание в поверхностных водах нитритов, общего азота и фосфора в Российской Федерации до сих пор официально не нормировано.

Согласно Единым критериям качества воды, в странах Восточной Европы для поверхностных вод первого класса, используемых для коммунального водоснабжения, нужд пищевой промышленности и разведения ценных пород рыб, в том числе лососевых, предельно допустимое содержание аммонийного азота составляет 0,1; нитратного — 1; общих фосфатов — 0,005 мг/л.

На основании многолетних исследований водохранилищ Днепровского каскада для сохранения экосистем предлагаются предельные концентрации азота 0,4—1,8 мг/л (т. е. ниже гигиенических показателей) и фосфора 0,03—0,1 мг/л. В Англии во избежании усиленного роста водорослей концентрация азота и фосфора в водоемах ограничена значениями 0,3 и 0,01 мг/л соответ-

Таблица 5.1

Значения ПДК (мг/л) биогенных веществ

Название веществ, химическая формула	Хозяйственно-питьевые	Рыбохозяйственные
Нитраты, $\text{NO}_3$	10	9,0
Аммонийный азот, $\text{NH}_4$	2,0	0,05
Аммония		
метаванадит, $\text{NH}_4\text{VO}_3$	2	—
нитрат $\text{NH}_4\text{NO}_3$	2	0,5
перхлорат $\text{NH}_4\text{ClO}_2$	5	0,008
роданид $\text{NH}_4\text{SCN}$	0,1	0,5
сульфамат $\text{NH}_4\text{OSO}_2\text{NH}_2$	2	—
сульфат $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	2	1,0
хлорид $\text{NH}_4\text{Cl}$	2	1,2
дихромат $(\text{NH}_4)_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	—	0,05

ственно; в проточных водных объектах эти концентрации могут быть несколько выше [235, 248]. Американскими исследователями рекомендуются следующие экологические нормативы (мг/л); неорганический азот — 0,03—0,1. Эти же нормы в [260] предлагаются для стран бывшего СССР, причем предельно допустимой концентрацией ортофосфатов (по фосфору) в малых реках называют 0,03 мг/л.

В работе [129], по рекомендациям наиболее известных ученых [167, 169], предложена следующая шкала трофических уровней:

Диапазон концентраций общего Р, мкг/л . . . . .	0—10	10—20	20
Трофический статус водоема . . . . .	Олиготрофный	Мезотрофный	Эвтрофный

В указанной работе, как и во многих других зарубежных публикациях, отмечается значительность выноса БВ с бытовыми сточными водами, промышленными стоками, особенно содержащими детергенты [235, 239]. Меньшее внимание уделяется поверхностному загрязнению в аграрных районах, что, на наш взгляд, можно объяснить высоким уровнем ведения сельского хозяйства и эффективным использованием органических и минеральных удобрений. Отмечается также, что в очищенных сточных водах, поступающих в озера и водохранилища, концентрация фосфора не должна превышать 1 мг/л. Это условие может рассматри-

ваться как граничное для участков впадения хозяйственных стоков и естественных притоков в водоем.

Уровень эвтрофирования водоемов можно оценить также и по содержанию хлорофилла в планктоне (данные Г. Г. Винберга):

Статус озера . . . . .	Олиготрофное	Мезотрофное	Эвтрофное
Содержание хлорофилла, $\frac{\text{мкг/л}}{\text{г/м}^2}$ . . . . .	$\frac{0,1-1}{0,001-0,01}$	$\frac{1-10}{0,01-0,1}$	$\frac{>10}{>0,1}$

Концентрация хлорофилла является показателем напряженности биологических процессов, развивающихся в водоеме, и критерием уровня эвтрофирования, в том числе антропогенного.

В процессе биологического самоочищения на участках, удаленных от мест загрязнения, большая часть соединений азота, фосфора и металлов находится не в виде минеральных соединений, а в составе органических и взвешенных веществ. В методах исследования сточных и природных вод эта особенность учтена, и существуют способы перевода органических форм биогенных элементов и металлов в ионную форму. Однако нормативные документы не отражают это положение. В ГОСТ 17.1.2.04—77 даются градации содержания фосфатного фосфора и минеральных соединений азота в водоемах разной степени загрязнения и разной степени эвтрофирования, а не общего азота и фосфора. Вместе с тем концентрация  $P_{\text{общ}}$  и  $N_{\text{общ}}$  — один из показателей, характеризующих степень эвтрофирования водоемов. По С. М. Драчеву, Н. В. Буторину и А. А. Былинкиной, при содержании общего фосфора 50 мкг/л развитие фитопланктона выражено слабо, при 50—100 мкг/л — более ощутимо, а при 100—200 мкг/л появляется цветение, ухудшающее органолептические свойства воды и вызывающее затруднения при очистке воды на водопроводных сооружениях. В частности, Б. А. Скопинцев в качестве экологических нормативов приводит следующие значения: для азота нитратов — 0,3—0,5 мг/л; для фосфора (общее содержание) — 0,03—0,1 мг/л.

В [127, 167] отмечается, что концентрации, превышение которых в воде озер и водохранилищ приводит к усиленному росту водорослей, составляют приблизительно 10 мг/м<sup>3</sup> фосфора и 300 мг/м<sup>3</sup> азота. В проточных водах допускаются несколько большие концентрации. Об ориентировочности этих данных свидетельствует интенсивный рост нитчатой водоросли кладофора (*Cladophora*) при концентрации фосфора около 1 мг/м<sup>3</sup>. Однако рассматривать вопросы о концентрациях БВ, приводящих к значительному росту водорослей, без учета проточности водоема некорректно. Как следует, например, из модели эвтрофикации водоема по Базыкину [14, 28, 107], эффекты, характерные для эвтрофного водоема, наблюдаются при превышении некоторого критического уровня отношения концентрации БВ к скорости потока воды.

Кроме рассмотренной оценки эвтрофного статуса водоемов по предельным концентрациям отдельных элементов существуют классификации трофического состояния, основывающиеся на физических, химических или биологических изменениях или на их различных комбинациях. Многие классификации подробно освещены в [129]; упомянем некоторые, наиболее, на наш взгляд, интересные:

- по катионному коэффициенту (Пирсолл, 1922);
- по индексу трофического состояния (ИТС) (Шаннон и Бресоник, 1972), полученному на основе многокомпонентного анализа;
- по характеристическому значению (Бортлессон, 1978), аналогичному ИТС, но отличающемуся от него набором показателей;
- по ИТС' (USEPA, 1974), определяющемуся шестью показателями;
- по показателю (Уттормарк и Уолл, 1975), аналогичному характеристическому значению (Бортлессон) и учитывающему четыре параметра;
- по однопараметрическому показателю (Карлсон, 1977), характеризующему прозрачность воды по диску Секки;
- по однопараметрическому показателю (Фолленвейдер, 1968), устанавливающему содержание общего фосфора;
- по показателю первичной продуктивности (Ветрел, 1975), тесно связанному с альгальной вариабельностью;
- по показателю бентосных макробеспозвоночных и рыбопродуктивности (Шапиро, 1975);
- по индексу трофического состояния, полученному на основе полиспектрального анализа волновых отражений света (для четырех диапазонов волн).

Кроме того, известны трофические классификации, базирующиеся преимущественно на биологических данных и не имеющие четко выраженных количественных значений. Они используют индикаторы-водоросли, установленные Раусон (1956);

классификация (Тарапчак, 1973), основанная на учете содержания главных солей;

классификация, основанная на видовом разнообразии и биомассе зоопланктона (Гиляров, 1972), и ряд других.

Таким образом, существующие классификации ориентированы на разные показатели и их комплексы. Бесспорно, было бы крайне полезным совместно опробовать их на ряде водоемов для установления достоверного, наиболее эффективного и дешевого метода определения трофического состояния водоемов.

При прогнозе эвтрофного статуса водоема по количеству поступающих в него БВ (фосфора, азота и др.) наиболее удобными представляются классификации, основанные на сравнении осредненных за определенный отрезок времени концентраций рассматриваемых элементов и их предельно допустимых значений (ПДК) или предельно допустимых экологических норм (ПДЭН). Эти упрощенные критерии оценки трофического статуса водохранилищ используются в последующем изложении.

## 5.2.

### Особенности эвтрофирования естественных водоемов и водохранилищ

Как уже отмечалось, для разработки методов, позволяющих оценить влияние освоения водосбора на состояние водоемов, необходимы более совершенные критерии эвтрофирования, по которым можно было бы определить как его признаки и темпы, так и стадию развития. Трудности заключаются в отсутствии репрезентативных данных о значениях концентрации БВ и их пространственно-временной неоднородности для водоемов и водохранилищ, особенно крупных и глубоких [1, 10, 11, 32, 37, 61, 68, 76, 79, 91, 104, 152, 154, 177, 222]. Кроме того, недостаточно данных, пригодных для учета корреляции состояния водоемов и водотоков с природными и антропогенными условиями в периферийной зоне — в заливах и на литорали [1, 10, 11, 61, 68, 76, 104, 152, 154].

В большинстве озер и водохранилищ основной причиной эвтрофирования является аллохтонный фактор — поступление БВ извне [1, 10, 11, 61, 68]. В работе [104] отмечается, что в первые 2—3 года после образования водохранилищ на Волге количество аммонийного азота увеличилось более чем в 10 раз, а нитратного азота и фосфатного фосфора в 1,5—2,0 раза. Изменение общей минерализации, содержания БВ, концентрации газов и прозрачности воды отмечено и при строительстве Братского, Иркутского, Дубоссарского водохранилищ. Установлено, что содержание органического углерода, азота и общего фосфора в реках, водоемах и водохранилищах находится в соответствии с годовым ходом мутности [104, 146, 222].

При строительстве водохранилищ независимо от региона в связи с изменением гидродинамических характеристик речного потока, затопления больших площадей и растительности происходит аккумуляция биогенных и органических веществ. Содержание биогенных веществ и органики в водохранилищах зависит от природных условий на водосборе и в зоне затопления, а также от факторов деятельности человека (промышленное, бытовое, сельскохозяйственное загрязнение, регулирование стока и водный режим). Следовательно, характер биохимических внутриводоемных процессов в каждом водохранилище и отдельных его частях будет своеобразным. Поэтому составлять биохимические балансы необходимо не только для водоемов в целом, но и для отдельных районов и морфометрических участков.

Основная масса БВ осаждается в верховьях водохранилищ; взвеси, приносимые притоками, осаждаются в устьях. При движении воды к плотине их содержание уменьшается к центру водохранилища. Это связано с осаждением речных взвесей и с разбавлением речных вод половодья зимними водами водохранилища. Например, если на речных участках водохранилища со-

держание взвесей весной составляет 20 мг/л, то в центральной части водоема оно равно 3—4 мг/л. Уменьшение содержания БВ вдоль продольной оси по направлению к плотине характерно для всех водохранилищ. Это можно рассматривать как естественный процесс самоочищения воды. В результате их содержание в приплотинных участках не более 2—3 мг/л. Например, в Ивановском водохранилище концентрация фосфатного фосфора убывает от верховьев к устью вдоль продольной оси; она ниже в русловой части, чем в прибрежных зарослях макрофитов [1, 104].

Характер временного распределения минерального и органического фосфора в Учинском водохранилище идентичен динамике азота, однако амплитуда колебаний его содержания больше. Минимум концентраций фосфора наблюдается в водохранилище в июне, в периоды интенсивного развития диатомовых водорослей. Осеннее увеличение концентраций фосфора, иногда достигающее абсолютного годового максимума, связано с его регенерацией при отмирании планктона. Доля минеральной формы фосфора в его общем содержании колеблется от 17 до 90 % (в среднем 60 %), достигая максимальных значений и заметно снижаясь летом. Например, в Учинском водохранилище наблюдается более активная динамика минерального фосфора в мелководных заливах и резкая неравномерность распределения фосфора по глубине водохранилища в летний период. Разница в концентрациях фосфора в поверхностных и придонных слоях достигает 60 мкг/л [104].

Поступление минерального фосфора в Учинском водохранилище заметно возросло вследствие роста загрязненности и эвтрофикации Ивановского водохранилища. Если до 1973 г. фосфор лимитировал развитие фитопланктона и в период цветения водорослей его концентрация снижалась до следовых количеств, то в настоящее время концентрация минерального фосфора в этом водохранилище не падает ниже 15 мкг/л.

В [152] отмечается гетеротрофность Саянского водохранилища. В соответствии с экологической классификацией воды водохранилища в разных районах могут относиться к разным классам: от вод удовлетворительной чистоты до грязных. Низкое качество воды и большое содержание БВ отмечается в заливах с затопленной и плавающей древесиной и в зоне выклинивания подпора — мелководном пойменном участке водоема.

В [179] рассмотрены экологические условия в Куйбышевском водохранилище на разных стадиях его развития и при увеличении антропогенной нагрузки по мере хозяйственного освоения водосборного бассейна Волги и его ресурсов. В проведенных наблюдениях изучена специфика динамики трофности вблизи точечных источников загрязнения водоема. Установлен эвтрофирующий эффект действия условно-чистых сточных вод, поступающих в водоем от коммунально-промышленных комплексов. Пространственная и временная дифференцированность БВ в водохранилище определяется, с одной стороны, разнокачественностью питающих рек, размером стока, внутриводоемными процессами, с другой —

влиянием вновь образовавшегося Чебоксарского водохранилища [152, 179].

Несмотря на то что содержание в водах Воткинского водохранилища биогенных веществ незначительное, пределы изменения довольно большие [104, 152]. Содержание нитратного азота колеблется от 0,1 до 0,8—1,0 мг/л, а максимальное по акватории количество отмечается в районе Перми и Краснокамска, где оно достигает 1,5—2,5 мг/л. Содержание нитритного азота изменяется от 0 до 0,03—0,05, с максимумом в загрязненных районах 0,1—0,2 мг/л. Количество аммонийного азота колеблется от 0,1 до 1,0 мг/л, повышаясь в упомянутых районах до 3—4 мг/л, фосфора — от 0 до 0,06—0,08 мг/л.

Наибольшие концентрации БВ отмечаются в придонных слоях. Максимальное содержание приурочено к зимнему периоду, минимальное — к летнему. В изменениях концентрации биогенных веществ по длине водохранилища можно отметить следующее: во все периоды года они повышены в районе расположения промышленных комплексов (верхняя часть водоема); в зимний период отмечается постепенное уменьшение содержания БВ от верхней части водохранилища к плотине; во время весеннего половодья наблюдается наибольшее увеличение содержания БВ от створа Камской к створу Воткинской ГЭС.

Повышенная концентрация БВ на мелководьях приводит не только к локальным вспышкам «цветения», но и к интенсивному зарастанию мелководий высшей водной растительностью. Уже на 10 году существования Кременчугского водохранилища некоторые пойменные притеррасные участки полностью заросли [61, 166], что привело к уменьшению интенсивности продукционно-деструкционных процессов водорослей и к снижению уровня трофности [9, 127, 155, 167, 227, 289].

Анализ вертикального распределения БВ в Курейском водохранилище (июль—август) показал, что содержание БВ увеличивается от поверхности ко дну (концентрация общего фосфора в поверхностном слое составляла 7 мкг/л, у дна — 20 мкг/л). Минеральный фосфор обнаружен в следовых количествах. Содержание минерального азота также невелико (размах колебаний от 0,05—до 0,09 мг/л) [152].

В Шершиевском водохранилище концентрации БВ изменяются в больших пределах, иногда превышая предельно допустимые. Основным поставщиком БВ является поверхностный сток с сельскохозяйственных (в первые годы после заполнения главенствующей была роль донных отложений). Значительным источником БВ служат черноземные почвы водосбора [129, 152]. Повышенное содержание БВ в воде и замедленный водообмен способствуют ускорению эвтрофирования. Кроме того, каскадность обеспечивает поступление органических веществ из вышележащего Аргазинского водохранилища.

В Дубоссарском водохранилище содержание общего азота в воде в 1962 г. составляло в среднем 0,65 мг/л, а в 1971—

1973 г. оно возросло до 1,51 мг/л, или в 2,3 раза. Такое содержание азота в воде при наличии большого количества фосфора привело к интенсивному развитию фитопланктона. Среднегодовая концентрация суммарного фосфора в водохранилище за 1971—1973 гг. составляла лишь 0,074 мг/л, что почти в 3 раза меньше оптимальной для массового развития фитопланктона концентрации (0,20 мг/л) [166]. Однако указанная оптимальная концен-

Таблица 5.2

Поступление азота и фосфора в оз. Севан за 1982—1983 гг. (по [10, 161])

Элементы прихода	Фосфор		Азот	
	т/год	%	т/год	%
Поступление с реками	180	14,5	4 000	20,6
Подземный приток	10	0,9	200	1,0
Поступление с атмосферными осадками	70	5,6	1 400	7,3
Диффузия из донных отложений	960	79	9 700	50,5
Азотфиксация	—	—	4 000	20,6
Итого	1220	100	19 300	100

трация представляется несколько завышенной и несогласующейся с другими, в том числе с приведенными в разделе 5.1 данными.

В [10, 11, 33, 61] отмечается, что в ряде водохранилищ с увеличением концентрации общего фосфора происходит увеличение концентраций общего азота. Там же сделано обобщенное высказывание, что 60 % годового поступления Р приходится на весну. Атмосферные осадки в годовой нагрузке Р составляют 0,2—1,4 %; речной сток дает 24,5—67,8 %; дополнительные источники — 32,2—75,3 %; потери Р через гидроузел с водными потоками составляют 28,6—77,2 %.

Суммарные потери фосфора за счет накопления в донных отложениях и выноса через гидроузел составляют 100—105 % общего поступления в водоем.

Исследование [10, 69, 161] внутреннего круговорота БВ озера Севан, выполненное по данным 1982—1983 гг., показало, что наиболее мощным регулятором концентрации азота в воде озера был его обмен на границе раздела вода — донные отложения. Диффузионный вынос азота из донных осадков более чем вдвое превысил поверхностный приток (табл. 5.2). Понижение уровня привело к эвтрофированию оз. Севан, так как создало возможность для вовлечения в круговорот БВ, ранее накопленных в донных осадках, за счет следующих факторов: а) перешли во взвешенное состояние и минерализовались органические вещества, содержащиеся в обнажившихся отложениях; б) стали доступны полному перемешиванию и механическому размыву отложения, ранее находившиеся на глубине 25—35 м. Определенную роль в из-

менении концентрации БВ в озере сыграло и развитие хозяйства в его бассейне, способствовавшее увеличению притока этих веществ с водосбора.

Для снижения интенсивности эвтрофирования оз. Севан, улучшения качества воды и сохранения его рыбных богатств необходимо повышение уровня озера минимум на 6 м, т. е. до отметки 1903,5 м над уровнем моря [10, 161]. По своим экологическим

Таблица 5.3

Поступление азота и фосфора в Азовское море

Статья прихода	Азот		Фосфор	
	тыс. т	%	тыс. т	%
Речной сток	67,4	65,5	6,5	79,0
Атмосферные осадки	19,9	19,4	0,6	8,0
Абразия берегов	3,9	3,9	0,2	2,0
Приток с черноморскими водами	11,4	11,2	0,9	1,1
Итого	102,6	100	8,2	100

проявлениям повышение уровня аналогично удалению слоя донных отложений.

В [7, 10, 127] также отмечается существенная роль в эвтрофировании водоемов внутренней биогенной нагрузки (поступление биогенных веществ со дна). В балансе фосфора она составила 61,4—84,4 % общей нагрузки; относительная роль внутренней нагрузки по азоту была ниже (52,8 %). Аккумулированные в донных осадках БВ могут долгое время после их поступления поддерживать уровень трофности водоемов.

Для сравнения в табл. 5.3 представлены составные части поступления азота и фосфора в Азовское море (по [154]). Эта таблица подтверждает, что преобладающим путем поступления БВ в водоемы является речной сток (см. раздел 3.1).

Как отмечается в [7, 10, 11, 167], в большинстве водоемов антропогенное эвтрофирование которых вызвано увеличением поступления БВ с водосборной территории, для снижения уровня биопродуктивности достаточно уменьшить эту внешнюю биогенную нагрузку. В водоемах, где за счет длительного поступления азота и фосфора произошло значительное накопление этих веществ в донных осадках, для снижения уровня трофности необходимо уменьшить не только внешнюю, но также и внутреннюю биогенную нагрузку, т. е. ослабить процесс выделения азота и фосфора из донных отложений. На небольших водоемах это может быть достигнуто механическим удалением верхнего слоя донных осадков.

Несмотря на то что пространственная и временная изменчивость БВ исследовалась в различных водохранилищах [1, 10, 11, 37, 61, 79, 104, 177], приводимые данные не позволяют сделать однозначный вывод [1, 37, 152, 154, 222, 252]. Например, при ста-

тистической обработке 28 600 прямых и косвенных определений состава воды верхневолжских водохранилищ (Можайском, Ивановском, Рыбинском) выявлена большая пространственная и временная изменчивость гидрохимических параметров [1, 129]. Коэффициенты вариации 14 из 18 исследованных параметров колеблются в зависимости от сезона в пределах 0,225—1,48. Степень изменчивости особенно высока у тех компонентов, концентраций которых в воде относительно невелики (нитраты, нитриты, железо, фосфор, ионы хлора, магния, калия); например, содержание минерального фосфора в течение суток изменялось на 30—50 мкг/л [1, 37, 129].

Проведенный краткий анализ позволяет отметить следующее: 1) максимальное содержание БВ в водоемах характерно для паводкового периода; 2) амплитуда колебаний БВ особенно велика в мелководных зонах; 3) повышенные концентрации БВ наблюдаются у дна за счет интенсивной минерализации органических веществ в донных отложениях; 4) пониженные концентрации растворенных форм БВ отмечаются в летнее время за счет интенсивного развития водорослей; 5) более однородный по БВ режим свойствен небольшим и мелким водохранилищам и водоемам.

Чтобы наметить мероприятия по снижению эвтрофирования водоемов и водохранилищ, необходимо прежде всего изучить зависимость гидрохимического режима мелководий от уровня (суточные и сезонные колебания уровней сказываются в первую очередь на мелководьях [61, 68, 91, 104, 152, 155]). Так, в маловодном 1972 при осушении днепровских мелководий отмечалось максимальное содержание БВ [61, 166], то же характерно и для Куйбышевского водохранилища [104, 179]; в многоводные годы содержание БВ (в частности, фосфора) минимально, также сказывается «промывающий» эффект. Анализ показал [14, 61, 76, 79, 105, 160, 166, 179], что в неглубоких водохранилищах можно уменьшить эвтрофирование, контролируя гидрологический режим. В крупных водохранилищах необходимо учитывать локальные очаги эвтрофикации. Мероприятия по снижению выноса БВ должны проводиться на водосборах, примыкающих к загрязненным участкам водоема.

Для разработки мероприятий по управлению эвтрофированием водохранилищ, включающих оптимизацию структуры землепользования и режим работы гидроузла, рекомендуется подразделять водохранилища по степени пространственно-временной изменчивости содержания БВ на две группы (категории): 1) мелкие и небольшие с высокой проточностью; 2) крупные и глубокие со значительными мелководными зонами. Следует, однако, отметить, что критерии пространственно-временной изменчивости биогенных показателей для оценки эвтрофности водохранилищ пока не разработаны.

Исследования в Институте гидробиологии АН Украины показали, что пространственно-временная изменчивость интегральных показателей значительно меньше, чем индивидуальных [129,

136, 160, 221]. Поэтому можно сделать вывод, что концентрация общего фосфора (в живых и отмерших формах гидробионтов) более постоянна, чем его отдельной формы.

В работах [34, 38, 76] справедливо отмечается, что практическое приложение исследования пространственного распределения по акватории физико-химических показателей и в первую очередь концентрации БВ заключается в разработке конкретных рекомендаций по улучшению качества воды на отдельных плёсах или участках водохранилища, особенно подвергающихся антропогенному воздействию, по управлению развитием локальных процессов эвтрофирования.

Регулярные натурные наблюдения по всей акватории крупных озер и водохранилищ требуют значительных затрат и по этой причине не всегда возможны, в связи с чем все большее развитие получают дистанционные (аэрокосмические) методы исследований, облегчающие экстраполяцию наземных измерений. Средства, используемые при этом, уже сейчас довольно разнообразны и включают как фотографирование (например, многозональное, цветное и спектрозональное) и различные виды съемок (телевизионную, инфракрасную, сканерную, микроволновую, радиотепловую и т. д.), так и спектрофотометрирование [1, 37, 160].

Дешифровка изображений, в особенности цветных и спектрозональных, полученных космическими средствами, позволяет уже в настоящее время определять с погрешностью около 10 % плотность и общее содержание планктона в водоеме, а также степень зарастания акватории высшими водными растениями, что в определенной мере характеризует продуктивность созданных экосистем и может служить индикатором процесса эвтрофирования. При этом в ряде случаев удается устанавливать основные классы водной растительности — воздушно-водной, плавающей и погруженной. Достаточно хорошо разработаны и методики дистанционного измерения концентрации хлорофилла, содержание которого тесно коррелирует с биомассой водорослей и уровнем трофности (см. раздел 5.1).

### **5.3.**

#### **Использование точечной модели**

#### **динамики биогенных веществ в водоемах**

#### **для критериальной оценки их эвтрофного уровня**

В настоящее время существует ряд моделей эвтрофирования водохранилищ [27, 28, 56, 107, 140, 154, 164, 173, 194, 210, 228, 251, 262, 267, 269, 273, 288, 290]. В основном это имитационные модели, некоторые из них учитывают значительное количество факторов водных экосистем, а также различные формы БВ и виды гидробионтов [27, 28, 107, 154, 164, 210]. Отдельные модели предназначены для оптимального управления указанными процессами и используют традиционные методы оптимизации специаль-

ных мероприятий по предупреждению и ограничению эвтрофирования [34, 205, 231, 249, 263, 275]. Детальный обзор и анализ моделей пресноводных экосистем, включая модели эвтрофирования, а также подробная библиография по данному вопросу представлена в [106, 226, 258, 262, 279].

Математические модели экосистем водохранилищ и их эвтрофирования, как правило, можно разделить на два больших класса:

модели всей экосистемы либо каких-либо ее отдельных элементов (биогенные вещества, фитопланктон, зоопланктон, сообщества рыб, донные отложения и т. д.);

так называемые модели аккумуляции биогенных веществ, как правило, фосфора.

Создание количественной динамической модели эвтрофирования является одной из важнейших междисциплинарных проблем. При разработке моделей применяют два подхода. Первый подход, рассмотренный в [27], основан на синтезе химико-биологических представлений о механизме трансформации соединений фосфора в водных средах. Отмечается, что последовательность процессов трансформации соединений фосфора в водных экосистемах сохраняется, меняются лишь скорости отдельных стадий за счет специфики внутриводоемных процессов и различий в антропогенном воздействии на водоемы.

Второй подход можно проследить по имитационной модели [228]. В этой модели внешними факторами являются температура воды, освещенность и биогенная нагрузка, характеризующая точечный и распределенный сток в водоем азот- и фосфорсодержащих элементов антропогенного происхождения. Модель описывает процесс эвтрофирования озера, обусловленный увеличением уровня поступлений в него смываемых с сельскохозяйственных площадей минеральных форм азота и фосфора, и возможные изменения водного баланса, обусловленные увеличением водозабора и строительством гидротехнических сооружений. В соответствии с этим проведены расчеты по следующим сценариям и их возможным сочетаниям: увеличение распределенной биогенной нагрузки водосбора, точечной органической нагрузки (сточные воды), изменение климатических факторов (температуры, освещенности). На качественном уровне модель верно отражает реакцию экосистемы на изменение внешних факторов, однако необходимо помнить, что «модель никогда не идентична реальности, а скорее является продуктом нашего собственного воображения» [279]. Н. Шоу выразил это следующим образом: «Любая теория различных природных явлений непременно предполагает упрощение, а следовательно, своего рода вымысел».

При определении критических значений поступления БВ (в основном фосфора) применяются математические модели среднегодовой концентрации рассматриваемого элемента, которые иногда называются моделями «удержания» (аккумуляции). Для нахождения критического уровня поступления общего фосфора в водо-

хранилище (или озеро) используется эмпирический критерий Фолленвейдера [288, 289], который, однако, нуждается в теоретическом обосновании. Наиболее распространенными для прогноза удержания фосфора являются модели Фолленвейдера [288] и Диллона—Риглера [238], предложенные в свое время в основном для озерных экосистем. Эти модели по существу представляют собой эмпирические формулы, соответствующие некоторому стационарному состоянию экосистемы. Считается, что они пригодны для слабопроточных водоемов (период водообмена не менее года). В значительной степени этим объясняется то, что в моделях рассматриваются среднегодовые концентрации фосфора (иногда азота). Чтобы использовать эти модели для экосистем водохранилищ, их необходимо усовершенствовать. Например, в [286] рассматривается около 30 водохранилищ южной Африки. В 75 % из них период водообмена составлял менее года. Коэффициенты корреляции наблюдаемых и расчетных концентраций фосфора составили 0,62 для модели Фолленвейдера и 0,96 для модели Диллона—Риглера.

Получение критериальной зависимости (условия) для оценки трофности крупных водоемов и водохранилищ на основе результатов анализа пространственно-временной изменчивости содержания БВ представляет значительные трудности (см. п. 5.2). Поэтому первые модели для оценки трофности водоемов, как отмечалось, были упрощенными (т. е. концентрация БВ осреднялась по объему водоема) и, кроме того, осуществлялось усреднение по времени (в разрезе года).

Для нахождения среднегодовой концентрации общего фосфора в водоеме широкое распространение получила зависимость Фолленвейдера [287]:

$$C_P = \frac{L_P}{Q(1 + \sqrt{\tau})}, \quad (5.1)$$

где  $L_P$  — нагрузка по фосфору на единицу площади зеркала, г/(м<sup>2</sup>·год);  $Q$  — гидравлическая нагрузка, м/год;  $Q = \bar{H}/\tau$ , где  $\bar{H}$  — средняя глубина водоема;  $\tau$  — время водообмена, равное  $V_{\text{п}}/W_{\text{пр}}$ ;  $1/\tau = \rho$  (здесь  $\rho$  — доля сменяемой за 1 год воды);  $W_{\text{пр}}$  — годовой объем стока,  $V_{\text{п}}$  — полезный объем водохранилища).

Модель Диллона—Риглера позволяет учесть седиментацию фосфора [239]:

$$C_P = \frac{L_P(1 - R)}{\bar{H}\rho}, \quad (5.2)$$

где  $R$  — доля фосфора, выпадающего в осадок,  $\rho$  — константа водообмена,  $\rho = \tau^{-1}$ , год<sup>-1</sup>.

Для прогнозирования уровня трофности водоемов Фолленвейдер преобразовал (5.1) к следующему виду [14]:

$$C_P = \frac{P}{(1 + \sqrt{\tau})}, \quad (5.3)$$

$P$  — концентрация фосфора в водоеме, мг/л;  $\tau = \frac{\tau^2}{\tau_0}$  — время водообмена,  $\tau_0$  — константа, равная одному году.

Эта формула во многих случаях удовлетворительно описывает соотношение между  $C_p$ ,  $P$  и  $\tau$ . В работе [14] произведена проверка соответствия данных полевых наблюдений по 144 озерам (74 — США, 43 — Канада, 27 — альпийские озера) зависимости (5.1) и некоторым другим, учитывающим среднюю глубину водоема ( $\bar{H}$ ) и имеющим численные параметры. Получена хорошая корреляция между  $C$  и  $P$  для американских озер, глубина которых не превышает 18 м, и для подгруппы «мелких» канадских озер (глубиной менее 14 м). Среднеквадратические отклонения  $\sigma$  между экспериментальными и расчетными значениями показывают, что формулы с подобранными численными параметрами улучшают совпадение вычисленных и наблюдавшихся значений  $C$ , особенно для американских и канадских озер. Это позволяет осреднять концентрацию по всему объему таких водоемов при анализе их эвтрофирования и управлении этими процессами за счет изменения количества фосфора, поступающего с водосбора, и назначения соответствующих режимов водохранилищ. Зависимости (5.1) — (5.3) связывают концентрацию общего фосфора в водоеме с его среднегодовым поступлением, однако на их основе нельзя получить реальные критерии для оценки допустимого поступления БВ во времени в зависимости от объема водохранилища, притока в него воды и седиментации.

Одним из усовершенствований приведенных моделей является учет нестационарного характера поступления общего фосфора в экосистему, а также нестационарного характера динамики его концентрации. Например, в работе [269] для озерной экосистемы предлагается следующая модель динамики общего фосфора:

$$\frac{dP}{dt} = W - (r + \rho)P, \quad (5.4)$$

$W$  — поступление общего фосфора в водоем, т/год;  $r$  — константа скорости седиментации фосфора,  $c^{-1}$ . Для водохранилища, работающего в режиме наполнения, с учетом мобилизации фосфора из свежезатопленных почв ложа уравнение имеет следующий вид:

$$\frac{dP}{dt} = W + Be^{-at} - (r + \rho)P, \quad (5.5)$$

где  $B$  — добавочное поступление фосфора из ложа;  $a$  — коэффициент.

В данной работе величина  $B$  оценивалась равной 15 мг P/м<sup>2</sup>. Было показано, что максимума это поступление достигало через 1,5 года после затопления, затем наметился спад фосфорной нагрузки на водохранилище и снижение продуктивности планктона.

Модели (5.4) и (5.5) показали хорошее соответствие натурным данным. Таким образом, критериальная зависимость должна быть нестационарной, базироваться на общем содержании лимити-

тирующего БВ [34, 38, 194] и может быть точечной для неглубоких водохранилищ.

В свете сказанного представляется актуальной разработка моделей инженерного типа, которые позволили бы сопоставление поступления БВ в водохранилища с режимами водохранилищ и тем самым оптимизировать хозяйственную деятельность на водосборе и обеспечить рациональную структуру землепользования. Поэтому в основу расчета предельного уровня поступления БВ в экосистемы водохранилищ положена эколого-математическая модель изменения содержания фитопланктона и концентрации лимитирующего его рост вещества (фосфора или азота), предложенная нами в следующем виде [34, 194, 195, 209]:

$$\begin{aligned}\frac{dx_1}{dt} &= \omega_1(t) + \mu(y)x_1 - (a + \rho + r_1)x_1, \\ \frac{dx_2}{dt} &= \omega_2(t) + ax_1 - (\sigma + \rho + r_2)x_2, \\ \frac{dy}{dt} &= \omega_y(t) - \mu(y)x_1 + \sigma x_2 - (\rho + r_y)y.\end{aligned}\quad (5.6)$$

Здесь  $t$  — время, число лет;  $x_1$ ,  $x_2$ ,  $y$  — среднегодовая концентрация соответственно живых, отмерших форм фитопланктона и растворенного БВ, лимитирующего его рост;  $\rho$  — коэффициент условного водообмена (проточность) ( $\rho = V_n/W_{пр}$ , где  $W_{пр}$  — годовой приток в водохранилище,  $V_n$  — его полезный объем);  $a > 0$ ,  $\sigma > 0$  — константы скорости отмирания и разложения фитопланктона соответственно;  $\mu(y)$  — непрерывная, неотрицательная и возрастающая функция скорости роста фитопланктона;  $\omega_1$ ,  $\omega_2$ ,  $\omega_y$  — поступление живых, отмерших форм фитопланктона и растворенного БВ;  $r_1$ ,  $r_2$ ,  $r_y$  — константы скорости седиментации живых и отмерших форм фитопланктона и растворенного БВ.

Предполагается, что  $x_1$  и  $x_2$  измерены в единицах рассматриваемого БВ. Ограничением применимости модели (5.6) являются водохранилища многолетнего регулирования ( $\rho < 1 \text{ год}^{-1}$ ). Эту модель можно распространить на водохранилища сезонного регулирования с достаточно высоким уровнем водообмена ( $\rho \gg 1$ ), но при этом необходимо учитывать изменение объема и температурного режима водоема, сезонный характер поступления БВ, а к результатам наблюдений предъявлять более жесткие требования [34, 38].

Уравнения (5.6) можно записать по-другому [194]:

$$\begin{aligned}\frac{d(Vx_1)}{dt} &= \omega_1(t) - Q(t)x_1 + (\mu - a - r_1)x_1V(t); \\ \frac{d(Vx_2)}{dt} &= \omega_2(t) - Q(t)x_2 + (ax_1 - \sigma x_2 - r_2x_2)V(t); \\ \frac{d(Vy)}{dt} &= \omega_y(t) - Q(t)y + (\sigma x_2 - \mu x_1 - r_y y)V(y),\end{aligned}\quad (5.7)$$

где  $V$  — объем водохранилища ( $V_M \leq V \leq V_{\Pi}$ , в некоторых случаях  $V_M \leq V \leq V_{\Phi}$ ;  $V_M$  — мертвый объем;  $V_{\Pi}$  — полный объем;  $V_{\Phi}$  — форсированный объем,  $Q$  — расход воды в водохранилище в верхнем бьефе (в первую очередь через гидроузел и ГЭС). На основе этой модели получено уравнение общей концентрации БВ:

$$V(t) \frac{dC}{dt} = \omega(t) - Q_{\Pi} C - RV(t) C, \quad (5.8)$$

где  $C$  — общая концентрация БВ;  $\omega(t)$  — поступление БВ;  $Q_{\Pi}$  — расход поступающей воды;  $R$  — константа скорости седиментации.

Решение уравнения (5.6) при  $t = 0$  и  $C = C(0)$  имеет вид

$$C(t) = \frac{e^{-\psi(t)}}{V(t)} \left[ C(0) V(0) + \int_0^t \omega(\tau) e^{\psi(\tau)} d\tau \right], \quad (5.9)$$

где

$$\psi(t) = \int_0^t \left( R + \frac{Q_{\Pi}}{V} \right) d\tau.$$

В качестве критерия поступления БВ ( $\omega(t)$ ) при изменении объема водохранилища  $V(t)$  примем неравенство

$$C(t) \leq C_{\text{кр}} \quad (5.10)$$

( $C_{\text{кр}}$  — критическая концентрация БВ в соответствии с табл. 5.1). Подставляя (5.7) в это неравенство, получим

$$\int_0^t \omega(\tau) e^{\psi(\tau)} d\tau \leq \frac{C_{\text{кр}} V(t)}{e^{-\psi(t)}} - C(0) V(0). \quad (5.10')$$

Интегральное неравенство (5.10') связывает поступление БВ ( $\omega(t)$ ) с изменением объема водохранилища  $V(t)$  и учитывает его предысторию; оно содержит ограничение для поступления БВ при изменении  $V(t)$ . Для выполнения условия (5.10') достаточно, чтобы соблюдалось следующее неравенство:

$$\int_0^t \omega(\tau) d\tau \leq C_{\text{кр}} V(t) - C(0) V(0). \quad (5.11)$$

Функция  $\int_0^t \omega(\tau) d\tau$  выражает общее количество БВ, поступившего в водоем за время  $t$ . Выражение (5.11) применимо при условии  $C_{\text{кр}} > C(0)$  и на достаточно малых интервалах времени, так как функция  $\int_0^t \omega(\tau) d\tau \rightarrow \infty$  при  $t \rightarrow \infty$ .

Во многих случаях вместо (5.9) целесообразно использовать квазистационарное решение уравнения (5.8), имеющее следующий вид:

$$\bar{C}(t) = \frac{\omega(t)}{Q_{\pi}(t) + RV(t)}, \quad (5.12)$$

которое устойчиво во времени:  $|C(t) - \bar{C}(t)|$  при  $t \rightarrow \infty$ , что видно из неравенства

$$|C(t) - \bar{C}(t)| \leq \left| \frac{C(0)V(0)}{V(t)} e^{\Psi(t)} - \frac{\omega(t)}{V(t)(R + \rho_{\max})} e^{-(R + \rho_{\max})t} \right|, \quad (5.13)$$

где

$$\rho_{\max} = \max_{[0, t]} \left\{ \frac{Q_{\pi}(\tau)}{V(\tau)} \right\}.$$

Отсюда следует, что  $|C(t) - \bar{C}(t)|$  экспоненциально убывает со временем. С другой стороны, из (5.10') видно, что при больших изменениях объема водохранилища  $|V(0) - V(t)|$  и больших отклонениях начальных концентраций  $C(0)$  от квазистационарных  $\bar{C}(t)$  время релаксации концентраций БВ к стационарным значениям возрастает (аналогично изменению выноса БВ  $\omega(t)$  по сравнению с  $\omega(0)$ ). Это свидетельствует о том, что использование квазистационарного решения (5.9) при «пиковых» режимах нецелесообразно. При медленных изменениях функций  $\omega(t)$ ,  $V(t)$  и  $Q(t)$  выражение (5.12) вполне удовлетворительно аппроксимирует точное решение (5.9).

После подстановки (5.9) в неравенство (5.10) получено условие, которому должны удовлетворять допустимые поступления БВ и изменения объема водохранилища:

$$\omega(t) \leq C_{\text{кр}} [Q_{\text{пр}}(t) + RV(t)], \quad (5.14)$$

Это условие представлено на рис. 5.2 и по сути дела является критериальным:

$$\frac{\omega(t)}{C_{\text{кр}}} \leq Q_{\pi}(t) + RV(t). \quad (5.15)$$

Значительные сработки водохранилища ( $V'(t) \ll 0$ ) неблагоприятно влияют на трофность его экосистемы. Физический смысл выражения (5.14) состоит в том, что виртуальный расход притока ( $Q_{\pi}^{\text{в}} = Q_{\pi} + Q'$ , где  $Q'$  — условный расход притока, эквивалентный уменьшению концентрации за счет седиментации) должен быть больше расхода воды, содержащей БВ при критической концентрации и поступающей от всех источников [209].

Другой вид критериальной зависимости получен умножением правой и левой частей (5.14) на  $C_{\text{кр}}/V$ . Тогда

$$RC_{\text{кр}} + \frac{Q_{\pi} C_{\text{кр}}}{V} \geq \frac{\omega}{V}, \quad \text{или} \quad RC_{\text{кр}} \geq \omega - \omega_{\text{кр}}, \quad (5.16)$$

где  $\omega$  и  $\omega_{кр}$  — удельное фактическое и критическое поступление БВ соответственно. Физический смысл выражения (5.16) заключается в следующем: удельная седиментация БВ при его критической концентрации должна превышать разницу между фактическим и критическим предельным поступлением БВ.

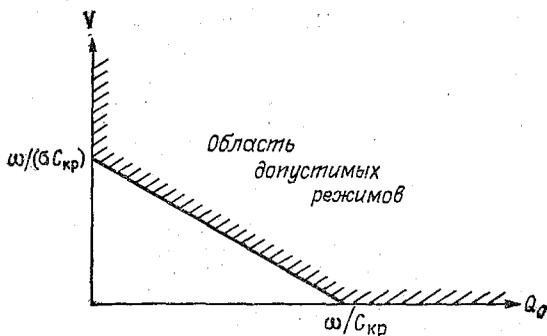


Рис. 5.2. Обобщенный критерий согласования режимов водохранилища (гидроузла и ГЭС) и поступления биогенных веществ (хозяйственной деятельности на водосборе).

В зависимостях (5.12), (5.14) и (5.16)  $\omega(t)$  представляет собой обобщенное поступление БВ в водоем от всех источников. Считая, что вынос БВ в водоем осуществляется в основном реками и притоками, можно записать

$$W_p = \beta_p \omega, \quad (5.17)$$

где  $\omega_p$  — поступление БВ со стоком реки (притока);  $\beta_p$  — доля реки (притока) в выносе БВ в водохранилище.

И, наконец, третий вид критерия эвтрофирования [209]:

$$C_{кр}^p Q_p \leq C_{кр} (Q_p + RV), \quad (5.18)$$

или  $C_{кр}^p \leq C_{кр} + \frac{RVC_{кр}}{Q_p}$ , где  $C_{кр}^p$  — предельная концентрация лимитирующего БВ в устьевых участках рек (притоков). Это выражение означает, что при предельно допустимом сбросе (ПДС) БВ при впадении рек (притоков) в водохранилище не должны превышать критические концентрации в нем более, чем на величину  $RVC_{кр}/Q_p$ . Фактическая или расчетная концентрация  $i$ -го БВ в замыкающем створе (см. раздел 3.3) не должна превышать величины (5.18).

Левая часть выражений (5.14), (5.15) и (5.18) определяется условиями хозяйственного использования водосбора, а правая часть зависит от режимов водохранилища — условий притока и забора воды из него всеми потребителями и пользователями, — а также от текущего объема. Следовательно, выражение (5.13) и его разновидности (5.14) и (5.16) могут рассматриваться как

обобщенный критерий согласования режимов гидроузла (ГЭС) и хозяйственной деятельности на водосборе водохранилища [34, 209].

