

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК · СИБИРСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ  
ГОСУДАРСТВЕННАЯ ПУБЛИЧНАЯ НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКАЯ БИБЛИОТЕКА  
ИНСТИТУТ ВОДНЫХ И ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПРОБЛЕМ

Серия «Экология»  
Издается с 1989 г.  
Выпуск 56

**С. А. МИХАЙЛОВ**

# **ДИФФУЗНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

**МЕТОДЫ ОЦЕНКИ И МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ**

**АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР**



**БАРНАУЛ**  
**«ДЕНЬ»**  
**2000**

ББК 28.082.1  
М 69  
УДК 556.5.072

М 69      **Михайлов С. А.** Диффузное загрязнение водных экосистем. Методы оценки и математические модели: Аналитический обзор / СО РАН. ГПНТБ. Ин-т водных и экол. проблем. – Барнаул: День, 2000. – 130 с. (Сер. Экология. Вып. 56). – ISBN 5-87028-064-8

Рассматриваются вопросы, связанные с использованием математических моделей для разработки прогнозов диффузного загрязнения рек и водоемов. Обсуждаются основные процессы, влияющие на интенсивность выноса загрязняющих веществ с водосборных территорий в водные объекты. Анализируются известные методы оценки вклада неточечных источников, приводятся некоторые регрессионные соотношения между характеристиками водосборов и величиной нагрузки на водные объекты, обусловленной поверхностным стоком. Описываются математические модели, предлагаемые отечественными и зарубежными авторами, а также комплексные компьютерные модели неточечных источников для урбанизированных и сельскохозяйственных территорий.

Для научных работников, аспирантов и студентов, специализирующихся по проблемам экологии и охраны окружающей среды.

*Работа выполнена при финансовой поддержке  
Российского фонда фундаментальных исследований (грант 99-05-64600)*

Ответственные редакторы:

к. т. н. А. А. Атавин, д. ф. - м. н. А. Ф. Воеводин

Обзор подготовлен к печати

к. п. н. О. Л. Лаврик, Н. И. Коноваловой, Т. А. Калюжной

М  $\frac{1903040000 - 056}{Б 71(03) - 2000}$  – 2000 без объявл.

ISBN 5-87028-064-8

© Государственная публичная научно-техническая библиотека СО РАН, 2000  
© Институт водных и экологических проблем СО РАН, 2000

## **ВВЕДЕНИЕ**

Общепризнанно, что наиболее адекватным показателем экологического здоровья какого-либо региона является состояние водных экосистем. Водные объекты окружены территориями, на которых ведется активная хозяйственная деятельность, и потому они аккумулируют в себе все многообразие антропогенного загрязнения водосборов. Загрязняющие вещества попадают в водоемы не только с сосредоточенными сбросами промышленных и сельскохозяйственных предприятий или очистных сооружений городских стоков – значительная доля их поступления обусловлена смывом поллютантов с водосборных территорий. Более того, нередко общая картина загрязнения рек и водоемов бывает сформирована именно рассредоточенными источниками. Причем, в отличие от сосредоточенных стоков, которые хотя бы в принципе могут быть контролируемы и регулируемы, диффузное загрязнение водоемов практически не поддается прямому контролю и ограничению.

По этой причине, начиная с конца 1960-х годов, многие исследовательские центры, связанные с проблемами охраны окружающей среды, уделяют значительное внимание изучению неточечных источников с целью определения их вклада в загрязнение водоемов и разработки практических рекомендаций по минимизации оказываемого ими вредного воздействия на водные экосистемы. Накопленный за три десятка лет опыт отражен в огромном количестве публикаций отечественных и зарубежных авторов. Настоящая работа представляет собой попытку аналитического обзора этого опыта в той его части, которая касается методов количественной оценки и математических моделей диффузного загрязнения рек и водоемов.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант 99-05-64600).

## БЛАГОДАРНОСТИ

Считаю приятным долгом выразить здесь свою признательность академику О. Ф. Васильеву за саму идею подготовки обзора по проблеме диффузного загрязнения водных объектов, за поддержку этой работы, а также за помощь, оказанную в получении многих литературных источников.

Особую благодарность выражаю кандидату технических наук А. А. Атавину, который взял на себя труд по научному редактированию рукописи и в немалой степени способствовал представлению обзора в его настоящем виде. Благодарю научного редактора доктора физико-математических наук А. Ф. Воеводина за проявленный интерес к работе, а также моих коллег по институту кандидата технических наук Н. М. Ковалевскую и кандидата физико-математических наук С. Г. Яковченко за ценные замечания и советы, высказанные при подготовке материалов заключительной главы.

Весьма полезное содействие при подготовке рукописи к печати оказали мне сотрудники Государственной публичной научно-технической библиотеки Сибирского отделения РАН кандидат педагогических наук О. Л. Лаврик, Н. И. Коновалова и Т. А. Калужная. Искренне благодарю всех за помощь.

*С. Михайлов*

## Глава 1. ДИФФУЗНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДОЕМОВ

### 1.1. О роли неточечных источников в загрязнении водных объектов

Хозяйственная деятельность, которая ведется на территориях, как непосредственно прилегающих к рекам и водоемам, так и просто находящихся в пределах их водосборов, часто оказывает негативное влияние на состояние водных экосистем. Загрязняющие вещества могут попадать в водные объекты, например, со сбросами сточных вод очистных сооружений или промышленных и сельскохозяйственных предприятий. Нагрузка от источников такого типа в нормальных (безаварийных) условиях работы сравнительно постоянна по объемам сбросов (расходу) и концентрациям загрязняющих веществ в них. И величина нагрузки в единицу времени, и спектр загрязняющих веществ в сбросах определяются технологическими циклами предприятий, а потому известны с той или иной степенью достоверности. Пространственная локализация таких источников, называемых *точечными*, тоже является достаточно определенной, что дает принципиальную возможность их контроля (мониторинга).

С ужесточением природоохранного законодательства и совершенствованием технологий производства во многих развитых странах мира загрязнение водных объектов от точечных источников стало отходить на второй план по сравнению с тем вкладом, который вносит рассредоточенное по водосборной территории (*диффузное*) загрязнение – так называемые *неточечные источники*. Нередко оказывается, что общая картина загрязнения рек, озер, водохранилищ сформирована именно неточечными источниками. Так, специальные исследования, проведенные по р. Дунаю, показали, что в загрязнении этой главной водной артерии Центральной Европы рассредоточенные источники играют немалую роль: 60% общей нагрузки по азоту и 44% – по фосфору обусловлено неточечными источниками [Environmental..., 1994].

Широкомасштабное изучение на государственном уровне проблемы диффузного загрязнения водных объектов в Соединенных Штатах Америки было инициировано принятием Конгрессом США в 1987 г. новой редакции федерального «Закона о чистой воде» (Clean Water Act), в котором сбору информации по неточечным источникам отводилось особое место. Исследования показали, что на тех озерах и водохранилищах США, качество воды в которых

не удовлетворяет принятым национальным стандартам, в 76% случаев определяющим фактором загрязнения были неточечные источники. Аналогичная картина была обнаружена и по другим водным объектам: 65% рек и 45% эстуариев с неудовлетворительным качеством вод были этим «обязаны» в основном диффузному загрязнению [Cunningham, 1988].

Ограничение экологически вредных выбросов предприятий и все более глубокая обработка сточных вод на очистных сооружениях были главными направлениями водоохранной политики в нашей стране в 1970–1980-е годы. Эта политика, к сожалению, не привела к существенному улучшению качества поверхностных вод. Объясняется такое положение дел, в том числе, значительными нагрузками на поверхностные воды от рассредоточенных источников. Почти очевидно, что экологический мониторинг территорий в нашей стране находится на более низком уровне, чем, например, в США или Европе, но даже в странах с развитым природоохранным законодательством, как это видно из приведенных выше цифр, диффузное загрязнение водоемов весьма значительно. Поэтому, имея даже самые общие представления о способах хранения и применения минеральных удобрений и ядохимикатов в нашем сельском хозяйстве или о культуре работы с нефтепродуктами в автохозяйствах, можно предположить, что поверхностный сток с водосборов в российские реки и водоемы загрязнен весьма и весьма сильно.

Однако данные, которые имеются сегодня по нашей стране, не позволяют сделать надежного заключения о вкладе неточечных источников в загрязнение водных объектов России. Более того, по мнению одного из ведущих отечественных специалистов в области водных ресурсов академика М. Г. Хубляряна, директора Института водных проблем РАН, в России до сих пор сохраняется явно ущербная, экологически опасная структура отчетности по водопользованию, когда «невозможно получить исчерпывающее представление, откуда и как загрязняющие вещества поступают в водные объекты. Фактически не учитываются рассредоточенные источники загрязнения (сток с различных территорий, выпадение из атмосферы, загрязнение от водного транспорта и рекреаций), а также особо опасные аварийные и залповые сбросы. В этих условиях водоохрана, ориентированная главным образом на очистку стоков коммунально-бытовых и промышленных предприятий, даже при огромных финансовых затратах не может обеспечить заметного улучшения качества воды» [Хублярян, 1997; 1998].

## **1.2. Точечные и неточечные источники: определения**

Для дальнейшего рассмотрения проблемы диффузного загрязнения водных экосистем следует перейти теперь от интуитивных представлений о точечных и неточечных источниках к более строгим определениям этих понятий. Согласно классическим работам [Novotny and Chesters, 1981; Novotny,

1988], отнесение источников загрязняющих веществ к одному или другому типу должно проводить по следующим признакам:

- *Точечные источники* относительно стабильны по расходу и концентрации сбрасываемых в окружающую среду загрязняющих веществ. Диапазон, в котором могут изменяться их характеристики, меньше одного порядка величины. Количество сбрасываемых таким источником загрязнений не связано (либо связано чрезвычайно слабо) с изменением метеорологических факторов. Источники являются «идентифицируемыми точками».

- *Неточечные источники* большей частью весьма динамичны, но изменения в их характеристиках происходят через произвольные, перемежающиеся интервалы. Причем «выходные параметры» источников могут изменяться на несколько порядков величины. Величина нагрузки от источника тесно связана с метеорологическими условиями, в особенности – с осадками. Часто источники не могут быть идентифицированы или определены явно.

В соответствии с такой классификацией, отнесение источника к тому или другому типу не всегда зависит от пути, которым загрязнение попадает в реку. Так, например, смыв дорожной пыли с городской территории в результате ливня необходимо рассматривать как рассредоточенное загрязнение<sup>1</sup> даже в том случае, когда большая часть стока, пройдя через системы ливневой канализации, достигает водоема по каналам очистных сооружений [Behrendt, 1993]. Поэтому, когда говорят о неточечных источниках, под этим термином подразумевают, прежде всего, сами *территории водосборных бассейнов*, с которых в тех или иных гидрологических условиях возможно поступление загрязняющих веществ в водные объекты.

### 1.3. Типы неточечных источников

Тот факт, что загрязняющие вещества могут выноситься в водные объекты поверхностным и подповерхностным стоком с водосборных территорий, означает, что практически любая деятельность человека на водосборе реки или озера создает предпосылки диффузного загрязнения соответствующего водного объекта. По мнению авторов [Managing..., 1992], даже определенная классификация неточечных источников может быть проведена на основе видов землепользования, как это показано в табл. 1.1, где виды хозяйственной деятельности представлены как категории неточечных источников. Очевид-

---

<sup>1</sup> Как отмечено [Maidment, 1992], иногда, особенно в ранних работах по проблеме антропогенного загрязнения водных объектов, ливневые канализационные сооружения относили к точечным источникам, основываясь, видимо, на определенности их локализации на водном объекте. Позднее, однако, ввиду определяющей роли метеорологических условий и параметров водосборной территории в формировании ливневой нагрузки, сложилось современное представление о диффузном характере этого загрязнения.

ным следствием такого разнообразия является и практически полный спектр поллютантов, который характерен для рассредоточенных источников (табл. 1.2).

Более распространенной и общепринятой, однако, считается иная типизация, когда все многообразие неточечных источников, обусловленное и различием физико-географических и гидрологических особенностей территорий, и различием видов хозяйственной деятельности на них, разделяют на два типа. К первому типу относят урбанизированные территории, т. е. территории городов и крупных населенных пунктов с преобладающей долей водонепроницаемой или слабо водонепроницаемой поверхности (асфальтовые и бетонные покрытия, плотная застройка) и развитыми системами ливневой канализации. Внегородские территории, на значительной части которых инфильтрационные свойства поверхности близки к естественным (природным), относят ко второму типу рассредоточенных источников.