Данная методика может быть распространена на водохранилища сезонного регулирования, но для этого нужно учитывать

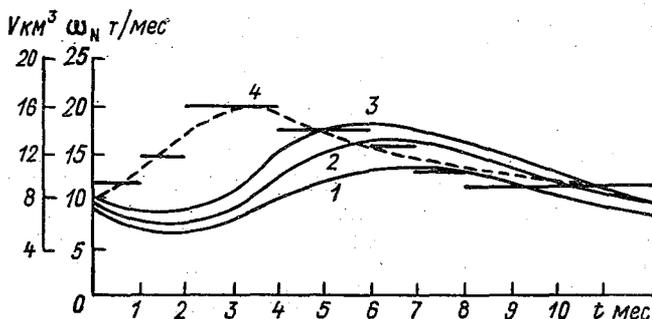


Рис. 5.3. Динамика объемов Кременчугского водохранилища (1—3) и поступления общего азота (4) (год 50 %-ной обеспеченности).

1 — существующий НПУ; 2 — НПУ + 1,5 м; 3 — НПУ + 2,5 м; горизонтальные прямые — дискретная (месячная) интерпретация поступления азота.

температурный режим и для корректной идентификации модели необходимо предъявлять более жесткие требования к частоте экологических и гидрохимических наблюдений. К сожалению, большинство данных наблюдений, относящихся к водохранили-

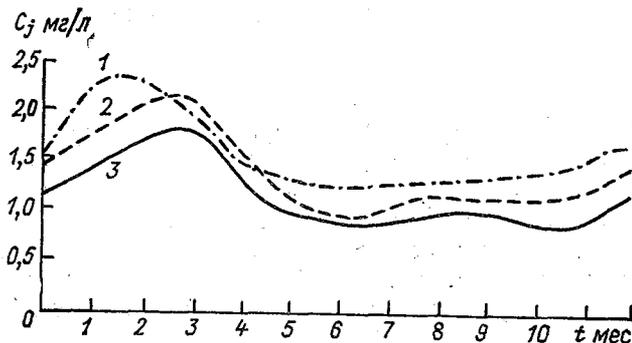


Рис. 5.4. Динамика концентрации общего азота в Кременчугском водохранилище.

1 — существующий НПУ; 2 — НПУ + 1,5 м; 3 — НПУ + 2,5 м.

щам сезонного регулирования, не удовлетворяет указанным требованиям моделирования.

Оптимизацию агропромышленного освоения водосбора с экологическими ограничениями (по выносу БВ в водохранилище) следует производить с учетом  $C_{кр}^p$ , которая переменна во времени

и зависит от текущего объема водохранилища и притока в него. Учитывая, что наименьший объем наблюдается весной при интенсивном выносе БВ с сельскохозяйственных угодий и больших значениях притока в водохранилище, этот период следует принять за расчетный и для него определить  $S_{кр}^P$ , которую далее использовать при оптимизации освоения водосбора (см. раздел 6.5).

Такие расчеты были выполнены нами для Кременчугского водохранилища, где при современном нормальном подпертом уровне (НПУ) и глубокой сработке уровня в летние месяцы (особенно в маловодные годы) наблюдается превышение критической концентрации БВ, интенсивное «цветение» воды со всеми неблагоприятными последствиями. Рассмотрено три расчетных случая: существующий НПУ, повышение его на 1,5 и 2,5 м. Для всех случаев приняты одна временная закономерность поступления БВ с максимальным значением в марте—апреле и идентичные кривые объемов водохранилища в условиях 50 %-ной обеспеченности (рис. 5.3). При существующем НПУ общая концентрация азота в течение всего года превышает критическое значение. Следовательно, НПУ неприемлем не только по дефициту водоотдачи, но и в экологическом отношении. При поднятии НПУ на 1,5 м концентрация азота превышает  $S_{кр}$  на протяжении вегетационного периода, за исключением июня и июля. И, наконец, при поднятии НПУ на 2,5 м общая концентрация азота ниже критической, за исключением марта и апреля, когда наблюдается максимальное поступление БВ и наибольшая сработка водохранилища (рис. 5.4). Следовательно, находит подтверждение вывод о том, что режимы наполнения и сработки, учитывающие поступления БВ, могут предотвращать эвтрофирование водохранилищ.

#### 5.4.

### Вероятностный прогноз эвтрофирования водоемов в связи с освоением их водосборов

Одним из наиболее важных показателей экологической надежности естественных водоемов, водохранилищ ГЭС и комплексных гидроузлов является обеспеченность сохранения ими олиготрофного статуса, несмотря на интенсивное хозяйственное освоение их водосборов и многоцелевое использование акваторий [27, 28, 106, 154]. Последние исследования [221, 222, 248, 279], проведенные на внутренних водоемах (озерах и водохранилищах) свидетельствуют об интенсивных процессах антропогенного эвтрофирования. В середине 60-х годов создана Международная ассоциация по предупреждению и борьбе с эвтрофированием внутренних водоемов [252, 254]. Задачей этой Ассоциации в первую очередь является статистический анализ трофического состояния внутренних водоемов различных континентов (стран) и установление зависимости уровня трофности от различных показателей.

Для внутренних водоемов характерна сложная взаимосвязь комплекса хозяйственных, климатических, гидрохимических, санитарно-микробиологических, гидрологических, гидробиологических и других факторов. Методология прогнозирования трофического состояния существующих и новых водоемов (водохранилищ) пока недостаточно разработана. На первом этапе оценки уровня трофности водоема необходим статистический анализ зависимостей

Таблица 5.4

Максимальные значения концентраций (мг/м<sup>3</sup>) биогенных элементов в различных водоемах

Показатель	Трофический статус водоема							
	гиперультраолиготрофный	гиперолигомезо (мезоолиго) трофный	олиготрофный	мезоолиго (олигомезо) трофный	мезотрофный	эвмезо (мезоэ) трофный	эвтрофный	гиперэвтрофный
Р <sub>общ</sub>	5,62	7,41	8,0	15,1	26,7	52,5	84,4	1 200
Н <sub>общ</sub>	616,6	616,6	661,0	662,0	753	1288	1875	72 443,6

трофности от наиболее общих факторов: географических, климатических показателей и степени освоенности территорий. По итогам работы Ассоциации отмеченные данные получены в достаточно полном объеме (150 водоемов) для условий Канады. Выполнена оценка существующего трофического состояния всех водоемов.

В своем развитии каждый водоем проходит несколько стадий от гиперультраолиготрофной до гиперэвтрофной. В соответствии с [252, 254] в табл. 5.4 в дополнение к разделу 5.1 представлены граничные значения концентраций фосфора и азота для всех стадий, на основе которых и производилась классификация озер Канады по уровню трофности.

Авторами [14, 163] и данной монографии выполнена статистическая оценка данных по указанным внутренним водоемам с распределением разных по трофности озер и водохранилищ по количеству, площади для различных широт местности и освоенности<sup>1</sup>. На рис. 5.5 представлено распределение озер разного уровня трофности по широте (в пределах Канады), а на рис. 5.6 — распределение площадей озер разного уровня трофности. Анализ этих зависимостей показал, что однозначные связи количества и площадей озер разного уровня трофности с широтой и освоенностью территорий отсутствуют, поэтому оценку трофического

<sup>1</sup> Соответствующие данные для озер Канады были любезно предоставлены д-ром физ.-мат. наук В. А. Вавилиным (ИВП РАН).

уровня и экологической надежности водоемов необходимо производить для локальных условий и особенностей рассматриваемого водосбора.

Оценка уровня трофности водохранилищ и критического уровня поступления в них биогенов имеет характер вероятностный и связан со стохастичностью хозяйственного освоения водосбора

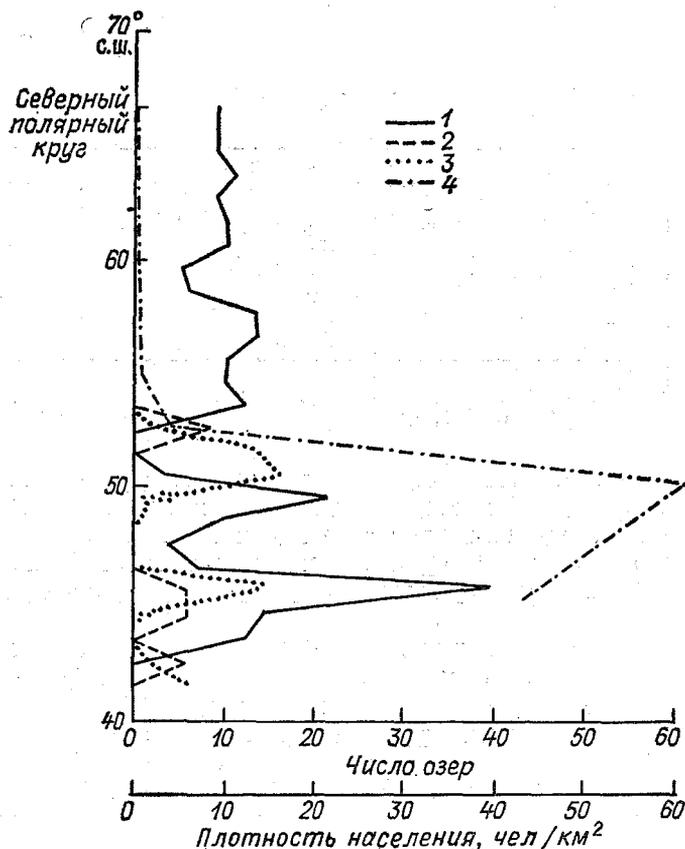


Рис. 5.5. Сравнение распределений числа озер разной трофности и плотности населения по широте (в пределах Канады).  
1 — олиготрофные озера; 2 — мезотрофные; 3 — эвтрофные.

(в длительном интервале времени). Вероятностный прогноз поступления БВ, а также оценка динамики концентраций этих элементов в водохранилищах при различных обеспеченностях притока воды, являются актуальными вопросами анализа их эвтрофирования в различных регионах. Динамику годового поступления в водоем БВ с водосбора авторы предлагают описывать дифференциальным уравнением логистического типа

$$\frac{d\omega}{dt} = \alpha\omega - \gamma\omega^2, \quad (5.19)$$

где  $\alpha$  и  $\gamma$  — положительные эмпирические константы.

Следует отметить условный интерполяционный характер этого уравнения в случае использования, например, для описания динамики численности популяций. Тем не менее известны случаи хорошего совпадения экспериментальных данных с решениями (5.19), а также высказывания об универсальности этого уравне-

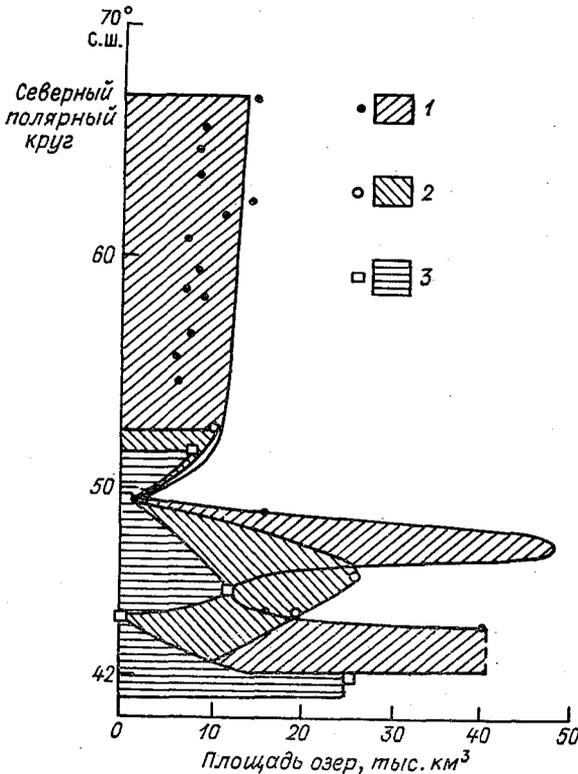


Рис. 5.6. Распределение площадей олиготрофных (1), мезотрофных (2) и эвтрофных (3) озер по широте.

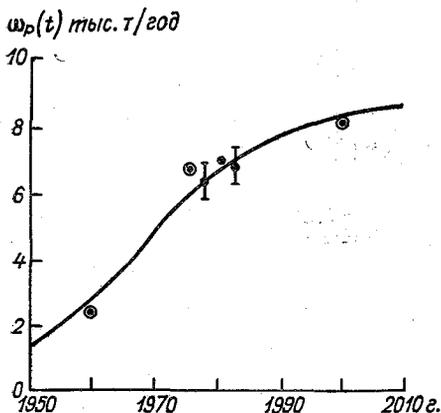
ния [54]. Решения уравнения хорошо описывают S-образную кинетику процессов, для которых характерен экспоненциальный рост на ранних стадиях и стабилизация процессов во времени. Параметры этого уравнения  $\alpha$  и  $\gamma$  предлагается интерпретировать как характеризующие интенсивность и стабилизацию освоения водосбора, а также процессов выноса БВ, что объясняется ограниченностью площади водосбора, лимитом возможностей для хозяйственной деятельности, мерами по уменьшению выноса биогенных и загрязняющих веществ и т. д. При  $\gamma = \alpha/C$  и начальном

условии  $\omega(0) = \frac{1}{1+e^b}$  решением уравнения (5.19) является функция вида:

$$\omega(t) = \frac{\omega_{\max}}{1 + \exp\{b - \alpha t\}}, \quad (5.20)$$

где константа  $\omega_{\max}$  равна предельному значению годового поступления БВ в водоем, т/год.

Например, поступление фосфора в Ладожское озеро отражает рис. 5.7, построенный по данным натуральных наблюдений (Институт озерадения РАН) и расчетов [11, 34].



Кривая  $\omega(t)$  удовлетворительно описывается формулой (5.20) с коэффициентами  $\alpha = 8,6 \cdot 10^{-2}$  1/год,  $\omega_{\max} = 9,0 \cdot 10^3$  т/год,  $b = 7,9$  при точке отсчета  $t = 0$ , соответствующей 1960 г. (рис. 5.7). Поступление фосфора в 1982 г., согласно [11], находится в пределах доверительного ин-

Рис. 5.7. Динамика годового поступления общего фосфора в Ладожское озеро.

тервала при 5 %-ном уровне значимости оценки по натурным данным. Следовательно, значения параметров  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\omega_{\max}$  в (5.20) можно признать близкими к действительности. Согласно (5.20), в 1990 г. в Ладожское озеро поступит 7,7; в 2000 г. — 8,4; в 2010 г. — 8,7 тыс. т/год фосфора.

Поступления в водоем азота и фосфора коррелируют между собой [10, 11, 222]. Поэтому динамику годового поступления азота  $\omega_N(t)$  можно также описывать уравнением, аналогичным (5.20). Согласно натурным данным [11], поступление азота в Ладожское озеро приблизительно в 11 раз больше, чем поступление фосфора. Поэтому  $\omega_{N \max} \approx 11$  т/год;  $\omega_{P \max} \approx 10^5$  т/год,  $\alpha = 8,6 \cdot 10^{-2}$  1/год. Константа подобрана так, чтобы значения, вычисленные по формуле (5.20), мало отклонялись от натуральных данных. Тогда при  $\alpha = 8,6 \cdot 10^{-2}$  1/год,  $\omega_{N \max} = 10^5$  т/год безразмерная величина  $b_N = 1,58$ . График динамики поступлений  $N_{\text{общ}}$  по (5.20) при указанных коэффициентах показан на рис. 5.8.

Прогноз поступлений БВ имеет вероятностный характер и связан со стохастичностью освоения и хозяйственной деятельности на водосборе, выражающейся в непредвиденных отклонениях от принятых норм и технологий в сельскохозяйственном производстве, на промышленных и коммунально-бытовых предприятиях и т. д. Для описания стохастических процессов использованы урав-

нения Колмогорова (марковские процессы), получившие широкое распространение в экологических исследованиях и термодинамике биологических явлений. Допустим, что динамика параметра  $\alpha$  описывается случайным процессом вида:

$$\alpha(t) = \bar{\alpha} + \sigma\eta(t), \quad (5.21)$$

где  $\eta(t)$  — стандартный процесс броуновского движения,  $E\alpha(t) = \bar{\alpha}$ ,  $D\alpha(t) = \sigma^2$ .

Тогда детерминированное уравнение (5.19) динамики поступления БВ можно заменить стохастическим:

$$d\omega(t) = (\bar{\alpha} - \gamma\omega)\omega dt + \sigma\omega d\eta(t), \quad (5.22)$$

где  $\sigma\omega$  — коэффициент диффузии; при  $\sigma = 0$  решением уравнения (5.22) является функция (5.20).

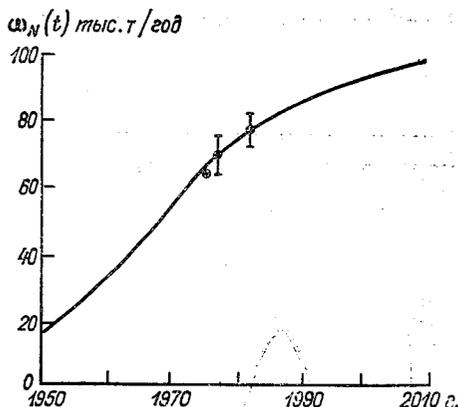


Рис. 5.8. Динамика годового поступления общего азота в Ладожское озеро.

Плотность распределения  $\varphi(t, \omega)$  вероятностей значений поступления БВ удовлетворяет следующему уравнению Фокера—Планка:

$$\frac{\partial \varphi}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial \omega} [(\bar{\alpha} - \gamma\omega)\varphi] + \frac{\sigma^2}{2} \frac{\partial^2}{\partial \omega^2} (\omega\varphi), \quad (5.23)$$

При  $\sigma^2 < 2\alpha$  существует стационарная плотность распределения  $\varphi_0(\omega)$ :

$$\varphi_0(\omega) = \begin{cases} \frac{(\beta\omega)^2}{\Gamma(\lambda)\omega}, & \omega > 0; \\ 0, & \omega \leq 0 \end{cases} \quad (5.24)$$

с параметрами

$$\lambda = \frac{2\bar{\alpha}}{\sigma^2} - 1 \quad \text{и} \quad \beta = \frac{2\gamma}{\sigma^2} = \frac{2\bar{\alpha}}{\sigma^2 C},$$

где  $\Gamma(\lambda)$  — гамма-функция.

Стационарная функция распределения вероятностей поступления БВ:

$$F(\omega, \beta, \lambda) = \frac{\beta^2}{\Gamma(\lambda)} \int_0^{\omega} x^{\lambda-1} e^{-\beta x} dx, \quad (5.25)$$

является функцией  $\chi^2$  распределения  $P(\chi^2/\eta)$  при  $\chi^2 = 2\beta\omega$ ,  $\eta = 2\lambda$ .

Согласно (5.23), в стационарных условиях имеем: математическое ожидание

$$E\omega = \frac{\bar{a}}{\gamma} - \frac{\sigma^2}{\gamma},$$

дисперсию

$$D\omega = \frac{1}{\beta} E\omega.$$

Наиболее вероятное поступление БВ  $\omega_{н.в}$  равно:

$$\omega_{н.в} = \frac{\bar{a}}{\gamma} - \frac{\sigma^2}{2\gamma}.$$

Следует отметить, что наиболее вероятное поступление  $\omega_{н.в}$  меньше его математического ожидания:  $E\omega > \omega_{н.в}$ .

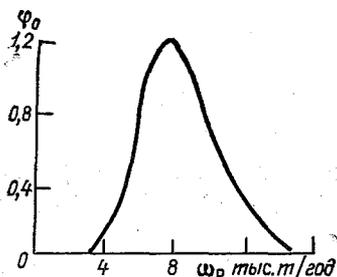


Рис. 5.9. Стационарная плотность распределения вероятностей годового поступления общего фосфора в Ладожское озеро.

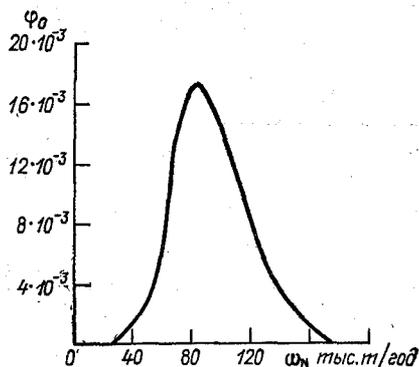


Рис. 5.10. Стационарная плотность распределения вероятностей годового поступления общего азота в Ладожское озеро.

Стационарная плотность распределения  $\varphi_0(\omega)$  является устойчивой, т. е. если  $t \rightarrow \infty$ , то  $\varphi(t, \omega) \rightarrow \varphi_0(\omega)$ . На рис. 5.9 и 5.10 представлены  $\varphi_0(\omega)$  для поступлений фосфора и азота в Ладожское озеро на уровне 2000—2010 гг. с параметрами, указанными в табл. 5.5. В табл. 5.6 приведены вероятностные характеристики прогноза поступлений фосфора и азота к 2000—2010 гг.

Для оценки вероятности достижения водохранилищем эвтрофного статуса необходимо установить критическое значение годового поступления БВ. В разделе 5.3 показано, что динамика концентрации БВ в водоеме может быть выражена следующим линейным дифференциальным уравнением:

$$\frac{dC}{dt} = \omega(t) - (\rho + r)C, \quad (5.26)$$

где  $\omega(t)$  — удельное поступление в  $t$ -й момент времени;  $\rho$  — коэффициент условного водообмена;  $r$  — константа скорости седиментации, осредненная по различным формам биогенных элементов.

В уравнении (5.26)

$$\omega(t) = \frac{W(t)}{V(t)}, \quad \rho(t) = \frac{W_{\text{ст}}(t)}{V(t)},$$

где  $W(t)$  — изменение объема воды в водохранилище;  $V(t)$  — объем водохранилища;  $W_{\text{ст}}(t)$  — объем годового стока.

Таблица 5.5

Параметры стационарного распределения

БВ	$\alpha$ год <sup>-1</sup>	$\gamma$	$\sigma^2$ год <sup>-1</sup>	$\lambda$	$\beta$ год/тыс. т
Фосфор	$8,6 \cdot 10^{-2}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$	$10^{-2}$	16,2	1,911
Азот	$8,6 \cdot 10^{-2}$	$8,6 \cdot 10^{-4}$	$10^{-2}$	16,2	0,172

Например, для Ладожского озера  $V = 908 \text{ км}^3$ ,  $\rho = 1/12 \text{ год}^{-1}$ . Функция  $\omega(t)$  имеет вид (5.20) с коэффициентами для азота и фосфора согласно табл. 5.5. Константы  $r_P \approx 0,175 \text{ год}^{-1}$ ,  $r_N \approx 0,627 \text{ год}^{-1}$ . Для этого озера при среднемноголетнем значении стока  $W_{\text{ст}}$  (50 %-ной обеспеченности) критическая концентрация

Таблица 5.6

Вероятностные характеристики поступления БВ

БВ	$E\omega$ тыс. т/год	$\omega_{\text{н.в}}$ тыс. т/год	$D\omega$ (тыс. т/год) <sup>2</sup>
Фосфор	8,5	8,0	4,448
Азот	94,2	88,4	554,1

общего фосфора (30 мкг/л) могла быть достигнута в 1988 г. при годовом поступлении  $W_{\text{кр}} = 7,4$  тыс. т/год.

Вероятностную оценку динамики концентрации БВ целесообразно производить с учетом обеспеченности водного стока. По данным многолетних наблюдений ГГИ объем стока в Ладожское озеро имел следующие значения:

Обеспеченность, % . . .	5	10	25	50	75	90	95
Объем стока, км <sup>3</sup> /год . . .	99,8	91,0	77	70,4	60,8	51,8	49,0

На рис. 5.11 и 5.12 показана динамика концентраций фосфора и азота в Ладожском оз. при различных обеспеченностях стока. Согласно расчетам, при 50 %-ной обеспеченности критическая концентрация азота в озере не достигается, а при 75 %-ной она может быть достигнута в 2005 г. ( $\omega_{\text{кр}} = 90$  тыс. т/год).

Целесообразность вероятностного прогноза поступления БВ в водоемы и водохранилища, а также динамики их концентраций определяется следующими причинами: а) стохастичностью освоения и хозяйственной деятельности на водосборе (непредвиденные

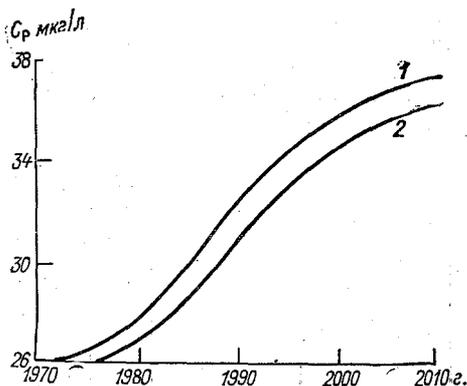


Рис. 5.11. Динамика концентрации общего фосфора в Ладожском озере.

1 — при 75 %-ной обеспеченности водного стока; 2 — при 50 %-ной.

отклонения от принятых норм и технологий в промышленных, сельскохозяйственных и коммунально-бытовых производствах); б) стохастичностью гидрологических процессов (вероятностный характер поверхностного стока и притока в водоемы); в) стоха-

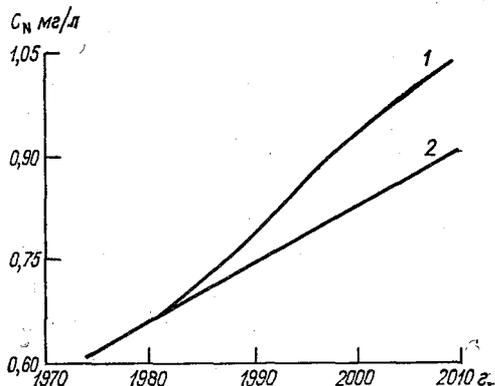


Рис. 5.12. Динамика концентрации общего азота в Ладожском озере.

Усл. обозначения см. рис. 5.11.

стичностью природных процессов выноса БВ. Поэтому предлагается осуществлять вероятностный прогноз с помощью обобщенной характеристики  $\alpha(t)$ , выражающей интенсивность хозяйственного освоения водосбора. Учет стока различной обеспеченности позволяет отразить вероятностный характер динамики концентрации БВ в водохранилище. Модель динамики поступления БВ в водохранилище и их общих концентраций в нем ориентирована на материалы водохозяйственных организаций и управлений Роскомгидромета. При участии авторов монографии разработаны «Методические указания по расчету поступления биогенных эле-

ментов в водоемы от рассредоточенных нагрузок и установлению водоохранных мероприятий» и «Рекомендации по расчету поступления биогенных элементов в водоемы для прогноза их эвтрофирования и выбора водоохранных мероприятий».

В результате расчетов по предлагаемой методике для Ладожского озера получены вероятности превышения критического значения годового поступления: 0,65 для фосфора при 50 %-ной обеспеченности водного стока; при 0,61 для азота при 75 %-ной обеспеченности стока. Следовательно, экологическая надежность данного водоема по условию эвтрофирования может быть оценена на уровне 0,35—0,40 (в зависимости от обеспеченности водного стока). Аналогично может быть установлена экологическая надежность по данному критерию для других водоемов. Дополнительно вопросы экологической надежности водоемов и водохозяйственных объектов изложены в [34, 190, 191, 199].

При исследовании Ладожского озера выявлено, что в состоянии потенциального эвтрофирования находится практически вся акватория озера, опасными в отношении эвтрофирования являются вся южная часть озера, восточная прибрежная зона и северный шхерный район, особо опасными — Волховская губа (за исключением самой южной части, где низкая прозрачность лимитирует продуктивность планктона), Свирская губа, районы северо-восточнее о. Минтсисаапари, северо-западнее о. Валаам, акватория, прилегающая к устью р. Бурной, и восточная часть бухты Петрокрепость. При соответствующих условиях эти районы станут эвтрофными в первую очередь; вероятность эвтрофирования можно оценить на основе рассмотренной методики [11, 34, 79, 190].

## ОПТИМИЗАЦИЯ ХОЗЯЙСТВЕННОГО ОСВОЕНИЯ ВОДОСБОРОВ С ЭКОЛОГИЧЕСКИМИ ОГРАНИЧЕНИЯМИ

### 6.1.

#### Общие положения и подходы

В настоящее время созрела необходимость создания региональных и бассейновых эколого-экономических моделей, на основе которых могут составляться научно обоснованные долговременные схемы развития народного хозяйства [271].

Правильное управление земельными и водными ресурсами включает контролируемое и регулируемое вмешательство в гидрологический цикл, гидрохимический и гидробиологический режимы с целью удовлетворения разнообразных потребностей человека. Однако эти действия часто имеют негативные экологические последствия, которые влияют на среду и человеческое общество по многим направлениям. Вероятность таких последствий приводит к тому, что многие консервативно мыслящие люди выступают против всякой программы водохозяйственного строительства. Очевидно, что такая позиция необоснованна. Экологический подход абсолютно необходим для любой обоснованной концепции хозяйственного развития, поскольку процесс развития не может быть неэкологическим.

В 1956 г. при ООН была создана Комиссия по комплексному освоению речных бассейнов, в задачу которой входят вопросы радиационного природопользования в пределах бассейнов и обеспечение в широком масштабе обмена опытом и данными.

Речной бассейн — это отдельная природная единица на поверхности земли. Проектирование использования земельных и водных ресурсов речных бассейнов должно быть направлено на то, чтобы обеспечить социальное и экономическое развитие в пределах района без значительной деградации природной среды. Природные ресурсы бассейна необходимо осваивать и использовать для увеличения продуктивности района, но это освоение нужно ограничивать возможностями речного бассейна. Эта концепция должна рассматриваться как «содержание системы в пределах потенци-

альной способности». Потенциальная способность обычно определяется как способность данной среды поддерживать экологическое равновесие. Используя эту концепцию при проектировании хозяйственных мероприятий в речных бассейнах, необходимо иметь в виду популяции человека, животных и растений, которые могут существовать в пределах речного бассейна. Поэтому лица, принимающие решения, должны признавать ограничения по каждому району и пытаться осваивать его в пределах этих ограничений для того, чтобы свести к минимуму разрушения среды в местном масштабе, которое, в свою очередь, уменьшает деградацию среды в региональном, национальном и международном масштабах.

В качестве ограничений могут рассматриваться различные экологические объекты, факторы и показатели. На первом этапе будем рассматривать их обобщенно, а в дальнейшем сугубо как ограничение биогенного загрязнения.

Экономико-математическая модель оптимизации освоения речного водосбора в самом общем виде по аналогии с [98] может быть представлена следующим образом:

$$\sum_{i, m, n} (z_m - c_{i, m}^n) b_{i, m}^n x_i^n \rightarrow \max. \quad (6.1)$$

Основные ограничения следующие:

1) по площади земельных ресурсов

$$\sum x_i^n \leq S^n;$$

2) по площади земель, отведенных под определенный вид использования  $i$

$$S_{in}^n \leq x_i^n \leq S_{iv}^n;$$

3) по капитальным вложениям

$$\sum_{i, n} k_i^n x_i^n \leq K;$$

4) по выполнению плана-заказа на производство сельскохозяйственной продукции

$$\sum b_{i, m}^n \leq B_m;$$

5) по обеспечению экологических нормативов

$$A_i \leq \text{ПДЭН}_i;$$

6) условию неотрицательности переменных

$$x_i^n \geq 0.$$

Здесь  $N$  — количество регионов,  $n = 1, \dots, N$  — их номера;  $x_i^n$  — площадь земель, отведенная под определенный вид использования;  $k_i^n$  — удельный вес капитальных вложений для земель, отведенных под вид использования  $i$ ;  $b_{im}^n$  — выход продукции с еди-

ницы площади, отведенной под вид использования  $i$  в регионе  $n$ ;  $z_m$  — стоимость единицы продукции  $m$ ;  $c_{im}^n$  — себестоимость производства единицы продукции  $m$  на землях, отведенных под вид использования  $i$ ;  $s^n$  — площадь земель региона  $n$ ;  $S_{i_n}^n$ ,  $\bar{S}_{i_v}^n$  — нижняя и верхняя границы площадей, отводимых в регионе под вид использования  $i$ ;  $K$  — лимит капитальных вложений с учетом затрат на природоохранные мероприятия;  $B_m$  — план-заказ по производству продукции  $m$ ;  $A_i$  — негативные экологические изменения в  $i$ -м природном объекте; ПДЭН $_i$  — предельно допустимая экологическая нагрузка в  $i$ -м объекте.

Данная модель позволяет определить оптимальную структуру освоения территории речных бассейнов с учетом плана-заказа по производству сельскохозяйственной продукции и ряда экологических ограничений. Однако из-за принципиальной неточности определения параметров биологических систем нельзя быть уверенным, что под действием выбранного «оптимального» управления система действительно движется по оптимальной траектории. Поэтому задачи прогнозирования и управления в экологических системах приходится решать в условиях неопределенности.

Один из подходов к преодолению указанной трудности состоит в огрублении постановок возникающих задач оценки и управления, например в замене оптимизационной цели управления требованием попадания в определенную область фазового пространства [258, 271]. Однако реализация этого подхода усложняется, когда некоторые параметры системы меняются во времени.

Другим подходом является применение принципов адаптации, постоянно используемых живой природой и уже нашедших применение при решении многих технических задач. Суть адаптивного подхода к построению и использованию математических моделей заключается во введении в модель механизма «настройки» (адаптации). Такой механизм позволяет непрерывно по мере поступления новых измерений корректировать параметры модели или управляющего алгоритма с тем, чтобы улучшить функционирование системы.

Сказанное в полную меру относится к имитационным и оптимизационным моделям, связанным с эвтрофированием водоемов, освоением их водосборов и выбором оптимального комплекса водоохранных мероприятий.

## 6.2.

### Оптимизация аграрного производства на водосборе с учетом выноса биогенных веществ<sup>1</sup>

Развитие водохозяйственной деятельности на водосборах водотоков не должно обеспечивать ухудшения качества воды и эв-

<sup>1</sup> Разделы 6.2, 6.3 и приложение 3 подготовлены совместно с В. Д. Ногиним.

трофирования основных водоприемников — озер и водохранилищ (рис. 6.1). Сохранение их определенного трофического уровня должно являться ограничением антропогенного освоения водосборных территорий, особенно пойменных земель.

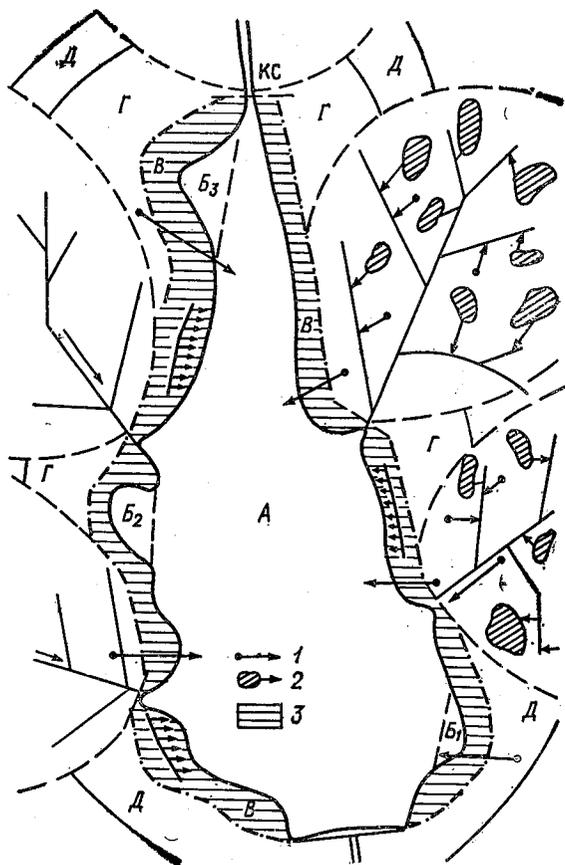


Рис. 6.1. Схема участка водосбора реки (с водохранилищем) с биогенными нагрузками и направлениями поступления биогенных элементов.

А — акватория водохранилища; В<sub>1</sub> — В<sub>2</sub> — затопляемые мелководья; В — прибрежная полоса в пределах колебаний уровня водохранилища (осушенная зона); Г — подтапливаемые участки с регулируемым водным режимом; Д — зона активного влияния водосбора водохранилища; 1 — поступление БВ из зон прямого смыва; 2 — то же от рассеянных источников; 3 — то же от точечных источников; КС — контрольный створ.

Сельскохозяйственное использование площади водосборов различных рек сильно варьирует: от незначительного (5—10 %) до 70—80 % и даже 100 % [34, 38, 120]. При большей доле освоенных на водосборе земель содержание БВ в водотоках существенно повышается [40, 180]. Поэтому планирование развития аг-

ропромышленных производств на водосборах необходимо производить с учетом увеличения выноса БВ в водотоки и водоемы и их возможного эвтрофирования. С этой целью должна производиться оценка этого выноса при современном землепользовании и его прогноз для разных уровней освоения водосбора.

Прогноз развития сельскохозяйственных производств с ограничениями по выносу БВ в замыкающих створах водотоков рассматривается в задаче оптимизации освоения водосбора. Данная задача может иметь несколько постановок [34, 40, 205]:

оптимизация размещения и размера производственных мощностей объектов на водосборе, освоение которого не начато. Задача в этой постановке не однозначна; экологически приемлемое решение может быть экономически неоптимальным;

полная реорганизация структуры землепользования и существующих производств на основе оптимальных решений при соблюдении экологических ограничений. Задача нереализуема на практике, так как экономически не может быть обоснована;

оптимизация существующей структуры производств при расширении и укрупнении наименьших из них. Эта постановка близка к действительности и поэтому рекомендуется для практической реализации.

В общем виде порядок выполнения расчетов по оптимизации сельскохозяйственного освоения водосборов водотоков с ограничением поступления БВ в водоемы-водоприемники представлен на блок-схеме (рис. 6.2).

В качестве параметра, характеризующего вынос БВ в водоем (озеро, водохранилище), принимается концентрация в замыкающем створе, определяемая по зависимости (3.15)—(3.17). Расчет производится по упомянутой программе МТВЮ (см. раздел 3).

Допустимое формирование биогенных нагрузок на водосборе должно удовлетворять следующему условию:

$$C_{iz} = C_{i,n} \leq C_{i,n}^{\max} \quad (6.2)$$

где  $C_{iz}$  — расчетная или фактическая (измеряемая) концентрация  $i$ -го БВ в замыкающем створе; определяется как функция аргументов  $q_j$ ,  $j = 1, 2, \dots, n$ , представляющих собой интенсивности соответствующих производств.

Если в результате расчета получается  $C_{iz} > C_{i,n}^{\max}$ , то биогенная нагрузка на водосборе превышает допустимые значения. В этом случае дальнейшее сельскохозяйственное освоение водосбора ограничивается и намечаются водоохранные мероприятия. Если при существующем землепользовании условие (6.2) выполняется, возможно расширение производств агропромышленного комплекса (площади пашни, пастбища, сенокосов, численности ферм, комплексов и т. д.) до уровня, когда  $C_{iz} = C_{i,n}^{\text{кр}}$ .

Для этого по приведенной программе МТВЮ производится определение концентрации БВ в замыкающем створе:

а) при последовательном увеличении мощности отдельных производств или их комбинации;

б) при последовательном расширении всех производств с сохранением существующего соотношения площадей угодий или обеспечением планового.

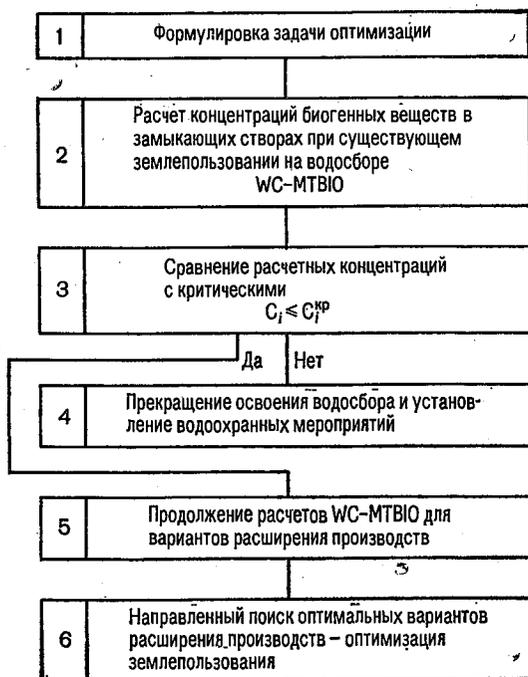


Рис. 6.2. Последовательность выполнения расчетов по оптимизации сельскохозяйственного освоения водосбора с ограничениями поступления биогенных веществ.

На рис. 6.3 показаны пределы расширения отдельных сельскохозяйственных угодий и их совокупности (линейная версия). Окончательное решение о развитии агропромышленных производств на водосборе водотоков принимается с учетом перспективных планов землепользования, структуры сельскохозяйственных угодий, развития животноводства в отдельных хозяйствах и районах на водосборе рассматриваемого водотока или его части.

В данном случае модельное управление развитием производства на водосборе осуществляется посредством имитационных расчетов (прогнозов) на ЭВМ разных вариантов освоения с контролем условия (6.2). Это отвечает блоку 5 на рис. 6.2 и соответствует простому перебору вариантов освоения водосбора.

Целенаправленный поиск с получением оптимального варианта может быть осуществлен посредством оптимизационных моделей,

базирующихся на методах математического программирования. Рассмотрим некоторые подходы.

На рис. 6.4 схематично показано размещение в водосборе естественных и сельскохозяйственных угодий, которые в дальнейшем

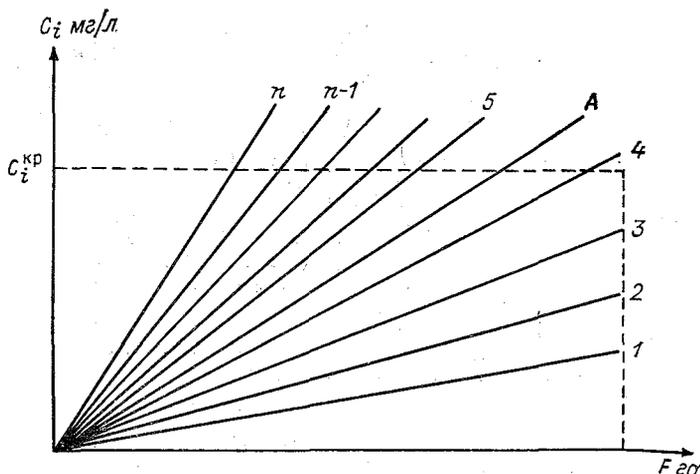


Рис. 6.3. Зависимости концентрации биогенных веществ в замыкающем створе водотока от площади сельскохозяйственных угодий на водосборе.

$C_i^3 = f(F_j)$ ,  $i = 1 \dots n$  — для отдельных угодий в порядке приближения к замыкающему створу; А — для совокупности угодий на водосборе.

будем называть  $j$ -м производством (пашня, пастбище, животноводческий комплекс, ферма, а иногда и промышленные предприятия). Предположим, что число типов производства равно  $n$ , и будем считать, что  $j$ -й тип производства характеризуется «нагруз-

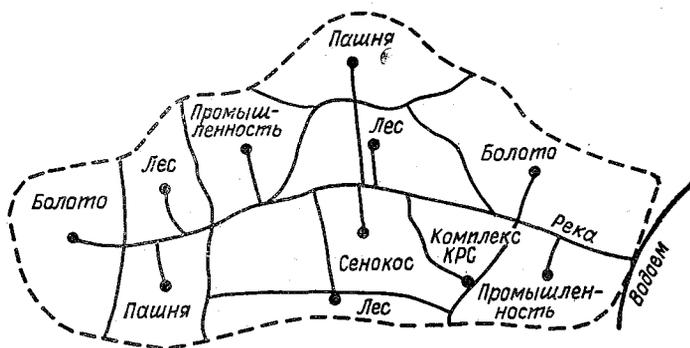


Рис. 6.4. Схема поступления биогенных веществ от естественных и антропогенных источников на водосборе для оптимизации биогенной нагрузки.

кой загрязнению»  $i$ -м ингредиентом, равной  $N_{ij}$ ,  $i = 1, 2, \dots, m$ ;  $j = 1, 2, \dots, n$ .