Среди последних особо выделяют сельскохозяйственные территории, поскольку общепризнанно, что именно интенсификация сельского хозяйства стала одной из главных причин превращения неурбанизированных территорий в источники диффузного загрязнения. Например, по данным Агентства по охра-

Таблица 1.1

**Основные виды хозяйственной деятельности как неточечные источники загрязнения водных объектов [Managing ..., 1992]**

Категория неточечных источников	Примеры хозяйственного использования земель
Сельское хозяйство	Растениеводство, животноводство, пастбища, кормо-производство
Лесное хозяйство	Лесозаготовки, дороги, лесоводство
Строительство, в т. ч. дорожное	Автострaды, строительство мостов и путепроводов, капитальное и жилищное строительство
Городские территории	Ливневая канализация (раздельная или полураздельная), поверхностный сток, маломерный флот
Добыча полезных ископаемых	Карьерные и шахтные выработки, драги и земснаряды, шахтные и обогатительные отвалы
Полигоны	Отстойники, поля орошения, санитарные системы, свалки твердых отходов
Гидротехническое строительство	Сооружение плотин, каналов и шлюзов, зарегулирование стока, береговые сооружения
Другие	Атмосферные выпадения, локальные загрязнения, аварийные разливы жидких загрязняющих веществ, утечка из хранилищ



не окружающей среды США (U. S. EPA), сельское хозяйство в этой стране к концу 1970-х годов стало основным источником диффузного загрязнения рек: 68% из почти 250 речных водосборов в Соединенных Штатах Америки были загрязнены сельскохозяйственными стоками [Shortle, 1984].

С сельскохозяйственными территориями связаны два доминирующих (по объему нагрузки) вида загрязнения поверхностных вод – взвешенные вещества и элементы-биогены (азот, фосфор и др.)<sup>1</sup>. Подземные воды подвержены, прежде всего, загрязнению пестицидами – токсичными химическими веществами, которые применяются на сельскохозяйственных площадях в составе ядохимикатов для борьбы с сорняками и насекомыми-вредителями. И это также представляет собой чрезвычайно острую экологическую проблему, поскольку именно артезианские воды практически повсеместно используются для водоснабжения населенных пунктов.

Выделение городских территорий в особый тип неточечных источников обусловлено следующими соображениями. Во-первых, города, как территории с большой плотностью населения, развитой промышленностью и интенсивной хозяйственной деятельностью, дают значительные по объему нагрузки на близлежащие водные объекты (реки, эстуарии, прибрежные воды), причем спектр загрязняющих веществ от мегаполисов, как правило, является несравненно более широким, чем от территорий неурбанизированных.

Во-вторых, для застроенных и благоустроенных территорий городов характерна значительная доля водонепроницаемой поверхности, что по мере строительства канализационных сооружений создает на них совершенно особые гидрологические условия. Главной чертой последних является ускоренное формирование поверхностного стока при выпадении дождей или в процессе

Таблица 1.2

**Основные виды нагрузки на водные объекты от неточечных источников [Managing ..., 1992]**

- Пестициды
- Токсические органические соединения
- Нетоксические органические соединения
- Металлы
- Аммонийные соединения
- Хлориды
- Другие неорганические соединения
- Элементы-биогены (азот и фосфор)
- Кислые воды (с низким pH)
- Взвешенные вещества
- Сильно минерализованные воды
- Патогенные организмы
- Радионуклиды
- Нефтепродукты и масла

---

<sup>1</sup> Объемы поступления в реки и водоемы с поверхностным стоком пестицидов и других токсических химических веществ (например, ПАУ, нефтепродуктов) с сельскохозяйственных территорий выражаются, как правило, в меньших абсолютных цифрах, чем объемы нагрузки по взвешенным веществам, азоту и фосфору. Однако ввиду особой токсичности этих веществ для водных организмов и человека исследование их смыва с водосборных бассейнов следует проводить с особой тщательностью.

таяния снега. Мойка улиц и дорожных покрытий в условиях развитой системы ливневой канализации также дает дополнительную нагрузку на водные экосистемы. По данным исследований, выполнявшихся на североамериканских Великих озерах [Johnson and Owens, 1971; Whipple and Hunter, 1974], поверхностный сток с городских территорий выносит в водоемы до 40% общей нагрузки на них по органическому и минеральным веществам.

Наконец, в-третьих, водные объекты, подвергающиеся такому комплексному воздействию, часто непосредственно используются населением этих городов в самых разных целях – от водоснабжения до рекреации, – что в случае опасного выброса загрязняющих веществ может сказаться на здоровье сразу большого числа людей. Этим и объясняется то пристальное внимание, которое уделяется во всем мире изучению дренажного стока с городских территорий [Urban storm..., 1997].

#### **1.4. Роль гидрологических процессов в формировании диффузного загрязнения водных объектов**

Вынос рассредоточенного по площади водосбора загрязнения в реки и водоемы обусловлен, в основном, процессами водного (жидкого) и твердого стока, которые формируются атмосферными осадками, выпадающими на территории водосборного бассейна<sup>1</sup>. Во-первых, осадки, особенно осадки в виде ливня или града, обеспечивают необходимой кинетической энергией процессы высвобождения из почвы частиц твердого стока вместе с сорбированными на них химическими веществами. Во-вторых, интенсивность и продолжительность осадков определяют объем воды для дальнейшего переноса этих частиц по или под поверхностью земли, транспортируя, таким образом, и загрязняющие вещества.

Осадки, выпадающие на водосборном бассейне, стекают в виде поверхностного стока лишь частично, а частично расходятся на испарение и инфильтрацию. Объем воды на формирование поверхностного стока зависит как от интенсивности осадков, так и от характеристик водосборного бассейна. Безвозвратными потерями атмосферной влаги для данного водосбора признаются потери на испарение, так как считается, что они большей частью уносятся воздушными потоками за пределы бассейна. Потери же влаги на инфильтрацию в почвенный покров следует рассматривать как «потери» лишь для конкретного участка водосбора или для данного дождя (периода снеготаяния), поскольку позднее они все равно поступят в реку или водоем с подземными водами.

Важным фактором, влияющим на испаряемость, является растительный

---

<sup>1</sup> Конечно, все другие составляющие гидрологического цикла в той или иной мере также оказывают прямое или косвенное влияние на сток с водосбора.

покров, который играет немаловажную роль в формировании водного баланса территории. Прежде всего растения препятствуют попаданию осадков на почву; удерживая часть дождевых осадков на поверхности листьев и ветвей, они делают эту часть осадков более доступной для прямого испарения. Кроме того, растения извлекают из почвы воду, которая затем испаряется с поверхности листьев (*транспирация*)<sup>1</sup>. Поскольку этот процесс продолжается до тех пор, пока в почве в области досягаемости корней есть вода, он в целом вносит больший вклад в отрицательную часть водного баланса, чем отмеченное выше прямое испарение. По существующим оценкам (см., например, [Jolankai, 1992]), для некоторых территорий до 70% годового объема осадков возвращается в атмосферу за счет процесса эвапотранспирации, который, таким образом, может существенным образом сказываться на гидрологическом цикле водосборного бассейна (конечно, при наличии на нем растительного покрова).

Суммарное испарение определяется, очевидно, еще и испарением с почвы, не покрытой растительностью. При этом испарение происходит не только с поверхности почвы, но и с частиц, расположенных ниже поверхности. Величина этой части испарения определяется влажностью почвы и дефицитом влажности воздуха.

Таким образом, диффузное загрязнение водных объектов во многом определяется функционированием водосборов как гидрологических систем [Ханкс, 1988; Black, 1997]. Гидрологические процессы – осадки, испарение, инфильтрация, эвапотранспирация, фильтрация, сток – обеспечивают основные пути переноса большинства веществ, а также среду – воду, – в которой и происходит большинство химических и биологических превращений. Поэтому все процессы, формирующие водный сток, будут оказывать влияние на поступление загрязняющих веществ в водные объекты.

Следует заметить, однако, что атмосферные осадки могут не только создавать предпосылки для диффузного загрязнения водоемов – в некоторых случаях они сами являются поставщиками загрязняющих веществ на водосборы. Дело в том, что осадки обеспечивают так называемые *влажные выпадения*, т. е. «вымывание» из воздуха взвешенных поллютантов и их осаждение на территории. Причем для большинства загрязняющих веществ на влажные выпадения приходится большая часть суммарного их поступления из атмосферы на поверхность земли [Computer..., 1990; Jolankai, 1983; Jolankai, 1992].

В этой связи необходимо хотя бы кратко коснуться вопроса о том, насколько велика роль влажных выпадений в формировании качества поверхностных вод. Некоторым образом ответ на него иллюстрируется двумя следующими таблицами. Наблюдения показывают, что концентрации загрязняющих веществ в дождевой воде могут достигать чрезвычайно высоких значений.

---

<sup>1</sup> Часто прямое испарение с крон деревьев и транспирацию учитывают совместно и называют *эвапотранспирацией*.

Например, согласно литературным данным (см. табл. 1.3), в дождевой воде наблюдались концентрации аммонийного азота свыше 2,5 мг/л. Для сравнения, согласно наиболее полной экологической классификации качества воды, разработанной Институтом гидробиологии АН УССР [Жукинский и др., 1981], при концентрациях аммонийного азота, превышающих 2,5 мг/л, поверхностные воды следует относить к четвертому (предпоследнему!) классу качества («Загрязненные») с разрядом качества 4б – «Сильно загрязненные».

Разумеется, атмосферные выпадения не являются доминирующим источником поступления в водные объекты таких элементов-биогенов, как азот и фосфор<sup>1</sup> – главный вклад здесь, несомненно, вносят сельскохозяйственные и селитебные территории (в том числе бытовые сточные воды) [Страшкраба и Гнаука, 1989]. Однако чрезвычайно велика роль атмосферных процессов в формировании, например, кислотного загрязнения водоемов. Не раз проблема кислотных дождей поднималась специалистами по охране окружающей среды в США, Канаде, странах Скандинавии, где в некоторых озерах и водохранилищах показатель кислотности вод (рН) понижался до угрожающего уровня.

Кроме того, атмосферные выпадения могут конкурировать с другими видами неточечных источников и при «доставке» на водосборные территории таких поллютантов, как хлорорганические соединения, радионуклиды, тяжелые металлы. В качестве иллюстрации, в табл. 1.4 приведены литературные данные, демонстрирующие относительную роль атмосферных выпадений в поступлении в компоненты окружающей среды бассейна р. Рейна одного из опасных экотоксикантов – кадмия.

Таблица 1.3

**Концентрации некоторых поллютантов в дождевой воде и годовая нагрузка от влажных выпадений [Jolankai, 1983]**

Вещества	Концентрация, мг/л	Плотность выпадений, кг/га в год
Аммонийный азот	0.6–2.7	0.7–15.0
Нитратный азот	0.1–1.2	0.9–5.0
Общий азот	1.0–7.0	1.2–28.0
Фосфаты	0.0–0.3	0.0–2.0
Общий фосфор	0.0–0.5	–
Сульфаты	0.0–28.0	2.0–114
Кальций	0.2–20.0	1.0–52.0
Калий	0.1–6.0	1.4–12.0
Натрий	0.1–2.5	0.4–35.0
Магний	–	1.1–17.0

<sup>1</sup> Наблюдения показывают, что поступление биогенных веществ из атмосферы для большинства территорий не превышает 3–8% [Хрисанов и Осипов, 1993].

Таблица 1.4

**Поступление кадмия из различных неточечных источников  
в бассейне р. Рейн (Германия) [Computer..., 1990]**

Неточечный источник	Внешняя нагрузка, г/га в год
Выпадения из атмосферы	0.5–1.76
Отстойники сточных вод	0.05–1.57
Неорганические удобрения	1.1–4.0

Важность учета атмосферного переноса в моделях транспорта многих микрополлютантов уже давно не подвергается сомнению, и для оценок загрязнения окружающей среды радионуклидами, некоторыми тяжелыми металлами (ртутью, в частности), для решения проблем закисления водоемов часто привлекаются математические модели, учитывающие возможное поступление соответствующих загрязняющих веществ из атмосферы. Однако рассмотрение подобных аспектов проблемы неточечных источников выходит за рамки настоящего обзора. Модели, рассматриваемые ниже, дают оценку нагрузки на водные объекты (реки и водоемы) с их водосборных территорий, а роль атмосферных выпадений учитывается в этих моделях опосредовано, лишь в той мере, в какой эти выпадения внесли свой вклад в поступление на водосборы тех или иных загрязняющих веществ.