Для угодий различного назначения можно принять

$$N_{ij} = g_i F_j, \quad (6.3)$$

где  $g_i$  — вынос  $i$ -го ингредиента, мг/(га·с);  $F_j$  — площадь  $j$ -го угодья, га. Для животноводческих ферм

$$N_{ij} = g'_i P_j, \quad (6.4)$$

где  $g'_i$  — поступление  $i$ -го ингредиента от единицы скота, мг/с;  $P_j$  — общее поголовье скота на  $j$ -й ферме.

Значение интенсивностей загрязнения  $N_{1j}$ ,  $N_{2j}$ , ...,  $N_{mj}$  одного и того же ( $j$ -го) типа производства взаимосвязаны и составляют определенные пропорции (например, как химические компоненты вносимого удобрения):  $N_{1j} : N_{2j} : \dots : N_{mj} = K_{1j} : K_{2j} : \dots : K_{mj}$ , что равносильно равенствам

$$N_{1j}/K_{1j} = N_{2j}/K_{2j} = \dots = N_{mj}/K_{mj}, \quad (6.5)$$

где  $K_{1j}$ , ...,  $K_{mj}$  — некоторые положительные числа, соответствующие  $j$ -му типу производства. Так, например, для интенсивностей вида (6.3) имеют место равенства

$$N_{1j}/g_1 = N_{2j}/g_2 = \dots = N_{mj}/g_m = F_j. \quad (6.6)$$

Таким образом, набор переменных  $N_{ij}$  для указанных производств не является независимым, что установлено многочисленными натурными наблюдениями и данными.

Обозначим через  $C_1^*$ ,  $C_2^*$ , ...,  $C_m^*$  предельные значения концентраций соответствующих ингредиентов (это могут быть значения ПДК: ПДК<sub>1</sub>, ПДК<sub>2</sub>, ..., ПДК <sub>$m$</sub>  или ПДВ: ПДВ<sub>1</sub>, ПДВ<sub>2</sub>, ..., ПДВ <sub>$m$</sub> ). Створ реки, в котором осуществляется контроль качества воды (наличие БВ), считается контрольным створом (КС); это может быть устьевой створ водотока (притока), впадающего в водохранилище. Загрязняющие и биогенные вещества, поступающие от различных типов производства в водную систему, доставляются в КС. При этом концентрация  $i$ -го ингредиента в КС ( $C_i^{КС}$ ) будет зависеть от величин  $N_{i1}$ ,  $N_{i2}$ , ...,  $N_{in}$  и описывается некоторыми функциями:

$$C_i^{КС} = g_i(N_{i1}, \dots, N_{in}, N_{21}, \dots, N_{2n}, \dots, N_{m1}, \dots, N_{mn}). \quad (6.7)$$

Если считать, что при перемещении по водотоку различные ингредиенты не оказывают влияния друг на друга, то

$$C_i^{КС} = g_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}). \quad (6.8)$$

Условие, состоящее в том, что концентрация  $i$ -го ингредиента в КС не превышает предельного значения  $C_i^*$ , записывается в виде системы неравенств:

$$g_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}) \leq C_i^*. \quad (6.9)$$

Если концентрация  $C_i^{kc}$  есть результат суммарного загрязнения всех типов производств, то

$$C_i^{kc} = g_{i1}(N_{i1}) + g_{i2}(N_{i2}) + \dots + g_{in}(N_{in}) \quad (6.10)$$

и система ограничений, аналогичная (6.9), будет иметь вид

$$g_{i1}(N_{i1}) + g_{i2}(N_{i2}) + \dots + g_{in}(N_{in}) \leq C_i^* \quad (6.11)$$

Из «физических» соображений ясно, что все функции  $g_i$  и  $g_{ij}$  в (6.10) и (6.11) должны быть неубывающими, т. е. концентрация  $C_i^{kc}$  не должна уменьшаться при увеличении  $N_{ij}$ . Определение аналитического вида функций  $g_i$  и  $g_{ij}$  представляет сложную задачу. Один из возможных подходов решения приведен в разделе 3; упрощенный подход основан на балансовом методе (рис. 6.5).

На рисунке показана схема двух производств с водотоками, транспортирующими биогенные вещества в водоем, в соответствии с которой  $C_{i\phi}^{kc}$  можно определить следующим образом:

На рисунке показана схема двух производств с водотоками, транспортирующими биогенные вещества в водоем, в соответствии с которой  $C_{i\phi}^{kc}$  можно определить следующим образом:

$$C_{i\phi}^{kc} = C_i^s = f_i(N_{i1}, N_{i2}) = \\ = N_{i1} \frac{1}{Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4} \times$$

Рис. 6.5. Упрощенная схема поступления биогенных веществ с сельскохозяйственных объектов для расчета концентраций (ограничений) по балансовому методу.

$$\times \exp\left(-\alpha_{12} \frac{L_{12}}{V_{12}} - \alpha_{24} \frac{L_{24}}{V_{24}} - \alpha_{47} \frac{L_{47}}{V_{47}} - \alpha_{78} \frac{L_{78}}{V_{78}}\right) + \\ + N_{i2} \frac{1}{Q_1 + Q_2 + Q_3 + Q_4} \left[ \exp\left(-\alpha_{56} \frac{L_{56}}{V_{56}} - \alpha_{67} \frac{L_{67}}{V_{67}} - \alpha_{78} \frac{L_{78}}{V_{78}}\right) + \right. \\ \left. + \exp\left(-\alpha_{32} \frac{L_{32}}{V_{32}} - \alpha_{24} \frac{L_{24}}{V_{24}} - \alpha_{47} \frac{L_{47}}{V_{47}} - \alpha_{78} \frac{L_{78}}{V_{78}}\right) \right], \quad (6.12)$$

где  $L_{ab}$  — длина участка  $ab$ ;  $V_{ab}$  — средняя скорость течения на участке  $ab$ ;  $\alpha_{ab}$  — средний коэффициент самоочищения на этом же участке.

Выражение (6.12) получено на основе известной зависимости концентрации ингредиента в конечной точке участка ( $C_{i2}$ ) от концентрации в начальной точке ( $C_{i1}$ )

$$\tilde{C}_{i2} = C_{i1} \exp[\alpha_{12}(L_{12}/V_{12})], \dots \quad (6.13)$$

где  $L_{12}$  — длина участка 1—2;  $V_{1-2}$  — средняя скорость течения на участке 1—2;  $\alpha_{12}$  — коэффициент самоочистения на этом же участке.

Как видно из зависимости 6.12),  $f_i$  — линейная функция  $N_{i1}$  и  $N_{i2}$ , а параметры  $q_{ij}$ ,  $L_{ab}$ ,  $V_{ab}$ ,  $\alpha_{ab}$  устанавливаются посредством натуральных наблюдений и экспериментов и являются исходной информацией. Величины  $q_{ij}$ ,  $\alpha_{ab}$ ,  $V_{ab}$ ,  $\alpha_{ab}$  изменяются во времени, особенно для сельскохозяйственных объектов и проводящей искусственной и естественной гидрографической сети; они задаются статистически в определенных пределах. Наиболее неблагоприятны сочетания  $q_{ij \max}$  с  $Q_{\min}$ . Обеспеченность принимаемых значений  $V_{ab}$ ,  $\alpha_{ab}$ ,  $q_{ij}$ ,  $Q$  целесообразно назначать в соответствии с [120, 149] или обосновывать их экономически.

При формировании систем ограничений типа (6.9) или (6.11) можно учитывать неопределенные или случайные факторы, влияющие на концентрацию  $C_i^{kc}$ . Если  $C_i^{kc}$  зависит не только от интенсивностей,  $N_{i1}$ ,  $N_{i2}$ , ...,  $N_{in}$ , но и от неопределенного параметра  $\theta_i$  (он может быть и векторным), изменяющегося в пределах множества  $\theta_i$ , то разумно потребовать, чтобы концентрация  $C_i^{kc}$  при самом неблагоприятном значении  $\theta_i$  все же превышала значения  $C_i^*$ :

$$\max g_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}, \theta_i) \leq C_i^* \quad (6.14)$$

Когда  $C_i^{kc} = g_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}, \xi_i)$ , где  $\xi_i$  — некоторая случайная величина, то  $C_i^{kc}$  также будет случайной величиной и система ограничений получит вид

$$Eg_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}, \xi_i) \leq C_i^* \quad (6.15)$$

где  $E$  — математическое ожидание. Поскольку при фиксированном среднем значении может быть существенный разброс концентраций  $C_i^{kc}$ , то (6.15) следует дополнить ограничениями типа

$$Dg_i(N_{i1}, N_{i2}, \dots, N_{in}, \xi_i) \leq D_i, \quad (6.16)$$

где  $D$  — дисперсия, а  $D_i$  — достаточно малое положительное число.

Аналогичным образом учитываются неопределенные или случайные параметры для системы ограничений вида (6.11).

Рассмотрим возможные постановки задач оптимизации. Для определенности будем исследовать систему неравенств (6.11) вместе с равенствами (6.5). Используя (6.5), все  $N_{2j}$ , ...,  $N_{mj}$ ,  $j = 1, 2, \dots, n$  можно выразить через  $N_{11}$ ,  $N_{12}$ , ...,  $N_{1n}$  и подставить найденные значения в (6.9). Тогда в (6.9) независимыми переменными будут  $N_{11}$ ,  $N_{12}$ , ...,  $N_{1n}$ . Обозначая их через  $z_1$ ,  $z_2$ , ...,  $z_n$ , перепишем (6.9) в виде

$$n_i(z_1, z_2, \dots, z_n) \leq C_i^*, \quad i = 1, 2, \dots \quad (6.17)$$

где  $n_1(z_1, \dots, z_n) = g_1(N_{11}, \dots, N_{1n})$ ;  $n_2(z_1, \dots, z_n) = g_2[(K_{21}/K_{11})N_{11}, \dots, (K_{2n}/K_{1n})N_{1n}]$  и т. д. Пусть  $Z$  — множество векторов  $Z \in R^n$  с неотрицательными компонентами, удовлетворяющих (6.17). Случаи, когда  $Z$  — пустое множество или содержит единственный элемент, не представляют интереса. Поэтому будем предполагать, что  $Z$  включает по крайней мере два элемента ( $Z$  может состоять и из бесчисленного множества элементов). Это соответствует неединственному набору «допустимых» интенсивностей, т. е. не приводящих к превышению концентрации ингредиентов сверх заданного уровня  $C_1^*, C_2^*, \dots, C_m^*$ . Возникает вопрос о выборе среди элементов множества  $Z$  такого элемента  $z_{\text{опт}} \in Z$ , который был бы «наилучшим», оптимальным. Для этого нужно сформулировать задачу оптимизации, целевая функция которой реализовала бы представления о «наилучшем» решении. Здесь не может быть однозначного подхода, поэтому рассмотрим несколько возможных вариантов.

Очевидно, надо выбирать такой  $z_{\text{опт}} \in Z$ , чтобы его компоненты (интенсивности  $N_{ij}$ ) были бы наибольшими. Следовательно, имеем  $n$  критериев (целевых функций) вида  $f_i(z) = z_i$ ,  $i = 1, 2, \dots, n$ , которые нужно максимизировать. В случае, когда найдется такое  $z_{\text{опт}} \in Z$ , что

$$f_i(z_{\text{опт}}) = \max_{z \in Z} f_i(z), \quad (6.18)$$

то его следует считать наилучшим. Однако такие идеальные случаи крайне редки. Как правило, вектора  $z_{\text{опт}}$ , максимизирующего все критерии одновременно, не существует. Нормализуем, т. е. приведем к общей шкале, исходные критерии. Для этого введем числа

$$f_i^{\max} = \max_{z \in Z} (f_i(z)), \quad (6.19)$$

и рассмотрим нормализованные критерии

$$\bar{f}_i(z) = f_i(z)/f_i^{\max}. \quad (6.20)$$

**Задача 1.** Найти решение  $z_{\text{опт}} \in Z$ , исходя из условия

$$\sum_{i=1}^n \mu_i \bar{f}_i(z_{\text{опт}}) = \max_{z \in Z} \sum_{i=1}^n \mu_i \bar{f}_i(z). \quad (6.21)$$

Положительные числа  $\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_n$  можно трактовать как весовые коэффициенты критериев  $\bar{f}_1, \bar{f}_2, \dots, \bar{f}_n$ . Поскольку

$$\bar{f}_i(z) = (z_i/f_i^{\max})(N/f_i^{\max}), \quad (6.22)$$

эти коэффициенты можно рассматривать как весовые коэффициенты интенсивностей соответствующих производств. Они могут быть назначены ответственным лицом или определены методом

экспертных оценок. Если все производства считаются равноценными, то равенство (6.21) принимает вид

$$\sum_{i=1}^n \bar{f}_i(z_{\text{опт}}) = \max_{z \in Z} \sum_{i=1}^n \bar{f}_i(z). \quad (6.23)$$

Задача 2. Найти решение  $z_{\text{опт}} \in Z$ , удовлетворяющее равенству

$$\min \{\bar{f}_1(z_{\text{опт}}), \dots, \bar{f}_n(z_{\text{опт}})\} = \max_{z \in Z} \min \{\bar{f}_1(z), \dots, \bar{f}_n(z)\}, \quad (6.24)$$

что соответствует получению приемлемого набора интенсивностей, в котором самая малая принимает наибольшее возможное значение.

Обозначим

$$\bar{f}(z) = (\bar{f}_1(z), \dots, \bar{f}_n(z)) \in R^n; \quad \bar{f}^{\max} = (1, 1, \dots, 1) \in R^n. \quad (6.25)$$

Поскольку функции  $\bar{f}_i$  нормализованы, то  $\bar{f}_i(z) \leq 1, i=1, 2, \dots, n$  при всех  $z \in Z$ . Расстояние  $R^n$  от точки  $\bar{f}(z)$  до  $\bar{f}^{\max}$  вычисляется по формуле

$$L_n = \sqrt{(1 - \bar{f}_1(z))^2 + \dots + (1 - \bar{f}_n(z))^2}, \quad (6.26)$$

где точку  $\bar{f}^{\max}$  можно интерпретировать как «идеальную». Задача минимизации расстояния от допустимой точки  $\bar{f}(z)$  до удельной может быть сформулирована следующим образом.

Задача 3. Найти решение  $z_{\text{опт}} \in Z$  из условия

$$\sum_{i=1}^n (1 - \bar{f}_i(z_{\text{опт}}))^2 = \min_{z \in Z} \sum_{i=1}^n (1 - \bar{f}_i(z))^2. \quad (6.27)$$

Аналогичные постановки оптимизационных задач можно получить, взяв за основу не (6.11), а другие типы систем неравенств.

При отмеченном в разделе 3.2 назначении рассматриваемых моделей (прогноз планирования хозяйственного освоения водосбора с экологическими ограничениями замыкающего водоема) уровень их детальности должен соответствовать задаче планирования. Учитывая сказанное, а также то, что модель доставки БВ к замыкающим створам является линейной от нагрузки БВ, целевые функции (6.23) и (6.24), а также ограничения (6.9) и (6.10) представлены линейными функциями от  $N_j$ . Поэтому с помощью алгоритмов линейного программирования могут быть найдены искомые значения  $N_j$ . Однако при нелинейных ограничениях или целевой функции могут использоваться другие алгоритмы математического программирования.

Рассмотренные постановки задач оптимизации развития сельскохозяйственных производств на водосборе водотоков с учетом экологических ограничений (выноса БВ и их поступления в водоемы) являются предельно конкретными и осуществлены впер-

вые. В ряде зарубежных работ [242, 245, 249, 258, 271] приведены модели оптимизации освоения водосборов водоемов более общего характера, а также модели формирования качества воды в водоемах без учета развития антропогенных нагрузок на водосборах. В отечественных работах [41, 45, 80, 103, 153, 165, 218], касающихся экологических и экономических вопросов водопользования, обоснования водоохраных мероприятий и управления качеством воды, задачи оптимизации хозяйственного освоения водосборов водоемов с экологическими ограничениями также не рассматривались.

### 6.3.

#### Варианты расчетной реализации оптимизационных задач с экологическими ограничениями

Первый вариант целевой функции, приведенной в разделе 6.2, соответствует второй из отмеченных ранее реализаций задачи оптимизации.

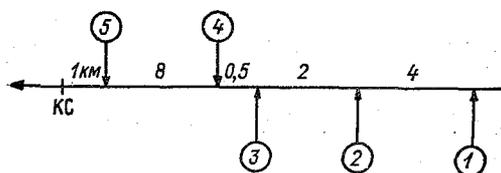


Рис. 6.6. Схема размещения сельскохозяйственных производств на водосборе верховьев р. Паши.

1 — пашня и ферма КРС; 2 — пашня и ферма КРС; 3 — пашня; 4 — пашня и ферма КРС; 5 — сенокос.

Для примера этого случая выполнен расчет для участка длиной 15,5 км в верховьях р. Паши, Ленинградская область (рис. 6.6). В качестве рассматриваемых БВ приняты аммонийный азот, фосфаты, нитриты, нитраты (в скобках указаны принятые для расчета ПДК): 1 —  $\text{NH}_4$  (0,5 мг/л); 2 —  $\text{P}_2\text{O}_5$  (0,2 мг/л); 3 —  $\text{NO}_3$  (10 мг/л); 4 —  $\text{NO}_2$  (0,08 мг/л).

В рассматриваемой задаче имеем следующие переменные:  $N_{ij}$  — нагрузка («мощность»)  $i$ -го ингредиента производства  $j$ -го типа,  $i = 1, 2, 3, 4$ ;  $j = 1, 2, 3, 4, 5$ ;  $\bar{N}_{ij}$  — нагрузка  $i$ -го ингредиента для  $j$ -й фермы,  $i = 1, 2, 3, 4$ ;  $j = 1, 2, 3, 4, 5$ . Считаем, что  $\alpha$  и  $V_{\text{кр}}$  на всем участке 15,5 км одинаковы:  $\alpha = 1,5 \cdot 10^{-4}$  (1/с);  $V_{\text{ср}} = 0,57$  м/с. Концентрация каждого ингредиента в точке сброса рассчитывается по формуле  $C = N/Q$  ( $N$  — нагрузка;  $Q$  — расход воды).

В качестве зависимых переменных  $N_{ij}$ ,  $\bar{N}_{ij}$  выбраны  $N_{41}$ ,  $\bar{N}_{41}$ ,  $\bar{N}_{42}$ ,  $N_{42}$ ,  $N_{43}$ ,  $\bar{N}_{44}$ ,  $N_{44}$ ,  $N_{45}$ . Остальные переменные выражены через них по формулам:

$$N_{11} = 7,7N_{41} \quad N_{21} = 2N_{41} \quad N_{31} = 146,3N_{41}$$

$$\bar{N}_{11} = 1,5\bar{N}_{41} \quad \bar{N}_{21} = 2,5\bar{N}_{41} \quad \bar{N}_{31} = 1\bar{N}_{41}$$

$$N_{12} = 7,7N_{42} \quad N_{22} = 2N_{42} \quad N_{32} = 146,3N_{42}$$

$$\begin{aligned}
\bar{N}_{12} &= 1,5\bar{N}_{42} & \bar{N}_{22} &= 2,5\bar{N}_{42} & \bar{N}_{32} &= 1\bar{N}_{42} \\
N_{13} &= 7,7N_{43} & N_{23} &= 2N_{43} & N_{33} &= 146,3N_{43} \\
N_{14} &= 10N_{44} & N_{24} &= 2N_{44} & N_{34} &= 169N_{44} \\
\bar{N}_{14} &= 1,5\bar{N}_{44} & \bar{N}_{24} &= 2,5\bar{N}_{44} & \bar{N}_{34} &= 1\bar{N}_{44} \\
N_{15} &= 10N_{45} & N_{25} &= 2N_{45} & N_{35} &= 169N_{45}
\end{aligned}$$

Для удобства введем новые переменные  $M_{ij}$ ,  $\bar{M}_{ij}$ :  $N_{ij} = 10^6 M_{ij}$ ;  $\bar{N}_{ij} = 10^6 \bar{M}_{ij}$ ,  $i=1, 2, 3, 4$ ;  $j=1, 2, 3, 4, 5$ .

На основе данных для р. Паша с использованием приведенных формул составлены неравенства, представляющие условия превышения концентрацией БВ значения  $C_{кр}^{3c}$ :

$$\begin{aligned}
&0,0165 + 6,93M_{41} + 1,32\bar{M}_{41} + 17M_{42} + 3,3\bar{M}_{42} + \\
&\quad + 2,7M_{43} + 36M_{44} + 5,3\bar{M}_{44} + 250M_{45} \leq 0,5 \\
&1,8M_{41} + 2,5\bar{M}_{41} + 4,4M_{42} + 5,5\bar{M}_{42} + 7M_{43} + \\
&\quad + 7,2\bar{M}_{44} + 9M_{44} + 50M_{45} \leq 2 \\
&132M_{41} + 0,9\bar{M}_{41} + 322M_{42} + 2,2\bar{M}_{42} + 512M_{43} + \\
&\quad + 608M_{44} + 3,6\bar{M}_{44} + 4225M_{45} \leq 10 \\
&0,0077 + 0,9M_{41} + 0,9\bar{M}_{41} + 2,2\bar{M}_{42} + 2,2\bar{M}_{42} + 3,5M_{43} + \\
&\quad + 3,6M_{44} + 2,6\bar{M}_{44} + 2,5M_{45} \leq 0,08. \quad (6.28)
\end{aligned}$$

Анализ полученных неравенств с учетом фактических нагрузок позволяет сделать вывод: все существующие на рассматриваемом участке реки сельскохозяйственные угодья и фермы КРС можно увеличить в 13 раз, что не приведет к тому, что концентрации БВ превысят принятые  $C_{кр}^{3c}$  в замыкающем створе.

Составляется целевая функция в виде взвешенной суммы нагрузок. Коэффициенты при нагрузках выбраны так, чтобы 30 % приходилось на фермы, а 70 % — на угодья, что соответствует фактической ситуации. Среди угодий «вес» распределен следующим образом: 40 % — пашня; 30 % — пастбища; 30 % — сенокос. Целевая функция имеет вид

$$\begin{aligned}
z &= 28M_{41} + 30\bar{M}_{41} + 28M_{42} + 30\bar{M}_{42} + 28M_{43} + \\
&\quad + 21M_{44} + 30\bar{M}_{44} + 21M_{45} \rightarrow \max. \quad (6.29)
\end{aligned}$$

Симплекс-методом решается задача линейного программирования: максимизации  $z$  при ограничениях (6.28). В задаче линейного программирования с четырьмя ограничениями оптимальное решение может содержать не более четырех ненулевых значений. В данном случае ненулевыми оказались три из четырех переменных:  $M_{41}$ ,  $\bar{M}_{41}$ ,  $M_{43}$ . Анализ решения позволяет сделать вывод: если на рассматриваемом участке ликвидировать пашню и ферму

2, пастбище и ферму 4, а также сенокос 5, то площадь пашни 1 можно увеличить в 238 раз, ферму 1 — в 95 раз и пашню 3 — в 7,7 раза, что не приведет к превышению концентраций БВ в ЗС значений  $C_{кр}$ .

Таким образом, сельскохозяйственная нагрузка может быть значительно увеличена без ухудшения качества воды, оцениваемого по содержанию БВ в створе впадения водотока (притока) в водохранилище. Аналогичные расчеты могут быть выполнены для других нагрузок, являющихся более «мощными»: промышленные предприятия, коммунально-бытовой сектор.

Рассмотрение оптимизации освоения водосбора в соответствии с (6.28) и (6.29) при большом количестве производств ( $n \gg m$ ) приводит к необоснованному с хозяйственной точки зрения решению, которое содержит не более  $m$  ненулевых решений, что равносильно ликвидации  $n - m$  производств при неоправданном укрупнении других. Данное решение может оказаться экономически невыгодным. При возможной реорганизации сельского хозяйства на основе нового законодательства о земле (1990 г.), а также при переходе на арендное использование земли и частное землевладение задача значительно усложняется за счет увеличения числа неизвестных (количества сельскохозяйственных участков и ферм).

Отметим еще один недостаток изложенной модели. Как указано, коэффициенты целевой функции  $z$  подбирались таким образом, чтобы выполнялись определенные пропорции между различными типами сельскохозяйственных производств. Однако нетрудно понять, что данный выбор коэффициентов не обеспечивает требуемой пропорциональности в оптимальном решении, поскольку пропорции в коэффициентах целевой функции не влекут за собой точно такие же пропорции компонент оптимального решения.

В результате анализа различных возможных вариантов целевой функции выяснилось, что, по-видимому, наилучший вариант — это задача, в которой максимизируется наименьшая из всех имеющихся нагрузок. В этом случае оптимальное решение будет представлять собой реализацию принципа равномерного возможного увеличения всех имеющихся типов производств. Таким образом, предлагается решать задачу

$$\min \{X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6, X_7, X_8\} \rightarrow \max. \quad (6.30)$$

В этой формуле и в дальнейшем все неизвестные  $M_{ij}$  и  $\bar{M}_{ij}$  будем обозначать через  $X$  ( $X_1, \dots, X_8$ ). Следует отметить, что здесь целевая функция уже не является линейной. Все компоненты оптимального решения этой задачи всегда будут положительными. Задача (6.28), (6.30) является максиминной задачей и для ее решения можно использовать стандартные программы для максиминных (минимаксных) задач (Программное обеспечение ЭВМ, вып. 55, Ин-т математики АН БССР, Минск, 1983). Однако используя ее специфический вид, получающуюся задачу оптимизации можно свести к специальной задаче линейного программирования,

если ввести восемь дополнительных ограничений-неравенств и одну дополнительную переменную.

Использование новой целевой функции исключает получение в оптимальном решении нулевых компонент, поэтому один из недостатков рассмотренной модели уже преодолен. Для устранения второго недостатка — пропорциональности различного типа производств — первоначально рассматривалась следующая модификация:

$$\min \{\lambda_1 X_1, \lambda_2 X_2, \lambda_3 X_3, \lambda_4 X_4, \lambda_5 X_5, \lambda_6 X_6, \lambda_7 X_7, \lambda_8 X_8\} \rightarrow \max, \quad (6.31)$$

где  $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_8$  — положительные весовые коэффициенты, определяемые из условий требуемых пропорций. Анализ этой модификации показал, что наличие весовых коэффициентов так же, как и в старой модели, является лишь некоторым «пожеланием» достижения заданной пропорции и автоматически этой пропорции не обеспечивает. Поэтому лучше задавать требуемую пропорцию в оптимальном решении не с помощью модификации целевой функции, а путем введения дополнительных ограничений-равенств. Остановимся на реализации этого соображения подробнее. Переменные  $X_2, X_4, X_7$  означают нагрузки ферм, а остальные переменные относятся к пашне, сенокосу и пастбищу. Следовательно, то, что на долю ферм должно приходиться 30 % всей нагрузки, можно выразить в виде равенства

$$\frac{X_2 + X_4 + X_7}{X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_6 + X_7 + X_8} = 0,3,$$

или (после элементарных преобразований)

$$3X_1 - 7X_2 + 3X_3 - 7X_4 + 3X_5 + 3X_6 - 7X_7 + 3X_8 = 0. \quad (6.32)$$

При этом требование 70 %-й доли пашни, сенокоса и пастбища будет выполняться автоматически.

Теперь установим необходимые пропорции для пашни, сенокоса и пастбища. Переменная  $X_6$  характеризует нагрузку пастбища, а переменная  $X_8$  — нагрузку сенокоса. Так как на долю пастбища, так же как и сенокоса, должно приходиться 30 % нагрузки, то получаем равенства

$$\frac{X_6}{X_1 + X_3 + X_5 + X_6 + X_8} = 0,3; \quad \frac{X_8}{X_1 + X_3 + X_5 + X_6 + X_8} = 0,3,$$

или

$$\begin{aligned} 3X_1 + 3X_3 + 3X_5 - 7X_6 + 3X_8 &= 0, \\ 3X_1 + 3X_3 + 3X_5 + 3X_6 - 7X_8 &= 0. \end{aligned} \quad (6.33)$$

При этом 40 %-я доля пашни будет иметь место автоматически.

Таким образом, новая математическая модель представляет собой задачу максимизации (6.30) при ограничениях (6.28),

(6.32), (6.33). Решение этой нелинейной задачи равносильно решению следующей задачи линейного программирования

$$\begin{aligned}
 & X_9 \rightarrow \max; \\
 & -X_1 + X_9 \leq 0; \quad -X_2 + X_9 < 0; \quad -X_3 + X_9 \leq 0; \\
 & -X_4 + X_9 < 0; \quad -X_5 + X_9 \leq 0; \quad -X_6 + X_9 \leq 0; \\
 & \quad -X_7 + X_9 \leq 0; \quad -X_8 + X_9 \leq 0; \\
 & 7,93X_1 + 1,32X_2 + 17X_3 + 3,3X_4 + 2,7X_5 + 3,6X_6 + \\
 & \quad + 5,3X_7 + 250X_8 \leq 0,48; \\
 & 1,8X_1 + 2,25X_2 + 4,4X_3 + 5,5X_4 + 7X_5 + 7,2X_6 + 9X_7 + 50X_8 \leq 0,2; \\
 & 132X_1 + 0,9X_2 + 322X_3 + 2,2X_4 + 512X_5 + 608X_6 + \\
 & \quad + 3,6X_7 + 422X_8 \leq 10; \\
 & 0,9X_1 + 0,9X_2 + 2,2X_3 + 2,2X_4 + 3,5X_5 + 3,6X_6 + \\
 & \quad + 3,6X_7 + 25X_8 \leq 0,072; \\
 & 3X_1 - 7X_2 + 3X_3 - 7X_4 + 3X_5 + 3X_6 - 7X_7 + 3X_8 = 0; \\
 & \quad 3X_1 + 3X_3 + 3X_5 - 7X_6 + 3X_8 = 0; \\
 & \quad 3X_1 + 3X_3 + 3X_5 + 3X_6 - 7X_8 = 0; \\
 & X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6, X_7, X_8 \geq 0.
 \end{aligned}$$

Доказательство равносильности данных двух задач в общем виде можно найти в [135, с. 40—41].

Для решения этой задачи сначала использовалась стандартная программа симплекс-метода МЕРСИ, в которой начальное приближение отыскивается на основе решения так называемой М-задачи. Однако многочисленные вариации использования программы МЕРСИ заканчивались программным прерыванием из-за переполнения. Вариант с удвоенной точностью ДМЕРСИ приводил к тому же результату. Поэтому была применена стандартная программа SIMLI, в которой начальное приближение определяется с помощью введения искусственного базиса. Данная программа нормально производила и завершала расчет. Время вычислений около 1 мин (с учетом трансляции и печати); чистое время счета — примерно 7 с. Вычисления производились для различных значений ПДК. Все результаты расчетов по данному примеру и их анализ приводятся в приложении 7.

На рис. 6.7 представлена блок-схема алгоритма определения экологически допустимых параметров сельскохозяйственных объектов на водосборе водотока, основанная на балансовом методе определения концентраций в замыкающих створах (при рассмотрении сложных разветвленных водотоков применение балансового метода для расчета транспорта БВ к замыкающим створам значительно усложняется; в связи с этим на основе рассмотрения одномерного стационарного уравнения конвективно-диффузионного переноса, учитывающего рассеянные (площадные) нагрузки БВ

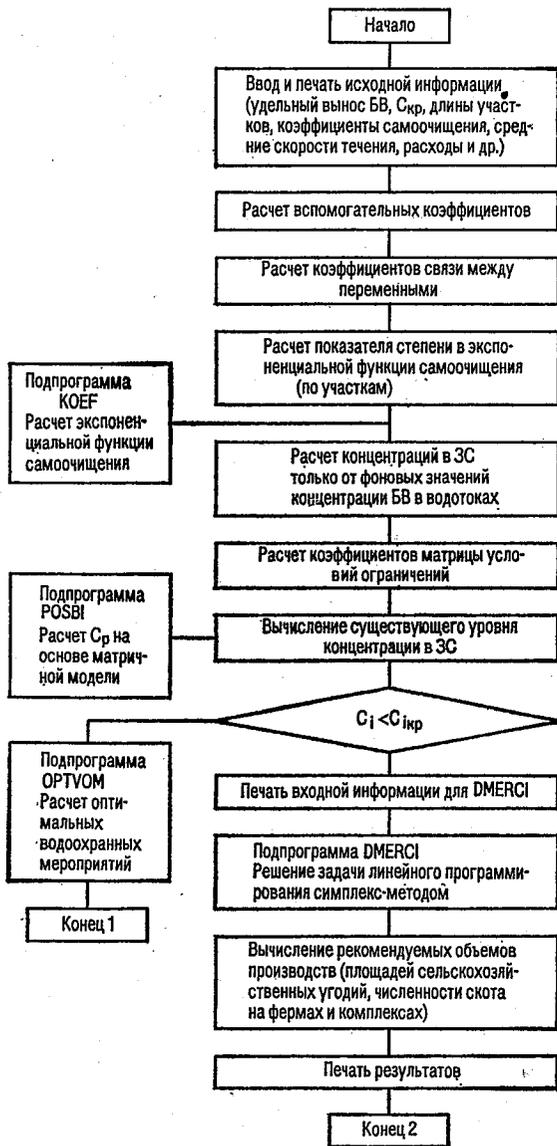


Рис. 6.7. Блок-схема алгоритма определения экологически допустимых параметров сельскохозяйственных объектов на водосборе.



где  $l_1L_1 \dots, l_2L_2 \dots, l_nL_n \dots$  — морфометрические и гидрологические показатели открытой транспортирующей сети (разветвленных водотоков или сети каналов).

На основании модели транспорта БВ (см. главу 3) с помощью программы МТВЮ выражения (6.36) приводятся к линейному виду:

$$C_1 = aF_1 + bF_2 + \dots + cF_l + dP_{l+1} + \dots + \Pi_m \leq \text{ПДК}_1. \quad (6.37)$$

Подробнее о получении ограничений (6.36) см. главу 7.

Далее остановимся на эколого-экономической оптимизации использования на водосборе сельскохозяйственных площадей [34, 38]. Для этого предлагается постановка задачи, рассмотренная в [98], но учитывающая ограничения экологического характера. В качестве критерия оптимальности освоения водосбора принимается максимум чистого дохода:

$$\sum_{k=1}^l \sum_{j=1}^n d_{kj} x_{kj} \rightarrow \max, \quad (6.38)$$

где  $d_{kj}$  — чистый доход с 1 га  $k$ -го севооборота на  $j$ -м участке;  $x_{k,j}$  — площадь  $k$ -го севооборота на  $j$ -м участке, предполагаемом к освоению за счет мелиоративных работ.

Введены следующие ограничения:

$$1) \sum_{k=1}^l x_{kj} \leq F_j, \quad j = \overline{1, n}, \quad (6.39)$$

$F_j$  — площадь  $j$ -го объекта;

$$2) \sum_{k=1}^l \sum_{j=1}^n (y_{rj} h_{rk} x_{kj}) \geq A_r, \quad r = \overline{1, R}, \quad (6.40)$$

где  $y_{rj}$  — урожайность  $r$ -й культуры на  $j$ -м участке;  $h_{rk}$  — доля посевов  $r$ -й культуры в  $k$ -м севообороте;  $A_r$  — планируемый объем производства  $r$ -й культуры;  $R$  — число культур;

$$3) \sum_{k=1}^l \sum_{j=1}^n (g_{skj} x_{kj}) \leq B_s, \quad s = \overline{1, S}, \quad (6.41)$$

где  $g_{skj}$  — норма внесения  $s$ -го удобрения  $k$ -го севооборота на  $j$ -м объекте;  $B_s$  — количество  $s$ -го удобрения в хозяйстве;

$$4) c_{kj} x_{kj} \leq K, \quad (6.42)$$

где  $c_{kj}$  — нормативные капитальные вложения в мелиорацию и сельскохозяйственное освоение земель;  $K$  — их выделенный объем;

$$5) \sum_{k=1}^l \sum_{j=1}^n f_{kj} x_{kj} \leq L, \quad (6.43)$$

где  $f_{kj}$  — нормативные затраты труда на 1 га  $k$ -го севооборота на  $j$ -м участке;  $L$  — трудовые ресурсы хозяйства;

$$6) C_{l,p} = f(x_{ki}) \leq C_{i, \text{кр}}, \quad i = \overline{1, m}, \quad (6.44)$$

где  $C_{икр}$  и  $C_{ип}$  — критическая и расчетная концентрации  $i$ -го БВ в замыкающем створе водотока. Расчетная концентрация в удобном для реализации виде определяется на основе линейной зависимости  $C_{ип}^{зс} = f(x_{kj})$  (см. раздел 3.3).

Целевая функция и ограничения в данной постановке линейны, поэтому задача решается с помощью алгоритма симплекс-метода для больших размерностей, соответствующих условиям хозяйств в пределах водосборов водотоков, впадающих в водоемы (водохранилища). В ряде случаев оправдано вместо чистого дохода использовать дифференциальную ренту, служащую показателем экономической оценки

$$D = yЦ - [c + E_n(K + O)], \quad (6.45)$$

где  $Ц$  — стоимость продукции;  $c$  — ее себестоимость;  $K$  и  $O$  — основные и оборотные фонды, участвующие в производстве.

При оптимизации размещения и структуры посевов на зафиксированных участках (без увеличения их площадей) по аналогии с [98] модель записывается в виде

$$\sum_{r=1}^R \sum_{j=1}^n c_{rj} x_{rj} \rightarrow \min, \quad (6.46)$$

при следующих условиях: выполнении плана по производству культур

$$\sum_{j=1}^n c_{rj} x_{rj} > A_r, \quad r = \overline{1, R}, \quad (6.47)$$

использовании имеющихся площадей

$$\sum_{k=1}^b x_{rj} < F_j, \quad j = \overline{1, n}, \quad (6.48)$$

и экологическом ограничении

$$C_{ип} = f(x_{kj}) < C_{икр}, \quad i = \overline{1, m}, \quad (6.49)$$

здесь  $c_{rj}$  — себестоимость обработки площади  $j$ -го участка под  $r$ -ю культуру;  $x_{rj}$  — искомая площадь на  $j$ -м участке под  $r$ -й культурой;  $F_j$  — площадь  $j$ -го участка.

В приведенных моделях экологическое ограничение (6.49) является достаточно жестким, особенно для случая освоения водосбора и расширения сельскохозяйственных производств. Поэтому целесообразно рассмотреть критерий.

$$D(F) - Y(F) \rightarrow \max, \quad (6.50)$$

где  $D(F)$  — суммарный доход от освоения и использования земель в пределах водосбора;  $Y(F)$  — ущерб от загрязнения воды. В упрощенной постановке, допускающей, что площадь  $j$ -го участка занята одной культурой, можно записать

$$D = \sum_{j=1}^n \sum_{r=1}^R (F_j Y_{rj} S_r) - \sum_{j=1}^n \sum_{r=1}^R (F_j M_{rj}) = \\ = \sum_{j=1}^n \sum_{r=1}^R [F_j (Y_{rj} S_r - M_{rj})], \quad (6.51)$$

$I_{rj}$  — ежегодные издержки по мелиоративной сети и агротехническим мероприятиям.

Освоение водосбора начинается с «лучших» земель, требующих наименьших затрат и обеспечивающих большой доход, затем происходит переход на менее качественные земли и затем на «худшие», доход с которых незначителен (или даже отрицателен). Стабилизация дохода на основе экстенсивного развития аграрно-промышленного комплекса свидетельствует о предельной освоенности водосбора. С учетом сказанного зависимость  $D(F)$  можно аппроксимировать функциями типа

$$D = AF_{\text{осв}}^a \left( a > \frac{1}{2} \right), \quad D = A \arctg F_{\text{осв}}, \quad D = \frac{AF_{\text{осв}}}{F+b} \text{ и т. д.} \quad (6.52)$$

Вид зависимости может быть уточнен на основе обобщения фактических данных по освоению водосборов и определяется комплексным состоянием естественных угодий.

Второй член (6.50) — экологический ущерб водному объекту (при освоении его водосбора) — может быть определен в соответствии с утвержденными методиками:

$$Y = yV_{\text{пр}}, \quad (6.53)$$

где  $y$  — укрупненный показатель удельного предотвращенного ущерба (дан в [51] по речным бассейнам СССР) на единицу снижения приведенного объема сточных вод  $V_{\text{пр}}$ :

$$V_{\text{пр}} = \sum_{i=1}^m \left[ \frac{(C'_i - \text{ПДК}_i) - (C_i - \text{ПДК}_i)}{\text{ПДК}_i} V_c \right], \quad (6.54)$$

$C'_i$  и  $C_i$  — концентрации  $i$ -го БВ в замыкающем створе до и после осуществления водоохраных мероприятий (ВОМ);  $V_c$  — объем сточных вод за год. Если после проведения ВОМ в замыкающем створе  $C_i = \text{ПДК}_i$ , то

$$V_{\text{пр}} = kV_c = \sum_{i=1}^m \left( \frac{C'_i - \text{ПДК}_i}{\text{ПДК}_i} V_c \right), \quad (6.55)$$

здесь  $k$  — коэффициент кратности разбавления. Вместо (6.55) можно использовать зависимость

$$V_{\text{пр}} = \sum_{i=1}^m \left( \frac{W_i}{\text{ПДК}_i} V_c \right), \quad (6.56)$$

где  $W_i$  — масса  $i$ -го БВ до проведения ВОМ, т/год.

В (6.54) и (6.56) величинами, зависящими от  $F_{\text{осв}}$ , являются соответственно  $C_i$  и  $W_i$ , определяемые по формулам (3.25) и (3.30) (см. раздел 3.4). Можно считать, что эти функции линейно зависят от  $F$ , однако в выражении  $Y = yk = V_c$  величина  $V_c$  нелинейно зависит от  $F_{\text{осв}}$ , поэтому и  $Y$  зависит от  $F_{\text{осв}}$  нелинейно. Следует ожидать, что с увеличением  $F_{\text{осв}}$  ущерб от превышения

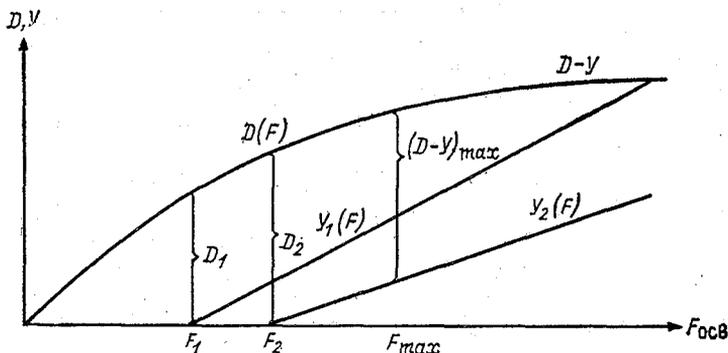


Рис. 6.8. Зависимости дохода ( $D$ ), ущерба ( $Y$ ) и разницы  $D - Y$  от площади (степени освоения) водосбора.  
 $D_1$  — доход при  $Y_1 = 0$  по [34, 98];  $D_2$  — доход при  $Y_2 = 0$  по [34, 98];  
 $(D - Y)$  — максимальный доход при  $F_{\text{осв}} = F_{\text{max}}$ .

$C_i > \text{ПДК}_i$  будет также расти. Тогда  $D(F) - Y(F)$  при увеличении  $F_{\text{осв}}$  будет определяться интенсивностью роста каждой из составляющих  $D(F)$  и  $Y(F)$ . На рис. 6.8 приведен возможный вид зависимостей  $D(F)$  и  $Y(F)$ . Максимальный доход можно получить при условии

$$\frac{\partial (D - Y)}{\partial F} = 0. \quad (6.57)$$

Функциональные выражения для  $D(F)$ ,  $Y(F)$  и  $D(F) - Y(F)$  могут быть установлены для любого водосбора на основе аппроксимации фактических данных по его освоению.

Как видно из рис. 6.7, ущерб появляется на определенной стадии освоения водосбора ( $F_{\text{осв}}$ ), когда  $C_{\text{ир}} > \text{ПДК}_i$ ; в соответствии с решениями (см. раздел 6.3) в замыкающем створе можно допустить  $C_i = C_{\text{ир}} > \text{ПДК}_i$ , для которого  $F_{\text{осв}} = F_{\text{осв}2} > F_{\text{осв}1}$ . И, наконец, может оказаться, что  $F_{\text{max}} > F_{\text{осв}2} > F_{\text{осв}1}$ , т. е. при  $F_{\text{осв}}$  получаем максимальный эффект  $(D - Y)$ , ущерб компенсируется затратами на ВОМ (очистные сооружения и пр.). Дальнейшее освоение водосбора по рассматриваемому критерию неэффективно.