## Глава 2. МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

### 2.1. Основные типы моделей неточечных источников

Классификация моделей неточечных источников представляет собой достаточно сложную задачу, поскольку существующие модели имеют целый ряд значимых признаков, по которым можно было бы их различать. К настоящему времени общепринятым считается деление моделей диффузного загрязнения на две большие группы по тому же признаку, по которому различаются типы рассредоточенных источников. А именно, выделяются *модели неточечных источников для городских территорий* и *модели неточечных источников для неурбанизированных водосборов*, причем среди последних особо отличают *модели для территорий сельскохозяйственного использования*.

Другим отличительным признаком моделей может служить цель, реализуемая при их работе. Например, существует два типа моделей для водосборов, подверженных антропогенному влиянию. Модели первого типа позволяют давать оценку влияния определенной хозяйственной деятельности (сельскохозяйственной практики, в частности) на качество поверхностных и подземных вод. Эти модели следовало бы отнести к *моделям экологической направленности*.

Альтернативный тип моделей разрабатывался специально для нахождения баланса между экономической выгодой, получаемой, к примеру, от производства сельскохозяйственной продукции, и теми экономическими же потерями, которые при этом возникают из-за ухудшения качества окружающей среды. Эти модели можно назвать *моделями экономической ориентации*. Они здесь рассматриваться не будут; обзоры работ, в которых математическое моделирование используется как инструмент планирования водохозяйственных систем с учетом требований охраны природных вод, можно найти в работе [Haith, 1982], переводном сборнике [Системный..., 1985], в монографиях отечественных специалистов [Пряжинская, 1985; Математическое..., 1988; Моделирование..., 1992].

Модели неточечных источников отличаются также *пространственным масштабом* территории, для которой они разработаны. Признак масштаба модели заложен в нее предположением о пространственной однородности поверхности. Модели, которые рассматривают поверхность водосборного участка как однородную, могут быть использованы лишь до масштабов, например, одного

сельскохозяйственного поля, когда действительно можно абстрагироваться от горизонтальной неоднородности почвенного и растительного покрова. Если же модель ориентирована на территорию всего водосбора, то в ней учитывается возможность поступления загрязняющих веществ с территорий с разным типом почв и растительности и отличающихся видом хозяйственного использования.

Важной характеристикой рассматриваемых моделей является *временной шаг*, используемый в вычислительном алгоритме. Часто модели разрабатываются для оценки нагрузки от неточечных источников, которая формируется либо в результате отдельного гидрологического события, например, ливня, либо за фиксированный гидрологический период, например, период снеготаяния. В то же время известны модели с непрерывным шагом по времени, которые в принципе позволяют прогнозировать рассредоточенную нагрузку за любой разумный временной интервал. Потенциальным пользователям следует, однако, иметь в виду, что величина шага по времени в модели тесно связана с требованиями к входным метеорологическим данным, так что модели с малым временным шагом будут довольно дорогостоящие.

Еще одно разделение моделей может быть сделано по их принадлежности к определенному направлению математического моделирования. Сложилось два основных направления, которые отличаются использованием априорной и экспериментальной (апостериорной) информации: 1) *эмпирические модели*; 2) *детерминированные модели*. Последние из названных моделей разбивают, в свою очередь, еще на два типа – на модели концептуальные и модели физико-математические [Кучмент и др., 1983; Андерсен и Берт, 1988].

Обсуждению основных особенностей и главных различий эмпирического и детерминистского подхода к моделированию посвящены следующие два раздела.

## 2.2. Эмпирические модели

Построение экспериментальной модели некоторой физической системы, как правило, не требует знаний о структуре этой системы и какой-либо информации о процессах, происходящих внутри нее. Поэтому часто говорят, что эмпирические модели работают по принципу «черного ящика» – они не содержат физически обоснованной функции, которая связывала бы данные на входе изучаемой системы с параметрами, характеризующими ее состояние. Согласование входных и выходных параметров при создании подобных моделей основывается на статистической обработке экспериментальных данных, на методах теории вероятности и математической статистики [Patil et al., 1971]. В зависимости от того, включена ли в модель временная переменная, в стохастическом моделировании выделяют *статические* и *динамические*

*методы*, достаточно подробное рассмотрение которых (в приложении к экологическому моделированию) дано в монографии [Страшкраба и Гнаук, 1989].

Точность и надежность эмпирических моделей повышаются с ростом числа наблюдений за изучаемой системой. Модель, построенная на основе больших наборов экспериментальных данных, может давать неплохие результаты. Это объясняется совпадением ее формальной математической структуры со структурой соответствующей физической системы, когда анализируемый диапазон входных параметров перекрывается тем диапазоном данных, на базе которого создавалась конкретная эмпирическая модель. Однако при попытке выйти за пределы этого диапазона теряется физическая сущность моделируемого явления, и применяемый математический метод начинает полностью определять результаты прогнозных расчетов. Следовательно, справедливость оценок, получаемых при экстраполяции такого рода, будет вызывать сомнения. Поэтому эмпирические модели вряд ли могут быть полезными при анализе возможных экстремальных ситуаций, что чаще всего и является задачей прогнозного моделирования.

Вместе с тем эмпирические методы расчета, не претендующие на какое-либо адекватное описание механизмов природных процессов, разрабатываются и совершенствуются на основе обработки большого объема данных мониторинга различных ландшафтных типов территорий в разные гидрологические периоды. Это в значительной степени восполняет пробелы в их физическом (физико-химическом, геохимическом, гидрологическом и т. д.) обосновании. Эти методы, как правило, не нуждаются в большом количестве исходной информации, поэтому просты в использовании, а зачастую оказываются достаточно точными для предварительных прогнозов, требующихся при разработке многих управленческих решений. Последнее и стало причиной широкого распространения эмпирических методов на практике. В частности, к моделям типа «черного ящика» можно отнести весьма часто используемые в гидрологии корреляционные связи между характеристиками стока и обуславливающими его факторами.

### 2.3. Детерминированные модели

В отличие от эмпирических, в *детерминированные модели*, как это следует из самого названия, *a priori* заложена некая предопределенность искомых (выходных) параметров моделируемой гидролого-геохимической системы теми физическими процессами, которые в ней протекают, теми связями, которые имеются между «входом» в природную систему и «выходом» из нее. Создавая детерминированную модель, исследователь опирается на общие физические законы, предшествующий опыт, ранее полученные представления о структуре изучаемой системы и о присущих ей внутренних процессах, которые и формируют в конечном счете отклик всей системы (в данном конкретном



случае – сток загрязняющих веществ) на определенные гидрологические события (ливень, талый сток) или хозяйственные мероприятия (внесение удобрений, изменение форм землепользования и т. п.). В зависимости от того, насколько последовательно в модели водосбора учитывается реальная структура природной системы или внутрисистемные процессы, протекающие в ней, детерминированные модели принято подразделять на концептуальные и физико-математические модели.

*Концептуальные модели*, являясь наиболее простыми из класса детерминированных моделей, занимают как бы промежуточное положение между эмпирическими и более сложными физико-математическими моделями. Концептуальные модели, как и эмпирические, основываются на методах идентификации, т. е. математического описания физической системы по данным наблюдений на ее входе и выходе. Но в концептуальные модели уже на этапе их разработки закладывается априорная информация об определенной структуре изучаемой системы. Как правило, концептуальная модель физической системы включает относительно небольшое число структурных элементов, которые схематизируют отдельные процессы, протекающие в природной системе. Связь между разными элементами модели устанавливается в общем случае нелинейной, чтобы попытаться отразить характер гидролого-геохимических систем, который нельзя адекватно представить линейной моделью (например, в гидрологической подсистеме источником нелинейности могут быть условия увлажнения почв, определяющие питание подземных вод и соотношение величин поверхностного и подземного стоков [Андерсен, Берг, 1988], в геохимической подсистеме – процессы химических превращений).

Основой для построения концептуальных моделей диффузного загрязнения могут служить развитые концептуальные модели гидрологических процессов (дождевого и талого стока), которые включают в рассмотрение не только движение воды, но и такие процессы как снеготаяние, испарение, инфильтрацию, внутрипочвенный сток и др. Эти гидрологические модели могут весьма успешно использоваться для краткосрочных гидрологических прогнозов, если для изучаемого водосбора имеется достаточно длительный ряд наблюдений за гидрометеорологическими воздействиями на него и соответствующие данные по стоку<sup>1</sup>.

Концептуальные модели стали следующим этапом в развитии моделирования – их создание расширило возможности прогнозирования стока по сравнению с моделями эмпирическими. Однако параметры концептуальных моделей не всегда допускают ясную физическую интерпретацию. Например, к концептуальным относятся так называемые *модели с сосредоточенными параметрами*, в которых пространственные характеристики водосбора

---

<sup>1</sup> Обзор некоторых концептуальных гидрологических моделей водосборов, разработанных к началу 1980-х годов, был сделан в работах [Кучмент, 1980; 1981; Блеку и Илз, 1988].

заменяются усредненными по пространству величинами<sup>1</sup>. Поскольку непосредственного измерения сосредоточенные параметры не допускают, то возникают определенные трудности их сопоставления с наблюдаемыми величинами. Проблематично и сравнение различных концептуальных моделей между собой: в каждую из них в виде априорной информации заложен субъективный фактор – опыт разработчиков. Следовательно, отдавая должное концептуальным моделям как средству имитационного моделирования, следует признать, что научная значимость этих моделей как инструмента изучения физических процессов довольно ограничена.

В совершенствовании научных знаний о гидролого-геохимических системах ведущая роль принадлежит *физико-математическим моделям*. Априорные знания о природной системе являются той базой, на которой исследователь возводит физическую модель. Взаимодействия между различными компонентами этой модельной системы (причинно-следственные связи) описываются с помощью математических уравнений.

Физико-математические модели могут обеспечивать получение прогнозов по многим выходным параметрам, что дает принципиальную возможность оценивать с их помощью последствия изменений, происходящих на водосборном бассейне, и что является важным для перспективного планирования экологически разумного водопользования. Последовательная физическая теория и математический аппарат, используемые в этих моделях, в некоторых случаях позволяют обосновывать структуру более простых моделей, давая, например, физическое толкование параметрам, заложенным в концептуальных моделях. Так, для задач гидрологии, связанных с неустановившимся движением воды в речных руслах и на поверхности водосбора, достаточно хорошо изучены возможности перехода от гидродинамических к концептуальным моделям, которые в этом случае называют инженерными или гидравлическими [Кучмент, 1981].

Не следует думать, однако, что разработка физико-математических моделей требуется только для развития теории – нередко такие модели позволяют решать и целый ряд задач управления водными ресурсами (см., например, [Кучмент и др., 1983]).

---

<sup>1</sup> Надо заметить, что в гидрологии сам термин «концептуальные модели» возник именно тогда, когда стали разрабатываться модели с сосредоточенными параметрами – для отличия последних от моделей типа «черного ящика». Хотя это название и признается не очень удачным (см., например, [Кучмент и др., 1983]), гидрологи, говоря о концептуальных моделях, как правило, подразумевают модели с сосредоточенными параметрами. Вообще же говоря, под название «концептуальных», т. е. «понятийных», попадают все модели, отличные от чисто эмпирических, в том числе и физико-математические. Но в данной работе это название понимается в более узком смысле, хотя и шире, нежели в гидрологии: все модели, в которые включено описание основных физических процессов, присущих исследуемой системе, хотя и в довольно упрощенных уравнениях (модели с сосредоточенными параметрами в том числе).

Отмеченные выше преимущества физико-математических моделей могут быть реализованы на практике лишь при наличии соответствующего ресурсного обеспечения. Так, до недавнего времени уровень развития вычислительных систем нередко выступал ограничивающим фактором в применении моделей высокого уровня. С внедрением компьютерной технологии 1990-х годов мощность вычислительной техники обычно не составляет проблемы, однако теперь более серьезным ограничением для детального математического описания гидролого-геохимических процессов является степень обеспеченности экспериментальными данными.

При создании гидрологических подмоделей очень важно располагать информацией о метеорологических параметрах, особенно о количестве атмосферных осадков, недостатке насыщения грунтов, химическом составе воды, данными о природных условиях смежных водосборных бассейнов. Поэтому наличие гидрометрической информации и ее полнота являются необходимыми условиями для разработки физико-математической модели водосборного бассейна. Однако, даже в том случае, когда гидрометрические наблюдения на изучаемой территории ведутся, их продолжительность и точность могут препятствовать созданию моделей определенного класса. И причина здесь в том, что для калибровки и верификации сложных детерминированных моделей может потребоваться слишком большой объем информации, который часто оказывается просто недоступным.

Построение же физико-математических моделей диффузного загрязнения водоемов потребует еще большего объема натурных данных для их (моделей) прогонки, калибровки и верификации. Ведь для оценки стока с водосбора различных загрязняющих веществ помимо гидрологических необходимы данные о процессе эрозии почв, определяющем объем твердого стока, а также о химических, биологических и биохимических процессах, протекающих в системе «вода – почва – растения». Причем не следует забывать, что физико-химические и биохимические процессы зависят еще и от вида изучаемого поллютанта, его физических и химических свойств. Поэтому разрабатывая математическую модель сложных гидролого-геохимических процессов в системе «водосбор–водоем», приходится вводить множество самых разных упрощений и допущений, которые, по сути, приближают такую модель к концептуальной.

Иногда среди детерминированных моделей выделяют, кроме двух названных выше, еще и группу так называемых *балансовых имитационных моделей*. В таких моделях водосборная территория рассматривается как ландшафтно-геохимическая система, для которой выписываются балансовые уравнения круговорота (чаще всего, годового) определенного биогенного элемента (или вещества). Например, в работе [Серегин, 1981] смыв поверхностным стоком азота с единичной площади водосбора за период  $\Delta t$  (нагрузку  $L$ ) предлагается рассчитывать следующим образом:

$$L = -\Delta M + (V + P) \Delta t - (U + I) \Delta t ,$$

где  $\Delta M$  – изменение содержания азота в почве за рассматриваемый период времени,  $[M \cdot L^{-2}]$ ,

$V$  и  $P$  – поступление азота на водосбор в единицу времени соответственно с растительными остатками и атмосферными осадками,  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ ,

$U$  – скорость ассимиляции азота растительностью,  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ ,

$I$  – «потери» азота в единицу времени в связи с инфильтрацией,  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ .

Ясно, что реализация подобной модели требует оценить предварительно величины, входящие в выписанное уравнение, что осуществить довольно сложно ввиду огромного множества природных и антропогенных факторов, оказывающих на них существенное влияние. Поэтому часто эти параметры оцениваются путем *калибровки* балансовой модели, что делает ее мало чем отличающейся от эмпирической модели. А это означает, что использующие *биогеоценотический* подход балансовые модели, не давая представления о динамике основных компонентов системы, обладают малой прогностической ценностью [Сысуев, 1986; Хрисанов и Осипов, 1993].

Здесь, видимо, будет уместным сделать несколько замечаний о самой процедуре калибровки моделей неточечных источников, поскольку эта процедура в некоторых случаях может быть одним из этапов создания экологической модели [Jorgensen, 1986].

#### 2.4. О калибровке моделей диффузного загрязнения

Практически все модели неточечных источников, независимо от того, к какой из вышеупомянутых категорий они относятся, могут различаться между собой еще и необходимостью их *калибровки*. Процедура калибровки модели при применении ее к конкретному физическому объекту (поле или водосбор) состоит в проведении натурных измерений величин тех выходных переменных, для прогнозирования которых модель и была разработана. Целью калибровки является получение оценок для параметров модели, значения которых трудно или невозможно найти другими способами. В этом смысле процесс калибровки модели, вообще говоря, можно рассматривать как способ минимизации неопределенности [Haith, 1982]. Применительно к моделированию неточечных источников обсуждаемая процедура является очень специфической и требует хотя бы краткого пояснения.

Для моделей диффузного загрязнения водоемов характерна весьма грубая аппроксимация реальных процессов. Калибровка дает возможность включить в модель математическое описание процессов, параметры которых не поддаются простой оценке на основе общедоступных данных о свойствах почв, расти-

тельности или химических веществ. Калибруя модель, можно добиться большей точности в прогнозных оценках, получаемых с ее помощью.

Однако все эти утверждения являются верными, а калибровка модели может быть признана целесообразной процедурой лишь в том случае, когда гидрологические и физико-химические процессы описываются в модели на основе общепринятых теоретических посылок. Если же это не так, то калибровка будет лишь маскировать имеющиеся в модели ограничения, произвольно масштабируя результаты, выдаваемые ею (моделью), чтобы добиться разумных выходных данных от возможно неадекватной модели явления. Очевидно, что модели, нуждающиеся в калибровке параметров, едва ли могут найти применение в исследованиях водосборов, по которым отсутствуют данные мониторинга.

В этой связи следует заметить, что необходимость калибровки модели не обязательно является ее недостатком, а трудности априорной оценки отдельных параметров модели вовсе не свидетельствуют о ее «ненаучности». Должным образом калиброванная модель может обеспечивать более реалистичное описание выноса загрязняющих веществ с водосбора, чем альтернативная модель, не нуждающаяся в этой процедуре. Кроме того, с накоплением опыта моделирования сама оценка параметров может становиться все проще, так что богатый опыт исследователя в практическом применении конкретной модели может вообще избавить его от необходимости выполнения процедуры калибровки [Haith, 1982; Jorgensen, 1986].

## Глава 3. ЭМПИРИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

### 3.1. Метод постоянных концентраций

Одним из наиболее тривиальных методов оценки величины нагрузки от неточечных источников на приемный водоем является метод постоянных концентраций, который используется как для урбанизированных, так и для сельскохозяйственных водосборов. Как следует из самого названия, метод основывается на предположении, что поступление загрязняющих веществ через замыкающий створ изучаемой водосборной территории можно охарактеризовать определенным значением концентрации исследуемого загрязняющего вещества, которое практически не зависит от времени:

$$C(t) \approx C_0 = \text{const.}$$

Предельная простота такого приближения позволяет использовать этот метод в самых разных ситуациях. Например, с его помощью можно оценить максимальную нагрузку с городской территории, формирующуюся при ливневых осадках, поскольку методики инженерных расчетов максимального дождевого стока хорошо известны и применяются, в частности, при проектировании ливневых канализационных систем (см., например, [Основы..., 1982]). Легко сопрягается метод постоянных концентраций и с гидрологическими моделями произвольной сложности. Так, если гидрологическая модель воспроизводит изменение во времени водного стока с территории, то использование метода постоянных концентраций вкуче с этой моделью позволит рассчитать динамику нагрузки на реку или водоем, принимающие сток.

Естественный вопрос, всегда возникающий у исследователей при попытке применения данного метода, – как все же найти величину  $C_0$ , которую можно было бы рассматривать в качестве постоянной концентрации? Конечно, для нахождения  $C_0$  можно провести оценочные наблюдения непосредственно на исследуемом водосборе.

Другой способ, также вполне приемлемый для грубых оценок, состоит в использовании данных, имеющихся в литературе по другим водосборам со сходными условиями (гидрологическими и хозяйственными). Например, в Соединенных Штатах Америки в 1983 г. была реализована Общенациональная программа по изучению урбанизированного стока (*Nationwide Urban Runoff*

*Program – NURP*] [Results..., 1983]. В рамках этой программы исследованиями были охвачены тридцать городов США, расположенных в разных климатических условиях. Около сотни постов наблюдения накапливали данные по осадкам, водному стоку с территорий и показателям качества воды в нем. Собранные данные опубликованы и могут служить определенным ориентиром при выборе величины средней концентрации, по крайней мере для урбанизированных территорий.

К сожалению, возлагать больших надежд на точность оценок, которые будут получаться в том и другом случае, не приходится. Дело в том, что исследования по упомянутой выше программе NURP ясно показали, что концентрации загрязняющих веществ в стоке с городской территории сильно изменяются не только от одного дождя к другому, но и даже в течение одного ливня. Поэтому, оценивая нагрузку от неточечных источников по методу постоянной концентрации, следует понимать, что получаемые результаты будут весьма приближенными и подходят лишь для предварительных оценок.

### 3.2. Модуль стока поллютанта

Еще один довольно простой способ количественной оценки поступления загрязняющих веществ в водный объект от рассредоточенных источников основан на использовании показателя, который в англоязычной литературе называется *Unit Area Load*, т. е. нагрузка с единичной площади. В работах отечественных авторов эту характеристику водосбора, измеряемую в единицах  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ , например, 1 кг/(га·год), называют *модулем стока поллютанта* или *модулем химического стока* – по аналогии с применяемым в гидрологии модулем водного стока. Модуль стока загрязняющего вещества определяет количество поллютанта, поступающего с единицы площади водосборного бассейна через его замыкающий створ в единицу времени. Ежегодная нагрузка с исследуемого водосбора рассчитывается умножением данного показателя на площадь водосборной территории.

Рассчитать (вернее, оценить) модуль химического стока позволяют измерения количества загрязняющего вещества, проходящего с водой за определенный период времени  $\Delta t$  через замыкающий створ изучаемого водосбора, т. е. измерения нагрузки. Нагрузку  $L$  с выбранного водосбора (в единицах массы) можно рассчитать, например, следующим образом:

$$L = \langle c \rangle Q_d \Delta t,$$

где  $\langle c \rangle$  – среднее значение концентрации вещества ( $\text{кг}/\text{м}^3$ ) в замыкающем створе исследуемой территории, рассчитанное на основе регулярных (например, ежедневных) наблюдений в течение определенного периода;

$Q_d$  – среднесуточный расход воды ( $\text{м}^3/\text{с}$ ), наблюдаемый одновременно

с концентрацией.

Вполне очевидно, что такая простейшая оценка величины  $L$  может быть верной лишь при относительно постоянных значениях расхода и концентрации или при малых  $\Delta t$ , в то время как для большинства случаев она представляется весьма сомнительной.

Более корректный путь оценки нагрузки с водосборного бассейна требует прежде всего установить соответствие между концентрацией вещества и расходом воды в замыкающем створе [Vollenweider, 1989]. Это может быть сделано с помощью построения зависимости «концентрация – расход» и нахождения затем, например, уравнения регрессии по методу наименьших квадратов. В общем случае искомая зависимость заведомо будет нелинейной, и, как минимум, возможны следующие варианты.

1. Концентрация (средняя) достаточно постоянна и не зависит от расхода, т. е.  $\langle c \rangle \approx c_0$ . Соответственно, суточная нагрузка с водосбора  $l_d$  будет пропорциональна суточному расходу воды:

$$l_d = \langle c \rangle Q_d = c_0 \times Q_d, \text{ кг/сут.}$$

2. Концентрация  $\langle c \rangle$  обратно пропорциональна расходу, т. е.

$$\langle c \rangle \approx a_1 / Q_d .$$

В этом случае

$$l_d = \langle c \rangle Q_d = a_1, \text{ кг/сут.}$$

3. Средняя концентрация пропорциональна расходу, т. е.

$$\langle c \rangle \approx a_2 \times Q_d ;$$

отсюда следует, что

$$l_d = \langle c \rangle Q_d = a_2 \times Q_d^2, \text{ кг/сут.}$$

В более общем случае показатель степени в последнем выражении может отличаться от 2.

4. Более правдоподобный в реальной ситуации вариант, когда связь «концентрация–расход» представляется комбинацией всех рассмотренных случаев:

$$\langle c \rangle \approx c_0 + a_1 / Q_d + a_2 \cdot Q_d^{b-1},$$

$$l_d = \langle c \rangle Q_d \approx c_0 Q_d + a_1 + a_2 Q_d^b, \text{ кг/сут,}$$

где, вообще говоря,  $b > 1$ .

Годовой объем выноса вещества (годовая нагрузка  $L_y$ ) с водосбора может быть рассчитан следующим образом:



$$L_y = c_0 \times Q_y + 365a_1 + a_2 \sum Q_d^b, \text{ кг/год},$$

где  $Q_y$  – годовой водный сток в исследуемом створе.

Если вклад точечных источников в рассчитанную таким образом нагрузку можно считать пренебрежимо малым, то модуль стока поллютанта  $Y$  с водосбора площади  $A$  будет определяться следующим выражением:

$$Y = L_y / A = c_0 \cdot Q_y / A + 365a_1 / A + (a_2 / A) \sum Q_d^b, \text{ кг/(га·год)}. \quad (3.1)$$

Общий метод определения модуля химического стока состоит в непрерывном измерении в течение некоторого времени  $T = T_2 - T_1$  расхода  $Q$  и концентрации  $c$  изучаемого вещества в замыкающем створе выбранного водосбора площади  $A$ . Коэффициент химического стока  $Y$  рассчитывается затем как усредненная величина

$$Y = \frac{1}{TA} \int_{T_1}^{T_2} Q(t) \cdot c(t) dt,$$

где  $T_1$  и  $T_2$  – моменты начала и конца периода наблюдений  $T$ .