Данный подход позволяет определять  $F_{\text{осв}}$  на основе уточненного критерия эвтрофирования (5.18) и эколого-экономической оптимизации освоения водосбора по фактическим и перспективным данным землепользования. Он обладает большими возможностями для хозяйственного освоения водосборов водотоков и водохранилищ по сравнению с существующими методиками [34, 120].

# Глава 7

## ОБОСНОВАНИЕ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ И ОЦЕНКА ИХ ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ

### 7.1.

#### Классификация водоохраных мероприятий и их выбор для природно-аграрных систем

С экономической точки зрения любое производство имеет два результата: положительный — продукция (товар) и отрицательный — загрязнение (ущерб). Следовательно, на каждом этапе развития народного хозяйства производству единицы продукции соответствует определенный экологический ущерб, для снижения которого используются различные природоохранные мероприятия.

В соответствии с направленностью данной монографии на исследование проблемы управления эвтрофированием водоемов остановимся на вопросах, связанных с водоохраными мероприятиями в сфере аграрного производства. Целью этих мероприятий является предотвращение биогенного загрязнения водных объектов. Мероприятия могут быть разделены на три уровня, каждый из которых имеет свою цель, подчиненную решению общей задачи, при этом реализация цели достигается различными средствами. На рис. 7.1 приведены уровни водоохраных мероприятий и их основные технико-экономические показатели. Рассмотрим подробно особенности каждого уровня.

Водоохранные мероприятия первого уровня обеспечивают снижение биогенной нагрузки за счет изменения технологий производства. Известно, что продукцию можно получать, используя различные технологические решения, которые различаются не только своими затратами, но и степенью биогенного загрязнения природной среды. Так, для точечных источников данной нагрузки (животноводческие фермы и комплексы) концентрация питательных веществ в отходах зависит от кормовых рационов животных, применяемых технологий удаления и утилизации навоза и очистки животноводческих стоков (табл. 7.1—7.3).

Для рассеянных (диффузных) биогенных источников к первому уровню водоохраных мероприятий можно отнести техноло-

гические решения, направленные на снижение потерь минеральных и органических удобрений. Их экологическая эффективность приведена в табл. 7.4.

Таким образом, первый уровень водоохранных мероприятий предусматривает переход аграрного производства на экологически чистые технологии.

Из-за недостаточной экологической эффективности водоохранных мероприятий первого уровня часть БВ поступает в природ-

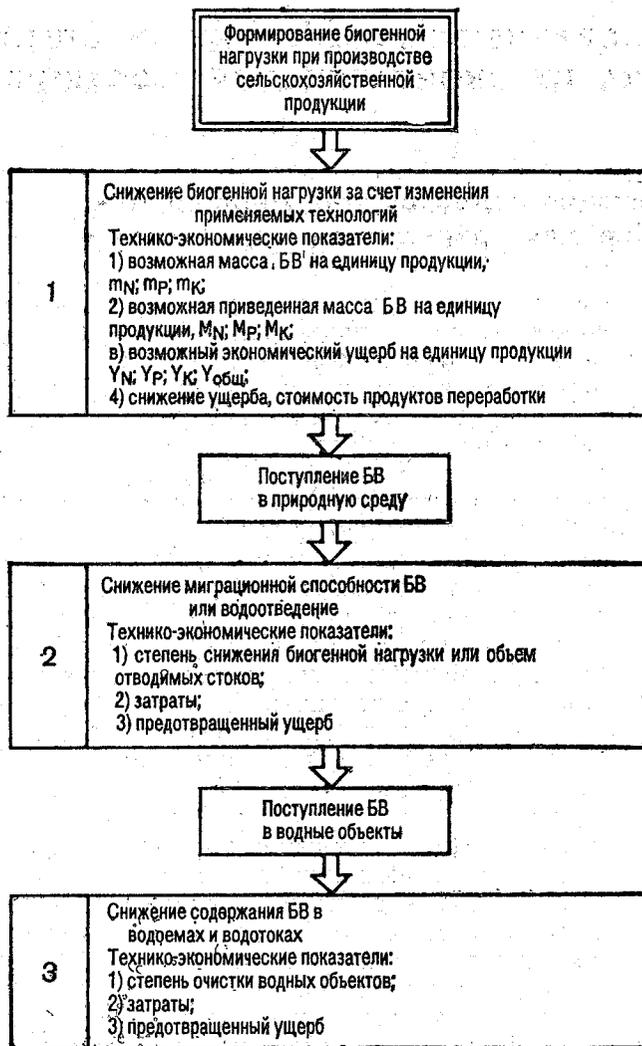


Рис. 7.1. Цели и технико-экономические показатели водоохранных мероприятий различных уровней.

Таблица 7.1

**Химический состав (%) экскрементов свиней в зависимости  
от потребляемых кормов [16, 111, 156, 220]**

Технология приготовления кормов	Вода	Органическое вещество	Общий азот	Фосфор	Калий
Заводская	88,0	9,2	0,72	0,47	0,21
Местная	90,7	7,5	0,50	0,21	0,59

Таблица 7.2

**Объем стоков (тыс. м<sup>3</sup>/год) на свиномкомплексах  
в зависимости от системы удаления отходов [16, 21, 111, 156, 220]**

Система удаления отходов	Мощность комплекса, тыс. голов			
	12	24	54	108
Самосмыв	52,4	96,8	181,0	321,0
Гидросмыв	101,0	195,5	332,5	940,0

Таблица 7.3

**Экологическая эффективность технологий утилизации навоза  
и очистки животноводческих стоков [39, 109, 111, 156]**

Наименование технологии	Экологическая эффективность, %
Приготовление гомогенизированного навоза	85—95
Компостирование навоза	55—65
Механическое разделение стоков	
динамические фильтры	15—25
разделительная установка ВИЭСХ	20—30
центрифуги	20—30
виброгрохоты	10—20
другие механизмы	5—15
Естественное разделение стоков	
горизонтальные отстойники	40—60
вертикальные отстойники	50—70
Обработка жидкой фракции	
гомогенизация	85—95
биологическая очистка	70—80
термическая обработка	50—60
Обработка твердой фракции	
переработка в кормовые добавки	85—95
буртование	10—30
приготовление торфокомпостов	50—70

ную среду и под влиянием поверхностного, внутрипочвенного и дренажного стоков мигрирует по водосбору.

Водоохранные мероприятия второго уровня призваны не допустить попадания БВ в водные объекты посредством снижения их миграционной способности и водоотведения. В табл. 7.5 приведена экологическая эффективность основных водоохраных мероприятий второго уровня.

Таблица 7.4

Экологическая эффективность (%) технологий, направленных на снижение потерь удобрений [21, 39, 44, 87, 99, 111, 182, данные авторов]

Технология	Удобрения	
	минеральные	органические
Внесение гранулированных удобрений	25—35	—
Внесение максимально усвояемых удобрений (фосфата, аммония, карбоната калия)	5—15	—
Увеличение доли торфа при компостировании	—	5—15
Применение химических мелиорантов	5—15	—
Известкование	10—30	—
Вспашка с почвоуглублением и рыхлением	10—15	10—15
Осушение горизонтальным дренажем с фильтром	5—10	5—10
Контурная вспашка на склоне более 2°	10—30	10—30
Вспашка поперек склона	20—40	20—40
Применение для вспашки малогабаритной техники	15—35	15—35

Несмотря на проведение водоохраных мероприятий первых двух уровней БВ все же попадают в водные объекты, загрязняя их. Поэтому существует третий уровень водоохраных мероприятий, предназначенный для снижения содержания БВ уже в водоемах и водотоках. Он предусматривает использование для очистки вод высших водных растений, активно поглощающих питательные вещества. В табл. 7.6 представлены основные химические элементы, аккумулируемые водными растениями [44, 47, 117], а в табл. 7.7 эффективность мероприятий третьего водоохранного уровня.

Этот уровень водоохраных мероприятий является завершающим, следовательно, оставшиеся БВ будут наносить экологический ущерб водным объектам.

Проектирование водоохраных мероприятий для конкретных сельскохозяйственных объектов заключается в их оптимальном выборе. На первом и третьем уровнях (см. рис. 7.1) выбор зависит в основном от объема биогенной нагрузки, подлежащей снижению, на втором возникает необходимость учета влияния физико-географических факторов и в первую очередь рельефа местности на эффективность того или иного мероприятия [29, 117]. Классификация мероприятий второго уровня по их устойчивости

Таблица 7.5

Экологическая эффективность, (%) водоохранных мероприятий по снижению выноса БВ в водные объекты [8, 26, 40, 44, 46, 47, 81, 87, 99, 110, 115, 117, 118, 120, 131, 142, 172, 182, 211]

Мероприятие	Сток	
	дренаж- ный	поверхностный и внутрипочвенный
Целевое направление стоков		
на земельные поля орошения	60—80	—
в биологические пруды	30—50	30—50
в отстойные пруды	20—40	20—40
в болото	15—45	15—45
Создание водооборота		
в пределах хозяйства на основе осушительно-увлажнительных систем (верхние и нижние пруды)	60—80	60—80
в пределах одного поля с использованием дренажной воды на орошение	40—80	40—80
Строительство колодцев-поглотителей (шлюкеров) для отвода поверхностных вод	—	20—40
Обвалование		
сельскохозяйственных полей с помощью водозадерживающих валов (25—30 см)	—	20—40
русел рек и берегов водоемов	—	35—45
Систематическая очистка русел мелиоративных каналов	10—30	—
Искусственная аэрация водотоков и водоемов мелиоративных систем	20—40	—
Мульчирование (снежные мелиорации)	—	20—30
Создание лесных водоохранных полос		
вдоль магистральных каналов	—	40—60
на склонах более 2°	—	40—60
Залужение	—	5—15

к влиянию физико-географических факторов и поступающей биогенной нагрузке приведена в табл. 7.8. Рассмотрим более подробно выбор водоохранных мероприятий второго уровня.

Для каждого источника биогенной нагрузки по зависимостям, представленным во второй главе, рассчитывается объем выноса

Таблица 7.6

Химические элементы, аккумулируемые водными растениями

Растение	Орган растения	Химический элемент
Тростник обыкновенный	Листья	N, K, Cl, Si, Ca, Mg, Mn
Рогоз узколистный	»	N, Ca, Cl, K, P, Mg, Mn, Na
Камыш озерный	Стебли	N, K, Cl, Ca, P, Na, Mg, Mn
Сусак зонтичный	Листья	K, N, Cl, Ca, P, Na, Mg, Mn
Частуха подорожниковая	»	N, K, Ca, Cl, P, Na, Mg, Mn
Рдест пронзеннолистный	Стебли	K, Ca, Cl, N, P, Mg, Si, Mn

Экологическая эффективность водоохранных мероприятий, способствующих снижению содержания БВ в водотоках и водоемах [40, 44, 47, 117, 118, 120, 136, 185]

Мероприятие	Экологическая эффективность, %
Создание в водном объекте защитной зеленой зоны высших водных растений	20—40
Систематическое скашивание осенью высшей водной растительности	45—55
Очистка ложа от илистых отложений	20—40
Регулирование русел рек	10—30
Борьба с синезелеными водорослями	55—65
Оборудование специальных мест для водопоя скота	5—15
Аэрирование водоемов	30—50

БВ в природную среду и их возможное поступление в водные объекты с учетом поглощающей способности естественного растительного покрова. Определяются участки с повышенной биогенной нагрузкой, для которых требуется разработка водоохранных мероприятий. В каждом выделенном участке по крупномасштабным топографическим картам (1 : 50 000 — 1 : 100 000) определяется средняя крутизна склонов. По данным табл. 7.9 находится опти-

Таблица 7.8

Классификация водоохранных мероприятий второго уровня по их устойчивости к влиянию физико-географических факторов и поступающей биогенной нагрузке

Класс водоохранных мероприятий	Характеристика мероприятий, входящих в класс	Наименование мероприятий *
I	Очень устойчивые	Создание водооборота в пределах хозяйства и одного поля, искусственная аэрация водотоков и водоемов мелиоративных систем
II	Устойчивые	Направление стоков на поля орошения, в биологические пруды, в устойчивые пруды и болота. Строительство колодцев-поглотителей
III	Средней устойчивости	Обвалование сельскохозяйственных угодий, русел рек и берегов водоемов. Систематическая очистка русел мелиоративных систем
IV	Неустойчивые	Создание лесных водоохранных полос
V	Очень неустойчивые	Мульчирование (снежные мелиорации) Залужение

\* Экологическая эффективность мероприятий приведена в табл. 7.5.

Таблица 7.9

**Классы водоохранных мероприятий для сельскохозяйственных объектов  
в зависимости от объема биогенной нагрузки и крутизны склона [117]**

Наименование сельскохозяйственного объекта	Объем биогенной нагрузки, кг		Крутизна склона, ... °	Класс мероприятия
	по азоту	по фосфору		
Сельскохозяйственные селитебные территории	<6,0	<2,0	<5	V
			5-10	IV
			>10	III
	>6,0	>2,0	<5	IV
			5-10	III
			>10	II
Пахотные земли	<60,0	<15,0	<5	IV
			5-10	III
			>10	II
	>60,0	>15,0	<5	III
			5-10	II
			>10	II-I
Орошаемые земли	<15,0	<0,5	<5	V
			5-10	V
			>10	IV
	>15,0	>0,5	<5	V
			5-10	IV
			>10	III
Животноводческие фермы, птицефабрики и т. д.	<30,0	<30,0	<5	IV
			5-10	III
			>10	II
	>30,0	>30,0	<5	III
			5-10	II
			>10	I

мальный для этих условий класс водоохранных мероприятий, а по данным табл. 7.5 и 7.8 — сами мероприятия и их эффективность.

При выборе класса мероприятий для пахотных земель можно воспользоваться упрощенной зависимостью, которая построена на соотношении между площадями естественных и сельскохозяйственных угодий (табл. 7.10). В приложении 8 приводятся основные положения, которые следует соблюдать при проектировании водоохранных мероприятий.

## 7.2.

### **Определение ущерба от поступления биогенных веществ в водные объекты**

Экономический ущерб от биогенного загрязнения вод возникает лишь в том случае, когда содержание питательных веществ в воде превышает предельно допустимые концентрации. В этом

Классы водоохранных мероприятий для пахотных земель  
в зависимости от соотношения естественных  
и сельскохозяйственных угодий и крутизны склона [117]

Соотношение естественных и сельскохозяйственных угодий	Крутизна склона, ...	Класс мероприятия	Соотношение естественных и сельскохозяйственных угодий	Крутизна склона, ...	Класс мероприятия
2,0:1,0	<5	V	1,0:0,5	<5	IV
	5-10	V		5-10	III
	>10	IV		>10	II
1,5:1,0	<5	V	1,0:1,5	<5	III
	5-10	IV		5-10	II
	>10	III		>10	I
1,0:1,0	<5	V	1,0:2,0	<5	III
	5-10	IV		5-10	II
	>10	II		>10	I
0,5:1,0	<5	IV			
	5-10	III			
	>10	II			

случае учитываются производственные, социальные и экологические последствия данного загрязнения (рис. 7.2).

Производственные последствия выражаются в затратах, направленных на предотвращение воздействия загрязненной среды на водопотребителей (перенос водозабора к более чистым, но менее продуктивным источникам, строительство более сложных очистных сооружений при водопотреблении и т. д.). В тех случаях, когда такое предотвращение невозможно, водопотребители несут затраты из-за биогенного загрязнения вод, связанные с потерей рыбопродуктивности водоемов, снижением количества и качества выпускаемой продукции, ускорением износа производственных фондов и т. д.

Социальные последствия оцениваются по затратам на медицинское обслуживание, компенсацию потерь рекреационной ценности водоемов, дополнительные услуги в сфере коммунального хозяйства, а экологические — по затратам на исследование экосистем, подверженных воздействию загрязненной среды, накопление средств (страховых фондов) для восстановления нарушенных экосистем.

Следовательно, ущерб от биогенного загрязнения вод является комплексной величиной и определяется затратами на предотвращение возможных воздействий загрязненной среды на водопотребителей и на ликвидацию последствий, вызванных этим загрязнением. К водопотребителям относятся: население, объекты жилищно-коммунального хозяйства, сельскохозяйственные объекты, промышленность и транспорт, лесное и рыбное хозяйство и т. д.

Расчет ущерба от загрязнения водных источников БВ является достаточно сложной задачей. Существующие методики имеют недостатки, так как трудна объективная оценка всех влияющих на него социально-экономических факторов. Практические расчеты экономической эффективности водоохранных мероприятий для

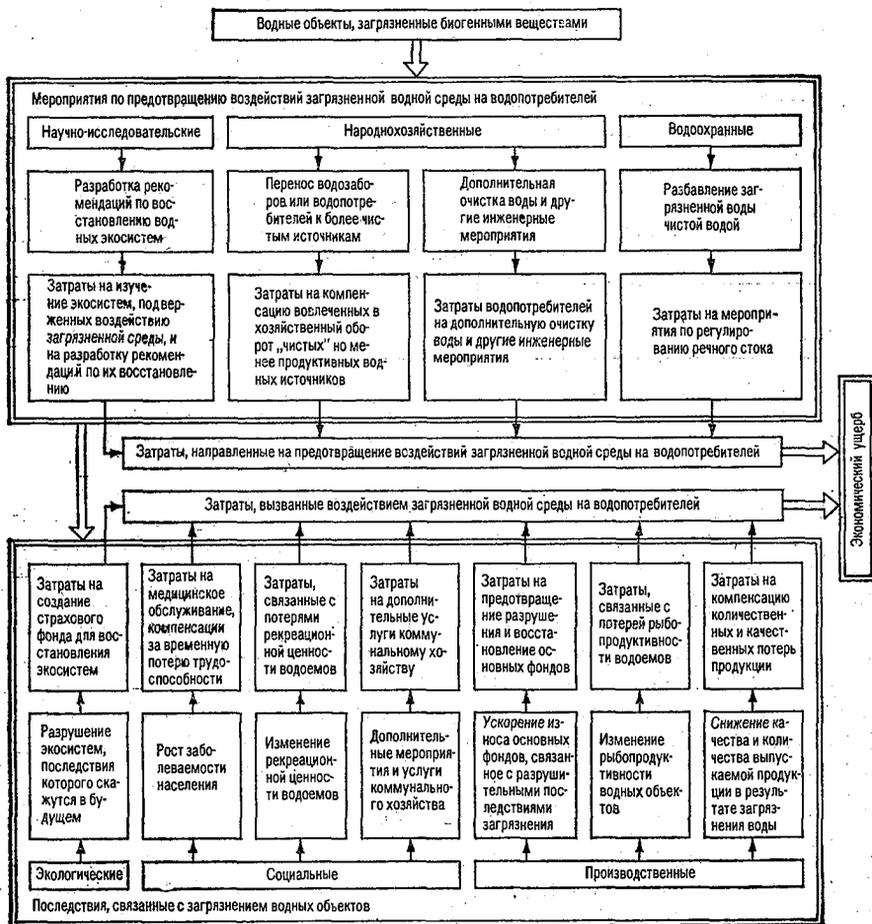


Рис. 7.2. Схема структуры экономического ущерба от загрязнения водных источников биогенными веществами от сельскохозяйственных источников.

снижения биогенной нагрузки на водные объекты в пределах речных бассейнов можно осуществлять по временной типовой методике, изложенной в [51, 125, 116]. Экономический ущерб определяется по следующей формуле:

$$Y = 400\xi'M', \quad (7.1)$$

где 400 — нормативный множитель, руб. на 1 усл. т;  $\xi'$  — константа, определяемая для различных водохозяйственных участков [115];  $M'$  — приведенная масса годового выноса БВ из рассматриваемого источника, усл. т.

Значение  $M$  рассчитывается по зависимости:

$$M' = \sum_{i=1}^n A_i m_i = \sum_{i=1}^n \frac{W_i}{\text{ПДК}_p}, \quad (7.2)$$

где  $n$  — общее число БВ, выносимых из источника загрязнения;  $A_i$  — показатель относительной опасности сброса  $i$ -го БВ в водоем,

Таблица 7.11

Предельно допустимые концентрации БВ (мг/л)  
в водных объектах

Наименование БВ	Рыбохозяйственные	Экологические
Азот нитратов ( $\text{NO}_3$ )	9,10	0,30—0,50
Азот нитритов ( $\text{NO}_2$ )	0,02	0,30—0,50
Фосфор (общее содержание)	—	0,03—0,10

усл. т;  $W_i$  — годовой вынос  $i$ -го БВ в водоем из изучаемого источника после проведения запланированного водоохранного мероприятия, т;  $\text{ПДК}_p$  — предельно допустимая концентрация  $i$ -го БВ для водоема рыбохозяйственного назначения, г/м<sup>3</sup> (табл. 7.11).

В табл. 7.12 приводится пример расчета ущерба при производстве животноводческой и растениеводческой продукции.

Для определения эффективности водоохранных мероприятий необходимо знать размер предотвращенного ущерба (тыс. руб./год), который в общем виде можно найти по следующей зависимости:

$$Y_{\text{п}} = Y_{\text{в}} - Y_{\text{о}}, \quad (7.3)$$

где  $Y_{\text{п}}$  — предотвращенный ущерб;  $Y_{\text{в}}$  — возможный ущерб (без применения водоохранных мероприятий);  $Y_{\text{о}}$  — остаточный ущерб (после проведения мероприятий).

Рассмотрим особенности расчета предотвращенного ущерба для каждого из трех уровней водоохранных мероприятий (см. рис. 7.1). На первом уровне, где сравниваются технологии, применяемые при производстве сельскохозяйственной продукции, предотвращенный ущерб рассчитывается по формуле:

$$Y_{\text{п}j} = Y_{\text{о}} - Y_{\text{в}j} \quad \text{при } P_j = \text{const}, \quad (7.4)$$

где  $Y_{\text{п}j}$  — предотвращенный ущерб при внедрении  $j$ -й технологии;  $Y_{\text{о}}$  — ущерб, наносимый природной среде, при базовой (традиционной) технологии;  $Y_{\text{в}j}$  — возможный ущерб при экологически оп-

тимальной технологии;  $P_j$  — производство продукции при  $j$ -й технологии (тыс. руб/год).

Общая масса возможного годового выноса БВ для точечных и рассеянных источников биогенной нагрузки определяется по зависимостям, приведенным в главе 2.

На втором и третьем уровнях водоохраных мероприятий предотвращенный экономический ущерб может вычисляться как по

Таблица 7.12

Расчет ущерба при производстве сельскохозяйственной продукции

Вид производства	Годовой вынос, тыс. т/год		Приведенная масса выноса, усл. тыс. т/год		Экономический ущерб, тыс. руб/год		
	$N_{\text{общ}}$	$P_{\text{общ}}$	N	P	по N	по P	общий

Животноводство

Свиноводческий комплекс							
на 12 тыс. голов	0,26	0,17	13	5,67	2 444	1066	3 510
на 24 тыс.	0,57	0,33	28	11	2 700	2068	6 768
на 54 тыс.	0,82	0,54	41	18	7 708	3384	11 093
на 108 тыс.	1,72	1,12	86	37,33	16 168	7018	23 186

Растениеводство

Ячмень на 1000 га (урожайность 20 ц/га)	0,05	0,024	2,5	0,06	460,6	11,3	471,9
Картофель на 1000 га (урожайность 300 ц/га)	0,15	0,045	7,5	0,11	1410	20,68	1430,68
Многолетние травы на 1000 га (урожайность 40 ц/га)	0,07	0,03	3,5	0,75	658	141	799

формуле (7.3), так и по формулам (7.1) и (7.2). В последнем случае в формулу (7.2) вместо показателя  $W_i$  вводится показатель  $W_{pi}$  (предотвращенный вынос  $i$ -го БВ в водоем после проведения запланированного водоохранного мероприятия), который для второго уровня определяется согласно зависимости (7.5), а для третьего — (7.6):

$$W_{pi} = (C_{vi} - C_{oi}) Q, \quad (7.5)$$

$$W'_{pi} = (C'_{vi} - C'_{oi}) Q_{\text{вод}}. \quad (7.6)$$

Здесь  $C_{vi}$ ,  $C'_{vi}$  — концентрация  $i$ -го БВ до проведения водоохраных мероприятий соответственно в стоке и в водоеме, г/м<sup>3</sup>;  $C_{oi}$ ,  $C'_{oi}$  — концентрация  $i$ -го БВ после проведения водоохраных мероприятий соответственно в стоке и в водоеме, г/м<sup>3</sup>;  $Q$  — объем поверхностного, внутрипочвенного и дренажного стоков, м<sup>3</sup>/год;  $Q_{\text{вод}}$  — объем воды в расчетном участке водотока или водоема, тыс. м<sup>3</sup>/год.

В обобщенном виде структура экономического ущерба от загрязнения водных ресурсов БВ, поступающими с сельскохозяйственных объектов, показана на схеме (см. рис. 7.2). Ущерб состоит из двух основных групп компенсационных затрат. Первая группа включает затраты, направленные на предотвращение воздействия загрязненной водной среды на водопотребителей (разбавление стоков, перенос водозаборов к более чистым источникам).

Вторая группа затрат образуется, когда такие предотвращения невозможны или возможны частично. В этом случае водопользователи несут затраты (компенсирующие ущерб), вызванные последствиями загрязнения водных источников, которые по основным признакам можно классифицировать на социальные и производственные.

### 7.3.

#### **Оценка экономической эффективности водоохраных мероприятий**

Проектная оценка эффективности планируемых водоохраных мероприятий производится на стадии их обоснования, фактическая — на основании эксплуатационных наблюдений и обследований. Рассмотрим методы обоснования водоохраных мероприятий для ограничения поступления БВ в водоемы и предупреждения их эвтрофирования.

С помощью существующих экономических подходов во многих случаях трудно объективно обосновать природоохранные мероприятия и распределить материальные средства на водоохраные стратегии, в частности на предотвращение загрязнения водоемов БВ от различных источников. При решении вопросов водоохраны в речном бассейне мероприятия обычно представляются в целом по бассейну с выделением отдельных крупных его частей или водоохраных участков, по отраслям с разбивкой по водоохраным участкам, по водоохраным комплексам и объектам, имеющим особо важное значение.

Увязка параметров отдельных водоохраных мероприятий или их комплексов в систему по бассейну в целом с помощью единой оптимизационной модели — актуальная, но трудная задача [55, 100]. В связи с этим качество водной среды необходимо обеспечивать по участкам, а ответственность на него возлагать на источники загрязнения (объекты хозяйственной деятельности).

Длительное время основным критерием оптимальности являлся минимум приведенных затрат на мероприятия по водоохраным участкам, обеспечивающие требования водопользователей к качеству воды или достижение заранее обусловленных промежуточных целей. Например, в [55] рассмотрена матричная модель загрязнения водотока (во многом аналогичная приведенной в разделе 3.4), модель оптимизирует поиск наилучшего варианта комплекса водоохраных мероприятий. Поиск оптимума состоит в вы-

боре таких векторов сброса  $R$ , матрицы  $\omega$  и фона  $D_0$ , при которых выполняется система ограничений:  $D_k \leq 1$ ;  $k=1 \dots 12$ ,  $k$  — контрольные створы,  $D_k = \sum_{i=1}^k \frac{C_{ki}}{\text{ПДК}_i}$  — и минимизируется функционал суммарных приведенных затрат, что можно выразить следующей зависимостью:

$$S_0 + \sum_{k=1}^{12} (S_j + S_{jB}) \rightarrow \min. \quad (7.7)$$

Здесь  $S_0$  — затраты на строительство водохранилища для повышения водности рек,  $S_{jB}$  — затраты на строительство водовыпускных устройств  $j$ -й зоны;  $S_j$  — затраты на очистку сточных вод  $j$ -й зоны.

В соответствии с этим рассматриваются наборы вариантов мероприятий и затрат.

В общем виде экономическое обоснование природоохранных мероприятий целесообразно осуществлять путем сопоставления результата с соответствующими затратами на его обеспечение, используя показатели общей и сравнительной эффективности, а также годовой (чистый) экономический эффект от проведения рассматриваемых мероприятий.

Экономический результат ( $P$ ) водоохранных мероприятий по предотвращению загрязнения водоемов БВ является многоцелевым и его можно определить по формуле:

$$P = Y_{\text{п}} + D, \quad (7.8)$$

где  $Y_{\text{п}}$  — предотвращенный ущерб от проведения водоохранных мероприятий, руб/год;  $D$  — годовой доход от улучшения использования БВ в результате проведения указанных мероприятий, руб/год.

Наиболее сложными вопросами, как отмечалось в разделе 7.2, являются: определение ущерба, его структуры и экономического содержания, поэтому они остаются пока дискуссионными. В общем виде экономический ущерб, причиняемый хозяйству загрязнением среды, должен измеряться минимально необходимой суммой приведенных затрат на предотвращение воздействия этой среды на реципиентов и затрат, вызываемых загрязнением в настоящем и будущем периодах.

Второй составляющей экономического результата водоохранных мероприятий по предотвращению загрязнения водоемов БВ является годовой доход от этих мероприятий  $D$ , который можно классифицировать в зависимости от источников загрязнения (точечные и площадные). В общем виде  $D$  можно представить как состоящий из двух слагаемых:

$$D = D_{\text{п}} + D_{\text{т}},$$

где  $D_{\text{п}}$  — доход от проведения водоохранных мероприятий на площадных источниках загрязнения;  $D_{\text{т}}$  — доход от проведения водоохранных мероприятий на точечных источниках загрязнения.

Годовой доход от проведения водоохраных мероприятий на точечных источниках загрязнения (фермы, животноводческие комплексы, поселки) можно выразить в предотвращении потерь сырья или продуктов переработки ( $T$ ), т. е.

$$D_{\tau} = \sum_{j=1}^m T_j z_j - \sum_{i=1}^n T_i z_i, \quad (7.9)$$

где  $T_i$  ( $i=1, 2, \dots, n$ ) — количество сырья или продуктов переработки (жидких и твердых органических удобрений, технически чистой воды)  $i$ -го вида (качества) до осуществления водоохраных мероприятий, т/год;  $T_j$  ( $j=1, 2, \dots, m$ ) — количество сырья или продуктов переработки  $j$ -го вида (качества) после осуществления указанных мероприятий, т/год;  $z$  — стоимость единицы  $i(j)$  сырья или продукта, руб/т.

Более подробно доход от проведения водоохраных мероприятий для животноводческих комплексов рассмотрен в [220]. Прирост дохода от проведения водоохраных мероприятий для площадных источников загрязнения (пашня, луг, пастбища и т. д.) можно определить как разность между возможными потерями ( $P_{\text{в}}$ ) в случае отказа от водоохраных мероприятий и фактическими потерями ( $P_{\text{ф}}$ ) после их проведения, т. е.

$$D_{\text{п}} = P_{\text{в}} - P_{\text{ф}}. \quad (7.10)$$

Величина  $P_{\text{в}}$  складывается из стоимости потерянных (смытых) БВ, затрат на их внесение и стоимости недополученного урожая. Годовой объем возможных потерь рекомендуется определять по формуле:

$$P_{\text{в}} = \sum_{i=1}^n (\varphi_i + c_{\delta i} + \Delta c_{y_i}) m_{\text{в}i}, \quad (7.11)$$

где  $\varphi_i$  — стоимость  $i$ -го БВ, руб/т;  $c_{\delta i}$  — стоимость затрат на внесение  $i$ -го БВ, руб/т;  $\Delta c_{y_i}$  — стоимость прибавок урожая, приходящая на 1 т  $i$ -го БВ, руб/т;  $m_{\text{в}i}$  — общая масса возможного выноса  $i$ -го БВ при отказе от проведения водоохраных мероприятий, т/год.

Фактические потери после проведения водоохраных мероприятий (7.11) можно определить аналогично возможным потерям:

$$P_{\text{ф}} = \sum_{i=1}^n (\varphi_i + c_{\delta i} + c_{y_i}) m_{\text{ф}i}, \quad (7.12)$$

где  $m_{\text{ф}i}$  — общая фактическая (остаточная) масса годового выноса  $i$ -го БВ.

Таким образом можно определить экономический результат водоохраных мероприятий при предотвращении эвтрофирования водоемов вследствие поступления БВ от точечных и площадных сельскохозяйственных источников загрязнения, относящихся

к трудноконтролируемой (рассредоточенной и диффузной) биогенной нагрузке.

Затраты на проведение водоохранных мероприятий делятся на единовременные (капитальные вложения), расходуемые на создание водоохранных сооружений ( $K_{в.м}$ ) и текущие (эксплуатационные), связанные с их эксплуатацией ( $I_{в.м}$ ). Методика определения таких затрат изложена в литературе [51, 115, 116, 117, 121] и не вызывает больших трудностей, поэтому можно перейти к рассмотрению эффективности водоохранных мероприятий.

Изложенные ниже положения и конкретная методика экономической эффективности предназначены для обоснования вариантов структуры и объемов капитальных вложений в водоохранные мероприятия по отдельным регионам страны, а также выбора из сравниваемых вариантов наилучшего.

Определение экономической эффективности имеет смысл лишь тогда, когда рассматриваются такие  $i$ -е варианты водоохранных мероприятий, которые обеспечивают снижение фактической (возможной) концентрации загрязняющих веществ в стоках до концентраций меньших или равных предельно допустимым концентрациям по каждому  $i$ -му загрязняющему веществу, т. е. когда обеспечивается неравенство:

$$C_{ji} \leq \text{ПДК}_i. \quad (7.13)$$

Далее по каждому из сравниваемых вариантов водоохранных мероприятий надо определить приведенные затраты ( $Z_j$ ), которые через нормативный коэффициент сравнительной экономической эффективности капитальных вложений ( $E_n = 0,12$ ) приводят единовременные и текущие затраты к одной размерности:

$$Z_i = I_{в.мi} + E_n K_{в.мi}. \quad (7.14)$$

С помощью формул (7.9) — (7.12) можно определить результаты ( $P_j$ ) по сравниваемым вариантам водоохранных мероприятий. Если окажется, что у одного из сравниваемых вариантов  $P_j \geq Z_j$ , то этот вариант водоохранных мероприятий является наиболее экономически эффективным.

Если имеется несколько вариантов сравнения, у которых  $P_i \geq Z_i$ , то дальнейший выбор оптимального варианта необходимо продолжать, используя показатель абсолютной экономической эффективности капитальных вложений  $\mathcal{E}_i$ :

$$\mathcal{E}_i = \frac{P_i - I_{в.мi}}{K_{в.мi}} \rightarrow \max. \quad (7.15)$$

Оптимальным по этому критерию будет вариант водоохранных мероприятий, у которого показатель  $\mathcal{E} = \max$ . Блок-схема алгоритма этого расчета представлена на рис. 7.3.

Если у всех вариантов  $P_i < Z_i$ , то выбор оптимального из них придется продолжать, используя критерий сравнительной экономической эффективности. Однако применение в этом случае при-

веденных затрат не дает точных результатов, так как последние в виде показателя сравнительной эффективности используются при достижении сопоставимости вариантов ( $P_i = \text{const}$ ), т. е.

$$Z_i \rightarrow \min \quad \text{при } P_i = \text{const}. \quad (7.16)$$

Блок-схема алгоритма расчета представлена на рис. 7.4. Однако требовать сопоставимости (достижения каждым вариантом одинакового результата) в данном случае не имеет экономического смысла. Надо стремиться к наибольшему  $P$  при  $Z_i \rightarrow \min$ , чтобы сопоставимость вариантов достигалась неравенством

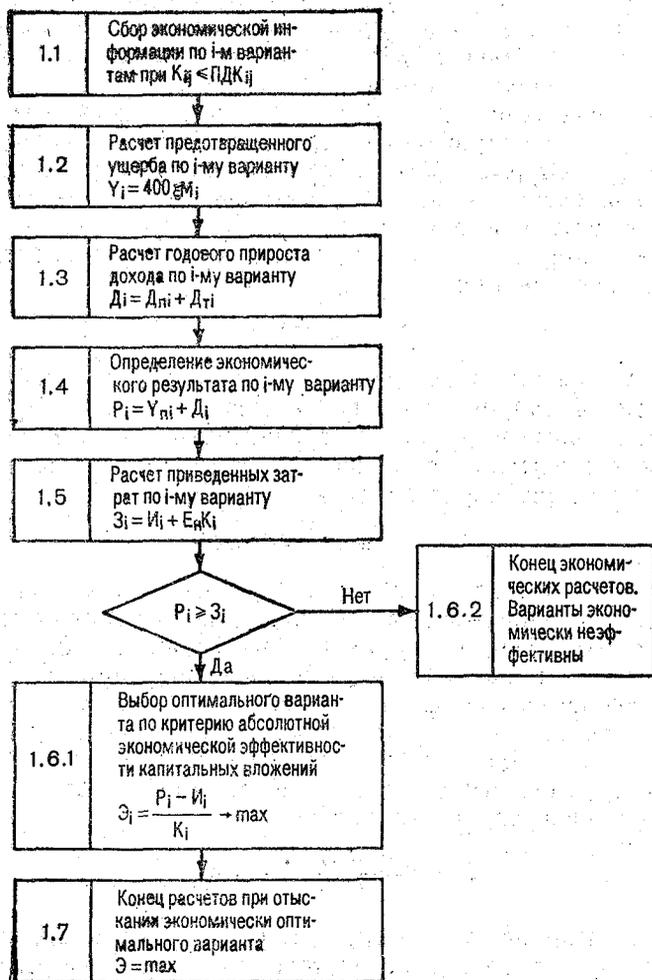


Рис. 7.3. Блок-схема алгоритма экономического обоснования водоохранных мероприятий по критерию абсолютной экономической эффективности.

$C_{ji} \leq \text{ПДК}_{ji}$ , что означает выполнение главной функции водоохраных мероприятий каждым из сравниваемых вариантов; в качестве критерия сравнительной экономической эффективности водоохраных вариантов использовать новый показатель  $\mathcal{E}_{срi}$ , который определяется разностью минимальной суммы народнохозяйственных затрат и экономического результата (суммы предотвращенного ущерба и годового дохода):

$$\mathcal{E}_{срi} = (I_{в. mi} + E_m K_{в. mi}) - (Y_{pi} + D) \quad \text{при } C_{ji} \leq \text{ПДК}, \quad (7.17)$$

где  $\mathcal{E}_{срi}$  — показатель сравнительной эффективности водоохраных мероприятий по  $i$ -му варианту, руб/год. Экономически наиболее

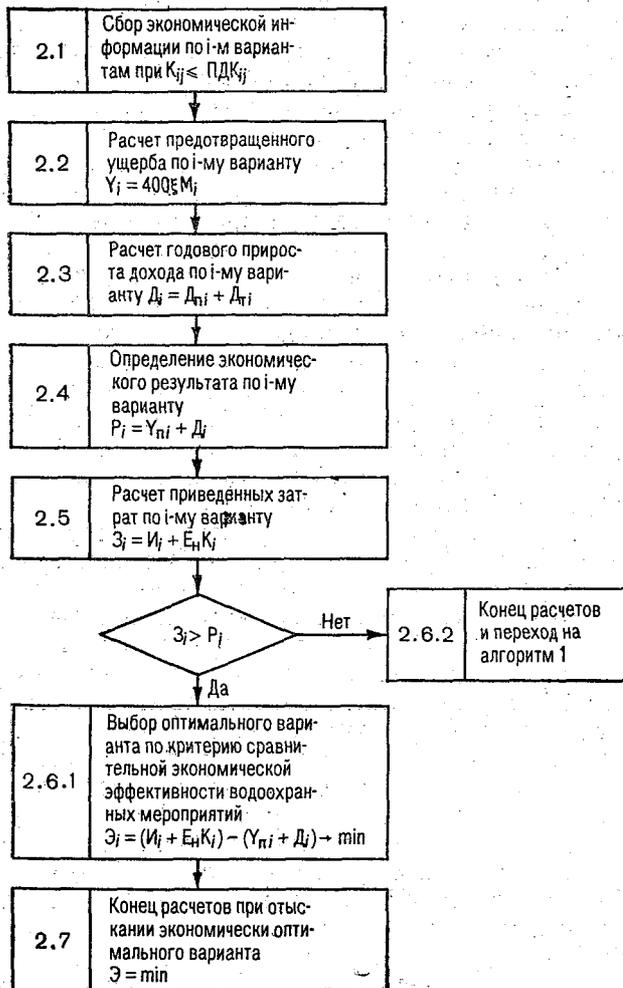


Рис. 7.4. Блок-схема алгоритма экономического обоснования водоохраных мероприятий по критерию сравнительной экономической эффективности.

эффективным будет тот вариант мероприятий, у которого  $\mathcal{E}_{\text{ср}} = \text{min}$ .

Изложенные положения и зависимости по определению экономического ущерба, годового дохода от улучшения использования БВ в народном хозяйстве и экономической эффективности водоохраных мероприятий позволяют найти экономические пути решения проблемы охраны водных источников от загрязнения их БВ; поступающими от точечных и площадных источников биогенной нагрузки.

При расчетах целесообразно учитывать поступление БВ в водоемы от естественных источников рассредоточенной биогенной нагрузки, таких как естественные полевые угодья, лесные участки, болота, а также атмосферные осадки и ложе (дно) водоемов и водохранилищ. Это позволит более объективно и комплексно сделать прогноз эвтрофирования последних и правильно обосновать необходимые водоохраные мероприятия.

На основе рассмотренной методики экономической оценки водоохраных мероприятий для предотвращения загрязнения водоемов БВ был определен возможный и предотвращенный экономический ущерб в бассейнах Ладожского озера и реки Невы, образующийся в результате поступления БВ от сельскохозяйственных источников загрязнения в начале 80-х годов [84, 193, 198, 214].

Основные положения изложенной методики использованы в «Методических указаниях по расчету поступления биогенных элементов в водоемы от рассредоточенных нагрузок и установлению водоохраных мероприятий» (М., 1988 г.) и «Рекомендациях по расчету поступления биогенных элементов в водоемы для прогноза их эвтрофирования и выбора водоохраных мероприятий» (М., 1989 г.), разработанных авторами.

Многолетний опыт работы бассейновых (территориальных) управлений (инспекций) показал их слабую заинтересованность в конечном результате своей деятельности — обеспечении нормативного качества воды и рационального использования водных ресурсов [45, 64, 66, 103, 105]. Поэтому представляет интерес предложение о статусе производственного управления эксплуатации бассейна реки, который должен определяться как статус первичного водопользователя в речном бассейне. Предприятия, учреждения, организации и отдельные граждане являются вторичными водопользователями и могут осуществлять это пользование на основании разрешений, выдаваемых первичным пользователем.

Существенным моментом перестройки деятельности по регулированию использования и охране вод является переход с бюджетного финансирования на полный хозяйственный расчет. Деятельность производственного управления по эксплуатации бассейна реки может финансироваться путем отчислений от платы за различные виды водопользования, а также от взимания штрафов и исков, предъявляемых за нарушение водного законодательства.

Енисейским бассейновым (территориальным) управлением по регулированию использования и охране вод совместно с Красно-

ярским филиалом СКБ АН СССР разработана и внедрена автоматизированная система контроля эффективности водоохранных мероприятий в бассейне реки Енисей (АСКВод «Енисей»), в широкий комплекс решаемых задач которой включается определение ожидаемых изменений качества воды в любом створе реки при размещении новых предприятий в ее бассейне [45]. На основе экономической оценки водоохранных мероприятий система позволяет выбирать наиболее эффективный вариант размещения объектов народного хозяйства и выработать требования к составу сточных вод, обеспечивающие нормативы качества речных вод.

В приложении 9 представлены результаты экономического сравнения некоторых типов водоохранных мероприятий в США.

#### **7.4.**

#### **Анализ моделей обоснования комплекса**

Модельное обоснование водоохранных мероприятий подразумевает учет в той или иной степени детальности процессов формирования выноса БВ на водосборе и их транспорта по разветвленной сети водотоков к контрольным и замыкающим створам вблизи озер и водохранилищ. В ряде моделей рассматриваются лишь отдельные факторы, влияющие на формирование выноса и транспорта БВ [44, 55, 100, 120, 174], что не позволяет отнести их к универсальным для обоснованного выбора водоохранных мероприятий. В связи с довольно подробным освещением этих моделей в литературе [34, 44, 55, 100, 231, 249, 263, 268] остановимся только на их классификационном делении и анализе некоторых новых подходов.

Все модели можно отнести к трем основным группам. Первая группа — имитационные модели с обеспечением экологического критерия (качества воды по БВ) [30, 35, 63, 197]. Вторая группа — оптимизационные модели с экономическим критерием (минимум затрат или максимум дохода) и упрощенным рассмотрением процессов формирования выноса и транспорта БВ [34, 55, 100, 236, 240]. И, наконец, третья группа — имитационно-оптимизационные модели с соблюдением на разных этапах и экологического, и экономического критериев [34, 63, 153, 174]. Модели третьей группы являются смешанными, они достаточно детально учитывают указанные процессы при осуществлении различных вариантов водоохранных мероприятий и позволяют выбрать из них оптимальные по экономическим критериям.

При обосновании водоохранных мероприятий с моделированием процессов формирования выноса и транспорта БВ приходится сталкиваться с комплексом проблем, в значительной степени осложняющих выбор модели. Это вызвано множеством взаимосвязанных природных и антропогенных факторов, влияющих на процесс миграции БВ [120, 161, 236]. В каждом конкретном случае в зависимости от постановки задачи выделяется группа фак-

торов, оказывающих наиболее существенное влияние на вынос БВ. В связи с тем что основная масса БВ поступает в водоток с поверхностным стоком [120, 236], этот параметр должен обязательно учитываться в модели. Кроме того, из анализируемых ранее факторов необходимо включить в состав модели: густоту речной сети, средневзвешенный уклон поверхности, залесенность и заболоченность водосбора, физико-механические характеристики почвы, местоположение и мощности (интенсивности) источников поступления биогенных веществ, характер агрофона и агротехнических приемов обработки почвы, а также характеристики водоохраных мероприятий.

Представим модель выноса  $i$ -го БВ с  $k$ -го участка водосбора как функцию нескольких переменных:

$$W_{ik} = f(S_k, q_k, f_{bk}, f_{lk}, f_{pk}, f_{ck}, W_{ik}, l_k, b_k, k_{pk}, x_k), \quad (7.18)$$

где  $S_k$  — модуль поверхностного стока с  $k$ -го участка;  $q_k$  — средневзвешенный уклон участка;  $f_{bk}, f_{lk}, f_{pk}, f_{ck}$  — площадь болот, лесов, пашни, сенокосов на участке  $k$ ;  $l_k$  — густота речной сети на  $k$ -м участке;  $W_{ik}$  — количество  $i$ -го БВ, поступающего на  $k$ -й участок;  $b_k$  — характеристика грунтов участка;  $k_{pk}$  — агротехнические приемы обработки почвы;  $x_k$  — расстояние от участка до водотока.

Оценочную модель выноса БВ, представленную в виде (7.18), можно построить с использованием положений теории самоорганизации моделей сложных систем — метода группового учета аргументов (МГУА) — на основе фактических данных наблюдений по рассматриваемому водосбору или его аналогу. При наличии небольшого ряда наблюдений (не менее 7—10 лет) МГУА позволяет построить модель оптимальной сложности с параллельным выбором существенных переменных по нескольким критериям или их комбинациям [83]. Но построение такой модели для какого-либо водосбора затруднительно из-за отсутствия наблюдений за необходимыми параметрами.

В настоящее время разработаны модели, позволяющие прогнозировать изменение поверхностного стока рек под влиянием хозяйственной деятельности человека на водосборах с различными ландшафтно-гидрологическими условиями [8, 25, 34, 71, 181], и известны исследования выноса БВ в зависимости от поверхностного стока (г/га на мм стока), почв и агрофона [26, 84, 92, 99, 110, 114, 124]. Таким образом, увязывая антропогенное изменение поверхностного стока на водосборе с удельным выносом БВ, можно прогнозировать его суммарный вынос.

Рассмотрим функционирование водосбора реки с интенсивным сельскохозяйственным использованием в дискретном времени (рис. 7.5). Множество локальных водосборных участков обозначим через  $k = \{1, 2, \dots, K\}$ , множество моментов времени — через  $\theta = \{1, 2, \dots, \Theta\}$ , а буквами  $\tau$  — интервалы времени между ними. Подмножество выращиваемых культур в пределах выделенного участка обозначим через  $j$ .

$$j = \{0, 1, 2, \dots, J\}.$$

На каждый участок, занятый  $j$ -й культурой, за интервал времени  $\tau$  выносятся определенное количество  $i$ -го БВ  $w_{ij}(\tau)$ . Экологическое состояние водосбора определяется выносом  $i$ -го БВ с  $k$ -го участка за интервал времени  $\tau \in \theta$  и характеризуется вектором

$$W_{ik}(\tau) = \{w_{ij}(\tau); i \in I; k \in K\}.$$

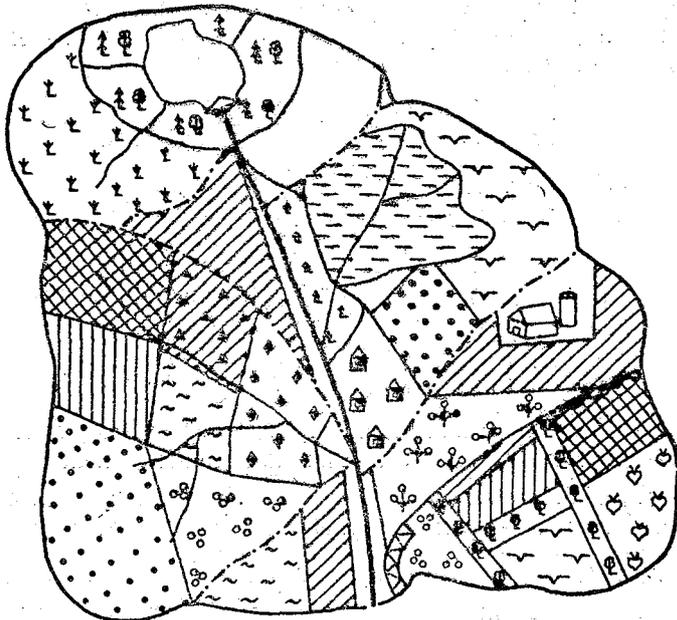


Рис. 7.5. Схема водосбора реки с интенсивным сельскохозяйственным использованием.

Суммарный вынос  $i$ -го БВ с  $k$ -го локального водосбора (участка) за интервал времени  $\tau$  (год) при отсутствии водоохраных мероприятий определяется по зависимости

$$W_{ik}(\tau) = h_{kp}(\tau) w_{ik} f_k, \quad (7.19)$$

где  $h_{kp}(\tau)$  — слой поверхностного стока с  $k$ -го участка в год с обеспеченностью  $p$ ;  $w_{ik}$  — средневзвешенный удельный вынос  $i$ -го БВ с  $k$ -го локального водосбора;  $f_k$  — площадь этого водосбора.

Прогностическую оценку изменения (снижения) выноса  $i$ -го БВ ( $\Delta W_{ik}$ ) в реку по  $k$ -му участку под воздействием агротехнических и лесомелиоративных мероприятий определим по формуле

$$\Delta W_{ik}(\tau) = \Delta U_{прk}(\tau) \bar{w}_{ik}(\tau) f_k. \quad (7.20)$$

Здесь  $\bar{w}_{ik}$  — усредненный вынос  $i$ -го БВ по  $k$ -му участку — определяется по формуле:

$$\bar{w}_{ik} = \frac{w_{i1}f'_1 + w_{i2}f'_2 + \dots + w_{id}f'_d}{f_1 + f_2 + \dots + f_d} = \sum_{j=1}^d \frac{\bar{w}_{ij}f_j}{f_k}, \quad (7.21)$$

где  $f_j$  — площадь  $j$ -й зоны на  $k$ -м водосборе;  $w_{ij}$  — вынос  $i$ -го БВ с  $j$ -й зоны с одинаковым агрофоном;  $d$  — количество зон на  $k$ -м водосборе;  $\Delta U_{\text{прк}}$  — изменение годового стока реки под влиянием агромероприятий и водозащитного лесоразведения на  $k$ -м участке, которое для районов с устойчивым снежным покровом определяется по зависимости:

$$\begin{aligned} \Delta U_{\text{пр}} = & \sum_1^n [\bar{X}\bar{\alpha}'_3 \Delta \bar{V}_{\text{п}} K_{\omega, p} K'_{\omega} K''_{\omega} f'_{\text{H}}]_{\text{п}} K_{X, \omega} + \\ & + \sum_1^n [\bar{X}\bar{\alpha}'_3 \Delta \bar{V}_{\text{лсп}} K_{\omega, p} K_I K'_{\omega} K_I f'_{\text{H}}]_{\text{лсп}} - \\ & - \sum_1^n [(\bar{M}'_c + \bar{X}') \bar{\alpha}'_3 \Delta V_{\text{п}} K_{y, p} K'_y K''_y f'_I]_{\text{п}} K_{X, y} - \\ & - \sum_1^n [(\bar{M}'_c - \bar{X}') \bar{\alpha}'_3 \Delta \bar{V}_{\text{лсп}} K_{p, \text{п}} K'_y K_I f'_I]_{\text{лсп}}, \quad (7.22) \end{aligned}$$

где  $\bar{X}$  — средняя многолетняя сумма осадков за год, мм;  $\bar{M}'_c$  и  $\bar{M}_c$  — средние многолетние значения максимальных запасов воды в снеге соответственно на сельскохозяйственных полях и целине (залежи), мм;  $\bar{X}'$  — атмосферные осадки за период склонового стекания, мм;  $\bar{\alpha}'_3$ ,  $\bar{\alpha}'_3$  — коэффициенты среднего склонового стока и питания грунтовых вод атмосферными осадками на залежных (целинных) участках водосбора до их агромероприятийного освоения;  $\Delta \bar{V}_{\text{п}}$ ,  $\Delta \bar{V}_{\text{лсп}}$  — изменение склонового и грунтового стока под влиянием агромероприятий (п) и водозащитного лесоразведения (лсп) на суглинистых и супесчаных почвах в долях единицы;  $(f_I)_{\text{п}}$ ,  $(f'_I)_{\text{лсп}}$  — доля площади водосбора под пашней и лесными полосами на суглинистых и супесчаных почвогрунтах с различными уклонами;  $(f_{\text{H}})_{\text{п}}$ ,  $(f'_{\text{H}})_{\text{лсп}}$  — доля площади водосбора под теми же угодьями с различными глубинами залегания грунтовых вод;  $K_{y, p}$ ,  $K_{\omega, p}$  — коэффициенты для вычисления изменений склонового и грунтового стока с вероятностью превышения  $p$ ;  $K'_y$ ,  $K'_w$  — коэффициенты для вычисления изменений склонового и грунтового стока на супесчаных и легкосуглинистых грунтах (для суглинистых почвогрунтов  $K'_y$  и  $K'_w$  равны 1);  $K''_y$ ,  $K''_w$  — коэффициенты, учитывающие глубину распашки и агротехнические мероприятия;  $K_{X, y}$ ,  $K_{X, \omega}$  — коэффициенты, учитывающие водность района,  $K_{X, \omega} = 1$ ;  $K_I$  — коэффициент, учитывающий возраст лес-

ных полос;  $K_{p, n}$  — коэффициент, зависящий от расположения лесных полос относительно полевых склонов (при перекрестном расположении  $K_{p, n} = 1$ , при поперечном  $K_{p, n} = 1,4$ );  $K$  — коэффициент, учитывающий влияние уклонов склона и грунтовый сток под лесными полосами,  $K_I$  равен 1,0; 1,5; 2,0; при  $I < 20\%$ ,  $20\% < I < 50\%$ ,  $I \geq 50\%$  соответственно. Выражение под знаком  $\Sigma$  означает суммарное изменение стока на участках с учетом различий в почвогрунтах, уклонах склонов и глубинах залегания грунтовых вод.

Значения  $f_I$ ,  $f_H$ ,  $f'_I$ ,  $f'_H$  — определяются по таблицам распределения площадей с различными почвенными и природными условиями, в долях от площади водосбора.

Анализ природных и антропогенных условий на водосборе в данной постановке производится на основе крупномасштабной (1 : 50 000 или 1 : 100 000) картографической схемы, где в пределах рассматриваемого бассейна в соответствии с учетной формой земельного баланса № 22 устанавливается реальное размещение угодий, ферм, складов минеральных удобрений, навозохранилищ, параметры мелиоративной сети, других рассредоточенных и точечных источников поступления БВ, а также структура посевных площадей, расположение лесополос, проселочных и шоссейных дорог, гидротехнических и прочих сооружений. Поскольку поступление БВ зависит не только от антропогенных, но и от биотических и абиотических факторов, на картографическую схему наносятся тип почв, слой стока, речная сеть, болота, леса, луга и т. д.

Разделение водосбора на расчетные участки зависит от конкретной постановки задачи. Для задач перспективного или оперативного планирования водоохранных мероприятий (год, сезон, неделя, сутки) водосбор разбивается на локальные водосборы, которые в свою очередь будут состоять из ряда секторов с однородным агрофоном. Для наглядности и удобства машинной обработки исходная информация по каждому участку (сектору) заносится в формуляры обработки и анализа исходных данных (рис. 7.6).

После обработки исходных данных в зависимости от постановки задачи по работам [34, 120, 157] или формулам, предложенным в [35], определяется суммарный вынос  $i$ -го БВ с площади локального водосбора (участка) без осуществления водоохранных мероприятий. Затем формируются поля векторов, характеризующие вынос каждого из БВ [139, 206, 207], и определяется общий вынос БВ по водосбору с учетом биогенотерживающей (аккумулялирующей) способности естественных угодий и уже существующих антропогенных препятствий (лесополосы, террасы, валы и т. д.).

Поле выноса БВ приводится к расчетной схеме (линейной) водотока с точечными источниками поступления (рис. 7.7) на каждом участке.

Затем по [34, 120] определяются масса и концентрация  $i$ -го БВ в контрольных створах. Если расчетные концентрации БВ не превышают предельно допустимых норм [120] и не вызывают эвтрофирования водоема, то дополнительные водоохранные меро-



воения территории на интенсивность выноса  $i$ -го БВ в водные объекты.

Каждый фактор предлагается оценивать по 10-балльной шкале (табл. 7.13).

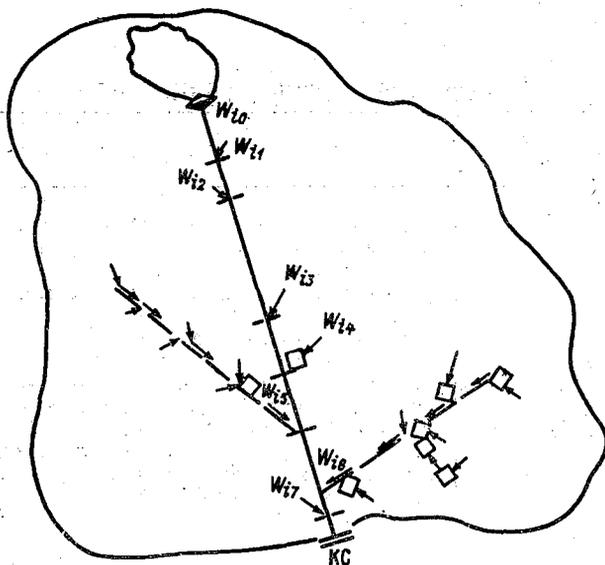


Рис. 7.7. Расчетная схема выноса  $i$ -го БВ в водоток.

В зависимости от значения коэффициента влияния локального водосбора на биогенное загрязнение водного объекта определяется требуемая мощность водоохраных мероприятий (табл. 7.14).

Таблица 7.13

Балльная оценка факторов, влияющих на биогенное загрязнение водных объектов

$a_1$		$a_2$		$a_3$	
балл	удельный вынос, г/(га·мм)	балл	уклон местности, ...°	балл	распаханность территории, %
<0,5	0	<1	0	<10	0
0,5—1	1	1—3	1	10—15	1
1—2	2	3—5	3	15—25	3
2—3	4	5—8	6	25—35	6
3—4	6	8—12	8	35—45	9
4—6	9	12—15	10	45—50	10
6—7	10	>15	1 балл за 2° уклона	>50	2 балла за 5 % увеличения пашни
>7	1 балл за 1 г/(га·мм)				

Следующим этапом оценки водоохранных мероприятий является определение их экологической и экономической эффективности. Перебор и корректировка необходимых водоохранных мероприятий может производиться согласно укрупненной блок-схеме их оценки и выбора (см. рис. 7.1) до тех пор, пока не будет выработано компромиссное решение в достижении цели планирова-

Таблица 7.14

Идентификация водоохранных мероприятий

Категория мощности мероприятия	Наименование водоохранных мероприятий
1—низкая, $15 < K_3 < 25$	Агротехнические приемы обработки почвы (контурная обработка, почвоуглубление, обвалование зяби, полосное рыхление, окучивание и прерывистое бороzdование, буферные полосы) сохранение пожнивных остатков, внесение химвелиорантов, совершенствование севооборота
2—средняя, $25 < K_3 < 35$	Стокоочищающие лесополосы и обширное залужение, валы-террасы, водозадерживающие валы, нагорные каналы, террасирование склонов, запруды
3—высокая, $K_3 < 35$	Строительство гидротехнических сооружений (гидромелиоративной сети, дамб обвалования, лотков, быстрооток, польдерных систем), направление загрязненного стока на поля орошения, биопруды, болота

ния, заключающееся в следующем: в границах рассматриваемого водосбора обеспечивается плановое количество сельскохозяйственной продукции в условиях сохранения устойчивого функционирования экосистемы водотока при минимальных затратах на водоохранные мероприятия.

Рассмотренный подход может быть использован при оптимизации хозяйственной деятельности на водосборе реки [34, 38, 120, 203, 204, 205, 208] и при создании моделей обоснования набора водоохранных мероприятий для сельскохозяйственных и промышленных производств (см. раздел 7.5).

### 7.5.

#### Модели обоснования водоохранных мероприятий для агропромышленных производств в бассейне водосбора реки

В данном разделе рассмотрим две постановки задачи обоснования набора водоохранных мероприятий для агропромышленных производств, расположенных в бассейне водосбора реки, предложенные авторами монографии<sup>1</sup>. Эти постановки ближе всего соответствуют оптимизационно-имитационному подходу, упомяну-

<sup>1</sup> Разработка представляемых моделей выполнена совместно с канд. физ.-мат. наук В. Г. Ногиным и канд. физ.-мат. наук А. З. Боровичем.

тому в разделе 7.4. Первая постановка использует алгоритм целенаправленного поиска оптимизационного варианта, вторая включает алгоритм полного перебора всех вариантов с большей детальностью имитации транспорта БВ по водотокам.

Согласно первой постановке задачи, как и ранее, будем считать, что в пределах водосбора реки задан контрольный створ, в котором концентрации БВ не должны превышать некоторые заранее заданные предельные значения. Каждое предприятие, расположенное в бассейне водосбора реки выше контрольного створа, может использовать то или иное водоохранное мероприятие с целью уменьшения своего вредного воздействия на реку. При этом применение водоохранных мероприятий связано с определенными экономическими затратами для предприятий (как правило, лучшая очистка сбросов требует больших затрат). Задача состоит в том, чтобы определить такое сочетание водоохранных мероприятий, при котором затраты будут минимальными, а концентрации вредных ингредиентов в замыкающем и контрольных створах не превысят заданных предельно допустимых значений.

В тех случаях, когда загрязнение реки слишком велико, а водоохранные мероприятия малоэффективны, сформулированная задача может не иметь решения.

При рассмотрении математической модели введем следующие показатели:  $n$  — число производств, расположенных выше контрольного створа;  $j$  — вид производства ( $j=1, 2, \dots, n$ );  $m$  — число БВ;  $i$  — вид БВ ( $i=1, 2, \dots, m$ );  $K_j$  — число водоохранных мероприятий  $j$ -го производства (будем считать, что сюда входит и случай, когда очистка не производится);  $k$  — вид водоохранного мероприятия ( $k=1, 2, \dots, K_j$ );  $Z_{kj}$  — суммарные затраты по использованию  $k$ -го водоохранного мероприятия  $j$ -м производством;  $ПДК_i$  — предельно допустимая концентрация  $i$ -го БВ в контрольном створе;  $\gamma_{ijk}$  — доля  $i$ -го БВ, которая попадает в водоток при использовании  $j$ -м производством  $k$ -го водоохранного мероприятия ( $0 \leq \gamma_{ijk} \leq 1$ );  $N_{ij}$  — «мощность»  $j$ -го производства по загрязнению  $i$ -м БВ.

Кроме того, введем булевы переменные:

$$x_{kj} = \begin{cases} 1, & \text{если } j\text{-е производство использует } k\text{-е} \\ & \text{водоохранное мероприятие;} \\ 0 & \text{— в противном случае.} \end{cases}$$

Допустим, что на каждом производстве может быть использован один и только один из возможных способов очистки, тогда введенные переменные должны подчиняться равенству

$$x_{1j} + x_{2j} + \dots + x_{K_j j} = 1, \quad j=1, 2, \dots, n. \quad (7.24)$$

С учетом равенства (7.24) затраты  $j$ -го производства на водоохранные мероприятия равны

$$Z_{K_j} = \sum_{k=1}^{K_j} (Z_{kj} x_{kj}).$$

Тогда суммарные затраты для всех имеющихся производств составят величину

$$Z_{Kn} = \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{K_j} (Z_{kj} x_{kj}). \quad (7.25)$$

Перейдем к формированию ограничений на концентрацию БВ в контрольном створе. Одним из основных допущений используемой модели является линейная зависимость концентрации  $i$ -го БВ в контрольном створе от мощности источника поступления этого вещества в водоток после очистки:

$$C_i^{K,c} = \alpha_{i1} \tilde{N}_{i1} + \alpha_{i2} \tilde{N}_{i2} + \dots + \alpha_{in} \tilde{N}_{in}, \quad (7.26)$$

где  $\alpha_{ij}$  — числовые коэффициенты, которые определяются на основе морфометрических и гидрологических данных, характеризующих рассматриваемый водоток (скорость течения, расход воды, удаленность производств от контрольного створа и т. д.).

Мощности  $\tilde{N}_{ij}$  через исходные заданные мощности  $N_{ij}$  можно выразить при помощи коэффициентов  $\gamma_{ijk}$ , характеризующих «долю пропуска»  $i$ -го БВ, следующим образом:

$$\tilde{N}_{ij} = N_{ij} \sum_{k=1}^{K_j} \gamma_{ijk} x_{kj}. \quad (7.27)$$

Условия непревышения концентраций биогенных ингредиентов в контрольном створе примут вид следующих неравенств:

$$\alpha_{i1} N_{i1} \sum_{k=1}^{K_j} \gamma_{ik1} x_{k1} + \dots + \alpha_{in} N_{in} \sum_{k=1}^{K_j} \gamma_{ikn} x_{kn} \leq C_i^{\text{ПДК}}. \quad (7.28)$$

В итоге приходим к следующей задаче минимизации целевой функции затрат (7.25) при ограничениях (7.26), (7.28):

$$\sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{K_j} Z_{kj} x_{kj} \rightarrow \min, \quad \sum_{k=1}^{K_j} x_k = 1, \quad j = 1, 2, \dots, n; \quad (7.29)$$

$$\sum_{j=1}^n \alpha_{ij} N_{ij} \sum_{k=1}^{K_j} \gamma_{ijk} x_{kj} \leq C_i^{\text{ПДК}}, \quad i = 1, 2, \dots, m;$$

$$x_{kj} = \begin{cases} 1, & k = 1, 2, \dots, K_j, \\ 0, & j = 1, 2, \dots, n. \end{cases}$$

Поскольку целевая функция и все функции, участвующие в формировании ограничений, являются линейными функциями булевых переменных  $x_{kj}$ , то постановка (7.29) представляет собой задачу булевого программирования, в котором участвует  $K_1 + K_2 + \dots + K_n$  переменных, присутствует  $n$  ограничений в форме равенств и  $m$  ограничений в форме неравенств.

Для решения задачи (7.29) могут быть использованы как точные, так и приближенные методы, если число переменных ока-

жется слишком большим. На наш взгляд, в данном случае оптимальным является подход, сочетающий лексикографический перебор и аддитивный алгоритм Балаша.

Этот подход предназначен для решения задачи минимизации линейной функции

$$\sum_{j=1}^n c_j y_j, \quad j=1, 2, \dots, n$$

при линейных ограничениях

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} y_j \leq b_i, \quad i=1, 2, \dots, m,$$

где  $y_j$  — булева переменная, принимающая значение 0 или 1.

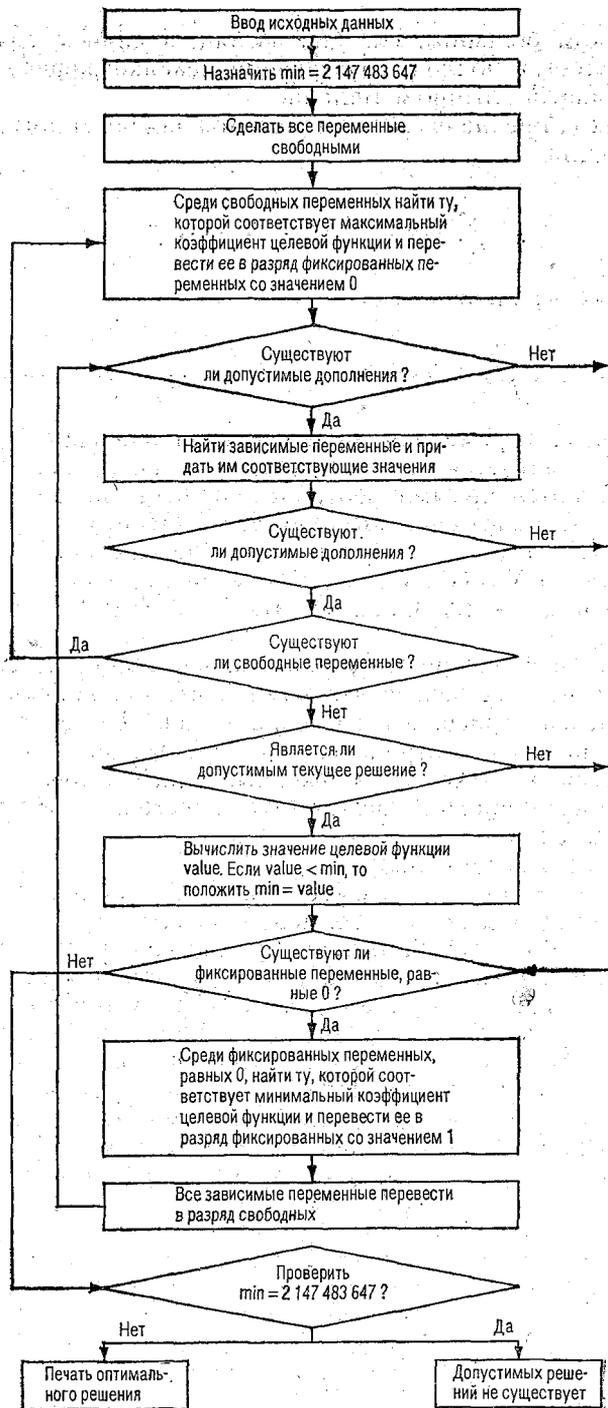
При этом считается, что коэффициенты  $c_1, c_2, \dots, c_n$  целевой функции являются целыми неотрицательными числами (в данной задаче это предположение выполняется). Отметим, что  $n$ -мерный вектор  $U = (U_1, U_2, \dots, U_n)$  называют лексикографически большим, чем вектор  $V = (V_1, V_2, \dots, V_n)$ , если  $U_1 > V_1$  или, если найдется такой вид  $j \in \{2, 3, \dots, n\}$ , что  $U_j > V_j$  и  $U_k = V_k$  для всех  $k=1, 2, \dots, (j-1)$ .

Предлагаемый алгоритм основан на частичном переборе всего множества  $n$ -мерных векторов с компонентами, равными 0 или 1, в порядке лексикографического возрастания. Для сокращения перебора используется неотрицательность целых коэффициентов целевой функции и подходы, изложенные ранее в [34, 135, 148].

Каждая переменная  $y_j$  может быть отнесена к одному из следующих четырех типов:

- 1) свободная переменная;
- 2) зависимая переменная (ее значение полностью определяется значениями фиксированных переменных);
- 3) фиксированная переменная, принимающая значение 0;
- 4) фиксированная переменная, принимающая значение 1.

В соответствии с алгоритмом, блок-схема которого изображена на рис. 7.8, все переменные сначала являются свободными. Далее переменным, которым в целевой функции соответствуют самые большие коэффициенты, присваиваются значения, равные нулю, после чего они становятся фиксированными переменными. Если при этом обнаруживаются зависимые переменные (которые при данных фиксированных переменных «вынуждены» принимать значение 0 или 1), то для ускорения счета им присваиваются соответствующие значения. Указанные действия выполняются до тех пор, пока все переменные не примут значение 0 или 1. После этого вычисляется значение целевой функции на полученном решении и производится «расфиксация» всех зависимых переменных, а переменная со значением 0, которой соответствует минимальный коэффициент целевой функции, переводится в разряд фиксированных со значением 1.



Таким образом достигается перебор всех возможных комбинаций нулей и единиц среди компонент рассматриваемых векторов. Более глубоко понять работу алгоритма можно, обратившись к приведенной на рис. 7.8 блок-схеме.

Описанный алгоритм реализован на фортране.

В качестве примера рассмотрим схему водотока, представленную на рис. 7.9. Характеристики производств, расположенных

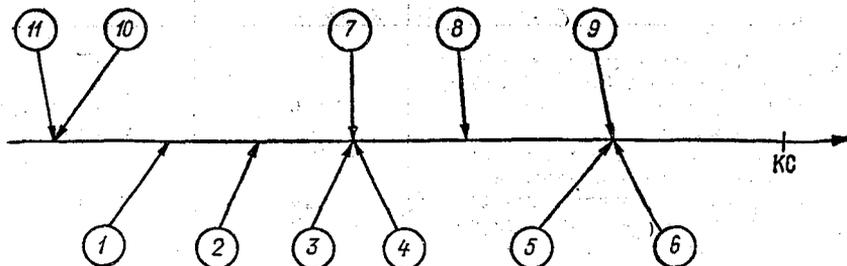


Рис. 7.9. Схема бассейна реки с источниками биогенного загрязнения (см. табл. 7.15).

в бассейне водосбора реки, приведены в табл. 7.15. В данной таблице коэффициенты  $\alpha$  вычислены исходя из конкретной информации о рассматриваемом водосборе реки применительно к фосфору ( $P_2O_5$ ).

Таблица 7.15

Показатели производств — источников биогенного загрязнения вод

Тип производства	„Мощность“ производства	Коэффициент
1. Сенокос	Площадь 800 га	$0,36 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
2. Пастбище	Площадь 320 га	$0,48 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
3. Пашня	Площадь 3760 га	$0,32 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
4. Сенокос	Площадь 1740 га	$0,08 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
5. Пашня	Площадь 975 га	$1,13 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
6. Пастбище	Площадь 1485 га	$0,11 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·га)
7. Река Череменка	Расход $8 \text{ м}^3/\text{с}$	$130 \cdot 10^{-6}$ мг·с/(л·м <sup>3</sup> )
8. Река Анурановка	Расход $11 \text{ м}^3/\text{с}$	$134 \cdot 10^{-6}$ мг·с/(л·м <sup>3</sup> )
9. Река Рыденка	Расход $1 \text{ м}^3/\text{с}$	$70 \cdot 10^{-6}$ мг·с/(л·м <sup>3</sup> )
10. Мясокомбинат	5000 т (говядины в год)	$4,2 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·т)
11. Рыбозавод	5000 т (рыбы в год)	$3,7 \cdot 10^{-6}$ мг/(л·т)

Водоохранные мероприятия для различных производств и водотоков характеризуются данными, представленными в табл. 7.16.

Рис. 7.8. Алгоритм перебора вариантов при выборе водоохранных мероприятий в бассейне реки.

Таблица 7.16

Расчетные показатели ряда водоохранных мероприятий, применяемых для сельскохозяйственных производств (А), промышленных предприятий (Б) и непосредственно для водотоков (В)

	Мероприятие	Эффективность мероприятий $\gamma$	Стоимость (условная)
А	Обвалование сельскохозяйственных полей (валы 15—30 см)	0,7	300 руб/га
	Обвалование русел рек	0,6	230 руб/га
	Залужение	0,9	204 руб/га
	Создание лесных водоохраных полос вдоль каналов	0,7	274 руб/га
	То же на склонах более 2°	0,5	290 руб/га
	Отсутствие каких-либо мероприятий	1,0	0 руб/га
Б	Обработка известью	0,85	53 руб/м <sup>3</sup>
	Обработка квасцами	0,2	100 руб/м <sup>3</sup>
	Дополнительная фильтрация	0,03	110 руб/м <sup>3</sup>
	Отсутствие каких-либо мероприятий	1,0	0 руб/м <sup>3</sup>
В	Использование отстойника	0,7	1500 руб/м <sup>3</sup>
	Использование тростника	0,8	500 руб/м <sup>3</sup>
	Отсутствие каких-либо мероприятий	1,0	0 руб/м <sup>3</sup>

Для удобства дальнейших расчетов вместо переменных  $x_{hj}$  с двумя индексами введем одноиндексную переменную  $y_j$  со следующей идентификацией:

$$\begin{array}{lll}
 y_1 = x_{11} & y_{19} = x_{14} & y_{37} = x_{17} \\
 y_2 = x_{21} & y_{20} = x_{24} & y_{38} = x_{27} \\
 y_3 = x_{31} & y_{21} = x_{34} & y_{39} = x_{37} \\
 y_4 = x_{41} & y_{22} = x_{44} & y_{40} = x_{18} \\
 y_5 = x_{51} & y_{23} = x_{54} & y_{41} = x_{28} \\
 y_6 = x_{61} & y_{24} = x_{64} & y_{42} = x_{38} \\
 y_7 = x_{12} & y_{25} = x_{15} & y_{43} = x_{19} \\
 y_8 = x_{22} & y_{26} = x_{25} & y_{44} = x_{29} \\
 y_9 = x_{32} & y_{27} = x_{35} & y_{45} = x_{39} \\
 y_{10} = x_{42} & y_{28} = x_{45} & y_{46} = x_{1,10} \\
 y_{11} = x_{52} & y_{29} = x_{55} & y_{47} = x_{2,10} \\
 y_{12} = x_{62} & y_{30} = x_{65} & y_{48} = x_{3,10} \\
 y_{13} = x_{13} & y_{31} = x_{16} & y_{49} = x_{4,10} \\
 y_{14} = x_{23} & y_{32} = x_{26} & y_{50} = x_{1,11}
 \end{array}$$

$$\begin{array}{lll}
 y_{15} = x_{33} & y_{33} = x_{36} & y_{51} = x_{2,11} \\
 y_{16} = x_{43} & y_{34} = x_{46} & y_{52} = x_{3,11} \\
 y_{17} = x_{53} & y_{35} = x_{56} & y_{53} = x_{4,11} \\
 y_{18} = x_{63} & y_{36} = x_{66} &
 \end{array}$$

Запишем целевую функцию затрат:

$$\begin{aligned}
 & 800(300y_1 + 230y_2 + 204y_3 + 274y_4 + 290y_5) + 320(300y_7 + 230y_8 + \\
 & + 204y_9 + 274y_{10} + 290y_{11}) + 3760(300y_{13} + 230y_{14} + 204y_{15} + \\
 & + 274y_{16} + 290y_{17}) + 1740(300y_{19} + 230y_{20} + 204y_{21} + 274y_{22} + \\
 & + 290y_{23}) + 975(300y_{25} + 230y_{26} + 204y_{27} + 274y_{28} + 290y_{29}) + \\
 & + 1485(300y_{31} + 230y_{32} + 204y_{33} + 274y_{34} + 290y_{35}) + 8(1500y_{37} + \\
 & + 500y_{38}) + 11(1500y_{40} + 500y_{41}) + 1(1500y_{43} + 500y_{44}) + \\
 & + 5000(53y_{46} + 100y_{47} + 110y_{48}) + 5000(53y_{50} + 100y_{51} + 110y_{52}) = \\
 & = 240\,000y_1 + 184\,000y_2 + 163\,200y_3 + 219\,200y_4 + 232\,000y_5 + \\
 & + 96\,000y_7 + 73\,600y_8 + 65\,280y_9 + 87\,680y_{10} + 92\,800y_{11} + \\
 & + 1\,128\,000y_{13} + 864\,800y_{14} + 767\,040y_{15} + 1\,030\,240y_{16} + \\
 & + 1\,090\,400y_{17} + 522\,000y_{19} + 400\,200y_{20} + 354\,960y_{21} + 476\,760y_{22} + \\
 & + 504\,600y_{23} + 292\,500y_{25} + 224\,250y_{26} + 198\,900y_{27} + 267\,150y_{28} + \\
 & + 282\,750y_{29} + 445\,500y_{31} + 341\,550y_{32} + 302\,940y_{33} + 406\,890y_{34} + \\
 & + 430\,650y_{35} + 12\,000y_{37} + 4\,000y_{38} + 16\,500y_{40} + 5\,500y_{41} + \\
 & + 1500y_{43} + 500y_{44} + 265\,000y_{46} + 500\,000y_{47} + 550\,000y_{48} + \\
 & + 265\,000y_{50} + 500\,000y_{51} + 550\,000y_{52}
 \end{aligned}$$

Ограничения (7.29) в новых переменных будут иметь вид:

$$\begin{aligned}
 y_1 + y_2 + y_3 + y_4 + y_5 + y_6 &= 1, \\
 y_7 + y_8 + y_9 + y_{10} + y_{11} + y_{12} &= 1, \\
 y_{13} + y_{14} + y_{15} + y_{16} + y_{17} + y_{18} &= 1, \\
 y_{19} + y_{20} + y_{21} + y_{22} + y_{23} + y_{24} &= 1, \\
 y_{25} + y_{26} + y_{27} + y_{28} + y_{29} + y_{30} &= 1, \\
 y_{31} + y_{32} + y_{33} + y_{34} + y_{35} + y_{36} &= 1, \\
 y_{37} + y_{38} + y_{39} &= 1, \\
 y_{40} + y_{41} + y_{42} &= 1, \\
 y_{43} + y_{44} + y_{45} &= 1, \\
 y_{46} + y_{47} + y_{48} + y_{49} &= 1, \\
 y_{50} + y_{51} + y_{52} + y_{53} &= 1.
 \end{aligned}$$

Поскольку в рассматриваемом примере учитывается лишь одно БВ, система ограничений (7.28) будет содержать лишь одно не-

равенство, которое в новых переменных  $y_j$  можно записать следующим образом:

$$\begin{aligned}
 & 0,36 \cdot 800 (0,7y_1 + 0,6y_2 + 0,9y_3 + 0,7y_4 + 0,5y_5 + y_6) + \\
 & + 0,48 \cdot 320 (0,7y_7 + 0,6y_8 + 0,9y_9 + 0,7y_{10} + 0,5y_{11} + y_{12}) + \\
 & + 0,32 \cdot 3760 (0,7y_{13} + 0,6y_{14} + 0,9y_{15} + 0,7y_{16} + 0,5y_{17} + y_{18}) + \\
 & + 0,08 \cdot 1740 (0,7y_{19} + 0,6y_{20} + 0,9y_{21} + 0,7y_{22} + 0,5y_{23} + y_{24}) + \\
 & + 1,13 \cdot 975 (0,7y_{25} + 0,6y_{26} + 0,9y_{27} + 0,7y_{28} + 0,5y_{29} + y_{30}) + \\
 & + 0,11 \cdot 1485 (0,7y_{31} + 0,6y_{32} + 0,9y_{33} + 0,7y_{34} + 0,5y_{35} + y_{36}) + \\
 & + 130 \cdot 8 (0,7y_{37} + 0,8y_{38} + y_{39}) + 134 \cdot 11 (0,7y_{40} + 0,8y_{41} + y_{42}) + \\
 & + 70 \cdot 1 (0,7y_{43} + 0,8y_{44} + y_{45}) + 4,2 \cdot 5000 (0,85y_{46} + 0,2y_{47} + \\
 & + 0,03y_{48} + y_{49}) + 3,7 \cdot 5000 (0,85y_{50} + 0,2y_{51} + \\
 & + 0,03y_{52} + y_{53}) \leq 30\,000.
 \end{aligned}$$

Предельно допустимая концентрация для фосфора условно принята равной ПДК=0,03 м<sup>2</sup>/л и, чтобы избежать чисел, близких к нулю, обе части неравенства увеличены в 10<sup>6</sup> раз.

Ограничение в форме неравенства приняло следующий вид:

$$\begin{aligned}
 & 201,6y_1 + 172,8y_2 + 259,2y_3 + 201,6y_4 + 144y_5 + 288y_6 + 107,52y_7 + \\
 & + 92,16y_8 + 138,24y_9 + 107,52y_{10} + 76,8y_{11} + 153,6y_{12} + \\
 & + 842,24y_{13} + 721,92y_{14} + 1082,88y_{15} + 842,24y_{16} + 601,6y_{17} + \\
 & + 1203,2y_{18} + 97,44y_{19} + 83,52y_{20} + 125,28y_{21} + 97,44y_{22} + \\
 & + 69,6y_{23} + 139,2y_{24} + 771,225y_{25} + 661,05y_{26} + 991,575y_{27} + \\
 & + 771,225y_{28} + 550,875y_{29} + 1101,75y_{30} + 114,345y_{31} + 98y_{32} + \\
 & + 147y_{33} + 114,345y_{34} + 81,675y_{35} + 163,35y_{36} + 728y_{37} + 832y_{38} + \\
 & + 1040y_{39} + 1033,2y_{40} + 1180,8y_{41} + 1476y_{42} + 49y_{43} + 56y_{44} + \\
 & + 70y_{45} + 17\,850y_{46} + 4200y_{47} + 630y_{48} + 21\,000y_{49} + 15\,725y_{50} + \\
 & + 3700y_{51} + 555y_{52} + 18\,500y_{53} \leq 30\,000.
 \end{aligned}$$

Расчеты выполнялись на ИВМ РС АТ. Время счета ~4 мин. В итоге оптимальным распределением водоохраных мероприятий является следующее: только 10-е производство должно применять очистку с помощью обработки квасцами, все остальные производства в применении водоохраных мероприятий не нуждаются, так как превышения в контрольном створе предельно допустимой концентрации Р<sub>2</sub>О<sub>5</sub> не будет. Стоимость очистки 50 тыс. рублей является минимальной.

Для упрощения расчета в данном примере рассматривался один контрольный створ. При более общей постановке могут быть учтены несколько контрольных и замыкающий створы.

Согласно второй постановке задачи в модели оптимизационно-имитационного обоснования мероприятий считается, что на водосборе реки имеются различные производства  $P_j$  — распределен-

ные источники БВ ( $j=1, \dots, n$ ). Водоток разбит на  $s$  участков ( $k=1, \dots, s$ ). Если  $P_j$  принадлежит нескольким участкам, то его разделяют на соответствующее количество частей так, чтобы после перенумерации каждое производство  $P_j$  оказывалось приведенным к единственному участку разбиения с определенным номером.

Предполагается возможность осуществления нескольких технологий очистки:  $1, 2, \dots, l$ , причем не все из них применимы к каждому из производств. Под технологией 1 будем понимать нулевую технологию, т. е. отсутствие какой бы то ни было очистки.

Обозначим  $z_1, \dots, z_n$  — векторы удельных затрат по всем технологиям для каждого производства  $P_j$  ( $j=1, \dots, n$ ):

$$z_j = z_{1j}, z_{2j}, \dots, z_{lj} \quad (7.30)$$

( $z_{ij}=0$  для любого производства при отсутствии очистки).

В частном случае  $\bar{z}_j$  могут быть одинаковыми для всех производств.

Пусть

$$\bar{P}_i = (P_{1i}, P_{2i}, \dots, P_{li}). \quad (7.31)$$

Здесь  $\bar{P}_i$  — вектор, составленный для каждого  $i$ -го БВ;

$$P_{\gamma i} = 1 - \tau_{\gamma i}; \quad (7.32)$$

где  $\tau_{\gamma i}$  — степень очистки по технологии  $\gamma$  от  $i$ -го БВ. Ясно, что  $P_{ii}=1$ . Таким образом,  $P_{\gamma i}$  характеризует долю  $i$ -го биогенного вещества, сохраняющегося после применения технологии  $\gamma$ .

Управляющим звеном в осуществлении оптимального выбора технологий является матрица  $\omega$  размером  $n \times l$ , имеющая в каждой строке одну 1 и остальные нули, что означает выбор соответствующей технологии очистки для данного  $P_j$ . При этом некоторые места в строке не могут занимать единицей (если данная технология для этого производства неприемлема).