Поскольку непрерывные измерения концентрации в воде не проводятся, это выражение следовало бы представить в виде какой-нибудь квадратурной формулы. Например, аппроксимируя интеграл формулой трапеций, можно записать:

$$Y = (AT)^{-1} \left( \sum_{i=1}^{n-1} \frac{c_i Q_i + c_{i+1} Q_{i+1}}{2} \cdot (\Delta t_{i+1} - \Delta t_i) - \sum_{j=1}^m L_j \right). \quad (3.2)$$

Здесь:  $c_i$  и  $Q_i$  – значения концентрации и расхода воды, полученные в результате  $i$ -го измерения;

$n$  – число измерений;

$L_j$  – нагрузка на исследуемый водоток от  $j$ -го точечного источника за изучаемый период времени  $T$ .

В последнем выражении возможный вклад точечных источников уже выделен, так что величина  $Y$ , определенная таким образом, характеризует исключительно диффузное загрязнение.

Теоретически простая методика оценки величины нагрузки на водные объекты на основе понятия о модуле стока загрязняющего вещества на практике сопряжена с серьезными трудностями. Первая состоит в самой оценке этого коэффициента. Дело в том, что обеспечить непрерывные или достаточно частые измерения величины концентрации, как правило, бывает невозможно – слишком дорого. Поэтому частота, с которой проводятся измерения расходов

$Q_i$  и концентраций  $c_i$ , обычно бывает разной. Например, отбор проб воды для определения концентрации химического вещества производится только через какие-то интервалы времени, в то время как измерения расхода могут быть довольно частыми, почти непрерывными. Поэтому при расчете модуля стока на основе уравнения (3.2) приходится использовать какие-то предположения о связи «концентрация – расход». Установить статистически достоверно эту связь на основе одновременных измерений величин  $Q$  и  $c$  практически невозможно из-за того, что концентрация загрязнения в створе измерений определяется слишком многими условиями, зависит от большого числа самых разных факторов.

Еще одна проблема состоит в том, что данный метод расчета может быть использован лишь для консервативных веществ, не подверженных процессам трансформации, таким как распад, химические реакции, потребление растениями и т. д. Легко понять, что таких консервативных веществ в действительности вообще не существует. Следовательно, модуль химического стока, определенный описанным выше способом, может отражать ситуацию только на том водосборе и только в тот момент времени, когда производилось измерение, и строго говоря, не может применяться не только к другим водосборным бассейнам, но даже к этому же водосбору в других гидрологических условиях.

Среди многих факторов и процессов, оказывающих влияние на судьбу загрязняющих веществ при их прохождении от источника до точки наблюдения, длина пути транспортировки поллютанта, которая в данном случае определяется размером водосбора и его гидролого-геологическими особенностями, является одной из важнейших характеристик. Следовательно, использовать значение модуля стока загрязняющего вещества, полученное для одного водосборного бассейна, для оценки величины рассредоточенной нагрузки с площади другого водосбора следует весьма осторожно, лишь убедившись, что размеры водосборных бассейнов близки, а гидрологические и гидрометеорологические условия и типы землепользования в них аналогичны.

Тем не менее, как обобщенная характеристика водосборного бассейна, модуль стока поллютантов, интегрально характеризующий и уровень загрязненности территории, и ее гидрологические особенности, и характер хозяйственного освоения, и плотность населения и т. д., является удобным параметром для оценки диффузного загрязнения водоемов. Поэтому в литературе можно найти оценки модулей стока различных веществ для водосборов с самыми разными формами землепользования [Methods..., 1973; Land..., 1976]. Даже число обобщающих публикаций, которые пытаются как-то систематизировать литературные данные по этой проблеме, довольно велико (см., например, [Loehr, 1974; Novotny and Chesters, 1981; Beaulac and Rechkow, 1982; Jolankai, 1983; Sharpley et al., 1992]). Для примера, в табл. 3.1 приведены данные, взятые из одной обзорной работы, о диапазонах изменений величин модуля химического стока некоторых наиболее распространенных загрязняю-

щих веществ для водосборных участков, характеризующихся различными типами землепользования.

В заключение данного раздела обратим еще раз внимание на некоторую условность оценки диффузного загрязнения по такому показателю, как нагрузка с единицы площади (или модуль химического стока). Действительно, при расчетах по описываемой методике вынос загрязняющих веществ с водосбора определяется произведением модуля стока поллютанта и водосборной площади – никаких данных о режиме водного стока не требуется. Поэтому, казалось бы, достаточно однажды найти модуль стока поллютанта для исследуемого водосбора, чтобы определение неточечной нагрузки на соответствующий водный объект стало элементарной процедурой.

На самом же деле результаты, получаемые при таких расчетах, могут быть весьма далеки от реальности. Это легко понять, если проанализировать соотношение (3.1). В нем только второе слагаемое не зависит от расхода воды в замыкающем створе, но не оно одно определяет величину модуля химического стока. В большинстве случаев основной вклад в величину  $Y$  вносит третье слагаемое (в котором  $b > 1$ ), а первое слагаемое в выражении (3.1) на практике часто оказывается пренебрежимо малым (из-за незначительности коэффициента  $c_0$  [Vollenweider, 1989]). Это означает, в частности, что два водосбора со сходными типами почв и характерами землепользования, но различающиеся объемом водного стока, будут сильно различаться модулями стока поллютантов.

Более того, из (3.1) следует, что на одном и том же водосборе при сохранении всех других условий изменение режима водного стока будет сопровождаться изменением модуля стока загрязняющих веществ. И следовательно, если для конкретного водосбора модуль химического стока был определен при одном гидрологическом режиме, то оценка нагрузки по этому показателю для отличного режима водного стока может, вообще говоря, отличаться существенно.

### **3.3. Статистический метод Агентства по охране окружающей среды США**

Прогнозные оценки в таких сложных гидролого-геохимических системах, какими являются территории водосборов, всегда имеют вероятностный характер. Поэтому расчеты рассредоточенной нагрузки, производимые по любой методике, заведомо содержат в себе какую-то неопределенность, которая обусловлена неопределенностью либо параметров модели, либо входных перемен-

Таблица 3.1

## Оценки модуля химического стока некоторых поллютантов (кг/га в год) [Jolankai, 1983]

Тип землепользования	Фосфор		Азот		Органическое вещество		Взвешенные вещества
	общий	растворенный	общий	нитритный	по БПК	по ХПК	
Общий водосбор	0.05–2.9	0.01–0.9	0.9–37.0	0.2–35.0	11–67	91–400	10–236
Преимущественно сельское хозяйство	0.04–4.2	0.05–0.13	0.1–178.0	0.3–8.1	2–51	48–275	50–4200
Преимущественно лес	0.02–1.0	0.02–0.08	1.4–33.0	1.0–6.3	1.8–17	–	–
Урбанизированная	1.1–5.6	0.9–2.0	6.0–10.0	0.2–13.0	3.0–507	260–1050	1700–7500
Пастбища	0.3–0.5	–	1.1–5.3	0.2–0.7	–	13–28	12–840
Пашни	0.7–8.2	0.7–53.0	–	–	–	–	–
Сады и виноградники	0.8–20	–	0.1–260.0	–	4.0–130	27–1300	200–1500

ных (а часто оба эти фактора имеют место). Вероятностный подход к описанию формирования водного стока уже давно практикуется в гидрологии, поэтому его применение к проблеме неточечных источников можно рассматривать как еще одно приложение хорошо апробированного математического метода. Но все же первоначально и в работах по неточечным источникам вероятностные распределения использовались в большей степени для описания параметров водного стока с территорий, а не для характеристик качества воды [Statistical..., 1979].

Ситуация изменилась после создания обширной базы данных по загрязнению разными веществами стоков с городских территорий [Huber et al., 1982], что стало одним из результатов работ по программе NURP [Results..., 1983]. Анализ полученных данных позволил установить статистические характеристики нагрузки с урбанизированных территорий на водные объекты, что и стало основой так называемого *статистического метода Агентства по охране окружающей среды (EPA Statistical Method)*.

Прежде чем обратиться к сути статистического метода, кратко поясним такое понятие, как *средняя концентрация события* (в оригинале – Event Mean Concentration, EMC), с которым метод работает.

Натурные наблюдения на многих объектах показали, что концентрации загрязняющих веществ в ливневом стоке с урбанизированной территории не являются постоянными, изменяясь не только от одного ливня к другому, но даже за время одного дождя. Как правило, график зависимости от времени концентрации поллютанта в стоке (*поллютограф*) имеет ярко выраженный максимум в начальной фазе ливня – «первый всплеск» (*first flash* – см. рис. 3.1). Это объясняется повышенной обычно интенсивностью дождя в его начале: сильный дождь обладает большим эрозионным потенциалом, поэтому формирующийся им поверхностный сток выносит в приемные водоемы сразу большое количество взвешенных веществ, накопившихся на водонепроницаемых поверхностях тротуаров и дорог за время сухой погоды. Вместе с твердыми частицами выносятся и адсорбированные ими химические вещества.

Поскольку концентрация загрязняющих веществ в поверхностном стоке испытывает значительные колебания даже в течение одного отдельно взятого события (ливня), для характеристики загрязненности городского стока была введена средняя концентрация события (СКС). Она определяется отношением

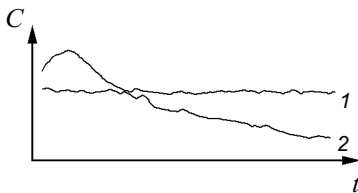


Рис. 3.1. Зависимость концентрации загрязняющих веществ в стоке от времени для отдельного дождя (поллютограф): 1 – постоянная концентрация; 2 – поллютограф «с начальным всплеском».

общей массы  $M$  загрязняющего вещества, поступившей с ливневым стоком в приемный водный объект (реку, озеро, залив), к объему  $V$  этого стока:

$$СКС = \frac{M}{V} = \frac{\int C(t)Q(t)dt}{\int Q(t)dt}. \quad (3.3)$$

Здесь  $C(t)$  и  $Q(t)$  – зависящие от времени концентрация и расход, наблюдаемые в ливневом стоке с территории в ходе дождя. Введение СКС обеспечивает замену действительной зависимости  $C(t)$  импульсом величины СКС, продолжительность которого совпадает с продолжительностью реального дождя. Таким образом усредненная концентрация является средневзвешенной по стоку: произведение СКС для данного дождя и объема водного стока, который в результате этого события сформировался, дает нагрузку (в единицах массы) от неточечных источников.

Каждый дождь, очевидно, формирует свою величину слоя водного стока, а концентрации загрязняющих веществ в стоке изменяются от одного ливня к другому. Имея измерения СКС для серии последовательных ливней на конкретном водосборном участке (рис. 3.2), можно сделать определенные заключения о статистических характеристиках распределения величин СКС. Например, в отчете [Results..., 1983] было предложено оценивать медиану этого распределения, которую в этом случае называют *медианой СКС участка* («site median EMC»). Затем анализируя значения медиан СКС многих водосборных участков, можно построить их распределение, также охарактеризовав его медианой и *коэффициентом вариации* (последний определяется как отношение среднеквадратичного отклонения к среднему значению).

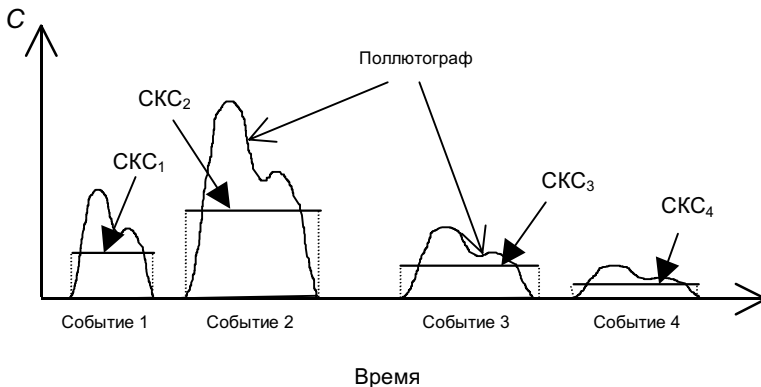


Рис. 3.2. Поллютографы урбанизированного стока последовательности ливней и средние концентрации этих событий (СКС)

Исследования по программе NURP, а также последующие исследования по неточечным источникам на урбанизированных территориях показали, что полученные данные по средним концентрациям загрязняющих веществ в ливневых стоках хорошо согласуются с предположением о логарифмически нормальном характере распределения СКС. Причем оказалось, что эта гипотеза работает не только при раздельной схеме канализации города, когда поверхностный сток отводится по отдельной ливневой сети, но и при комбинированной системе (Combined Sewer Overflow), когда он поступает для очистки в городскую канализацию [Results..., 1983; Driscoll, 1986; Driscoll and James, 1987]. Наиболее типичные значения СКС для основных поллютантов приведены в табл. 3.2 и 3.3.