Например:

$$\omega = \begin{pmatrix} N_1 & N_2 & \dots & N_l \\ 0 & 1 & * & 0 & 0 & * \\ 1 & 0 & 0 & * & 0 & * \\ 0 & 0 & * & 1 & * & * \\ 1 & 0 & 0 & * & 0 & 0 \\ 0 & 0 & * & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & * & 0 \\ \uparrow & \uparrow & \dots & \dots & \dots & \uparrow \end{pmatrix} \begin{matrix} \leftarrow P_1 \\ \leftarrow P_2 \\ \dots \\ \dots \\ \leftarrow P_n \end{matrix}$$

номера технологий

Звездочками отмечены те места, где может находиться только 0. Интересен такой выбор технологий очистки для каждого производства  $P_j$ , при котором:

1) не нарушены ПДК в замыкающем или контрольном створе ни по одному из рассматриваемых ингредиентов  $i$ ;

2) затраты на обеспечение условия 1 минимальны.

Возможных вариантов выбора способа очистки при данном подходе будет не больше  $l^n$ . Их окажется меньше, если для некоторых производств  $P_j$  имеются «запрещенные» технологии.

Рассмотрим пример для  $i$ -го БВ. Для произвольной матрицы указанного вида  $\omega \bar{P}_i^T$  является столбцом размера  $n \times 1$ . Обозначим  $(\omega \bar{P}_i)_\alpha$  — элемент столбца, находящийся в строке с номером  $\alpha$ , т. е. соответствующий производству  $P_\alpha$  и равный доле  $i$ -го БВ, сохраняющегося после очистки выбранным способом. Пусть  $q'_{\alpha i}$  — расход  $i$ -го БВ с 1 га для  $P_\alpha$ , а  $F_\alpha$  — площадь этого производства. Тогда  $q_{\alpha i} = F_\alpha q'_{\alpha i}$  — расход  $i$ -го БВ для  $P_\alpha$ .

Пусть согласно правилам, изложенным в главе 3, водоток схематично разделен на  $s$  участков, причем по этой схеме  $k$ -му участку оказываются принадлежащими производства

$$P_{\alpha_{k-1}+1}, \dots, P_{\alpha_k} \quad (7.33)$$

( $\alpha_0 = 0, \alpha_s = n$ ). При этом может случиться, что отдельным участкам принадлежит не более одного производства. Обозначим расход  $i$ -го БВ на всем  $k$ -м участке:

$$q_{ki} = \sum_{\alpha=\alpha_{k-1}+1}^{\alpha_k} (\omega \bar{P}_i)_\alpha q_{\alpha i}, \quad (7.34)$$

удельный расход (на единицу объема воды в водотоке):

$$v_{ki} = \frac{q_{ki}}{V_k}, \quad (7.35)$$

где  $V_k$  — объем воды на  $k$ -м участке.

Концентрация  $i$ -го БВ в замыкающем створе водотока, согласно [120], равна:

$$C_i = A_i + \frac{1}{Q_s} \sum_{k=1}^s \sigma_k v_{ki}. \quad (7.36)$$

Здесь

$$A_i = \frac{C_{0i} Q_0}{Q_s} \exp \left\{ - \sum_{k=1}^s \lambda_k l_k \right\}, \quad (7.37)$$

где  $C_{0i}, Q_0, Q_k, \lambda_k, l_k, r_k$  принимаются согласно [120, с. 27].

$$\sigma_k = \frac{Q_k}{r_k} \left( e^{\lambda_k l_k} - 1 \right) \exp \left( - \sum_{i=k}^s \lambda_i l_i \right). \quad (7.38)$$

Все параметры, входящие в (7.36), кроме  $v_{hi}$ , постоянны для рассматриваемого случая разделения водотока.

В соответствии с формулами (7.34) — (7.38) имеем:

$$C_i = A_i + \frac{1}{Q_s} \sum_{k=1}^s \frac{\sigma_k}{V_k} \sum_{\alpha=\alpha_{k-1}+1}^{\alpha_k} (\omega \bar{P}_i^T)_\alpha q' \alpha_i F_\alpha, \quad (7.39)$$

где  $A_i$  из (7.37),  $\sigma_k$  из (7.38).

Из зависимости (7.39) следует, что  $C_i$  от  $F_\alpha$  линейна.

Если для данной матрицы  $\omega$  и конкретного БВ оказалось, что

$$C_i(\omega) > \text{ПДК}_i, \quad (7.40)$$

то такой вариант очистки отвергается. Среди тех матриц  $\omega$ , которые удовлетворяют неравенству  $C_i \leq \text{ПДК}_i$ , происходит дальнейший отбор по тому же принципу с переходом к следующему БВ. Таким образом, на каждом следующем шаге (для всех других БВ) сокращается множество допустимых вариантов очистки (матриц  $\omega$ ). Пусть в результате изложенного алгоритма допустимыми оказались

$$\omega^{(1)}, \omega^{(2)}, \dots, \omega^{(t)}, \quad (7.41)$$

т. е.

$$C_i(\omega) \leq \text{ПДК}_i$$

для всех БВ и для  $l=1, \dots, t$ .

Для выбора способа очистки с минимальными затратами обозначим строки матрицы  $\omega^{(l)}$  через

$$\bar{w}_j^{(l)} = w_{lj}^{(l)}, \dots, w_{lj}^{(l)}. \quad (7.42)$$

Тогда

$$(w_j^{(l)} z_j^T), \quad j=1, \dots, n \quad (7.43)$$

выражает удельные затраты на очистку по технологии, определяемой для  $\Pi_j$  производства матрицей  $w_j^{(l)}$ .

Пусть  $\mathbf{F} = (F_1, F_2, \dots, F_n)$  — вектор площадей, а  $F_j$  — площадь под производством  $\Pi_j$ . Тогда совокупные затраты по всем производствам при заданных способах очистки (матрица  $\omega^{(l)}$ ) составят

$$Z(\omega^{(l)}) = \sum_{j=1}^n (F_j w_j^{(l)} z_j^T). \quad (7.44)$$

Оптимальным следует считать вариант с такой матрицей  $\omega^*$  (отобранной среди матриц  $\omega^{(l)}$ ), при котором

$$Z(\omega^*) = \min Z(\omega^{(l)}), \quad l=1, \dots, t. \quad (7.45)$$

При такой  $\omega^*$  определяемые ею технологии очистки для каждого из  $\Pi_j$  позволят не превзойти ПДК в замыкающем (или контрольном) створе по всем рассматриваемым БВ. Возможно, что минимум в (7.44) достигается при нескольких различных  $\omega^*$ .

Перебор вариантов, изложенный ранее, следует начинать с  $\omega_0$

$$\omega_0 = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ 1 & 0 & 0 & \dots & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 1 & 0 & 0 & \dots & 0 \end{pmatrix}, \quad (7.46)$$

так как если окажется, что  $C_i(\omega_0) \leq \text{ПДК}_i$  для всех БВ, то искомым будет «нулевое» решение ( $Z(\omega_0) = 0$ ).

На рис. 7.10 представлена блок-схема алгоритма по оптимальному выбору технологии очистки. В исходные данные (блок 1) по расчету  $C_i$  входят векторы  $P_i$ , величины  $q'_{\alpha i}$ ,  $F_\alpha$  и др. (см. (7.30), (7.34) — (7.39)); векторы  $F_j$  для расчета затрат по рассматриваемому варианту выбора технологии очистки; матрица  $Z(N, L)$  — матрица «запрета» на определенные технологии ( $N$  — количество производств;  $L$  — количество возможных технологий)

$$Z_{j\gamma} = \begin{cases} 0, & \text{на производстве } P_j \text{ технология} \\ & \text{с номером } \gamma \text{ неприменима;} \\ 1 & \text{— в противном случае;} \end{cases}$$

$$j = 1 \dots N; \quad \gamma = 1 \dots L.$$

В блоке 2 вектор  $A$  размером  $1 \times N$   $A_j = \gamma$  означает, что на производстве  $P_j$  применяется технология  $\gamma$ ; под  $\gamma = 1$  понимается «нулевая» технология;  $X = 1$  — счетчик вариантов, приводящих к минимальным затратам.

В блоке 3 расчет  $C_i$  производится по формулам (7.36) — (7.40);  $\omega$  — матрица  $N \times L$ , построенная по вектору  $A$  (см. (7.37)). В блоке 4 отвергается вариант с превышением ПДК, а в блоке 5 осуществляется цикл расчетов по всем БВ. В блоке 6 осуществляется расчет затрат  $Q$  по данному варианту вектора  $A$  (см. (7.34) — (7.40)); через  $Q$  обозначено  $Z(\omega)$ .

В блоках 7—11 производится заполнение вариантов (если их несколько) с минимальными (среди пересмотренных) затратами; можно считать оптимальными варианты, отличающиеся от варианта с минимальными затратами на заранее заданную величину  $\varepsilon$  — такой подход потребует некоторых изменений в блоке 9. Блок 12 VAR ( $X$ ) определяет вектор, состоящий из вектора  $A$  и соответствующего ему значения затрат  $Q$ , представляет вариант с минимальными затратами на данный момент;  $X = 1, 2, \dots, r$ , если таких вариантов несколько; для  $r$  следует выбрать разумное ограничение сверху.

В блоке 13 получается новый вектор  $A$  из предыдущего, например, изменением последней компоненты  $\gamma = A(N)$  на  $\gamma = A(N) + 1$ , если  $\gamma \leq L - 1$ , в противном случае на единицу увеличивается

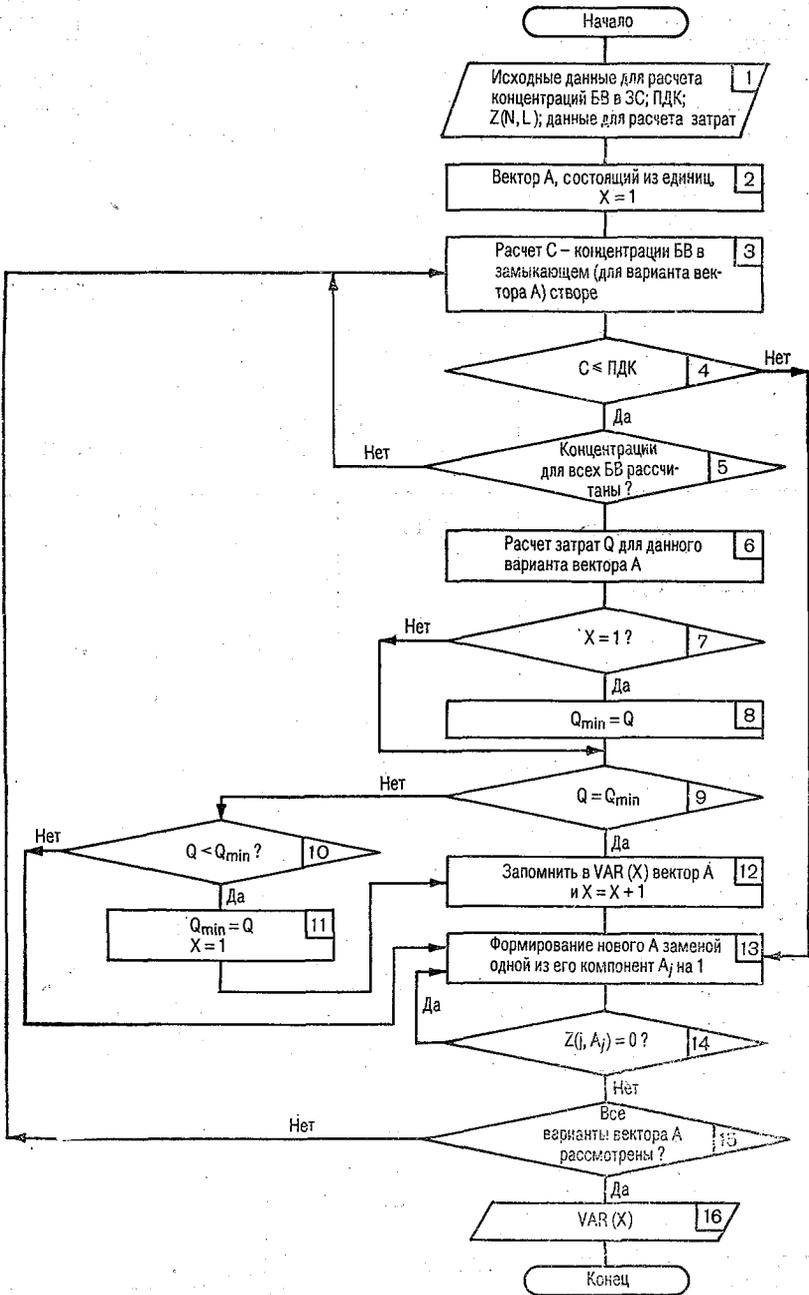


Рис. 7.10. Блок-схема алгоритма оптимального выбора технологии очистки.

предпоследняя компонента  $\mathbf{A}(N-1)$ , а последняя вновь меняется от 1 до  $L$  и т. д. В блоке 14 новый вариант (вектор  $\mathbf{A}$ ) испытывается на «запрещенные» технологии по заданной матрице  $Z(N, L)$ .

В блоке 15 производится просмотр всевозможных векторов  $\mathbf{A}$ , перебором которых занимается программа. Их количество —  $L^N$ : от вектора  $\mathbf{A}=(1, 1, \dots, 1)$  до вектора  $\mathbf{A}=(L, L, \dots, L)$ . Блок 16 выводит на печать окончательный вариант (или варианты) выбора мероприятий с минимальными затратами.

Рекомендуемый язык для программы — паскаль.

Таблица 7.17

Значения выноса БВ (мг/л) с сельскохозяйственных объектов (верхняя цифра —  $P_2O_5$ , нижняя цифра —  $NO_2$ )

Варианты водоохранных мероприятий	Производство 1, пашня, 147 000 га	Производство 2, кормовые, 120 000 га	Производство 3, пашня, 564 000 га
Технология 1 — «нулевая»	0,0130	0,0040	0,0200
	0,0050	0,0017	0,0070
Технология 2 — залужение	0,0120	0,0035	0,0170
	0,0046	0,0015	0,0060
Технология 3 — обвалование	0,0100	0,0030	0,0150
	0,0040	0,0012	0,0050

Пример расчета выполнен упрощенно для трех сельскохозяйственных производств, на каждом из которых возможны по три варианта водоохранных мероприятий.

В табл. 7.17 приведены данные о выносе БВ в замыкающем створе по каждому из трех производств с учетом водоохранных мероприятий.

Принятые исходные данные носят во многом условный характер и используются для иллюстрации введенных обозначений и возможностей алгоритма. В качестве исходной информации в данном примере приняты ПДК  $NO_2=0,0115$  мг/л; ПДК  $P_2O_5=0,0330$  мг/л; затраты в руб/га  $z_1=0$ ,  $z_2=204$ ,  $z_3=280$ ; запрещающая матрица

$$Z(3,3) = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 \end{pmatrix} \begin{array}{l} \text{— 1-е производство} \\ \text{— 2-е производство} \\ \text{— 3-е производство} \end{array}$$

Значение  $\varepsilon=4 \cdot 10^6$  руб (см. комментарий к блоку 9).

В табл. 7.18 приведены результаты расчетов при выборе оптимального варианта водоохранных мероприятий согласно рассмотренному алгоритму.

## Результаты расчета по алгоритму выбора водоохранных мероприятий

Варианты технологии очистки	Проверка на запрет	Концентрация $P_2O_5$	Концентрация $NO_2$	Адресация на блок
(1,1,1)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,1)=1$ $Z(3,1)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0040$ $+ 0,0200$ <hr/> $0,0370 > 0,0330$	—	13
(1,1,2)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,1)=1$ $Z(3,2)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0040$ $+ 0,0170$ <hr/> $0,0340 > 0,0330$	—	13
(1,1,3)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,1)=1$ $Z(3,3)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0040$ $+ 0,0150$ <hr/> $0,0320 \leq 0,0330$	$+ 0,0050$ $+ 0,0017$ $+ 0,0050$ <hr/> $0,0117 > 0,0115$	13
(1,2,1)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,2)=0$ $Z(3,1)=1$	—	—	13
(1,2,2)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,2)=0$ $Z(3,2)=1$	—	—	13
(1,2,3)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,2)=0$ $Z(3,3)=1$	—	—	13
(1,3,1)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,3)=1$ $Z(3,1)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0030$ $+ 0,0200$ <hr/> $0,0360 > 0,0330$	—	13
(1,3,2)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,3)=1$ $Z(3,2)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0030$ $+ 0,0170$ <hr/> $0,0330 \leq 0,0330$	$+ 0,0050$ $+ 0,0012$ $+ 0,0060$ <hr/> $0,0122 > 0,0115$	13
(1,3,3)	$Z(1,1)=1$ $Z(2,3)=1$ $Z(3,3)=1$	$+ 0,0130$ $+ 0,0030$ $+ 0,0150$ <hr/> $0,0310 \leq 0,0330$	$+ 0,0050$ $+ 0,0012$ $+ 0,0050$ <hr/> $0,0112 \leq 0,0115$	6

$$Q = + \frac{1,2 \cdot 10^5 \cdot 280}{5,64 \cdot 10^5 \cdot 280}$$

191,5 · 10<sup>6</sup> руб — на блок 7; X=1 — на блок 8; Q<sub>min</sub>=191,5 · 10<sup>6</sup> — на блок 9; |Q - Q<sub>min</sub>| ≤ 4 · 10<sup>6</sup>; Q = Q<sub>min</sub> — на блок 12;  
VAR (1) = (1, 3, 3; 191,5 · 10<sup>6</sup>); X = 1 + 1 = 2 — на блок 13

Варианты технологии очистки	Проверка на запрет	Концентрация P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Концентрация NO <sub>2</sub>	Адресация на блок	
(2,1,1)	Z (1,2) = 1	0,0120	—	13	
	Z (2,1) = 1	+ 0,0040			
	Z (3,1) = 1	+ 0,0200			
		0,0360 > 0,0330			
(2,1,2)	Z (1,2) = 1	0,0120	0,0046	13	
	Z (2,1) = 1	+ 0,0040	+ 0,0017		
	Z (3,2) = 1	+ 0,0170	+ 0,0060		
		0,0330 ≤ 0,0330	0,0123 > 0,0115		
(2,1,3)	Z (1,2) = 1	0,0120	0,0046	6	
	Z (2,1) = 1	+ 0,0040	+ 0,0017		
	Z (3,1) = 1	+ 0,0150	+ 0,0056		
		0,0310 ≤ 0,0330	0,0113 ≤ 0,0115		

$$Q = \frac{+ 1,47 \cdot 10^5 \cdot 204 + 5,64 \cdot 10^5 \cdot 280}{187,9 \cdot 10^6 \text{ руб}} - \text{на блок 7; } X \neq 1; (X=2) - \text{на блок 9; } |Q - Q_{\min}| \leq 4 \cdot 10^6 - \text{на блок 12; VAR (2) = (2, 1, 3; } 187,9 \cdot 10^6); X=2 + 1=3 - \text{на блок 13}$$

(2,2,1)	Z (1,2) = 1	—	—	13	
	Z (2,2) = 0				
	Z (3,1) = 1				
(2,2,2)	Z (1,2) = 1	—	—	13	
	Z (2,2) = 0				
	Z (3,2) = 1				
(2,2,3)	Z (1,2) = 1	—	—	13	
	Z (2,2) = 0				
	Z (3,3) = 1				
(2,3,1)	Z (1,2) = 1	0,0120	—	13	
	Z (2,3) = 1	0,0030			
	Z (3,1) = 1	0,0200			
		0,0350 > 0,0330			
(2,3,2)	Z (1,2) = 1	0,0120	0,0046	13	
	Z (2,3) = 1	0,0030	0,0012		
	Z (3,2) = 1	0,0170	0,0060		
		0,0320 ≤ 0,0330	0,0118 > 0,0115		
(2,3,3)	Z (1,2) = 1	0,0120	0,0046	6	
	Z (2,3) = 1	+ 0,0030	+ 0,0012		
	Z (3,1) = 1	+ 0,0150	0,0050		
		0,0300 ≤ 0,0330	0,0108 ≤ 0,0115		

$$Q = \frac{+ 1,47 \cdot 10^5 \cdot 204 + 5,64 \cdot 10^5 \cdot 280 + 1,2 \cdot 10^5 \cdot 280}{221,5 \cdot 10^6 \text{ руб}} - \text{на блок 7; } X \neq 1; (X=3) - \text{на блок 9; } |Q - Q_{\min}| > 4 \cdot 10^6 - \text{на блок 10; } (221,5 > 191,5); Q \geq Q_{\min} - \text{на блок 13}$$

Продолжение табл. 7.18

Варианты технологий очистки	Проверка на запрет	Концентрация P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Концентрация NO <sub>2</sub>	Адресация на блок
(3,1,1)	Z (1,3) = 1 Z (2,1) = 1 Z (3,1) = 1	0,0100 0,0040 0,0200 <hr/> 0,0340 > 0,0330	—	13
(3,1,2)	Z (1,3) = 1 Z (2,1) = 1 Z (3,2) = 1	0,0100 0,0040 0,0170 <hr/> 0,0310 ≤ 0,0330	0,0040 0,0017 0,0060 <hr/> 0,0117 > 0,0115	13
(3,1,3)	Z (1,3) = 1 Z (2,1) = 1 Z (3,3) = 1	0,0100 0,0040 0,0150 <hr/> 0,0290 ≤ 0,0330	0,0040 0,0017 0,0050 <hr/> 0,0107 ≤ 0,0115	6

$$Q = \frac{1,47 \cdot 10^5 \cdot 280 + 5,64 \cdot 10^5 \cdot 280}{199,1 \cdot 10^6 \text{ руб}} - \text{на блок 7; } X \neq 1; (X=3) - \text{на блок 9; } 10^6 |199,1 - 191,5| > 4 \cdot 10^6; |Q - Q_{\min}| > 4 \cdot 10^6 - \text{на блок 10; } (199,1 > 191,5); Q \geq Q_{\min} - \text{на блок 13}$$

(3,2,1)	Z (1,3) = 1 Z (2,2) = 0 Z (3,1) = 1	—	—	13
(3,2,2)	Z (1,3) = 1 Z (2,2) = 0 Z (3,2) = 1	—	—	13
(3,2,3)	Z (1,3) = 1 Z (2,2) = 0 Z (3,3) = 1	—	—	13
(3,3,1)	Z (1,3) = 1 Z (2,3) = 1 Z (3,1) = 1	0,0100 0,0030 0,0200 <hr/> 0,0330 ≤ 0,0330	0,0040 0,0012 0,0070 <hr/> 0,0122 > 0,0115	13
(3,3,2)	Z (1,3) = 1 Z (2,3) = 1 Z (3,2) = 1	0,0100 0,0030 0,0170 <hr/> 0,0300 ≤ 0,0330	0,0040 0,0012 0,0060 <hr/> 0,0112 > 0,0115	6

$$Q = \frac{1,47 \cdot 10^5 \cdot 280 + 1,2 \cdot 10^5 \cdot 280 + 5,64 \cdot 10^5 \cdot 204}{189,8 \cdot 10^6 \text{ руб}} - \text{на блок 7; } X \neq 1; (X=3) - \text{на блок 9; } |Q - Q_{\min}| \leq 4 \cdot 10^6; |189,8 - 191,5| \leq 4 - \text{на блок 12; VAR (3) = (3,3,2; 189,8 \cdot 10^6); } X=3 + 1=4 - \text{на блок 13}$$

Варианты технологии очистки	Проверка на запрет	Концентрация P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Концентрация NO <sub>2</sub>	Адресация на блок
(3, 3, 3)	Z (1, 3) = 1	0,0100	0,0040	6
	Z (2, 3) = 1	0,0030	0,0012	
	Z (3, 3) = 1	0,0150	0,0050	
		$0,0280 \leq 0,0330$	$0,0102 \leq 0,0115$	

$$Q = \frac{1,47 \cdot 10^5 \cdot 280 + 1,2 \cdot 10^5 \cdot 280 + 5,64 \cdot 10^5 \cdot 280}{232,7 \cdot 10^6 \text{ руб}}$$

— на блок 7;  $X \neq 1$ ; ( $X=3$ ) — на блок 9;  $|Q - Q_{\min}| > > 4 \cdot 10^6$ ;  $|239,7 - 191,5| > 4$  — на блок 10;  $Q > Q_{\min}$ ;  $(232,7 > 191,5)$  — на блок 13; через блок 15 на блок 16

Таким образом, все варианты технологий рассмотрены (блок 15), а вывод на печать (блок 16) дает следующие результаты: VAR (1) = (1, 3, 3; 191,5 · 10<sup>6</sup>); VAR (2) = (2, 1, 3; 187,9 · 10<sup>6</sup>); VAR (3) = (3, 3, 2; 189,8 · 10<sup>6</sup>).

В рассмотренном примере очистки с минимальными затратами возможна при комбинациях водоохранных мероприятий, представленных табл. 7.19.

Как следует из табл. 7.18 наилучшим является второй вариант.

Таблица 7.19

Оптимальные варианты водоохранных мероприятий

Вариант	Номер производства	Номер используемой технологии	Стоимость варианта, млн. руб.
1	1	1	191,5
	2	3	
	3	3	
2	1	2	187,9
	2	1	
	3	3	
3	1	3	189,8
	2	3	
	3	2	

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Опыт всех предшествующих наблюдений и оценок показывает, что биогенная нагрузка на водоемы за счет стока с водосборов составляет 90—95 %; донная нагрузка может быть существенной (до 50—60 %), но является вторичной. Поступление биогенных веществ из атмосферы в большинстве районов составляет от 3 до 8 % и, очевидно, не является определяющим.

Формирование биогенной нагрузки определяется природными факторами и хозяйственной освоенностью водосбора, количеством (площадью) окультуренных и мелиорируемых сельскохозяйственных угодий разного типа, ферм, комплексов, промышленных предприятий, объектов коммунально-бытового сектора и т. д.). Освоенность водосборов водных объектов в разных регионах существенно различна (от начальной, или нулевой, для отдельных водоемов Сибири и Дальнего Востока, севера европейской части до 70—90 %-ной на юге и западе европейской части России); по размеру антропогенной составляющей биогенного стока некоторые водотоки несравнимы. Как отмечалось в главе 2, наиболее освоены земли прибрежные, пойменные и тяготеющие к 5-километровой полосе от уреза воды (см. табл. 1.1, составленную на примере рек Приладожья), что представляет наибольшую опасность биогенного загрязнения водотоков и водоемов. На водосборах отдельных бассейнов отмечается очень большая неравномерность в характере и интенсивности биогенной нагрузки и распределении ее в бассейне по территории и вдоль водотока. В связи с этим какие-либо обобщающие выводы о характере и интенсивности биогенной нагрузки в зависимости от регионального размещения водоемов без учета естественно-исторических и хозяйственно-демографических факторов представляются недостаточно обоснованными. Во всех случаях необходим анализ фактического освоения водосборных территорий и действительной биогенной нагрузки в пределах бассейна с учетом различных естественных и антропогенных источников.

Этот вывод приобретает первостепенное значение при осуществлении попыток прогноза эвтрофирования водоемов, который необходимо осуществлять только при наличии исчерпывающей информации о биогенной нагрузке на водосборе и о возможном поступлении питательных веществ в водоемы. Целенаправленно планируя и изменяя эту нагрузку на водосборе посредством осуществления продуманной хозяйственной и природоохранной деятельно-

сти в пределах бассейна, можно контролировать качественное состояние водоемов — их трофический уровень. Как отмечалось в главе 2, весьма важным вопросом контроля эвтрофирования водоемов является высокий уровень эксплуатационных и текущих агротехнических мероприятий, недопущение отклонений от принятых норм и технологий, исключение аварийных ситуаций.

Для разработки мероприятий по борьбе с эвтрофированием озер необходимо изучение причин, вызывающих эвтрофирование, определение количественных связей между уровнем трофности и хозяйственной освоенностью водосбора, а также анализ динамики улучшения качества воды при снятии антропогенной нагрузки.

Согласно Программе исследований эвтрофикации водоемов в странах ОЭСР, расчет степени сокращения биогенной нагрузки, «необходимой для достижения требуемого трофического уровня водоема, и учет всех источников поступления питательных веществ, в первую очередь фосфора, в озера (водохранилища) и их водосборные бассейны, составляет основу разработки мер борьбы с эвтрофикацией водоемов» [252, 254]. В США планирование использования водных ресурсов и управление качеством воды намечается проводить совместно с планированием использования земель, в том числе размещения промышленности и сельского хозяйства [258].

В качестве примера отметим также, что в основу оптимизации водного режима р. Москвы положена водоохранно-защитная организация территории ее бассейна. Эта организация предусматривает упорядочивание использования земельного фонда бассейна, осуществление необходимых мероприятий [25].

Все методы и рекомендации по оценке движения и поступления биогенных веществ в водоемы, оптимальному хозяйственному освоению водосборов, приведенные в монографии, могут быть использованы для водосборов любых водотоков и водоемов, в том числе крупных водохранилищ гидроузлов. Они применимы для различных территорий страны, за исключением участков активной водной эрозии, зоны вечной мерзлоты, засушливых районов и районов с интенсивным поливным земледелием.

Восстановление водоемов, уже достигших эвтрофного уровня, является весьма дорогостоящим делом, включающим обширный комплекс разнообразных мероприятий. Опыта обратного развития водоемов (эвтрофные — мезотрофные — олиготрофные) в нашей стране пока нет. Реализация этого опыта в нашей стране в истекающем веке вряд ли возможна. Осуществленная в США программа деэвтрофирования Великих озер продолжалась более 10 лет и обошлась в десятки миллиардов долларов. Поэтому, на наш взгляд, контролю хозяйственного освоения водосборов водоемов и ограничению биогенной нагрузки достойной альтернативы нет. Этой проблеме максимальное внимание должно быть уделено при разработке схем комплексного использования водных ресурсов, схем использования водной энергии, территориальных схем охраны природы, водоохраных зон.

**ПРИМЕР 1. РАСЧЕТ ЕСТЕСТВЕННЫХ ПОТЕРЬ  
БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В РАСТЕНИЕВОДСТВЕ  
ПОД ВЛИЯНИЕМ ПОВЕРХНОСТНОГО И ВНУТРИПОЧВЕННОГО СТОКА**

Исходная информация:

- 1) почвы дерново-подзолистые;
- 2) средний слой стока половодья на реках — 1500 мм;
- 3) водность расчетного периода — многоводный ( $\eta = 1,33$ )
- 4) характеристика растениеводства (см. табл. 1)

Таблица 1

Вид угодья, культура	Площадь, $F_i$ га	Урожайность $Y$ ц/га	Валовой урожай $Y_i F_i$ ц
Пашня			
Зерновые (рожь)	277	18,3	5 069
Картофель (поздний)	188	108,0	20 304
Корнеплоды	300	279,0	83 700
Многолетние травы на выпас	1 548	183,0	283 284
Итого	2 313	—	—
Кормовые угодья			
Многолетние травы на сено	350	44,8	15 680
Всего по хозяйству	2 663	—	—

Порядок расчета приведен в табл. 2

Таблица 2

**Расчет естественных потерь биогенных веществ**

Вид угодья, культура	$K_{i,j}$		$R_{i,j}$		$\alpha_{i,j}$		$W_{i,j} T$	
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>
Пашня								
Зерновые (рожь)	3,10	1,40	15,71	7,10	0,28	0,11	5,85	1,04
Картофель (поздний)	0,60	0,20	12,18	4,06	0,26	0,18	4,21	0,97
Корнеплоды	0,35	0,10	29,30	8,37	0,55	0,22	21,43	2,45
Многолетние травы на выпас	0,37	0,15	104,81	42,49	0,30	0,18	41,82	10,17
Итого							73,31	14,63
Кормовые угодья								
Многолетние травы на сено	1,76	0,63	27,60	9,88	0,30	0,18	11,01	2,36
Всего							84,32	16,99

## ПРИМЕР 2. РАСЧЕТ ЕСТЕСТВЕННЫХ ПОТЕРЬ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В РАСТЕНИЕВОДСТВЕ ПОД ВЛИЯНИЕМ ДРЕНАЖНОГО СТОКА

### Исходная информация

- 1) вид определяемого биогенного вещества — минеральный азот;
- 2) глубина залегания грунтовых вод — 1 м;
- 3) средняя влажность почвы — 59,17;
- 4) доза азотных минеральных удобрений — 100 кг/га;
- 5) доза органических удобрений — 20 т/га;
- 6) модуль стока грунтовых вод — 0;
- 7) содержание азота в пахотном слое почвы — 200 кг/га.

### Порядок расчёта

- 1) запас влаги в почве:

$$V_{\text{п}} = (59,17/100) \cdot 1 \cdot 10^4 \approx 6000 \text{ м}^3/\text{га};$$

- 2) параметр  $a$ :

$$a = 3,3 \ln [(80 - 35)/(70 - 35)] = 0,83;$$

- 3) годовой дренажный сток:

$$q = \{1 - [59,17/(80 - 35)^5 - e^{0,83 \cdot 5 \cdot (1 - 0,25)}]\} : \\ : [1 - e^{0,83 \cdot 5 \cdot (1 - 0,25)}] 30 \cdot 12 \cdot 10^4 \approx 900 \text{ м}^3/\text{га},$$

где 12 — число месяцев в году;  $q' = 900/(6000 + 900) = 0,132 \text{ м}^3/\text{га}$ ;

4) удельный вынос минерального азота:  $w_{\text{N}} = (0,07 \cdot 200 + 0,02 \cdot 100 + 0,0002 \times 20000) \cdot 0,132 = 2,64 \text{ кг}/(\text{га} \cdot \text{год})$ ;

5) концентрация минерального азота в дренажном стоке:  $C = 2,64 \cdot 1000/900 = 2,93 \text{ мг}/\text{л}$ .

РАСЧЕТ ПОЧВОЗАЩИТНОГО КОЭФФИЦИЕНТА ПОЛЕВЫХ КУЛЬТУР ДЛЯ РАЙОНА 23 (см. табл. 2.15)

16 Заказ № 209

Наименование культуры, агротехника	Периоды	Дата начала периода	Эрозионный потенциал начала периода, %	Эрозионный потенциал за период, Д' %	Коэффициент смыва почвы, П' %	$\frac{Д' \cdot П'}{10\ 000}$	Площадь посевов, F %	К <sub>д</sub>
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Озимые, отвальная обработка	Пахота	01 08	74	13	65	0,084		
	Всходы	31 08	87	5	79	0,040		
	Укоренение	15 09	92	10 (102—92)	70	0,070		
	Вегетация	10 05	2	18	38	0,068		
	Созревание	10 06	20	45	10	0,045		
	Уборка	20 07	65	9 (74—65)	20	0,018		
Многолетние травы				100	1	0,325 0,010	60 35	0,195 0,004
	Пар отвальный			100	80	0,8 0,080	5	0,004

241

Почвозащитный коэффициент растительного покрова и агротехники для хозяйства в целом равен 0,203.

## РАСЧЕТ СМЫВА ПОЧВЫ ОТ СТОКА ТАЛЫХ ВОД (ЛЕСНАЯ ЗОНА)

Номер участка	Группа смываемости почвы	Группа механического состава почв	Запас воды в снеге, мм	K <sub>T</sub>	Верхние границы принятой градации уклонов, %							
					1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	8,0	10,0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	3	2	0,5	80	$\frac{8,00}{0,30}$	$\frac{13,60}{0,46}$	$\frac{19,20}{0,58}$	$\frac{24,00}{1,04}$	$\frac{27,20}{1,39}$	$\frac{30,40}{1,74}$	$\frac{35,20}{2,17}$	$\frac{40,00}{2,60}$
2	3	2	0,6	75	$\frac{7,50}{0,34}$	$\frac{12,75}{0,52}$	$\frac{18,00}{0,67}$	$\frac{22,50}{1,05}$	$\frac{25,50}{1,45}$	$\frac{28,50}{1,84}$	$\frac{33,00}{2,36}$	$\frac{37,50}{2,85}$
3	2	2	0,8	70	$\frac{7,00}{0,06}$	$\frac{11,90}{0,12}$	$\frac{16,80}{0,22}$	$\frac{21,00}{0,38}$	$\frac{23,80}{0,63}$	$\frac{26,60}{0,89}$	$\frac{30,80}{1,28}$	$\frac{35,00}{1,68}$

Примечание. Числитель — сток, мм, знаменатель — смыв, т/га.

**ПРИМЕР РАСЧЕТА КОНЦЕНТРАЦИЙ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ  
В ЗАМЫКАЮЩИХ СТВОРАХ ВОДОТОКОВ**

На рис. П1 приведена схема водотока с рассредоточенными биогенными нагрузками, в табл. 1 даны гидравлические показатели отдельных участков водотока, в табл. 2 — основные показатели источников биогенных веществ, включая рассеянные, точечные и фоновые.

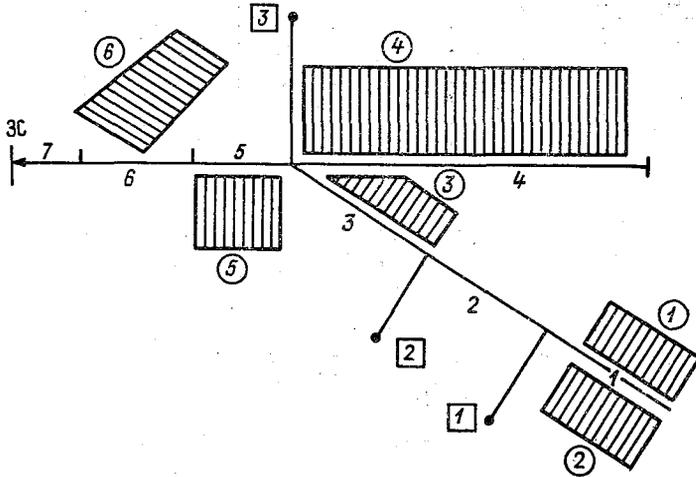


Рис. П1. Схема водотока с рассредоточенными биогенными нагрузками.

1—7 — номера участков водотока; цифры в кружках — диффузионные источники, цифры в квадратах — точечные; ЗС — замыкающий створ водотока.

Таблица 1

Показатели отдельных участков водотока

Номер участка водотока	Длина, км	Ширина, м	Глубина, м	Расход, м <sup>3</sup> /с	Скорость, м/с	Коэффициент седиментации, 1/с
1	2	10	1	1	0,1	0,0003
2	1,5	12	1,5	2,16	0,12	—
3	1	14	2	3,36	0,12	—
4	5	10	1	1	0,1	—
5	2	16	2	4,5	0,14	—
6	2	10	1	1	0,1	—
7	2,5	17	2	5,5	0,16	—

## Показатели источников биогенных веществ

Источники БВ	Удельный вынос, $w_i$ кг/(га·год)	Суммарный вынос, $W_i$ кг/год	Средне-месячный расход, $q_{ij}$ г/с	Интенсивность рассеянного источника
Рассеянные				
пашня, 252 га	1,5	378	0,029	0,0000014
пашня, 222 га	1,5	333	0,0256	0,00000128
пашня, 130 га	1,5	195	0,015	0,0000054
сенокос, 450 га	1	450	0,035	0,000007
пашня, 200 га	1,5	300	0,023	0,0000036
пастбище, 400 га	1,2	480	0,037	0,0000043
Точечные				
ферма, 368 голов	0,4	147,2	0,0085	
поселок, 250 чел.	0,2	50	0,003	
ферма, 450 голов	0,4	181	0,0104	
Фоновые на участке (см. рис. П1)				
1			0,002	
4			0,002	
6			0,002	

## Матрицы взаимного расположения участков и источников биогенных элементов

$$A = \begin{vmatrix} 1 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 1 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{vmatrix}; \quad B = \begin{vmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,5 & 0,5 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{vmatrix};$$

$$T = \begin{vmatrix} 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \end{vmatrix}$$

## А. Раздел исходных данных для программы МТВЮ

Для записи исходных данных в раздел используйте режим вставки строк. Вставку новых строк или удаление старых производите только перед строкой с символами «...», если размер строки матрицы превышает размер строки шаблона, продолжайте запись на следующих строках. Каждую новую строку матрицы записывайте с новой строки шаблона.

Будете моделировать изменение биогенной нагрузки (да — 1, нет — 0) — 1.

Укажите число вариантов расчета — 2.

Укажите месяц, для которого желаете получить результат (1—12) — 9; форму представления результатов расчета (подробная — 1, сокращенная — 0) — 1.

1. Гидрологические характеристики водосбора

Укажите число участков водосбора — 7.

По какой участок (включительно) производится расчет — 5.

Укажите процент увеличения (+) или уменьшения (—) расходов воды — 1,0.

При задании этого параметра происходит пропорциональное изменение расходов, приведенных в табл. 3.

Таблица 3

Номер участка водосбора	Коэффициент седиментации, $R \text{ с}^{-1}$	Длина участка, $L \text{ км}$	Ширина на участке, $B \text{ м}$	Глубина на участке, $H \text{ м}$	Расход воды на участках, $Q \text{ м}^3/\text{с}$
1	9,5100E-8	2,0	10,0	1,0	1,0
2	9,5100E-8	1,5	12,0	1,5	2,16
3	9,5100E-8	1,0	14,0	2,0	3,36
4	9,5100E-8	5,0	10,0	1,0	1,0
5	9,5100E-8	2,0	16,0	2,0	4,5
6	9,5100E-8	2,0	10,0	1,0	1,0
7	9,5100E-8	2,5	17,0	2,0	5,5

Матрица А

(размер строки — 70 элементов)

1	1	1	1	0	1	0	1
0	1	1	0	1	0	1	
0	0	1	0	1	0	1	
0	0	0	1	1	0	1	
0	0	0	0	1	0	1	
0	0	0	0	0	1	1	
0	0	0	0	0	0	1	

2. Характеристики диффузионных (рассеянных) источников

Укажите число диффузионных источников на водосборе — 6.

Укажите водность года (1 — многоводный, 2 — средней водности, 3 — мало-водный) — 2.

В графе 5 табл. 4 укажите степень удаленности сельскохозяйственных угодий от уреза воды: 1) 0—500 м; 2) 500—1000 м; 3) 1000—2000 м; 4) 2000—3000 м; 5) 3000—4000 м; 6) 4000—5000 м.

В графе 6 табл. 4 укажите шаг (%) увеличения (+) или уменьшения (—) площади сельскохозяйственного угодья.

Таблица 4

Номер рассеянного источника	Название источника	Площадь источника, $F \text{ га}$	Удельный вынос, $\text{кг}/(\text{год} \cdot \text{га})$	Степень удаленности (1—6)	Шаг изменения площади, %
1	2	3	4	5	6
1	Пашня	252,0	1,5	1	+60,0
2	»	222,0	1,5	2	+1,0
3	»	130,0	1,6	1	—5,0
4	Сенокос	450,0	1,0	3	+10,0
5	Пашня	200,0	1,5	2	—12,0
6	Пастбище	400,0	1,2	4	0,0

Матрица В

(размер строки — 20 элементов, формат — F3.1)

1,0 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20  
 1,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0  
 1,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0  
 0,0 0,0 1,0 0,0 0,0 0,0  
 0,0 0,0 0,0 1,0 0,0 0,0  
 0,0 0,0 0,0 0,0 1,0 0,0  
 0,0 0,0 0,0 0,0 0,5 0,5 0

3. Характеристики точечных источников

Укажите число точечных источников на водосборе — 3.

В графе 4 табл. 5 укажите шаг (%) увеличения (+) или уменьшения (—) выноса БВ от точечного источника.

Таблица 5

Номер точечного источника	Название источника	Годовой вынос, кг/год	Шаг изменения выноса, %
1	Ферма	147,0	+30,0
2	Поселок	50,0	+10,0
3	Ферма	181,0	0,0

Матрица Т

(размер строки — 20 элементов, формат — F3.1)

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20  
 0,0 1,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0 0,0  
 0,0 0,0 1,0 0,0 0,0 0,0  
 0,0 0,0 0,0 0,0 1,0 0,0

4. Характеристики фоновых источников

Учитываются фоновые источники на водосборе (да — 1, нет — 0) — 1.

В графе 3 табл. 6 укажите шаг (%) изменения выноса от фоновых источников на участке водосбора.