Весьма полезным может оказаться использование статистического метода для оценки качества воды в реках, протекающих по урбанизированным территориям. Очевидно, что в периоды сильных дождей сток в реках, особенно в реках небольших, практически полностью определяется городским ливневым стоком, а это означает, что для таких рек оценки СКС будут непосредственно отражать уровень загрязнения вод. Нашел статистический метод применение и в работах по изучению диффузного загрязнения, обусловленного смывом

Таблица 3.2

**Средние концентрации загрязняющих веществ в ливневых стоках  
(для комбинированной системы городской канализации)\***

Составляющие дождевого стока	Медианы СКС, мг/л	Коэффициент вариации
Взвешенные вещества	184	0,7
БПК <sub>5</sub>	53	0,7
ХПК	132	0,8
Фосфор общий	2,4	0,7
Аммиачный азот	1,9	0,8
Нитритный азот	0,1	0,6
Нитратный азот	1,0	0,5
ТНК** (общий азот по Кьельдалю)	6,5	0,6
Медь	0,102	0,5
Свинец	0,346	0,6
Хром	0,099	0,6
Цинк	0,348	0,6

\* По данным мониторинга на 18 экспериментальных водосборных участках в семи городах США и Канады [Driscoll and James, 1987].

\*\* TKN (total Kjeldahl nitrogen) = органический + аммонийный азот

Таблица 3.3

## Типичные показатели качества воды в городском ливневом стоке \*

Составляющие ливневого стока	Коэффициенты вариации	Медианы СКС, мг/л
БПК <sub>5</sub>	0,5–1,0	9
ХПК	0,5–1,0	65
Взвешенные вещества	1–2	100
Свинец общий	0,5–1,0	0,144
Медь общая	0,5–1,0	0,034
Цинк общий	0,5–1,0	0,16
TKN	0,5–1,0	1,5
Азот (нитритный + нитратный)	0,5–1,0	0,68
Фосфор общий	0,5–1,0	0,33
Фосфор растворимый	0,5–1,0	0,12

\* По данным мониторинга на 81 водосборном участке в 22 городах США [Results..., 1983; Mustard et al., 1987].

поллютантов с дорожных покрытий [Driscoll et al., 1989]. Причем в последней работе статистика СКС накладывалась на статистические закономерности осадков – средние значения и коэффициенты вариации слоя осадков, их продолжительности, интенсивности и интервала времени между ливнями.

В обсуждаемом статистическом методе гипотеза о логнормальности распределения СКС соединяется с предположением о таком же характере функции распределения слоя стока с городской территории, что дает возможность выписать функцию распределения для нагрузки, формируемой этим стоком. Конечно, в некоторых работах вполне определенно указывались ограничения статистического метода [Novotny, 1985; Roesner and Dendrou, 1985] и высказывались сомнения относительно обоснованности гипотезы логнормальности [Driscoll, 1986]. Однако проверка других гипотез относительно статистических закономерностей в распределении величин СКС, по-видимому, особого смысла не имела. Дело в том, что статистический метод применяется обычно в комбинации с довольно тривиальными гидрологическими моделями, такими, например, как прогнозные оценки объемов ливневого стока по так называемому коэффициенту стока<sup>1</sup>, поэтому уточнение статистики СКС вряд ли может существенно увеличить точность предсказаний метода.

Следует отметить, что разработка статистического метода ЕРА и применение функции распределения СКС стали существенным шагом вперед по

<sup>1</sup> Справедливости ради следует заметить, что точность оценок ливневого стока по коэффициенту стока повышается с увеличением доли водонепроницаемых покрытий, так что для городских территорий этот метод может давать неплохие пр. прогнозы.



сравнению с оценками неточечной нагрузки, основанными на методе постоянных (средних) концентраций. Здесь уместно напомнить, что свойства логнормального распределения позволяют легко рассчитать значения средней величины  $\bar{x}$ , если известны медиана распределения  $m$  и коэффициент вариации  $c_v$ :

$$\bar{x} = m\sqrt{1 + c_v^2}.$$

Поэтому зная характеристики логнормального распределения СКС, всегда можно оценить среднюю величину концентрации изучаемого поллютанта в ливневом стоке с урбанизированной территории.

### 3.4. Регрессионные модели для урбанизированных территорий

Как уже было отмечено выше, одним из важных результатов реализации в Соединенных Штатах Америки Общенациональной программы по изучению городского стока (NURP) [Results..., 1983] стало создание обширной базы данных [Huber et al., 1982], в которой были представлены результаты большого числа натуральных наблюдений, зафиксировавших и многие параметры изученных водосборных участков, и соответствующие гидрометеорологические факторы, и объемы водного стока, обеспечиваемые осадками, и целый ряд параметров, характеризующих качество воды в дождевом стоке. Богатый экспериментальный материал предоставил специалистам едва ли не безграничные возможности по «конструированию» разнообразных регрессионных моделей для оценки диффузного загрязнения.

Разумеется, и в более ранних работах предпринимались попытки построения эмпирических регрессионных моделей, которые связывали СКС или нагрузку с урбанизированных территорий с параметрами водосборных участков – гидрологических, метеорологических, хозяйственными, демографическими [McElroy et al., 1976; Pisano and Queiroz, 1977; Miller et al., 1978]. Наиболее же интересные результаты такого рода были получены в работах, выполненных по научным программам Геологической службы США (U. S. Geological Survey – USGS) [Driver and Tasker, 1988; Tasker and Driver, 1988].

В качестве исходных данных для построения моделей авторы этих работ использовали результаты наблюдений за осадками, стоком и параметрами качества воды, которые проводились (как в рамках программы NURP, так и по другим исследовательским программам) на 98 постах в 30 городах Соединенных Штатов Америки.

Многопараметрический регрессионный анализ исходных данных позволил разработать и предложить 34 регрессионные кривые (в основном, логарифмически линейные) для расчета объема ливневого стока и нагрузки по его раз-

личным составляющим. Одновременно для оценки СКС была предложена еще 31 модель, которые мы рассмотрим здесь более детально.

Общий вид этих моделей может быть представлен следующим выражением:

$$C = \beta_0 \times X_1^{\beta_1} \times X_2^{\beta_2} \times \dots \times X_n^{\beta_n} \times BCF, \quad (3.4)$$

где  $C$  – средняя концентрация исследуемого вещества в дождевом стоке (СКС);

$\beta_0, \dots, \beta_n$  – коэффициенты регрессии;

$X_1, \dots, X_n$  – переменные модели,

$BCF$  – поправочный коэффициент (bias correction factor).

В качестве переменных  $X_i$ , которые могут в принципе влиять на величину нагрузки от неточечных источников, рассматривались следующие факторы: общее количество осадков, выпавших с данным ливнем; площадь дренируемой территории; доля водонепроницаемых покрытий; доли водосборной территории, занимаемые промышленными предприятиями, торговыми заведениями и жилыми кварталами; процентная доля неурбанизированной территории на исследуемом водосборе; плотность населения; продолжительность ливня; максимальная суточная интенсивность осадков 2-летней повторяемости; среднегодовой слой осадков; среднегодовое количество азота, поступающего на единицу площади с атмосферными осадками; средняя минимальная температура января.

Регрессионные уравнения Геологической службы США (табл. 3.4) составлены для расчета параметров качества воды по одиннадцати показателям: ХПК, взвешенные вещества, растворенные вещества, общий азот, общий азот по Кьельдалю (total Kjeldahl nitrogen, TKN = органический + аммонийный азот), общий фосфор, растворенный фосфор, и четыре тяжелых металла – кадмий, медь, свинец, цинк. Оказалось, что региональные особенности водосборных участков, а точнее влажность климата, господствующего на исследуемой территории, играют чрезвычайно большую роль в формировании диффузного загрязнения. Поэтому эмпирические модели для зон одного увлажнения существенно отличаются от моделей, полученных для регионов с другой годовой нормой осадков<sup>1</sup>.

Анализ натуральных данных показал, что диффузное загрязнение водоемов, принимающих ливневый сток с городских территорий, по всем изучавшимся составляющим сильно зависит от двух переменных – общего слоя осадков,

---

<sup>1</sup> Таких регионов на территории США было выделено три: 1) районы со среднегодовым слоем осадков до 20 дюймов в год (приблизительно, 500 мм); 2) от 20 до 40 дюймов/год; 3) свыше 40 дюймов/год.

выпавших с данным ливнем, и площади водосборного участка, на котором формируется дождевой сток. Для некоторых поллютантов значительный вклад в результаты расчетов вносят такие переменные, как доля водонепроницаемой площади, характер хозяйственного использования водосборной территории, среднегодовые климатические характеристики местности. Также было установлено, что предложенные модели для выноса поверхностным стоком взвешенных веществ дают далеко не лучшие прогнозы, в то время как модели нагрузки по растворенным веществам и по азоту (и по общему азоту, и по ТKN) воспроизводят результаты значительно лучше. Кроме того оказалось, что оценки ливневой нагрузки, рассчитываемые с использованием этих моделей, получаются точнее для западных штатов со сравнительно сухим климатом, чем для регионов с большим увлажнением.

Необходимо сделать небольшой комментарий к табл. 3.4. В ней для трех регионов, различающихся суммарной годовой нормой осадков, приведены значения коэффициентов регрессии для уравнения (3.4). В заголовках столбцов указаны переменные, включенные в рассматриваемые модели, и их размерности. В конце таблицы расшифровываются используемые в ней обозначения и приведены размерности величин.

В качестве упражнения по работе с данной таблицей рассмотрим пример, предлагаемый в справочнике [Maidment, 1992]. Пусть необходимо рассчитать ожидаемое значение ХПК в дождевом стоке (по СКС) для региона II (норма осадков – от 20 до 40 дюймов в год). В соответствии с моделью, представленной в табл. 3.4, наиболее значимыми переменными являются: количество осадков, выпавших с данным дождем (TRN), площадь водосборного участка (DA) и среднегодовая норма осадков (MAR). Остальные коэффициенты регрессии отмечены в таблице звездочкой, так что их учет не даст существенных поправок к результату расчета. Тогда, используя значения коэффициентов из таблицы, получим следующее регрессионное уравнение для расчета ХПК:

$$\text{ХПК} = 0,254 \times \text{TRN}^{-0,259} \times \text{DA}^{-0,054} \times \text{MAR}^{1,556} \times 1,299 \quad (3.5)$$

Если значения переменных модели известны или могут быть оценены на основе имеющихся данных, то не составит труда и оценка ХПК по выражению (3.5). Следует лишь помнить, что слой осадков TRN и их среднегодовая норма MAR должны быть заданы в дюймах, а значение водосборной площади перед подстановкой в (3.5) необходимо перевести в квадратные мили<sup>1</sup>. Результат расчета ХПК будет получен в миллиграммах кислорода на литр ( $\text{мгO}_2/\text{л}$ ).

---

<sup>1</sup> Эти размерности будут, видимо, не совсем удобны для российских специалистов, привыкших работать в метрической системе, но так как модели разрабатывались в США, в них использована общепринятая там английская система мер.