Таблица 6

Номер участка водотока	Годовой вынос БВ от фоновых источников на участок, кг/год	Шаг изменения выноса, %
1	20,0	0,0
2	0,0	0,0
3	0,0	0,0
4	20,0	0,0
5	0,0	0,0
6	20,0	0,0
7	0,0	0,0

Введите коэффициенты месячного выноса БВ (табл. 7)

Таблица 7

Блок коэффициентов, характеризующих долю месячного выноса БВ от источника

Месяц	Рассеянные источники	Точечные источники	Фоновые источники
Январь	0,0	0,08	0,0
Февраль	0,0	0,08	0,0
Март	0,15	0,08	0,13
Апрель	0,20	0,08	0,20
Май	0,15	0,08	0,15
Июнь	0,08	0,08	0,16
Июль	0,08	0,08	0,16
Август	0,08	0,08	0,15
Сентябрь	0,13	0,08	0,03
Октябрь	0,13	0,08	0,02
Ноябрь	0,0	0,08	0,0
Декабрь	0,0	0,08	0,0

Укажите номер БВ, по которому производите расчет (табл. 8) — 2.

Таблица 8

Значения ПДК БВ

Номер БВ	Название БВ	ПДК, мг/л
1	P	0,001
2	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,03
3	K	50,0
4	NO <sub>2</sub>	0,008
5	NO <sub>3</sub>	40,0
6	H <sub>4</sub>	5,0

**Б. Результаты расчета по программе МТВЮ**

Число участков — 7.

Расчет производится по 5-й участок включительно.

Биогенное вещество — P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.

Месяц — сентябрь.

Моделирование изменения биогенной нагрузки на водоток.

Число вариантов расчета — 2.

**Вариант 1**

Рассеянные источники

Номер источника	Название источника	Изменение площади, %	Результат	
			площадь, га	вынос в водоток за месяц, кг
1	Пашня	60,0	403,2	78,62
2	»	1,0	224,0	39,35
3	»	-5,0	123,5	24,08
4	Сенокос	10,0	495,0	51,48
5	Пашня	-12,0	176,0	30,89
6	Пастбище	0,0	400,0	37,44

**КРАТКОЕ ОПИСАНИЕ ВЕРСИИ ПРОГРАММЫ МТВЮ  
ДЛЯ ПЭВМ ИВМ РС АТ/ХТ**

Математическая модель транспорта биогенных элементов предназначена для оценки загрязнения водотоков и водоемов биогенными веществами (соединениями азота, фосфора, калия и др.) и определения их эвтрофного статуса. С ее помощью можно проводить изучение последствий изменения и перераспределения биогенной нагрузки на водосборе, учитывая при этом комплексное воздействие на водотоки различных типов источников загрязнения антропогенного и природного происхождения. Подобная задача связана с обилием исходной информации и большими объемами вычислительных операций, возрастающими пропорционально сложности изучаемых водных систем, что и определило построение модели в виде программного комплекса на ЭВМ с удобной для пользователя системой ввода исходной информации, получения и обработки результатов.

Расчет концентраций биогенных веществ по всей длине разветвленного водотока и их распределение основаны на уравнениях одномерного конвективно-диффузионного переноса, учитывающих гидравлические параметры водотоков и седиментацию.

Общий вид основного уравнения линейной версии модели:

$$D_k \frac{d^2C}{dx^2} - v_k \frac{dC}{dx} - r_k C + v_k = 0,$$

где  $x$  — константа, отсчитываемая вдоль русла;  $C(x)$  — концентрация биогенного вещества в точке с координатой  $x$ ;  $v_k$  — средняя по сечению скорость потока на  $k$ -м участке;  $D_k$  — коэффициент продольной дисперсии;  $r_k$  — константа скорости седиментации на  $i$ -м участке,  $v_k$  — интенсивность распределенного источника на  $i$ -м участке.

$$D_k = 1,5B_k v_k,$$

где  $B_k$  — ширина участка,  $v_k$  — скорость воды на участке.

$$v_k = \frac{q_k^n}{V_k},$$

где  $q_k^n$  — поступление в единицу времени биогенных веществ от рассредоточенных (площадных) источников в пределах  $k$ -го участка водосбора;  $V_k$  — объем воды, заключенный на этом участке.

Для расчетов основное уравнение приведено к виду:

$$C_n = \frac{1}{Q_n} \sum_{k=1}^n a_{kn} \left[ q_k^0 q_k + \sum_{j=1}^{m'} \tau_{kj} q_j^T + \right. \\ \left. + \frac{Q_k}{r_k V_k} (e^{\lambda_k l_k} - 1) \sum_{j=1}^m b_{kj} q_j^m \right] \exp \left\{ - \sum_{p=i}^n a_{kp} \lambda_k l_k \right\},$$

где

$$\lambda_k = - \frac{v_k}{2D_k} + \sqrt{\left( \frac{v_k}{2D_k} \right)^2 + \frac{r_k}{D_k}},$$

$C_n$  — концентрация биогенного вещества в замыкающем створе, мг/л;  $Q_n$  — расход воды в замыкающем створе, м<sup>3</sup>/с;  $n$  — количество участков, на которые раз-

бывается водоток;  $a_{kn}$  и  $a_{kp}$  — элементы матрицы взаимного расположения участков разветвленного водотока;  $q_k^0$  — поступление биогенного вещества от фоновых источников на  $k$ -м участке, г/с;  $q_k$  — элемент вектора взаимосвязи фоновых источников и участков водотока;  $m'$  — общее число точечных источников на водосборе;  $q_j^T$  — поступление биогенного элемента от  $j$ -го точечного источника, г/с;  $\tau_{kj}$  — элемент матрицы взаимосвязи точечных источников и участков водотока;  $Q_k$  — расход воды на  $k$ -м участке водотока, м<sup>3</sup>/с;  $r_k$  — константа скорости седиментации на  $k$ -м участке, с<sup>-1</sup>;  $V_k$  — объем воды, заключенный в пределах  $k$ -го участка;  $l_k$  — длина  $k$ -го участка водотока, км;  $m$  — общее число всех рассеянных (площадных) источников на водосборе;  $q_j^m$  — поступление биогенного элемента от  $j$ -го рассеянного источника, г/с;  $b_{kj}$  — элемент матрицы взаимосвязи рассеянных источников и участков водосбора.

В рассматриваемой модели источники загрязнения классифицируются по характеру поступления от них биогенных веществ в водную среду как точечные или диффузные (площадные). Динамика поступления веществ в замыкающие створы участков определяется сезонным действием этих источников, удаленностью от водотока и его гидродинамическими особенностями, а также распределением сельскохозяйственной нагрузки по водосбору.

Расчет концентраций производится для замыкающего створа каждого участка за промежуток времени от одного месяца до одного года. В процессе вычислений осуществляется автоматическая корректировка расходов воды и поступления биогенных веществ в водоток в зависимости от сезона и водности года.

Схема гидрографической сети с нанесенной на нее сельскохозяйственной нагрузкой представляется в модели в виде совокупности двумерных цифровых массивов, элементы которых отражают взаимосвязь участков сети друг с другом и определяют места непосредственного попадания биогенных веществ в водоток. Такая форма представления удобна для автоматизированной обработки и позволяет создавать и хранить банки информации о структурах водосборов любой сложности.

Каждый участок водотока характеризуется следующими числовыми параметрами: длиной (км), средними глубиной и шириной (м), расходами воды (м<sup>3</sup>/с) и коэффициентом седиментации (с<sup>-1</sup>).

Для расчетов используется следующая информация по источникам загрязнения: суммарное годовое поступление (кг/год) биогенных веществ — для точечных; площадь (га) и удельный вынос (кг/га) — для рассеянных. Более детально подготовка исходных данных и порядок расчетов изложены в [120].

При проведении многовариантных расчетов имеется возможность имитировать уменьшение или увеличение сельскохозяйственных площадей и производств, задавая шаг их изменения (в %). Таким образом можно с большей степенью вероятности прогнозировать состояние водных объектов в связи с интенсификацией сельскохозяйственного производства, а также решать практические задачи по предотвращению отрицательных последствий путем оптимального размещения сельскохозяйственной нагрузки на водосборах рек.

Последняя версия модели, реализованная на IBM PC AT/XT, обладает рядом преимуществ по сравнению с предыдущими версиями [120] и предоставляет пользователю широкие возможности обработки и анализа результатов с применением средств машинной графики.

Программный комплекс включает в себя две основные программы (MTBIOGR и MTBIOГ6), исходные тексты которых составлены на ФОРТРАНе 77, стандартный текстовый редактор MS (MICRO STAR), табличный файл исходных данных MTBIO dta, пакет программ для графического представления результатов и управляющую программу.

Систематизация входной информации в виде таблиц делает удобной работу с моделью и значительно облегчает подготовку исходных данных. Управляющая программа организует работу и взаимодействие отдельных модулей программного комплекса с помощью основного меню, включающего следующие режимы:

- 1 — редактирование исходных данных;
- 2 — вывод результатов в табличной и графической формах;
- 3 — вывод результатов в графической форме;
- 4 — прямой вызов графического пакета;
- 5 — выход в DOS.

В режиме 1 автоматически подключается текстовый редактор и на экран вначале выдается список всех файлов с исходными данными для модели из текущего каталога, а затем происходит загрузка нужного файла. Позиции для записи цифровых и текстовых значений отмечены специальными символами, что практически исключает ошибки, связанные с нарушением форматного доступа к файлу. Тем не менее основные программы защищены от прерываний при возникновении подобных ошибок; работа программного комплекса будет продолжена с выдачей соответствующего сообщения на экран. При работе с файлом исходных данных используются обычные команды текстового редактора для вставки и удаления строк, а также записи обновленного файла на жесткий диск.

Режим 2 организует выдачу результатов в виде таблиц на экран видеотерминала, после чего для их дальнейшей обработки подключается графический пакет, а в режиме 3 результаты сразу выводятся в виде графиков, что позволяет сэкономить время при расчете большого количества вариантов.

Режим 4 предназначен для анализа результатов, которые были записаны на жесткий диск при последнем расчете, а также для автономного использования графического пакета. Режим 5 прекращает работу программного комплекса и осуществляет возврат в MS DOS.

Большое количество (около 50) форм представления трех- и двумерных графиков и диаграмм дает возможность быстро проанализировать состояние водной системы, распределение концентраций и нагрузок по водотоку за временной период, а также проследить динамику этих показателей при проведении имитационных расчетов за определенную серию циклов. Для построения графиков используется следующая информация:

- количество участков;
- количество вариантов;
- число расчетных месяцев;
- полученные в результате расчетов массивы концентраций и выноса биогенных веществ с их увязкой относительно трех первых параметров;
- поступление биогенных веществ в водоток от рассеянных и точечных источников.

Восемь комбинаций из этих значений записываются в отдельные файлы на жесткий диск в каталог графического пакета и служат в дальнейшем основой для трехмерных графиков.

Графическая информация может быть выдана по желанию на экран, принтер, плоттер или сохранена на диске. Возможно получение высококачественных цветных изображений графиков на бумаге при использовании соответствующих принтеров.

Использование модели для оценки влияния расширения производств и определения максимально допустимых нагрузок на водосборах рек продемонстрировало широкие возможности программного комплекса, быстроту и удобство работы с ним. Использование данного комплекса для имитационных расчетов влияния развития хозяйственной деятельности в пределах водосборов водотоков на качество воды в промежуточных и замыкающих устьевых створах не имеет аналогов.

**РАСЧЕТ ВЫНОСА БВ ИЗ ПРИРОДНО-АГРАРНЫХ СИСТЕМ  
ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ В ЛАДОЖСКОЕ ОЗЕРО —  
НЕВСКУЮ ГУБУ — ВОСТОЧНУЮ ЧАСТЬ ФИНСКОГО ЗАЛИВА**

Перед началом расчетов по данным земельного баланса определяются площади сельскохозяйственных угодий в пределах речных бассейнов изучаемой водной системы (часть ее водосбора рассматривалась укрупненно, без излишней детализации). Расчет выноса БВ выполнялся по данным 1988 г. для следующих источников биогенной нагрузки: сельскохозяйственных угодий (жидкий и твердый сток), животноводческих (свиноводческих) ферм и комплексов, атмосферных осадков. Кроме того, рассчитывались технологические потери БВ (табл. 1).

При определении выноса БВ с сельскохозяйственных угодий выделение мелиорированных участков не производилось, так как их доля в общей площади сельскохозяйственных земель незначительна. Для всех кормовых угодий коэффициент естественных потерь БВ от их массы, вынесенной с урожаем, был принят: по азоту 0,30, а по фосфору 0,10, что связано с особенностями формирования биогенной нагрузки в пределах северо-запада нечерноземной зоны России [39, 73, 101, 145].

Расчеты выполнялись для периода средней водности. Поступление БВ в водные объекты с твердым стоком определялось только для фосфора. С этой целью был рассчитан удельный потенциальный смыв почвы с сельскохозяйственных угодий под влиянием стока дождевых осадков и талых вод и по результатам расчета определено поступление фосфора с продуктами эрозии в водотоки.

Расчет выноса БВ с объектов животноводства производился как для крупного рогатого скота, так и для свиней; при этом было принято, что разделение навоза на жидкую и твердую фракции осуществляется механически, а биологическая очистка стоков существует только на животноводческих (свиноводческих) комплексах, после биологической очистки стоки сбрасываются непосредственно в водные объекты.

Определение поступления питательных веществ в водную систему в результате технологических потерь производилось по данным экспертного обследования сельскохозяйственных угодий и объектов животноводства, расположенных в пределах изучаемой территории.

Определение поступления питательных веществ в водную систему в результате выноса биогенной нагрузки, сформированной под влиянием атмосферных осадков, производилось только для зимнего периода, ввиду того что летом азот и фосфор, выпадающие с жидкими осадками на поверхность водосбора, активно поглощаются растительностью, в то время как весной при интенсивном снеготаянии и замерзшей почве основная часть питательных веществ с талыми водами попадает в водоемы.

В табл. 1 представлены данные о возможном выносе азота и фосфора с сельскохозяйственных угодий и объектов животноводства Ленинградской области в водотоки водной системы Ладожское озеро — р. Нева — Невская губа — восточная часть Финского залива (без учета поглощения БВ при миграции).

Таблица 1

Возможный вынос биогенных веществ с сельскохозяйственных угодий и объектов животноводства Ленинградской области и водотоки водной системы Ладожское озеро—река Нева—Невская губа—восточная часть Финского залива

Наименование бассейна	Общая площадь сельскохозяйственных угодий, тыс. га	Общее поголовье скота, тыс. гол.	Объем выноса БВ в водотоки исследуемой водной системы, т										Всего	
			с сельскохозяйственных угодий					с объектов животноводства		в результате технологических потерь				
			жидкий сток		талые воды (атмосферная составляющая)		твердый сток							
			N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	

## Водосбор Ладожского озера

Восточная часть														
р. Свирь	12,1	10,6	163,3	16,9	33,3	—	19,4	42,4	5,3	154,9	78,6	393,9	120,2	
р. Оять	29,2	17,0	400,0	43,8	80,3	0,7	52,6	102,4	10,2	476,0	224,8	1 058,3	332,1	
р. Паша	27,8	22,8	364,2	27,8	76,5	2,7	50,0	136,8	13,7	422,6	208,5	1 000,1	302,7	
р. Сясь	55,0	55,4	748,0	55,0	152,9	8,5	99,0	277,0	27,7	797,5	412,5	1 975,4	602,7	
р. Волхов (в пределах Ленинградской области)	58,8	98,6	1 005,5	100,0	161,1	10,5	111,7	690,2	98,6	1 176,0	499,8	3 032,8	820,6	
Западная часть														
р. Вуокса	81,2	66,0	1 599,6	146,2	222,5	6,8	56,8	264,0	33,0	1 201,8	568,4	3 287,9	811,2	
р. Воронежка, мелкие реки Ленинградской области	24,1	210,0	469,9	41,0	66,0	2,0	24,1	1 260,0	126,0	477,2	209,7	2 273,1	402,8	
Итого (в пределах Ленинградской области)	288,2	480,4	4 750,5	430,7	792,6	31,2	413,6	2 772,4	314,5	4 706,0	2 202,3	13 021,5	3 392,3	

Водосбор р. Невы

Правый берег (р. Черная, р. Охта, р. Оккервиль)	11,8	54,1	234,8	21,2	32,5	1,2	14,2	216,4	21,6	179,4	90,9	663,1	149,1
Левый берег (р. Мга, р. Тосна, р. Ижора, р. Славянка)	53,0	127,4	863,9	79,5	145,7	9,8	53,0	764,4	127,4	837,4	429,3	2 611,4	699,0
Итого	64,8	181,5	1 098,7	100,7	178,2	11,0	67,2	980,8	149,0	1 016,8	520,2	3 274,5	848,1

Водосбор Невской губы и восточной части Финского залива

Северная часть (р. Черная, р. Се- стра)	19,3	59,4	274,1	19,3	52,9	3,0	17,4	178,2	29,7	279,8	148,6	785,0	218,0
Южная часть (р. Стрелка, р. Ко- вати, р. Сисга) р. Луга	22,2	95,4	384,1	26,6	61,0	4,4	17,8	477,0	66,8	299,7	142,1	1 221,8	257,7
	117,8	420,2	1 967,3	117,8	309,8	20,1	82,5	1 260,6	210,1	2 273,5	930,6	5 811,2	1 361,1
Итого	159,3	575,0	2 625,5	163,7	423,7	27,5	117,7	1 915,8	306,6	2 853,0	1 221,3	7 818,0	1 836,8
Всего по водной системе	512,3	1 236,9	8 474,7	695,1	1 394,5	69,7	598,5	5 669,0	770,1	8 575,8	3 943,8	24 114,0	6 077,2

**РЕЗУЛЬТАТЫ РАСЧЕТА ОПТИМИЗАЦИИ РАЗВИТИЯ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПРОИЗВОДСТВ НА ВОДОСБОРЕ ВОДОТОКА  
С ОГРАНИЧЕНИЯМИ ПО ВЫНОСУ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ**

В соответствии с примером, изложенным в разделе 6.3, выполнены расчеты для различных вариантов наборов ПДК для веществ  $\text{NH}_4$ ;  $\text{P}_2\text{O}_5$ ;  $\text{NO}_3$ ;  $\text{NO}_2$ .

1. ПДК 0,48; 0,2; 10; 0,0723 (0,48; 0,126, 2,6; 0,062);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000790$ ;  
 $X_2 = 0,000960$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001778$ .
2. ПДК 0,48; 0,2; 10; 0,0723 (0,48; 0,126; 2,6; 0,062);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000790$ ;  
 $X_2 = 0,000960$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001778$ .
3. ПДК 0,4; 0,2; 8; 0,07 (0,4; 0,15; 2,167; 0,0513);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000659$ ;  
 $X_2 = 0,000800$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001482$ .
4. ПДК 0,6; 0,3; 10; 0,08 (0,6; 0,157; 3,25; 0,769);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000988$ ;  
 $X_2 = 0,001199$ ;  $X_6 = X_8 = 0,002224$ .
5. ПДК 0,5; 0,21; 11; 0,08 (0,5; 0,13; 2,7; 0,064);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000823$ ;  
 $X_2 = 0,001000$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001852$ .
6. ПДК 0,45; 0,18; 9; 0,07 (0,45; 0,118; 2,44; 0,0577);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,00741$ ;  
 $X_2 = 0,000900$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001667$ .
7. ПДК 0,5; 0,12; 3; 0,05 (0,39; 0,102; 2,11; 0,05);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000642$ ;  
 $X_2 = 0,000780$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001445$ .
8. ПДК 0,25; 0,15; 5; 0,09 (0,25; 0,065; 1,35; 0,032);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000412$ ;  
 $X_2 = 0,000500$ ;  $X_6 = X_8 = 0,000926$ .
9. ПДК 0,3; 0,1; 5; 0,05 (0,3; 0,079; 1,62; 0,0384);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000494$ ;  
 $X_2 = 0,000600$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001111$ .
10. ПДК 0,7; 0,1; 8; 0,06 (0,382; 0,1 2,07; 0,0489);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000628$ ;  
 $X_2 = 0,000763$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001414$ .
11. ПДК 0,35; 0,2; 8; 0,05 (0,35; 0,092; 1,9; 0,045);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000576$ ;  
 $X_2 = 0,000700$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001296$ .
12. ПДК 0,8; 0,3; 4; 0,08 (0,628; 0,164; 3,38; 0,08);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,001028$ ;  
 $X_2 = 0,001248$ ;  $X_6 = X_8 = 0,002212$ .
13. ПДК 0,9; 0,3; 5; 0,08 (0,626; 0,164; 3,38; 0,08);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,001028$ ;  
 $X_2 = 0,001248$ ;  $X_6 = X_8 = 0,002312$ .
14. ПДК 0,7; 0,2; 4; 0,08 (0,626; 0,164; 3,38; 0,08);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,001028$ ;  
 $X_2 = 0,001248$ ;  $X_6 = X_8 = 0,002312$ .
15. ПДК 0,7; 0,2; 3; 0,07 (0,546; 0,143; 2,96; 0,07);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000899$ ;  
 $X_2 = 0,001092$ ;  $X_6 = X_8 = 0,002023$ .
16. ПДК 0,55 0,15; 2,5; 0,07 (0,46; 0,12; 2,5; 0,059);  
 $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000760$ ;  
 $X_2 = 0,000923$ ;  $X_6 = X_8 = 0,00171$ .

Проанализируем полученные результаты. Прежде всего отметим ярко выраженную устойчивость оптимального решения при варьировании значений ПДК. Во всех 16 вариантах получено  $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7$ ,  $X_6 = X_8$ . Заметим, что для каждого варианта в первой строке сначала записаны четыре значения ПДК, которые стоят в правых частях неравенств-ограничений, а затем в скобках указаны значения, которые реализовались на самом деле. Например, для варианта 1 первое ограничение на  $\text{NH}_4$  выполняется как равенство, а остальные ограничения выполняются как строгие неравенства, т. е. для  $\text{P}_2\text{O}_5$ ,  $\text{NO}_3$  и  $\text{NO}_2$  вычисленные значения оказались меньше предельно допустимых;  $0,126 < 0,2$ ;  $2,6 < 10$ ;  $0,062 < 0,0723$ . Следует отметить, что для каждого из 16 расчетных вариантов одно ограничение выполняется как равенство, а три остальных — как строгие неравенства. Первое ограничение выполняется как равенство в вариантах 1—6, 8, 9, 11; второе ограничение как равенство выполняется в варианте 10. Третье — в варианте 16, четвертое — в вариантах 2, 7, 12—15.

Для того чтобы оценить полученные численные значения, сравним их с тем уровнем, который соответствует имеющемуся на данный момент положению. Рассмотрим вариант 1. Полученные значения:  $X_1 = X_3 = X_4 = X_5 = X_7 = 0,000790$ ;  $X_2 = 0,000960$ ;  $X_6 = X_8 = 0,001778$  — означают, что нагрузка первого сельскохозяйственного производства для ингредиента  $\text{NO}_2$  может быть без превышения уровней ПДК (0,48; 0,126; 2,6; 0,062) увеличена в 2,78 раза, так как  $790/283,2 \approx 2,78$ . Аналогично имеем:

$$\frac{960}{55,92} \approx 17,18; \quad \frac{790}{217,8} \approx 3,62; \quad \frac{790}{122,88} \approx 6,42; \quad \frac{790}{278,4} \approx 2,83;$$

$$\frac{1780}{99,4} \approx 17,08; \quad \frac{790}{159,12} \approx 4,96; \quad \frac{1778}{98,82} \approx 17,99.$$

Значит, нагрузка фермы в Тимошино (для  $\text{NO}_2$ ) может быть увеличена в 17,16 раз, нагрузка второго производства может быть увеличена в 3,62 раза, нагрузка фермы в Андронниково — в 6,42 раза, нагрузка третьего производства — в 2,83 раза, нагрузка четвертого производства — в 17,98 раз, нагрузка фермы в Макарьино — в 4,96 раза, нагрузка пятого производства — в 17,99 раз. При этом уровни ПДК превышены не будут.

Точно так же можно вычислить кратность увеличения существующего уровня сельскохозяйственных производств для остальных числовых вариантов. Например, для варианта 10 были получены соответственно следующие числа: 2,21; 13,64; 2,88; 5,11; 2,25; 14,22; 3,94; 14,3.

Таким образом, выполненные расчеты для различных значений ПДК показали выраженную устойчивость оптимального решения, характеризуемого положительной кратностью увеличения всех существующих сельскохозяйственных объектов.

**ОСНОВНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ, КОТОРЫЕ СЛЕДУЕТ СОБЛЮДАТЬ  
ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ**

1. Древесно-кустарниковую растительность необходимо высаживать в первую очередь вдоль неустойчивых берегов, в непосредственной близости от распаханых участков, ферм, на безлесных участках, а также на землях с уклоном более 18° [117].
2. Наиболее эффективны комбинированные лесополосы, которые надо создавать в сочетании с канавами и стокозадерживающими валами [40, 44, 131, 142, 172].
3. Формирование лесных полос рекомендуется производить с постепенным увеличением высоты: травянистая растительность — со стороны сельскохозяйственных земель, кустарники и низкорослые деревья высотой до 5 м — в средней части и высокорослые породы — на бровке берега [117, 142].
4. Ширину лесополосы следует планировать в зависимости от крутизны склонов [117, 142].
5. Для озеленения берегов лучше использовать черную ольху и белую иву [47, 117], а также хвойные породы [131, 172]. Колочей древесно-кустарниковой растительностью предлагается ограждать водоемы в местах выпаса скота [47].
6. Рекомендуется создавать систему водопоглощающих (противоэрозионных) полос вокруг оврагов, ширина которых зависит от крутизны склонов (см. таблицу) [47, 142].

**Ширина противоэрозионной полосы (м) вокруг оврагов и балок**

Вид угодий, прилегающих к оврагам и балкам	Крутизна прилегающих склонов		
	обратный и нулевой уклон	до 3°	более 3°
Пашня	15—35	35—55	55—100
Пастбища и сенокосы	15—25	25—35	35—50
Лес и кустарник	35	35—55	55—100

7. Чтобы избежать временных водотоков с сельскохозяйственных угодий, требуется сооружение стоконаправляющих и стокозадерживающих валов [47, 142].
8. Рекомендуется устраивать водозадерживающие дамбы вдоль водотоков (с учетом рельефа местности) для создания искусственных заливных лугов или заливных луговых полос. Временно затопляемые земли целесообразно использовать как сенокосы [3, 47, 142].
9. При планировании землепользования следует учитывать рельеф местности. Земли с уклоном 12—18° должны использоваться под сенокосы и пастбища, а с уклоном более 18° — под лесопосадки [29].
10. На водотоке (ручье) при впадении в основную реку целесообразно создавать биологические пруды. Можно использовать также любые природные углубления, ямы, крупные карьеры с небольшими дамбами и перегородками [44, 47, 49]. Засаживать пруды рекомендуется тростником обыкновенным, камышом озерным, рогозом узколистным, злodeей канадской [47]. При выборе растительности следует пользоваться рядами аккумуляции химических элементов, приведенными в табл. 7.6. [44, 47, 117]. Плотность посадки должна составлять для тростника 80, для рогоза 45 растений на 1 м<sup>2</sup> [47]. За период вегетации тростник извлекает из воды 45 г азота и 18 г фосфора, а рогоз соответственно 38 и 32.

**РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКОНОМИЧЕСКОГО СРАВНЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ ВОДООХРАННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ В США**  
(на примере Великих озер)

В США достигнут значительный прогресс в уменьшении содержания БВ в городских и промышленных стоках. Главным источником биогенного загрязнения Великих озер являются рассеянные источники биогенной нагрузки.

Для установления экологического равновесия нарушенных водных систем в США была принята и осуществлена обширная научно-исследовательская программа. Она предусматривала снижение поступления БВ в Великие озера по основным водным артериям, наиболее значительной из которых является р. Моми. В 1972 г. было положено начало осуществлению первого проекта этой программы («Блэк-Крик»), который предусматривал детальные исследования влияния сельского хозяйства на качество воды в Великих озерах.

Бассейн р. Блэк-Крик был выбран как типичный для всего водосбора р. Моми в отношении землепользования и типов почв (табл. 1), а также в отношении интенсивности смыва БВ [250]. Он достаточно обширен (4872 га), что позволяет детально исследовать влияние различных способов землепользования на качество воды.

Таблица 1

**Землепользование в бассейнах рек Моми и Блэк-Крик**

Использование земли	Бассейн р. Моми	Бассейн р. Блэк-Крик
Общая территория, га	1 711 493	4 872
Земля под сельскохозяйственными культурами, %	73	80
Пастбища, %	4	4
Леса, %	8	4
Населенные пункты, %	9	9

Земледельческая часть проекта предусматривала исследование экономической эффективности 30 различных приемов сохранения почв и их сочетаний, которые были разделены на три категории.

1. Инженерные работы: уменьшение длины склонов; укрепление склонов; сооружение засаженных травой канав для отвода дождевой воды в реки; сооружение прудов и резервуаров для отходов животноводства; выравнивание поверхности почв; сооружение оград, препятствующих доступу сельскохозяйственных животных к рекам и ручьям; создание специальной системы обеспечения водой сельскохозяйственных животных; сооружение прудов; отстаивание воды в специальных резервуарах; стабилизация русла потоков; укрепление берегов рек и ручьев; сооружение дренажных канав; сооружение террас; дренаж почв с помощью керамических труб.

2. Земледельческие работы: защитные посевы по периметру полей; использование стерни после сбора урожая; сведение обработки почв к минимуму; посев трав на пастбищах и сенокосных угодьях; ленточная жатва; улучшение эксплуатации лесных угодий; уход за лесами.

3. Комбинированные работы: защита от ветра территории ферм и кормов; защитные посадки по краям полей (изгороди из кустарников и т. д.); установка ветроломов для защиты полей; лесопосадки; удержание седиментов при строительных работах; улучшение рекреационных участков путем посадки растений; уход за естественными ландшафтами.

В результате исследований удалось получить ответ на многие из поставленных вопросов. Из всех перечисленных инженерных и земледельческих приемов были выбраны девять, оказавшихся наилучшими для бассейна р. Блэк-Крик. К ним относятся: защита краев полей; укрепление склонов; строитель-

ство канав, засеянных травами; ограды для сельскохозяйственных животных; посадки на пастбищах; осажение седиментов в резервуарах; сооружение террас; частичная защита русел рек и ручьев; методы обработки почв, оставляющие большие стерни на полях и увеличивающие комковатость почвы.

Второй проект «Хони-Крик» базировался на прекращении вспашки или сведения ее до минимума. При его выполнении подтвердилось, что такие приемы являются самыми дешевыми и эффективными для снижения поступления фосфора в воду и восстановления водных экосистем (табл. 2).

Таблица 2

Стоимость приемов снижения стока фосфора

Прием	Стоимость снижения стока фосфора на 1 кг, долл.	Доля биологически доступного фосфора в общем снижении его стока, %	Стоимость снижения биологически доступного фосфора на 1 кг, долл.
Прекращение пахоты и ша- дящая вспашка	0	25	0
Запашка стерни	27 600	25	110 000
Засев опасных районов	32 600	25	130 000
Ленточная жатва	8 200	25	33 000
Отвод потоков	284 000	25	1 060 000
Канавы	9 700	25	39 000
Фильтрация через раститель- ность	3 000	25	12 000
Сооружения для остановки стока	36 800	25	147 000
Сооружение террас	7 300	25	29 000
Дренаж с помощью керами- ческих труб	918 000	25	3 672 000
Совершенствование хранения и распределения навоза	440	75	5,90—36,3
Контроль стока со скотных дворов	220	75	2,90
Приемы улучшения плодород- ия почв	0	25	0
Распределение удобрений	4 400	25	17 600

Река Моми и другие реки и ручьи приносят в оз. Эри из сельскохозяйственных неточечных источников в среднем 8400 т/год фосфора [250]. Подсчитано, что в 1982 г. общий приток фосфора в оз. Эри составил 12 349 т, тогда как сокращение его поступления из сельскохозяйственных источников должно составить 11 000 т (в соответствии с соглашением 1978 г. между США и Канадой [250] о качестве воды в Великих озерах). Результаты исследования в рамках программы по сточным водам, поступающим в оз. Эри, показывают, что при использовании названных приемов можно достичь желаемого сокращения (табл. 2).

В конце 1980-х годов на основании результатов, полученных при осуществлении этой программы, и при анализе данных проекта «Блэк-Крик», полученных с помощью математической модели, было показано, что минимальная вспашка или ее прекращение могут значительно снизить количество фосфора, поступающего в озеро. Отсюда следует, что фермеры понесут незначительные затраты или обойдутся вообще без затрат, если их обучить новым приемам земледелия и обращению с новым оборудованием.

Сведения о технической эффективности комплекса водоохранных мероприятий и о размере приведенных затрат на их осуществление на основе отечественной практики даны в [250, 252].

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авакян А. Б. и др. Исследование пространственно-временной изменчивости физических, химических и биологических показателей в водохранилищах в целях акваториального районирования (на примере Ивановского)//Водные ресурсы. 1983. № 3.
2. Агарков С. Г., Андрущенко Е. Н., Галицина А. Я. Опыт использования экономико-математических моделей в проектах мелиоративного строительства//Гидротехника и мелиорация. 1983. № 11.
3. Агрехимикаты в окружающей среде. М.: Колос, 1979.
4. Адрихин П. Г. Фосфор в почвах и земледелии Центрально-Черноземной полосы. Воронеж, 1970. 112 с.
5. Актуальные вопросы эрозионоведения/Под ред. А. Н. Каштанова, М. Н. Заславского. М.: Колос, 1984.
6. Александрова Л. Н. Органическое вещество почвы и процессы ее трансформации. Л.: Наука, 1980.
7. Алексин О. А. Эвтрофирование озер//Водные ресурсы. 1979. № 4.
8. Алябина Г. А. Условия миграции биогенных элементов на водосборах озер//Изменения в системе водосбор — озеро под влиянием антропогенного фактора. Л.: Наука, 1983.
9. Антипов А. Н., Корытный Л. М. Географические аспекты гидрологических исследований. Новосибирск: Наука, 1981.
10. Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1981.
11. Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. Л., 1982.
12. Арманд А. Д. Информационные модели природных комплексов. М.: Наука, 1975.
13. Бабкин В. И., Вуглинский В. С. Водный баланс речных бассейнов. Л.: Гидрометеиздат, 1982.
14. Багоцкий С. В., Вавилин В. А., Остащенко Н. М. Проверка эмпирических зависимостей между поступлением биогенного элемента и его содержанием в водоеме//Водные ресурсы. 1985. № 3.
15. Басс С. В. Внутризональные особенности весеннего поверхностного стока в лесной зоне. М., 1963. 107 с.
16. Бацаинов И. Н., Лукьяненок Н. И. Уборка и утилизация навоза на свиноводческих комплексах. М.: Россельхозиздат, 1977.
17. Благовещенская З. К., Юркин С. Н. Охрана природных систем в интенсивном сельском хозяйстве. М., ВНИИ ТЭСХ, 1979.
18. Бобровицкая Н. Н. Эмпирический метод расчета смыва почвы со склонов//Сток наносов, его изучение и географическое распределение. М., 1977.
19. Боголюбов А. Г., Душенкова Г. А., Ногин В. Д. и др. Методика моделирования выноса биогенов с водосборов рек с учетом развития их хозяйственного использования//Комплексные проблемы охраны окружающей среды регионов. Л., 1984.
20. Бойченко З. А., Чуйан Г. А., Тур О. П. Прогнозирование содержания биогенных элементов в стоке с сельскохозяйственных угодий//Агрехимия. 1985. № 5.
21. Бондаренко В. Г., Иванов М. С., Коваль Ю. Д. и др. Источники поступления и масштабы возможного выноса биогенных элементов в вод-

ные объекты//Формирование и контроль качества поверхностных вод. Киев: Наукова думка, 1976. Вып. 3.

22. Борзилов В. А., Драголюбова И. В. Физико-математическое моделирование поведения пестицидов на малом водосборе//Труды ИЭМ. 1982. Вып. 12(98).

23. Бочаров М. К. Методы математической статистики в географии. М., Мысль, 1971.

24. Булавко Л. Г. Водный баланс речных водосборов. Л.: Гидрометеониздат, 1971.

25. Булаткин Г. А. Потоки биогенных элементов на модельном водосборе центра Русской равнины//Генезис, плодородие и мелиорация почвы. Пушкино, 1980.

26. Буров В. С. Исследования выноса минеральных удобрений с сельскохозяйственных угодий склоновым стоком//Труды ГГИ. 1971. Вып. 198.

27. Буторин Н. В., Свирежев Ю. М., Воинов А. А. и др. Имитационная модель экосистемы озера Плещеево//Теория, методология и практика системных исследований. М., 1984.

28. Вавилин В. А. Математическая модель для оценки уровня трофности водоема//Журнал общей биологии. 1980. № 10.

29. Валесян Л. А. Оценка и классификация условий рельефа для целей хозяйственного использования//Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1966. № 6.

30. Васильев О. Ф., Еременко Е. В. Моделирование трансформации соединений азота для управления качеством воды в водотоках//Водные ресурсы. 1980. № 5.

31. Васильев Ю. С., Кукушкин В. А. Использование водоемов и рек в целях рекреации. Л.: Гидрометеониздат, 1988.

32. Васильев Ю. С., Ролле Н. Н. Процессы в водохранилищах при поступлении биогенных и загрязняющих веществ//Гидротехническое строительство. 1987. № 10.

33. Васильев Ю. С., Ролле Н. Н., Хрисанов Н. И. Экологические изменения при гидроэнергетическом строительстве и их биологическая индикация//Материалы II Всесоюзной конференции по космической антропоэкологии. Л.: Наука, 1984.

34. Васильев Ю. С., Хрисанов Н. И. Экология использования возобновляющихся энергисточников. Л.: Изд-во ЛГУ, 1991.

35. Васильев Ю. С., Хрисанов Н. И. Матричная модель движения биогенных элементов по сложной сети разветвленных водотоков//Труды XXIII конгресса МАГИ. Канада, 1989.

36. Васильев Ю. С., Хрисанов Н. И., Ногин В. Д. Принципы построения модели выноса биогенных и загрязняющих веществ с водосбора и эвтрофикации в замыкающем створе-водоприемнике//Методы моделирования изменений природных условий при перераспределении водных ресурсов. Новосибирск: Изд-во АН СССР, 1982.

37. Васильев Ю. С., Хрисанов Н. И., Плавко А. В. Задачи и методы контроля качества воды водохранилищ, имеющих комплексное назначение//Методологические и системные проблемы охраны окружающей среды. Л., 1987. Ч. 2.

38. Васильев Ю. С., Хрисанов Н. И. Экологические аспекты гидроэнергетики. Л.: Изд-во ЛГУ, 1984.

39. Васяев Г. В., Ефимов В. Н., Сяницын Г. И. Проектирование системы применения удобрений в Северо-Западной зоне РСФСР. Л., 1979.

40. Вельнер Х. А. Сток биогенных веществ и управление им//Антропогенное эвтрофирование природных вод: Материалы III Всесоюзного симпозиума. Черноголовка, 1985.

41. Вендров С. Л. Проблемы преобразования речных систем. Л.: Гидрометеониздат, 1979.

42. Водогрецкий В. Е. Влияние агролесомелиорации на годовой сток (методика исследований и расчеты). Л., 1979.

43. Водохранилища и их воздействие на окружающую среду/Под ред. Г. В. Воропаева и А. Б. Авакяна. М.: Наука, 1986.

44. Водоохранные мероприятия при мелиорации земель. Свердловск, УралНИИВХ. 1988.
45. Воробьев Б. В., Косолапов Л. А. Водотоки и водоемы, взаимосвязь экологии и экономики. Л.: Гидрометеиздат, 1987.
46. Воронков П. П., Соколова О. К. Влияние облесенности водосбора на величину ионного стока//ДАН СССР. Нов. сер. 1951. Т. 4.
47. Временные рекомендации по выбору метода восстановления и мелиорации водоема. Свердловск, УралНИИВХ, 1982.
48. Временные методические рекомендации по прогнозированию химического состава поверхностных вод с учетом перераспределения стока. Л.: Гидрометеиздат, 1988.
49. Временные рекомендации по регулированию водного режима и освоению обвалованных (польдерных) земель в Нечерноземной зоне РСФСР. Л., СевНИИГиМ. 1983.
50. Временные рекомендации по регулированию водного режима обвалованных (польдерных) земель. Л., СевНИИГиМ. 1980.
51. Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. М.: Экономика, 1986.
52. Гарцман И. А. Системные аспекты моделирования в гидрологии. Труды ДВНИГМИ. 1977. Вып. 63.
53. Геоэкологические подходы к проектированию природно-технических геосистем. Сб. статей. М., Институт географии АН СССР, 1985.
54. Горбаль А. Н., Охонин Б. А., Садовский М. Г., Хлебопрос Р. Г. Простейшие уравнения математической экологии. Красноярск, Ин-т леса и древесины СО АН СССР, 1982.
55. Гордин И. В., Кочарян А. Г., Воробьева Н. П. Оптимизация системы водоохраных мероприятий//Водные ресурсы. 1979. № 5.
56. Горстко А. В. Математическое моделирование и проблемы использования водных ресурсов. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского ун-та, 1976.
57. Григорьев А. А. Математическое моделирование процесса формирования стока равнинных рек. Алма-Ата: Наука, 1984.
58. Грин А. М., Кук Ю. В. Экспериментальные исследования инфильтрационной способности почв юга лесной зоны Европейской части СССР//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1977. № 6.
59. Гудзон Н. Охрана почвы и борьба с эрозией/Пер. с англ. М., 1974.
60. Гумус и плодородие почв. Сб. статей/Под редакцией Л. Н. Александровой. Л., 1962.
61. Денисова А. И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наукова думка, 1979.
62. Дроздова В. М., Петренчук О. П., Селезнева Е. С., Свистов П. Ф. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР, Л.: Гидрометеиздат, 1964.
63. Дружинин Н. И., Шишкин А. И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1989.
64. Душенкова Г. А., Комиссарова Т. С., Хрисанов Н. И. Экологическая оценка сельскохозяйственного и мелиоративного освоения водосборов в связи с эвтрофированием водоемов//Мелиорация Нечерноземья. Л., 1986.
65. Душенкова Г. А., Осипов Г. К. Геоэкологическая оценка территории с целью оптимального размещения сельскохозяйственных производств//Охрана окружающей среды от загрязнения промышленными выбросами ЦВП. Л., 1988.
66. Душенкова Г. А., Осипов Г. К. Региональные геоэкологические исследования для оптимизации землеустройства на водосборах//Интенсификация земель и землеустройство. Л., 1988.
67. Душенкова Г. А., Черняева Г. М., Осипов Г. К. Учет влияния сельскохозяйственного производства на состояние водных ресурсов//Сб. науч. тр. ЛСХИ. 1986.

68. Егоршин С. И., Иванов Н. А. О прогнозе качества воды в Средне-Енисейском водохранилище//Экологические исследования водоемов Красноярского края. Красноярск, 1983.
69. Ежемесячные данные по химическому составу атмосферных осадков за 1976—1980 гг. Л., ГГО, 1986. 53 с.; То же за 1981—1985 гг. — Л., ГГО, 1989. 196 с.
70. Емельянов Ю. Н., Остапеня А. П., Жукова Т. В., Карabanович В. С. Роль атмосферных осадков в поступлении биогенных элементов в экосистему оз. Нарочь//Влияние хозяйственной деятельности на природу Белоруссии. Минск, БГУ, 1981.
71. Еремеева А. О. Физико-математическое моделирование выноса загрязняющих веществ от неточечных источников поступления//Гидрофизические, гидрохимические и гидробиологические процессы в озерах. Тр. молодых ученых. Деп. № 6597—В88. 1988.
72. Еременко Е. В., Колпак В. З., Селюк Н. И. Моделирование формирования качества воды в потоках, принимающих поверхностный сток с сельскохозяйственных угодий//Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. Л., Наука, 1986.
73. Ефимов В. И., Донских И. Н., Сеницын Г. И. Система применения удобрений. М.: Колос, 1984. 272 с.
74. Ефимов Ю. И. Автоматизированная обработка картографической информации. Л., Изд. ЛВВТКУ. 1986.
75. Жекулин В. С., Осипов Г. К., Душенкова Г. А., Лебедев О. В. Учет геоэкологических факторов при определении выноса биогенных элементов с сельскохозяйственных территорий//Межвуз. сб. Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., ЛПИ. 1986. Вып. 9.
76. Заключение экспертной комиссии об экологическом состоянии Невской губы и восточной части Финского залива. Л.: Изд-во АН СССР, 1989.
77. Заславский М. Н., Ларионов Г. А., Докудовская О. Г., Тарабрин Н. П. Карта эрозийного индекса дождевых осадков Европейской территории СССР и Кавказа//Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 8.
78. Захарченко И. Г. О поступлении азота с атмосферными осадками и потери его при вымывании из почвы Полесья и лесостепи УССР//Агрохимия. 1974. № 2.
79. Знаменский В. А. Комплексные проблемы охраны и оздоровления водной системы Ладожское озеро — река Нева — Невская губа//Пути решения вопросов рационального использования и охраны природных ресурсов Ленинграда и Ленинградской области. Л., 1984.
80. Зональная система ведения сельского хозяйства и организационно-хозяйственные планы совхозов и колхозов. Л.: Лениздат, 1971.
81. Иванищев В. В., Коплан-Дикс И. С., Игнашкина Е. М. Алгоритмическая модель управления потоками фосфора на водосборе Ладожского озера. Ленинград, ВЦ АН СССР, 1984, № 96.
82. Иванов В. И., Гуров В. Н. К вопросу определения оптимального шага дискретности цифровой модели рельефа местности. М., Изд. ВИА им. Куйбышева. 1978.
83. Ивахненко А. Г., Кротов Г. И. Самоорганизующиеся трехмерные модели загрязнения водной среды//Труды 2-го сов.-амер. симпозиума по использованию математических моделей в оптимизации и управлении качеством воды. ЕПА-600/9-80-033, Вашингтон, 1980.
84. Ионат В. А., Душенкова Г. А., Софер М. Г., Черняева Г. М. Оценка поступления и выноса биогенов от сельскохозяйственного производства в бассейн Ладожского озера//Межвуз. сб. Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., ЛПИ. 1984. № 7.
85. Исаков Ю. А. и др. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем. М.: Наука, 1980.
86. Калинин Г. П. Проблемы глобальной гидрологии. Л.: Гидрометеоиздат, 1968.