Таблица 3.4

**Параметры регрессионных моделей USGS для расчета средних концентраций загрязняющих веществ  
в городском ливневом стоке [Driver and Tasker, 1988]**

Параметры качества воды	Коэффициенты регрессии														
	$\beta_0$	TRN, дюйм	DA, кв. миля	IA+1, доля	LUI+1, доля	LUC+1, доля	LUR+1, доля	LUN+2, доля	PD, чел./ кв. милю	DRN, мин.	INT, дюйм	MAE, дюйм	MNL, фунт азота на акр	MJT, °F	BCF
Регион I: норма осадков до 20 дюймов в год															
XПК	5.035	-0.473	-0.087	-	0.388	0.012*	-	0.048*	-	-	-	0.855	-	-	1.163
BB	2041	0.143*	0.108	-	-	-	-	-	-	-0.370	-	-	-	-	1.543
PВ	0.333	-0.402	0.469	0.445	-	-	-	-	-	-	-	1.497	-	-	1.352
N <sub>общ.</sub>	3.52	-0.285	-0.033*	-	0.512	0.017*	-	0.012*	-	-	-	-0.129	-	-	1.096
TKN	1.282	-0.449	-0.022*	-	0.426	-0.016*	-	-0.012*	-	-	-	-	0.347	-	1.167
P <sub>общ.</sub>	0.085	-0.232	-0.012*	-	0.552	-0.080	-	-0.038*	-	-	-	0.530	-	-	1.261
P <sub>раст.</sub>	0.352	-0.294	-0.013*	-	0.629	-0.136	-	-0.046*	-	-	-	0.297*	-	-	1.266
Cd	0.338	-0.256	0.025*	-	0.090*	0.033*	-	-0.110	-	-	-	0.481*	-	-	1.166
Cu	11.3	-0.327	0.066*	-	0.237	0.048*	-	0.155	-	-	0.406*	-	-	-	1.297
Pb	141	-0.347	0.145	-	-0.109	0.034*	-	-0.086	-	-	-	0.046*	-	-	1.304
Zn	199	-0.338	0.070*	-	-	0.029	0.114*	0.068*	-	-	-	0.004*	-	-	1.242

Таблица 3.4  
Продолжение

Регион II: норма осадков от 20 до 40 дюймов в год															
XПК	0.254	-0.259	-0.054	-	0.0003*	0.025*	-	-0.033*	-	-	-	1.566	-	-	1.299
ВВ	734	0.132	-0.342	-0.329	-	-	-	-	0.041	-	-	-	-	-0.519	1.650
РВ	2398	-0.112	0.519	0.468	-	-	-	-	-	-	-	1.497	-	-1.373	1.179
N <sub>общ.</sub>	1.65	-0.204	0.065	0.176	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.296	-	1.256
TKN	0.830	-0.224	-0.066	0.039*	-	-	-	-	-	-	-	-	0.106	-	1.321
P <sub>общ.</sub>	0.022	-0.177	-0.133	0.006	-	-	-	-	-	-	2.019	-	-	-	1.521
P <sub>раст.</sub>	0.003	-0.209	-0.174	0.245	-	-	-	-	-	-	1.514	-	-	-	1.567
Cd	0.851	0.223*	0.189*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.394*	1.284
Cu	9.683	-0.298	-0.151	0.157*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.473
Pb	0.487	-0.268	-0.359	-	-	0.099	0.152	-0.008*	-	-	-	1.088	-	-	1.433
Zn	0.149	-0.238	-0.201	0.278	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.961	1.650

Таблица 3.4  
Продолжение

Параметры качества воды	Коэффициенты регрессии														
	$\beta_0$	TRN, дюйм	DA, кв. мили	IA+1, доля	LU1+1, доля	LUC+1, доля	LUR+1, доля	LUN+2, доля	PD, чел./кв. милью	DRN, мин.	INT, дюйм	MAR, дюйм	MNL, фунт азота на акр	MТ, °F	BCF
Регион III: норма осадков свыше 40 дюймов в год															
XПК	46.9	-0.179	-0.047	-	0.320	0.031	-	-0.169	-	-	-	-	-	-	1.270
ВВ	176	0.054*	0.286	-	0.168	0.072	-	-0.295	-	-	-	-	-	-	1.928
N <sub>общ.</sub>	26 915	-0.253	-0.169	0.057*	-	-	-	-	-	-	-	-2.737	-	-	1.308
TKN	9 549	-0.157	-0.159	-	-	-	-	-0.086	-	-	-	-2.447	-	-	1.326
P <sub>общ.</sub>	2.630	-0.016	-0.107	-	-	0.053	0.184	-0.168	-	-	-	-	-	-0.710	1.365
P <sub>раст.</sub>	0.060	0.189	-0.076	-	-	-	-	0.358	-	-	-	-	-	-	1.341
Cu	1 774	-0.104	-0.077	-	0.446	0.078	-	-0.204	-	-	-3.247	-	-	-	1.348
Pb	39.8	-0.196	0.123	0.404	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.510
Zn	1 879	-0.149	-0.061*	-	0.285	0.146	-0.078	-	-	-	-	-	-	-0.916	1.322

Таблица 3.4

Окончание

*Прогнозируемые параметры качества воды (по СКС):*

ХПК – химическое потребление кислорода, мг/л; ВВ – взвешенные вещества, мг/л; РВ – растворенные вещества, мг/л; N<sub>общ.</sub> – общий азот, мг/л; TKN (total Kjeldahl nitrogen) – общий азот по Кьельдалю (органический азот плюс аммонийный азот), мг/л; P<sub>общ.</sub> – общий фосфор, мг/л; P<sub>раств.</sub> – растворенный фосфор, мг/л; Cd, Cu, Pb, Zn – общее содержание восстанавливаемых форм тяжелых металлов (кадмия, меди, свинца и цинка, соответственно), мкг/л.

*Параметры регрессионного уравнения типа (3.4):*

TRN (total rainfall) – суммарное количество осадков (в дюймах) для данного ливня;  
DA (drainage area) – площадь водосборного участка (в квадратных милях);  
IA (impervious area) – доля площади водонепроницаемых покрытий;  
LUI (industrial land use) – доля промышленных территорий на исследуемом водосборе;  
LUC (commercial land use) – доля водосбора, занятая коммерческими предприятиями;  
LUR (residential land use) – относительная площадь жилых кварталов;  
LUN (nonurban land use) – доля неурбанизированных территорий на водосборе;  
PD (population density) – плотность населения (человек на квадратную милю);  
DRN (duration of each rain) – продолжительность каждого ливня (в минутах);  
INT (intensity) – максимальная суточная интенсивность осадков 2-летней повторяемости;  
MAR (mean annual rainfall) – среднегодовая норма осадков (в дюймах);  
MNL (mean annual nitrogen load in precipitation) – среднегодовое поступление азота с влажными выпадениями (в фунтах азота на акр);  
MJT (mean minimum January temperature) – средняя минимальная температура января (°F);  
BCF (bias correction factor) – поправочный множитель.

*Примечание.* Прочерк в колонке означает, что соответствующая переменная не включена в модель (т. е.  $\beta_i = 0$ ); звездочка (\*) указывает на то, что учет данной переменной незначительно влияет (не более 5%) на результаты расчетов по данному регрессионному уравнению.

Регрессионные модели Геологической службы США, по мнению авторитетных американских специалистов [Donigian and Huber, 1991], являются одними из лучших эмпирических моделей для расчета нагрузки от городского ливневого стока. Как и все модели типа «черного ящика», они не требуют проведения предварительных оценок СКС или сбора данных мониторинга (конечно, если не ставить себе цель верификации этих моделей). Однако, предсказывая средние значения искомых величин, эти модели не могут ничего сказать об обеспеченности тех или иных результатов. В этом видится определенный недостаток регрессионного подхода по сравнению с подходом статистическим. Не следует забывать также и о всех ограничениях, связанных с использованием эмпирических моделей, о которых достаточно подробно говорилось выше.

### **3.5. Модель «накопление – смыв» для городских территорий**

Вынос загрязняющих веществ с городской территории и их концентрации в ливневом стоке во многом обусловлены теми процессами накопления поллютантов, которые происходят между ливнями. Очевидно, что чем большее время прошло с момента последнего дождя, тем больше пыли, мусора и всех связанных с ними загрязняющих веществ аккумулировалось на улицах, тротуарах и крышах домов.

Для описания названных процессов американскими исследователями была предложена модель, получившая название «Buildup and Washoff», т. е. «накопление и смыв» [Water..., 1969]. В этой работе было показано, что на урбанизированной территории накопление поллютантов происходит пропорционально времени, отделяющему момент исследования от последнего ливня, причем было высказано предположение, что зависимость эта близка к линейной. Немного позднее в работе [Sartor and Boyd, 1972] авторы продемонстрировали экспоненциальную зависимость смыва накопившихся загрязняющих веществ во время ливня. Сформулированная концепция нашла свое воплощение в оригинальной версии компьютерной модели SWMM [Storm Water..., 1971], а также в ряде других моделей по расчету городского стока [Huber, 1985; Donigian and Huber, 1991].

Накопление в рассматриваемой модели является интегрированной характеристикой и подразумевает все разнообразие процессов, происходящих на территории во время сухой погоды; в него могут включаться также процессы уборки улиц. Понятно, что из-за невозможности физического обоснования модели накопления она будет содержать некоторое число параметров, коэффициентов, которые вводятся чисто феноменологически. И хотя в литературе можно найти коэффициенты, определяющие, например, скорость накопления городского мусора или его смыва [Manning et al., 1977; Huber and Dickinson, 1988], практическое применение обсуждаемого метода требует тщательной ка-



либровки совместно с гидрологической моделью территории. В противном случае для оценки величины нагрузки могут быть получены результаты, отличающиеся на несколько порядков от действительно натуральных измерений [Donigian and Huber, 1991].

### 3.6. Регрессионные модели для сельскохозяйственных водосборов

Простейшие модели неточечных источников для сельскохозяйственных и других неурбанизированных водосборов (например, лесных), разрабатываются также с помощью методов идентификации по данным наблюдения на экспериментальных участках. Существует два основных типа эмпирических соотношений, используемых для оценки рассредоточенной нагрузки:

а) соотношения между концентрацией загрязняющих веществ, измеряемой в замыкающем створе исследуемого водосбора, и расходом воды в этом створе;

б) соотношения для расчета концентрации в замыкающем створе, нагрузки или модуля химического стока по различным параметрам водосбора (типы почв, растительности, землепользования).

Огромное число работ посвящено построению эмпирических моделей (а)-типа, т. е. нахождению зависимости «расход–концентрация» или «расход–нагрузка». Выше, при обсуждении методики оценки модуля стока, уже приводились общие рассуждения о возможных математических видах таких зависимостей. В работе [Носк, 1970] было выделено две основных формы экспериментальной зависимости концентрации  $C$  в изучаемом створе от расхода  $Q$  воды:

$$C = a + b/Q,$$
$$C = a + b/Q + f \cdot Q.$$

Причем было установлено, что зависимость первого вида характерна для крупных водотоков и рек со значительным, но однородным загрязнением, а альтернативный характер зависимости присущ менее загрязненным водотокам с динамическими гидрологическими режимами.

Большое число подобных соотношений и зависимостей другого вида (линейных, степенных, логарифмических, экспоненциальных и полиномиальных, вплоть до полиномов пятой степени), проверенных экспериментально, приводится в работе [O'Brien et al., 1972]. Другие исследователи, например, [Porter, 1975; Smith and Stewart, 1977], выделяют в зависимости  $C = f(Q)$  дополнительно член, описывающий скорость изменения расхода:

$$C = a_0 + a_1 \cdot Q + a_2 (dQ/dt).$$

Один из примеров эмпирических моделей типа (а) приведен в работе [Betson and McMaster, 1975]. Модель известна под названием *Tennessee Valley Authority Mineral Quality Model*. В ней концентрация  $C$  выражается в виде степенной функции от модуля водного стока:

$$C = a \cdot (Q/A)^b,$$

где  $A$  – дренируемая площадь, измеряемая в квадратных милях, а расход  $Q$  задается в сантифутах в секунду. Параметры  $a$  и  $b$  являются характеристиками водосборного бассейна. Для определения этих параметров были «сконструированы» уравнения следующего типа:

$$a = n_1 F + n_2 C + n_3 S + n_4 I + n_5 U,$$

в котором  $n_i$  – коэффициенты регрессии,  $F$  – доля площади водосбора, покрытая лесом,  $C$ ,  $S$ ,  $I$ ,  $U$  – доли дренируемой территории над известняковыми, песчано-сланцевыми, вулканическими и нескальными породами, соответственно.

Калибровка модели была выполнена на основе данных для 66 водосборов, имеющих площадь от 14,2 км<sup>2</sup> до 1980 км<sup>2</sup>. Причем, ни один водосбор не имел значительных точечных источников загрязнения. Коэффициенты модели были определены для следующих показателей качества воды: SiO<sub>2</sub>, Fe, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CaCO<sub>3</sub>, проводимость, pH, цветность.

Очевидным недостатком этой модели является то, что она не учитывает многих факторов, которые, казалось бы, необходимо включить в рассмотрение. Прежде всего, это типы почв и ионный состав осадков, виды сельскохозяйственного использования земель, произрастающие культуры, объемы внесения удобрений. Все перечисленное будет существенно влиять на минеральный состав стока с водосбора.