87. Камасин Ю. Н. Пути снижения физических потерь минеральных удобрений в сельском хозяйстве. Итоги НИР за 1974. Вильнюс, 1976.
88. Качиров Ю. А., Ратаданов Г. А. Некоторые проблемы охраны устьевых областей рек Дагестана//Социально-экологические проблемы интенсивного освоения приморских регионов. 1987.
89. Ковда В. А. Почвенный покров, его улучшение, использование и охрана, М.: Наука, 1981.
90. Кондратас А. Р. Натурные исследования влияния минеральных удобрений на качество грунтовых и дренажных вод//Водные ресурсы. 1987. № 2.
91. Кондратьев К. Я., Поздняков Д. В. Качество природных вод и определяющие его компоненты. Л.: Наука, 1984.
92. Коплан-Дикс И. С., Назаров Г. В., Кузнецов В. К. Роль минеральных удобрений в эвтрофировании вод суши. Л.: Наука, 1985.
93. Корицкая И. А. Баланс и превращение азота удобрений в дерново-подзолистой почве//Круговорот и баланс азота в системе почва — удобрение — растение — вода. М.: Наука, 1979.
94. Королев А. В. Опыт освоения систем земледелия в Ленинградской области. Л., 1988.
95. Коронкевич Н. И., Зайцева И. С., Крылова З. А. Ориентировочная оценка ресурсов весеннего поверхностного стока с пашни на территории СССР//Водные ресурсы, 1985. № 4.
96. Коротный Л. М. Речной бассейн как геосистема//Докл. Ин-та географии Сибири и Дальнего Востока. 1974. Вып. 42.
97. Крицкий С. Н. О водохозяйственных аспектах построения и эксплуатации систем, использующих ресурсы речного стока//Водные ресурсы. 1984. № 6.
98. Крушевский А. В. Справочник по экономико-математическим моделям и методам. Киев: Техника, 1982.
99. Кудеяров В. Н., Баткин В. Н., Кудеярова А. Ю., Бочкарев А. Н. Экологические проблемы применения удобрений. М.: Наука, 1984.
100. Кузин А. К. Разработка системы водоохранных мероприятий по речному бассейну//Водные ресурсы. 1985. № 2.
101. Кулаковская Т. Н. Агрохимические свойства почв и их значение в использовании удобрений. Минск: Урожай, 1985.
102. Кучмент Л. С. Математическое моделирование речного стока. Л., Гидрометеиздат, 1972.
103. Ладыженский В. Н. Совершенствование системы контроля и управления использованием и охраной вод//Экономические, технические и организационные основы охраны вод. Харьков, ВНИИВО. 1986.
104. Ласкорин Б. Н., Болотина О. Т., Каминский В. С. и др. Качество и охрана воды в бассейне р. Волги//Водные ресурсы, 1975. № 4.
105. Лаукс Д., Стединжер Дж., Хейт Д. Планирование и анализ водохозяйственных систем. М.: Энергоиздат, 1984.
106. Леонов В. А. Математическое моделирование трансформации соединений фосфора в пресноводных экосистемах. М.: Наука, 1986.
107. Леонов В. А. Изучение условий трансформаций соединений фосфора в экосистеме озера Байкал в связи с его эвтрофированием//Водные ресурсы. 1985. № 1.
108. Литвинов Л. Ф., Миргородская Н. Н. Картографостатический метод оценки крутизны склонов//Закономерности проявления эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях. М., 1976.
109. Лозановская И. Н., Орлов Д. С., Попов П. Д. Теория и практика использования органических удобрений. М.: Агропрониздат, 1987.
110. Лойгу Э. О., Вельнер Х. А. Вынос азота и фосфора с сельскохозяйственных угодий в малые водотоки (на примере Эстонской ССР)//Воздействие рассредоточенных нагрузок интенсивного полевого хозяйства и животноводства на водные ресурсы. М., 1980.
111. Лукьяненко И. И. Приготовление и использование органических удобрений. М., Россельхозиздат, 1982.

112. Лыков А. М. Гумус и плодородие почвы. М.: Моск. рабочий, 1985.
113. Максимова М. П. Критерии антропогенного эвтрофирования речного стока и расчет антропогенной составляющей биогенного стока рек//Водные ресурсы. 1979. № 1.
114. Мальцева А. В., Тарасов М. Н., Смирнов М. П. Сток органических веществ с территории СССР. Л.: Гидрометеоздат, 1987.
115. Методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценка экономического ущерба, приняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. М., 1982.
116. Методика оценки экономической эффективности мероприятий по борьбе с загрязнением водных источников ВНИИВОДГЕО. М., 1976.
117. Методические рекомендации по выбору водоохраных мероприятий в зоне сельскохозяйственного освоения. Челябинск, 1986.
118. Методические рекомендации по оценке выноса биогенных веществ поверхностным стоком. М., ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии. 1985.
119. Методические указания к проектированию систем применения удобрений в севооборотах северо-западной части Нечерноземной зоны РСФСР. Л., ЛСХИ. 1983.
120. Методические указания по расчету поступления биогенных элементов в водоемы от рассредоточенных нагрузок и установлению водоохраных мероприятий. М., 1988.
121. Методические указания по составлению схем охраны вод малых рек. РД-33-5.3.02.84. М., Минводхоз СССР. 1984.
122. Миколат Я., Питтерман Л. Управление охраной окружающей среды. М.: Прогресс, 1983.
123. Мильков Ф. Н. Физическая география: современное состояние, закономерности, проблемы. Воронеж: Изд-во Воронеж. университета, 1981.
124. Минеев В. Г. Химизация земледелия и природная среда. М.: Агропромиздат, 1990.
125. Мирцхулава Ц. Е. Инженерные методы расчета и прогноза водной эрозии. М., 1970.
126. Мишустин Е. Н., Петербургский А. В. Биологический азот в сельском хозяйстве//Биологический азот и его роль в земледелии. М.: Наука, 1967.
127. Мусатов А. П. Антропогенное эвтрофирование водоемов//Водные ресурсы. № 3. 1981.
128. Назаров Г. В. Гидрологическая роль почвы. Л.: Наука, 1981.
129. Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям. Труды всесоюзной конференции. Л.: Гидрометеоздат, 1981.
130. Несмеянова Г. Я., Пацукевич З. В. Эрозионноопасные земли Нечерноземной зоны РСФСР//Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1981. Вып. 8.
131. Никитин А. П., Спирина А. Г. Роль лесных насаждений в защите водоемов от заиления и загрязнения//Водные ресурсы, 1985. № 1.
132. Никитишен В. И., Никитишена И. А., Шабанова Н. И. Вымывание нитратов и потери азота в условиях интенсивного применения удобрений//Круговорот и баланс азота в системе почва — удобрение — растение — вода. М.: Наука, 1979.
133. Николаев С. А. Новый способ приближенного определения площадей//Сборник статей по картографии. М., 1954. Вып. 7.
134. Николаенко В. Т. О роли лесных насаждений в повышении качества воды//Лесное хозяйство и лесная промышленность СССР. М.: Лесн. пром-сть, 1972.
135. Ногин В. Д. и др. Основы теории оптимизации. М.: Высшая школа, 1982.
136. Оксийук О. П., Стольберг Ф. В. Управление качеством воды в каналах. Киев: Наукова думка, 1986.
137. Оптимальные параметры плодородия почв. Сб. статей. М.: Колос, 1984.

138. Осипов Г. К., Даркалт А. Оценка выноса биогенных элементов из природно-аграрных систем в водные объекты в результате эрозии//Межвуз. сб. Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., ЛГТУ. 1990.

139. Осипов Г. К. Методика геоэкологической оценки речного бассейна (в связи с выносом биогенных элементов). Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Л., 1987.

140. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. М.: Наука, 1982.

141. Пааль Л. Л. Инженерные методы расчета формирования качества воды водотоков. Таллинн, 1976. Ч. 1; Ч. 2.

142. Паулюквичюс Г. Б. Опыт количественной оценки экологических функций лесов Литвы//Лесоведение. 1977. № 1.

143. Пацукевич З. В. Эрозионное районирование территории Нечерноземной зоны Европейской части РСФСР по величине модуля смыва//Эрозия почв и русловые процессы. М.: Изд-во МГУ, 1982. Вып. 9.

144. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М.: Высшая школа, 1975.

145. Петербургский А. В. Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии. М.: Наука, 1979.

146. Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах: Аналит. обзор. Ч. 3. Закономерности миграции и региональные особенности. Новосибирск, Изд. ГПНТБ СО АН СССР, 1989.

147. Постоялкина Л. С., Боценюк К. Л., Павелко В. Л. Построение математических моделей выноса азота и фосфора с орошаемых участков//Гидрохимические материалы. 1981. Т. 78.

148. Подиновский В. В., Ногин В. Д. Парето-оптимальные решения многокритериальных задач. М.: Наука, 1982.

149. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М., 1975.

150. Природа Ленинградской области и ее охрана. Л.: Лениздат, 1983.

151. Природные комплексы и сельское хозяйство. Сб. статей. М.: Мысль, 1984.

152. Проблемы экологии Прибайкалья. В 4-х ч. Иркутск, 1988.

153. Пряжинский В. Г., Афанасьев В. И., Беляева Т. В. Принципы оптимизации сельскохозяйственного использования водных ресурсов с учетом влияния орошаемого земледелия на окружающую среду//Рациональное использование водных ресурсов. Вып. А. Вопросы научного и проектно-исследовательского обоснования водохозяйственных балансов. М.: Наука, 1985.

154. Рациональное использование водных ресурсов бассейна Азовского моря. Математические модели/Под ред. И. И. Воровича. М.: Наука, 1981.

155. Рассолимо Л. П. Изменение лимпических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977.

156. Рекомендации по применению органических удобрений в Ленинградской области. Л., 1979.

157. Рекомендации по расчету выноса биогенных веществ от рассредоточенных нагрузок для прогноза эвтрофирования водоемов. М., 1989.

158. Ретеюм А. Ю. О геокомплексах с односторонним системообразующим потоком вещества и энергии//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1971. № 5.

159. Родин Л. Е., Ремезов Н. П., Базилевич Н. И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л.: Наука, 1968.

160. Романенко В. Д., Оксик О. П., Жукинский В. Н. и др. Экологическая оценка воздействий гидротехнического строительства на водные объекты. Киев: Наукова думка, 1990.

161. Румянцев В. А., Кондратьев С. А., Капотова Н. И., Ливанова Н. А. Опыт разработки и применения математических моделей бассейнов малых рек. Л.: Гидрометеиздат, 1985.

162. Саава А. Э., Блинова И. И., Ханнус М. Г. Поступление загрязняющих веществ в водные объекты через атмосферу//Прогноз состояния и управление качеством окружающей среды в районах промышленных узлов. Пермь, 1980.

163. Свейн В. Р. Контроль загрязнения северо-американских великих озер// Водные ресурсы. 1985. № 3.
164. Сердюцкая Л. Ф. Математическая модель круговорота азота в Кременчугском водохранилище//Гидробиологический журнал. 1983. Вып. 19, № 6.
165. Серегин С. Я. Моделирование и пути прогноза изменений природных условий на территории речных бассейнов//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1981. № 6.
166. Сиренко Л. А. Эвтрофирование континентальных водоемов и некоторые задачи по его контролю//Научные основы контроля качества воды по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981.
167. Скопинцев Б. А. Химические и биохимические показатели эвтрофирования водоемов//Водные ресурсы. 1979. № 4.
168. Смирнов П. М., Кидин В. В., Иванникова Л. А. Баланс азота удобрений в системе почва — растение на почвах разной степени окультуренности//Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии. Пушкино, 1979.
169. Снакин В. В. Биогенный круговорот химических элементов и подходы к его изучению//Биогеохимический круговорот веществ в биосфере/Отв. ред. В. А. Ковда. М.: Наука, 1987.
170. Сочава В. В. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука, 1978.
171. Софер М. Г. Экологические проблемы утилизации отходов животноводства в бассейне Ладожского озера//Рациональное использование мелиорированных земель. Л., 1986.
172. Спиридонов Е. С. Влияние лесных насаждений на качество поверхностного стока//Лесное хозяйство. 1965. № 2.
173. Страшкраба М., Гнаук А. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование. М.: Мир, 1989.
174. Сухоруков Г. А. Оптимизация программ развития водоохранных систем управления качеством вод с учетом точечных и неточечных источников загрязнения//Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. Л.: Наука, 1986.
175. Сысуев В. В. Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. М.: Наука, 1986.
176. Тарабрин Н. П. Методика определения эрозионного индекса дождей//Закономерности проявления эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях. М.: Изд-во МГУ, 1976.
177. Тарасова Е. Н., Вербилова Н. В. Поступление фосфора в озеро Байкал с речным стоком//Проблемы экологии Прибайкалья. Иркутск, 1988.
178. Титов И. А. Взаимодействие растительных сообществ и условий среды. М.: Изд-во АН СССР, 1952.
179. Третьякова С. И. Сезонные изменения взвешенных органических веществ и биогенных элементов в зависимости от гидрологического режима и морфологии Куйбышевского водохранилища и его притоков//Водные ресурсы. 1985. № 1.
180. Труды советско-финляндского симпозиума «Воздействия рассредоточенных нагрузок интенсивного полевого хозяйства и животноводства на водные ресурсы». М., 1980.
181. Тюрин И. В. Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. М.: Наука, 1965.
182. Указания по снижению потерь минеральных удобрений и химмелиорантов. М., ВНИЛГИХИМ, 1985.
183. Фащевский Б. В. Методика определения остаточного экологического стока по принципу сохранения биопродуктивности//Сб. тр. Союзводпроект. Охрана природы при проектировании мелиоративных и водохозяйственных систем. М., 1984.
184. Формирование химического состава природных вод и процессы, протекающие в них/Отв. ред. А. М. Никаноров. Л.: Гидрометеиздат, 1985.
185. Францев А. В. Некоторые вопросы управления качеством воды// Теория и практика самоочищения загрязненных вод. М.: Наука, 1975.

186. Фрид Ж. Загрязнение подземных вод. М.: Недра, 1981.
187. Фролов В. П., Иванова А. И. К вопросу изучения причин и характера потерь минеральных удобрений при перевозке и хранении в Северо-Западной зоне//Повышение плодородия дерново-подзолистых почв. Л., 1977.
188. Харкевич Н. С., Френдлинг В. А. Поступление в озеро южной Карелии биогенных элементов с атмосферными осадками и с различных по характеру водосборов//Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1983.
189. Хортон Р. Е. Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. М., 1948.
190. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г., Атрашенов В. П. Экологическая надежность водохранилищ ГЭС на основе статистико-вероятностной оценки их эвтрофирования//Известия ВНИИГ им. Б. Е. Веденеева, 1990.
191. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г. Вероятностный прогноз поступления биогенных элементов в водохранилища и водоемы//Охрана окружающей среды от загрязнения промышленными выбросами ЦБП. Л., 1986.
192. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г., Гусаров А. Д. Матричная модель транспорта биогенных элементов в разветвленной сети водотоков при эвристическом и оптимизационном формировании биогенной нагрузки на водосборе//Известия ВНИИГ им. Б. Е. Веденеева. 1990. Т. 217.
193. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г., Душенкова Г. А., Черняева Г. М. Поступление биогенных элементов в рассредоточенных источников водосбора Ладожского озера//Исследования по водной системе Ладожского озера — р. Нева — Невская губа. Л., 1989.
194. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г. К методике расчета допустимого поступления биогенных элементов в экосистемы водоемов//Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., 1983. № 6.
195. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г. О допустимых поступлениях биогенных элементов в водохранилища при изменениях режимах ГЭС//Охрана окружающей среды от загрязнений промышленными выбросами. Л., ЛТИЦБП. 1984.
196. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г., Осипов Г. К. и др. Расчет выноса биогенных элементов в водные объекты от рассредоточенных источников и выбор водоохраных мероприятий. М., ВНИТИ. 1988.
197. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г. Расчет транспорта биогенных элементов в разветвленных водотоках//Гидравлика сооружений в жестких и деформируемых руслах. Л., 1986. № 415.
198. Хрисанов Н. И., Боголюбов А. Г., Черняева Г. М. и др. Вынос биогенных элементов с сельскохозяйственных объектов в бассейне Ладожского озера//Сб. трудов ЛПИ. Результаты исследований водной системы Ладожское озеро — р. Нева — Невская губа. Л. 1986. № 5.
199. Хрисанов Н. И. Вероятностный прогноз эвтрофирования водоемов при мелиоративно-аграрном освоении их водосборов//Экологические и экономические аспекты мелиорации. Таллинн, 1988.
200. Хрисанов Н. И., Гусаров Д. А. Автоматизация расчета потерь удобрений на водосборе — поступления биогенных элементов в водоемы. Межвуз. сб. Охрана окружающей среды от промышленных выбросов ЦБП. Л., ЛТИЦБП. 1988.
201. Хрисанов Н. И., Душенкова Г. А. Моделирование биогенной нагрузки сельскохозяйственных водосборов в бассейне Ладожского озера//Водные ресурсы. 1986. № 5.
202. Хрисанов Н. И. Моделирование поступления и транспортирования биогенных веществ для прогноза эвтрофирования водохранилищ//Физическое и математическое моделирование гидравлических процессов при исследовании крупных гидроузлов комплексного назначения. МГ—89. Л., ВНИИГ. 1989.
203. Хрисанов Н. И., Ногин В. Д. Оценка развития сельскохозяйственных и промышленных производств в бассейне водосбора реки с учетом выноса биогенных и загрязняющих веществ//Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., 1982. Вып. 5.
204. Хрисанов Н. И., Ногин В. Д., Штильман В. Б. Расчет параметров сельскохозяйственных объектов на водосборах водоемов с учетом эколо-

гических ограничений//Проблемы и технические решения природоохранных мероприятий при мелиоративном и водохозяйственном строительстве. М., Союзводпроект. 1988.

205. Хрисанов Н. И. Оптимизация освоения водосборов водохранилищ для предупреждения их эвтрофирования//Охрана окружающей среды от загрязнений промышленными выбросами. Л., ЛТИЦБП. 1986.

206. Хрисанов Н. И., Осипов Г. К., Даркалт А. Имитационная модель динамики биогенных веществ в типовой природно-аграрной системе Нечерноземной зоны РСФСР//Межвуз. сб. Охрана окружающей среды от загрязнения промышленными выбросами ЦБП. Л., ЛТИЦБП. 1990.

207. Хрисанов Н. И., Осипов Г. К. Имитационная модель динамики биогенных веществ в системе водосбор — водоток — водохранилище//Важнейшие аспекты антропогенного воздействия на качество воды, почвы и мероприятия по охране флоры и фауны. М., ВНИИГиМ. 1990.

208. Хрисанов Н. И., Осипов Г. К. Прогноз и оптимизация биогенной нагрузки на водотоки в природно-хозяйственных системах//Экологические проблемы природопользования. Л., 1990.

209. Хрисанов Н. И. Оценка влияния режимов ГЭС и гидроузлов на условия эвтрофирования водохранилищ//Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., ЛПИ. 1986.

210. Хубларян М. Г., Вавилин В. А., Леонов А. В. Математическое моделирование качества воды: водотоки, озера и водохранилища//Водные ресурсы. 1984. № 6.

211. Циприс Д. В., Шемякина О. Н. О выносе питательных водорастворимых веществ дренажным стоком с сельскохозяйственных угодий. Харьков, 1973.

212. Чепурко Н. Л. Подходы к типологии природнохозяйственных систем по характеру их участия в круговороте веществ//Вопросы географии. 1981. Вып. 117.

213. Черепанов Г. Г. Удобрения и качество окружающей среды//Химия в сельском хозяйстве. 1980. № 10. с. 14—22.

214. Черняева Г. М., Душенкова Г. А. Экологические аспекты влияния сельскохозяйственного производства на бассейн Ладожского озера. Сб. статей. Экологические и экономические проблемы интенсификации сельского хозяйства. Кишинев: Штиинца, 1986.

215. Шатилов И. С., Замаараев А. Г., Чаповская Г. В. Химический состав атмосферных осадков и поверхностно стекаемых вод//Вестник сельскохозяйственной науки. 1979. № 6.

216. Шаулис В. Перспективы контроля загрязнения, вызванного сельскохозяйственной деятельностью в районе Великих озер//Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. Л.: Наука, 1986.

217. Шилькрот Г. С. Типологические изменения режима озер в условиях культурных ландшафтов. М.: Наука, 1979.

218. Широков В. М. Конструктивная география рек (основы преобразования и природопользования). — Минск, 1984.

219. Шишкин А. И. Математическое моделирование переноса примесей и прогнозирование состава окружающей среды//Учебное пособие. Л., ЛТА, 1981.

220. Шлыгин С. П. Экономическая эффективность проектных решений систем удаления и утилизации животноводческих стоков. Сб. науч. тр.: Совершенствование строительства объектов сельскохозяйственного назначения на Северо-Западе Нечерноземной зоны. Л., ЛСХИ. 1984.

221. Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод. Л.: Наука, 1988.

222. Эвтрофирование малых водохранилищ/Под ред. О. М. Кожовой. Новосибирск: Наука, 1985.

223. Экологические проблемы применения удобрений. Сб. статей. М.: Наука, 1984.

224. Юшкевич И. А., Туренков Н. И., Алексейчик И. А. Поступление азота, фосфора и калия с атмосферными осадками в Белоруссии//Почвоведение. 1971. № 11.

225. Якушко О. Ф., Емельянов Ю. Н., Романов В. П. Влияние сельскохозяйственного производства на режим озер//Охрана сельскохозяйственных угодий и окружающей среды. Минск: Урожай, 1989.

226. Adachi N., Ikeda S. Stability Analysis of Eutrophication Models, IIASA, RM-78-53, Luxemburg, 1978.

227. Bendorf J. A contribution to the phosphorus loading concept//Int. Gesamt Hydrobiol. 1979. Bd 64, N 3.

228. Bendorf J., Recknagel F., Worn W. Das dynamische ökologische Model SALMO zur Steuerung der Wasserbeschaffenheit in Standgewässern// Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden. 1982. N 31.

229. Bernard C. Contrôl de la pollution agricole diffuse//Sci. et techn. eau. 1985. V. 18, N 4.

230. Bogardi I., Duckstein L., Szidarovszky F. A tapanyagterheles hatekony csökkentésének kiválasztása//Műsz. tud. 1982 (1985). N 1—3. 123—145.

231. Bogardi I., Laslo D., Duckstein L. Trade-off between cost and effectiveness of control of nutrient loading into a water body//Proc. Inst. for applied systems analysis. Austria. Luxemburg. 1983. 36 p.

232. Browne F. X. Non-point sources//J. Water Pollut. Contr. Fed. 1981. Vol. 53, N 6. P. 901—908.

233. Burns L. A., Cline D. M., Lassiter R. R. Exposure Analysis Modeling System (EXAMS): User Manual and System Documentation//Proc. Envir. Research Laboratory. Athens. Georgia. 1981. 440 p.

234. Burns R. S., Hardy R. W. Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. New York: Springer-Verlag, 1975.

235. Cahill T. H., Imperato P. V., Vernff F. H. Evaluation of phosphorus dynamics in a waterched//J. Env. Engineers Div. ASCE, 1974. Vol. 100, N 4. P. 439—458.

236. CREAMS: A Field scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural, and Management. Systems. Department of Agriculture Conserv//Research Report 1980. N 26. 640 p.

237. De Thoch F., Dhease A., Cottenic A. Modeling mineral content variation in natural water//System simulation in waters resources. Amsterdam: North-Holland-Publishers, 1976. P. 261—274.

238. Dillon F. J. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario. The importance of flushing rate to the degree of entropy of lake//Limnol. Oceanogr. 1975. V. 20.

239. Donigian A. S., Crawford N. H. Modelling Nonpoint Pollution from the Land Surface//Proc. Envir. Research Laboratory. Athens. Georgia. Report EPA.600/2—7—76—076. 1976. 317 p.

240. Donigian A. S., Crawford N. H. Water quality model for agricultural runoff//Modelling of rivers. Wiley-Interscience Publishers, 1979. P. 121.

241. Earle T. R., Brownlea A. A., Rose C. W. Information for landscape modelling: a catchment case//Landscape Plan. 1979. Vol. 5, N 4. P. 281—309.

242. Effect of increased nitrogen fixation on stratozpheric ozone//CAST Rept. 1976, N 53. Paris, OECD, 1982.

243. Environmental impact of nonpoint source pollution. N. Y.: Am. Arbor Science. 1980. Vol. 12. 449 p.

244. Garley D. B., Grolely T. E. Hydrologic and economic models for watershed evaluation and research//ISHR. Rept. 1984. Vol. 11, N 277, 83 p.

245. Genuchten van M. T., Cleary B. W. Movement of solutions in soil: Computer-simulated and laboratory results//Soil Chemistry B. Physica-Chemical Models. New York. 1979. P. 10—16.

246. Gossett D. L., Whittlesey N. K. Cost of reduction sediment and nitrogen into flows from irrigated farms in central states of USA//Washington State University Bull. 1976. Vol. 824. 19 p.

247. Grobler D. C., Silberbauer M. J. Eutrophication control: a look into the future//Water S. A. 1985. Vol. 11, N 2. P. 69—78.

248. Guldmaun J. M. Structural framework for the design of integrated environmental a land-use planning optimisation models//Math. Model, 1986, Vol. 7, N 1.
249. Haith D. A., Tubbs L. J. Watershed loading functions for nonpoint sources//J. Environ. Engineer. Div. Proc. ASCE, 1981. Vol. 107, N 1. P. 121—137.
250. Heidtke T., Scheflow D. J., Sonzogni W. C. Detergent phosphorus control//Some Great Lakes Environmental Planning Study Contribution. 1980. N 23. P. 1—21.
251. Hino M. Prediction of nutrient loading limit to prevent eutrophication of reservoirs by three rank biological system model. Proc XXI AHR Congress. Moskow. 1983.
252. Janus L. L., Vollenweider R. A. The OECD Cooperation Programme on Entrophication. Canadian Contribution Scientific Series N 131. Canadian Centre For Inland Waters. Burlington. Canada. Ontario. 1981.
253. Jeng F. R., Granstrom M. L., Hsueh S. F. A phosphorus management LP-model case studes//Water Resour. Bull. 1984. Vol. 20, N 4. P. 511—520.
254. International Joint Comission 1980. Report on Great lakes water quality. USA, 1980.
255. Johanson R. C., Jamhoff J. C., Davis H. H. Users Manual for Hydrological Simulation Programm-FORTRAN (HSPF)//Proc. Environ. Research Laboratory. Athens. Georgia. EPA 600/9—80—015. 1980. P. 678.
256. Keith B. Surface water hydrology-runoff generation and basin structure//Rev. Geophys. and Space Phys. 1983. Vol. 21, N 9. P. 721—730.
257. Kirchner W. B.//Limnol. Oceanogr. 1975. Vol. 20, N 2. P. 267—270.
258. Kirchner W. B., Dillon P. J.//Water Resour. 1975. Vol. 11, N 1. P. 182—183.
259. Loucks D. P., Stedinger J. R., Haith D. A. Water resours systems planning and analysis. USA: New Jersey. 1981.
260. Lyman W. J., Reehl W. F., Resenblatt D. H. Handbook of chemical property estimation methods//Envir. Behavior of organic compaids. New York. 1982. 960 p.
261. Mancell R. S., Selim H. M., Fiskell J. G. Simulated transformations and transport of phosphorus in soil//Soil Sci. 1977. Vol. 124, N 2. P. 102—109.
262. Man in living environment//Proc. Report. Workshop Global Ecol. Problems. USA. 1972.
263. Mathematical Modelling of Water Quality Streams, Lakes and Reservoirs//T. Orlov-International Institute for Applied Systems. John Willey and Sons. 1983. P. 518.
264. Matsumura T., Joshiynki S. An optimisation problem related to the regulation of influent nutrient in aquatic ecosystems. Int. J. Syst. Sci., 12, 1981.
265. McIntyre. Permeability measurements of soil crast formed by rain-drop impact//Soil Sci. 1958. Vol. 85. N 4.
266. Miner G. e. a. Agricult. Practices Water Quality. 1971. P. 45—55.
267. Minns C. H., Johson M. G. Temporal variation in the nutrient export of rivers draining into the Bay of Quante, Ontario, Canada//Water Resours Bull. 1979. Vol. 15, N 4. P. 1061—1072.
268. Niemi J. Application of an ecological simulation model to lake Päijänne//Proc. Publications of the water research institute. Helsinki. 1979. N 28. P. 40.
269. Ogg W., Heimlich R., Pionke H. Efficiently reducing of nonpoint phosphorus loads to lakes and reservoir//Water Resour. Bull. 1980. Vol. 16, N 6. P. 967—970.
270. Ostrovsky M. L., Duthic H. C. An approach to modelling productivity in reservoirs//Verh. Int. Ver. theor. and adew. Limnol. 1978. Vol. 20, N 3. P. 1562.
271. Rijtemaen P. E., Steenvoorden J. H. A. M. Bemesting tu waterkwaliteit//Bedrijfsontwikkeling. 1985. Vol. 16, N 5.

272. River basin planning: Theory and Practice. Suraujit. New York — Toronto, 1981.
273. Roberts P. V., Valochei A. J. Principles of organic contaminant behavior during artificial recharge//Quality of Craindwater. Proceedings of an Inter. Symposium Noordwijkerhout, 1981. Vol. 17. P. 439—450.
274. Schnoor J. L., O'Connor D. J. A steady state eutrophication model for lakes//Water Res. 1981. Vol. 14, N 11.
275. Sharpley A. N., Smith S. J., Menzel R. G. Prediction of phosphorus losses in runoff from southern plains watersheds//J. Environ. Qual. 1982. Vol. 11, N 2. P. 247—257.
276. Shindler Z., Straškraba M. Optimal control of reservoir eutrophication//Vodohospodarsky časopis. 1982. N 30. C. 5.
277. Skinnner K. J. Hydrogen fixation//Chem. and Eng. News. 1976. N 4.
278. Smith R. V., Stewart D. A. Statistical models of river loadings of nitrogen and phosphorus in Lugh Nagh System//Water Research. 1977. Vol. 11, N 8. P. 631—636.
279. Somlody L. Water quality. Control report//Proc. Int. Conference on numerical modelling of water flow in rivers, canals and reservoirs. Bratislava, 1981.
280. Straskraba M., Gnauek H. Freshwater Ecosystems. Modelling and Simulation. Amsterdam; Elsevier, 1985. 420 p.
281. Strzepek K. M. River basin simulation models: guidelines for their use in water resources planning//Water Resour. Bull. 1981. Vol. 17, N 1. P. 10—15.
282. Tansley A. G.//Ecology 1935. Vol. 16, N 3. P. 125—141.
283. TGL 22764—1982 Nutzung und Schutz der Gewässer Klassifizierung der Wasserbesehaftigkeit von Flußgewässern.
284. Thomas N. A., Robertson A., Sonzogni W. C. Review of control objectives of new target loads and input controls//Phosphorus Management Strategies for Lakes Proc. 1979. Conf., Michigan, USA: Ann Arbor Science Publishers, 1980. P. 61—90.
285. Vander Zee S. E., Reimdsijk W. H. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil//Geoderma. 1986. Vol. 38, N 1—4. P. 293.
286. Vasilyev J. S., Khriissanov N. I. Matrix model of biogenouis pollution of braided watercourse for prediction water storage eutrophication. Proceedings of the XXIII Congress of International Association of Technical. Session D: Environment Hydraulics. Canada, 1989.
287. Ventz D., Ricehert D. Der Statistische Zusammen hand zwischen der Struktur der Einzugsgebietes und dem Nährstoffhaushalt von Seen//Limnologia. Berlin. 1976. Bd 10, N 2. P. 475—482.
288. Vollenweider R. A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in Lake eutrophication//Mem. Inst. Ital. Hydrobiol. 1976. Vol. 33. P. 53.
289. Vollenweider R. A. The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorous and nitrogen as eutrophication factors//Tech. Rept. OECD. DAS/DS1/68 France, Paris, 1968. N 27.
290. Vollenweider R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing roaters rait particular reference to nitrogen and phosphorous as factor in eutrophication//Tech. Rep. to the Organisis for Economic Cooper. and Developm. Paris. 1968. N 27. P. 159.
291. Vollenweider R. A. Eutrophication consideration of some basic factors affecting productivity of lakes//Abstracts XIX Congr. Internat. Assoc. of Limon. Canada. Winniped. 1974. P. 105.
292. Watanabe M., Harleman D. R. F., Vasiliev O. F. Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs. USA. Chichester, 1983. 274—336 p.
293. Walters C. J., Park R. A., Koonce J. F. Dynamic model of lake ecosystems//The functioning of fishwater ecosystems. Cambrige, Cambridge University Press. 1980.
294. Wentz D. A. Lake classification-is there method to this madness?// Bioto and Biological parameters as environmental indicators Geological Survey Circular 848-B, 1981. P. 24.

295. Whitehead P. System model of Stream flow and water quality in the Bedford-Quise River. 1, Stream flow modelling//Water Res. 1979. Vol. 13, N 12. P. 1155—1169.

296. Wischmeier W. H., Smith D. D., Uhland R. E. Evaluation of factor in the soil-loss equation//Agric. Eng. 1958. Vol. 39, N 8.

297. Wischmeier W. H., Smith D. D. Predicting of rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains//Agric. Handbook. Washington. 1973. N 282.

298. Wischmeier W. H., Smith D. D. Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning//Agric. Handbook Washington. 1978. N 537.

299. Zingales F., Alessandrini S., Bendoricchio G. H. Model of nonpoint source pollution in the argicultural runoff//Proc. 13th Int. Conf. Modelling. 1982. Vol. 4. P. 1575—1581.

300. Zingales F., Marani A., Rinaldo A. A conceptual model of unitmass response function for nonpoint source pollutant runoff//J. Ecological Modelling. 1984. Vol. 26, N 3—4. P. 285—311.

## ПРЕДМЕТНЫЙ УКАЗАТЕЛЬ

Агропромышленный комплекс 129, 174  
Агроклиматические условия 131  
Алгоритм 70, 172, 186, 188, 221, 223, 232

Бассейн речной 8, 9, 10, 11, 52, 170, 172, 174-178  
Биогенная нагрузка 3, 9, 24, 33, 41, 43, 52, 60, 174  
Биогенные вещества (БВ)  
азот 18, 19, 25, 28, 33, 35, 37, 57, 65, 109, 129, 130, 131, 140, 145, 161—165  
фосфор 18, 21, 22, 25, 27, 28, 35, 37, 44, 54, 65, 128, 129—131, 141  
калий 17, 134

Взвеси, взвешенные вещества 143, 145  
Водная система Ладожское озеро — р. Нева — Невская губа —  
Финский залив 15, 129, 139, 253  
Водоохранные мероприятия 174, 193, 194, 196—199, 204, 206, 207, 209—211  
Водосборы 9, 13, 27, 39, 42, 58, 131, 145, 158, 173—178, 184, 215—217, 237  
Водоток 41, 94, 103, 112, 113, 115, 118

Гидрографическая сеть 37, 39, 91, 92, 118, 129, 179, 182, 186  
Гидроузел, гидротехнические сооружения 150, 152, 159  
Гидрохимический режим 129

Землепользование 150, 174—178

Концентрация БВ  
предельно допустимая 140, 158, 177, 182, 207  
критическая 111, 158  
расчетная 111, 120, 158, 174  
среднегодовая 39, 153  
фоновая 42, 115, 122

Модели 9, 41, 45, 52, 71, 97, 99, 108, 110, 113, 118, 120, 123  
балансовые 44, 48  
детерминированные 41, 44  
имитационные 172, 211  
имитационно-оптимизационные 211  
концептуальные 44, 45  
математические 41, 71, 110, 152, 172  
оптимизационные 172, 175, 211

статические 41—44  
транспорта БВ 103, 111, 186, 189

Оптимизационное программирование  
линейное 43, 181, 183, 186  
динамическое 43, 178  
симплекс-метод 186, 190  
Очистка 60, 64

Планктон 151  
Плодородие 130, 134  
Почвы

болотные 91, 129  
дерново-подзолистые 29, 37, 38, 54, 57, 59, 83, 129, 130  
дерново-карбонатные 130  
дерново-аллювиальные 133  
песчаные 58, 83  
супесь 58, 59, 83  
торф 57, 59  
чернозем 54, 57

Севооборот 188—190

Сельскохозяйственное  
освоение 132  
использование 132, 142, 173, 175

Сельскохозяйственные угодья 42, 53, 65, 175, 176, 178, 182—185, 188

Створы  
замыкающий 118, 120, 121, 174-176, 183  
контрольный 173, 177  
фоновый 119

Сток  
водный 29, 41  
дренажный 55, 57, 58  
поверхностный 22, 45, 53—55, 65

Удобрения 15, 21, 22, 24, 28, 31, 42, 63, 65, 68, 70, 130, 134, 138, 142

Урожай 130, 132—137, 189

Утилизация 60—63, 132, 139

Ущерб 190, 199—204

Функция

линейная 179, 181, 221  
нелинейная 178  
целевая 180—185

Фитопланктон 148, 155

Эвтрофирование 5, 6, 18, 23, 66, 72, 129, 140, 142, 143, 158, 193, 238

Эвтрофный (трофический) статус водоема 6, 144, 146, 161

Экономические характеристики бассейнов

доход 189, 190, 192  
ежегодные издержки 191  
капитальные вложения 189  
себестоимость 188, 190

Эрозия 10, 23, 33, 34, 78, 79, 126, 134

## ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие . . . . .	3
Введение . . . . .	5
<b>Глава 1. Биогенное загрязнение вод в условиях интенсификации аграрного производства . . . . .</b>	<b>8</b>
1.1. Природно-аграрные системы речных бассейнов и их влияние на биогенное загрязнение вод . . . . .	—
1.2. Формирование биогенной нагрузки в природно-аграрных системах . . . . .	24
1.3. Влияние природно-аграрных систем на миграцию биогенных веществ . . . . .	37
<b>Глава 2. Количественная оценка биогенной нагрузки на водотоки в природно-аграрных системах . . . . .</b>	<b>41</b>
2.1. Анализ подходов к прогнозированию выноса биогенных веществ в водотоки . . . . .	—
2.2. Расчет естественных потерь биогенных веществ в растениеводстве . . . . .	53
2.3. Определение выноса биогенных веществ с животноводческих объектов и селитебных территорий . . . . .	59
2.4. Расчет технологических потерь биогенных веществ в природно-аграрных системах . . . . .	65
2.5. Определение объема биогенной нагрузки, формирующейся под воздействием природных факторов . . . . .	72
2.6. Оценка влияния природно-аграрных систем на миграцию биогенных веществ . . . . .	88
2.7. Расчет возможного поступления биогенных веществ в водотоки . . . . .	94
2.8. Создание на компьютерной основе экологических карт влияния природно-аграрных систем на биогенное загрязнение вод . . . . .	97
<b>Глава 3. Расчет движения биогенных веществ по разветвленной сети водотоков к водоемам . . . . .</b>	<b>103</b>
3.1. Анализ транспорта биогенных веществ в водоемы на основе фактических данных . . . . .	—
3.2. Обоснование расчетной модели . . . . .	108
3.3. Конвективно-диффузионный перенос биогенных веществ по разветвленным водотокам . . . . .	113
3.4. Материальная модель учета точечных, площадных и фоновых нагрузок на водосборах . . . . .	118
<b>Глава 4. Анализ природно-аграрных систем при прогнозировании биогенного загрязнения водоемов . . . . .</b>	<b>124</b>
4.1. Краткая характеристика природных факторов, влияющих на эвтрофирование исследуемой водной системы . . . . .	—
4.2. Аграрное производство и перспективы его развития . . . . .	131

<b>Глава 5. Оценка эвтрофного уровня водоемов . . . . .</b>	<b>140</b>
5.1. Критерии достижения водоемами эвтрофного статуса . . . . .	—
5.2. Особенности эвтрофирования естественных водоемов и водохранилищ . . . . .	145
5.3. Использование точечной модели динамики биогенных веществ в водоемах для критериальной оценки их эвтрофного уровня . . . . .	151
5.4. Вероятностный прогноз эвтрофирования водоемов в связи с освоением их водосборов . . . . .	160
<b>Глава 6. Оптимизации хозяйственного освоения водосборов с экологическими ограничениями . . . . .</b>	<b>170</b>
6.1. Общие положения и подходы . . . . .	—
6.2. Оптимизация аграрного производства на водосборе с учетом выноса биогенных веществ . . . . .	172
6.3. Варианты расчетной реализации оптимизационных задач с экологическими ограничениями . . . . .	182
6.4. Эколого-экономическая оптимизация освоения водосборов водотоков и водоемов . . . . .	188
<b>Глава 7. Обоснование водоохранных мероприятий и оценка их экономической эффективности . . . . .</b>	<b>193</b>
7.1. Классификация водоохранных мероприятий и их выбор для природно-аграрных систем . . . . .	—
7.2. Определение ущерба от поступления биогенных веществ в водные объекты . . . . .	199
7.3. Оценка экономической эффективности водоохранных мероприятий . . . . .	204
7.4. Анализ моделей обоснования комплекса водоохранных мероприятий . . . . .	211
7.5. Модели обоснования водоохранных мероприятий для агропромышленных производств в бассейне водосбора реки . . . . .	218
<b>Заключение . . . . .</b>	<b>237</b>
<b>Приложения . . . . .</b>	<b>239</b>
<b>Список литературы . . . . .</b>	<b>261</b>
<b>Предметный указатель . . . . .</b>	<b>275</b>

Монография

**Хрисанов Николай Иванович, Осипов Георгий Константинович**

**УПРАВЛЕНИЕ ЭВТРОФИРОВАНИЕМ ВОДОЕМОВ**

Редактор Верес Л. И. Художник Бурмистров Г. Б. Художественный редактор Бураков Б. А.  
Технический редактор Грачева Н. Ф. Корректор Л. Б. Емельянова.

Сдано в набор 19.11.92. Подписано в печать 22.03.93. Формат 60 × 90<sup>1/16</sup>. Бумага тип. № 1.  
Литературная гарнитура. Печать высокая. Печ. л. 17,5. Кр.-отт. 17,5. Уч.-изд. л. 19,87.  
Тираж 2000 экз. Индекс МОЛ-33. Заказ № 209.

Гидрометеонздат. 199397. Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38.

Ордена Трудового Красного Знамени ГП «Техническая книга» типография № 8 Мининформ-  
печати РФ. 190000, г. Санкт-Петербург, Прачечный пер., д. 6.

## **УВАЖАЕМЫЕ ЧИТАТЕЛИ!**

Книги Гидрометеоиздата Вы можете приобрести на складе издательства по адресу: 197136 Санкт-Петербург, Большой пр. П. С. д. 82.

Иногородные покупатели могут заказать книги Гидрометеоиздата по адресу: 199397 Санкт-Петербург, ул. Беринга, д. 38.

Книги будут высланы наложенным платежом без задатка.

**ГИДРОМЕТЕОИЗДАТ**