Этот тезис подтверждают работы отечественных авторов, выполненные на многих реках европейской части бывшего СССР (ЕТС). Например, в монографии [Фадеев и др., 1989] на основании многолетних гидрохимических и гидрологических наблюдений в 254 пунктах на 185 реках исследованы зависимости общей минерализации и ионного состава стока и построены кривые связи  $C = f(Q)$ . Установлено, что на характер этой зависимости, ее математическую форму оказывают существенное влияние очень многие характеристики водосбора: размер площади, озерности, заболоченности, вечной мерзлоты, карста, водности лет, не говоря уже о прямых антропогенных воздействиях, таких как зарегулированность речного стока и сброс загрязняющих веществ. Это приводит к тому, что даже в пределах одной реки регрессионные уравнения связи  $C = f(Q)$  могут изменяться при переходе от одного пункта наблюдения к другому. В целом же, как показано в работе, для рек ЕТС зависимость от водного стока общей минерализации и концентраций основных ионов (Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> + K<sup>+</sup>) может быть описана одним из уравнений следующих четырех видов:

$$\begin{array}{ll}
 C = a + b/Q, & C = a \cdot Q^{-b}, \\
 C = a \exp(-bQ), & C = (a + bQ)(c + dQ)^{-1}.
 \end{array}$$

Аналогичные формулы, в качестве методических рекомендаций для расчета поступления загрязняющих веществ из различных источников, в том числе неточечных (торфоразработки, внесение удобрений, животноводство), предложены в работе [Тарасов и др., 1988]. Однако основное внимание в ней было обращено на поступление загрязнения от сосредоточенных источников. В частности, предложены формулы для прогноза распространения загрязнения в водной среде с учетом фактора самоочищения, когда известны данные по сосредоточенным источникам сбросов, а неточечные источники не играют существенной роли.

Таким образом, какая бы математическая формула для зависимости  $C = f(Q)$  ни выбиралась, очень часто бывает невозможно описать достоверно все экспериментально зафиксированные пары точек «концентрация–расход» (или «нагрузка–расход»). В этом нет ничего удивительного, поскольку, во-первых, концентрация в действительности определяется не только водным стоком, но и множеством других параметров и факторов, а во-вторых, данные измерений часто содержат ошибку, ибо не включают события экстремального стока, которые могут давать основной вклад в величину интегральной нагрузки.

Эмпирические модели ( $\hat{a}$ )-типа представляют, по-видимому, больший интерес с точки зрения управления диффузным загрязнением приемных водоемов. В таких моделях нагрузка с водосбора (или концентрация, или модуль химического стока) находится в виде функции<sup>1</sup> не только от физико-географических и гидрологических параметров водосборов, таких как рельеф и типы почв, осадки и/или жидкий сток и т. п., но и от переменных (безразмерных или нормированных), характеризующих сложившуюся практику хозяйствования – виды выращиваемых культур, нормы внесения удобрений, применение или отсутствие почвозащитных агротехнических мероприятий и другие. Поэтому подобные модели могут служить основой для компьютерных систем поддержки принятия решений, в которых, например, проигрывание различных сценариев землепользования позволяло бы выбирать пути минимизации экологически опасного влияния неточечных источников.

Простейшим примером эмпирической модели, в которой годовая нагрузка с территории водосбора (модуль химического стока) находилась как функция единственного параметра, может служить работа [Jolankai and Pinter, 1982]. В ней были выведены регрессионные соотношения, связывающие модуль химического стока фосфора со слоем водного стока. При выводе уравнения рег-

---

<sup>1</sup> В литературе по неточечным источникам встречается даже термин *нагрузочные функции* (Nonpoint Source Loading Functions [Donigian and Huber, 1991]).

рессии были проанализированы данные по стоку этого биогенного элемента с 19 малых и одного более крупного водосборов, находящихся в пределах бассейна оз. Балатон (Венгрия). Для водосборов, находящихся к югу от озера, в которых преобладает сельское хозяйство, а также для водосборного бассейна р. Зала, впадающей в Балатон, было получено:

$$Y_p = 0,0425 \exp(0,0233 \cdot h),$$

в то время, как для северных водосборов математическая форма зависимости была иной:

$$Y_p = 0,012 + 0,00134 \cdot h.$$

В этих выражениях  $Y_p$  – модуль химического стока, измеряемый в килограммах фосфора, поступающих в водоем с 1 га в год, а  $h$  – годовой слой водного стока (в мм).

Пример более сложной регрессионной модели для расчета нагрузки от неточечных источников, можно найти в работе [Chesters et al., 1978]. Здесь авторы строили эмпирическую модель, в которую был заложен уже целый ряд параметров. Модель была разработана на основе данных о 30 водосборах в бассейне Великих озер. Поскольку целью работы было изучение влияния сельскохозяйственного производства на вынос в водоемы элементов-биогенов, параметрами модели были данные о внесении удобрений, а также данные о площадях сельхозугодий, занятых разными культурами. Для расчета модуля стока общего азота  $N_T$  с изучаемой территории в этой работе предлагается использовать следующее соотношение:

$$N_T \text{ [кг/га/год]} = 0,117 \cdot N_{\text{орг}} + 0,0016 \cdot (N_{\text{орг}}^2 + N_{\text{мин}}) + 26 \cdot S_{\text{кк}} + 3,6 \cdot S_{\text{збо}} + 0,1 \cdot S_{\text{лп}}. \quad (3.6)$$

Здесь:  $(N_{\text{орг}} + N_{\text{мин}})$  – количество азота (в кг/га в год), вносимое на рассматриваемую площадь с органическими и минеральными удобрениями;  $S_{\text{кк}}$ ,  $S_{\text{збо}}$  и  $S_{\text{лп}}$  – доля площади водосбора, занятая картофелем и кукурузой ( $S_{\text{кк}}$ ), зерновыми, бобовыми и овощными культурами ( $S_{\text{збо}}$ ), лугами и пастбищами ( $S_{\text{лп}}$ ). Подобного же типа регрессионное соотношение было предложено в [Chesters et al., 1978] и для фосфора.

Измеренная годовая нагрузка и ее оценка по формуле (3.6) давали очень хорошее согласие в большинстве случаев, хотя авторами отмечались и очень значительные расхождения этих величин. По-видимому, эти расхождения могут объясняться особыми условиями жидкого стока на отдельных водосборах, тех, для которых модель обладает низкой прогностической способностью.

Действительно, математическая формула модели учитывает количество вносимых органических и неорганических удобрений и главные виды сельскохозяйственных культур, но в то же время результат оценки, сделанной по формуле (3.6), никак не будет зависеть от типов почв, представленных на данной

территории и, соответственно, от запасов азота в них. Не будет влиять на эту оценку также и изменение гидрологических условий на водосборе (осадков и водного стока), что, вообще говоря, может показаться довольно странным после подробного обсуждения, сделанного выше по поводу нахождения модуля химического стока (см. уравнения (3.1, 3.2)).

С другой стороны, следует остерегаться включения в модели такого рода слишком большого числа параметров, и прежде всего потому, что не все они в одинаковой мере определяют искомую зависимость. Следовательно, небольшое число доминирующих факторов вкупе с ошибками экспериментальных данных и недостатками используемого метода их статистической обработки всегда могут «объяснить» основные результаты, замаскировав таким образом действительное влияние других параметров. Видимо поэтому в более поздних работах при построении эмпирических моделей для сельскохозяйственных водосборов авторы не стремятся охватить в одном регрессионном уравнении сразу большое число параметров, а начинают с одного-двух, стараясь подобрать действительно определяющие факторы.

Показательным примером в этом смысле является работа [Cann, 1995]. В ней для трех малых (от 6 до 59 км<sup>2</sup>) сельскохозяйственных водосборов на западе Франции (в центральной части Бретани) строятся эмпирические зависимости концентрации азота в замыкающих створах от различных параметров водосборов – и метеорологических, и хозяйственных. Содержание азота в стоке анализировалось по концентрации ионов NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Исходным материалом для регрессионного анализа служили данные, собранные как за длительный период (более 20 лет для одного из водосборов), так и за более короткие сроки (2–3 года). Автор нашел, что ежегодное увеличение концентрации нитратов в стоке неплохо коррелирует ( $r = 0,81$ ) с развитием свиноводства в хозяйствах, расположенных на водосборе:

$$[\text{NO}_3^-] = 14,07 + 4,073 \cdot 10^{-3} \cdot p.$$

Здесь: [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>] – средняя ежегодная концентрация нитратов,  $p$  – поголовье свиней.

Чтобы добиться лучшего соответствия расчетных и эмпирических зависимостей в модель были введены дополнительные параметры – годовое и сезонное количество осадков. Как результат, коэффициент корреляции был доведен до 0,9967, а уравнение регрессии приняло вид:

$$[\text{NO}_3^-] = 0,01 \cdot (14,07 + 4,073 \cdot 10^{-3} p) \times \\ \times \{1 + [31,8A - 25,4 - ((6A + A'_5) / 7,7)^{-3}]\},$$

в котором параметры имеют следующие значения:

$P$  – годовая сумма осадков, мм;

$P_m$  – среднегодовая норма осадков, мм;

$Ph_5$  – сумма осадков, выпавших с ноября по март включительно, мм;  
 $A = P/P_m$ , если  $P > P_m$  и  $A = P_m/P$ , если  $P < P_m$ ;  
 $A'_5 = Ph_5/340$ , если  $Ph_5 > 340$  и  $A'_5 = 340/Ph_5$ , если  $Ph_5 < 340$ .

Многолетние наблюдения велись лишь на одном из водосборов, поэтому проверку построенной регрессионной модели на других водосборах автору не удалось провести. Зато очень интересны результаты моделирования сезонных изменений стока нитратов, данные по которым имелись для всех трех водосборов и были подвергнуты регрессионному анализу. На величину среднемесячной концентрации в стоке нитрат-ионов в построенных эмпирических моделях влияли параметры, связанные с «предысторией» водосбора: суммарное количество осадков, выпавших на его территории за изучаемый период и за три предыдущих месяца, суммарный объем стока нитратов за восемь месяцев (текущий плюс семь предшествующих), среднемесячная температура за три месяца (причем не в самой простой комбинации, а от –5-го до –3-го, считая исследуемый месяц за нулевой), суммарный месячный слой стока, коэффициент стока. Но для каждого из исследованных водосборов, которые значительно различались не только размерами, но и среднегодовой нормой осадков, приходилось строить свои регрессионные уравнения. И самое главное: в полученных уравнениях зависимость от одних и тех же параметров оказывалась то логарифмической, то гиперболической, то квадратичной, то линейной.

Этот пример еще раз показывает, что эмпирические модели, построенные на специфических данных конкретных водосборных участков, практически не могут быть использованы на других. Ибо при переходе к новому водосбору формальная математическая структура регрессионной модели уже не обязана соответствовать физической структуре новой гидролого-геохимической системы. Поэтому больший интерес, с точки зрения широкого применения, представляют модели, разработанные на основе эмпирических данных по многим водосборам.

Модели такого рода, известные в англоязычной литературе как *Nonpoint Sources Loading Functions* («функции нагрузки неточечных источников»), предлагались целым рядом авторов. Кроме уже названных выше к ним можно отнести эмпирические модели, развитые в США и получившие название *скрининговых методик Агентства по охране окружающей среды* (EPA Screening Procedures). Первоначально разработанные в [Zison et al., 1977] эти методики получили продолжение в более поздних работах [Mills et al., 1982; Mills et al., 1985]. В последних работах, которые являются руководствами по использованию скрининговых процедур, собраны, обобщены, сопровождаются примерами и всеми необходимыми параметрами эмпирические модели по оценке неточечной нагрузки, предложенные американскими исследователями до начала 1980-х годов [Amy et al., 1974; Heaney et al., 1976; McElroy et al., 1976; Haith, 1980]. Кроме традиционных поллютантов, скрининговые методики EPA по-

звolyют давать оценки по токсическим загрязняющим веществам, в том числе и в грунтовых водах [Mills et al., 1985].

Гидрологической основой для скрининговых процедур EPA послужили разработанные ранее в США, тщательно апробированные и хорошо зарекомендовавшие себя методики по оценке жидкого и твердого стока. Так, если скрининговая процедура применяется для оценки годовой нагрузки, то в качестве подмодели, описывающей твердый сток, используется *универсальное уравнение почвенной эрозии (USLE)*<sup>1</sup> [Wischmeier and Smith, 1978; Maidment, 1992]. Оценка нагрузки, обусловленной отдельным ливнем, производится на основе расчета выноса взвешенных веществ по *модифицированному USLE* [Williams, 1975] и расчета объемов ливневого стока по *методу Службы охраны почв*<sup>2</sup> [Mockus, 1972; Виссен и др., 1979]. Концентрации загрязняющих веществ в жидком стоке и на смываемых почвенных частицах, определяющие интегральную величину нагрузки, задаются в данной методике с помощью «коэффициентов обогащения» (enrichment ratios) – определенных параметров моделей, подбор которых может быть сделан с использованием руководства. Достаточно широкому распространению скрининговых процедур в США во многом способствовало то, что EPA вело активную работу по сопровождению этих методик, включая специальные обучающие курсы.

Подобные же нагрузочные функции были разработаны Лесной службой США для анализа диффузного загрязнения водоемов, обусловленного лесохозяйственной деятельностью [An approach..., 1980]. Методы оценки поверхностного стока и эрозии почв, предлагаемые в названной работе, во многом идентичны скрининговым методикам EPA, с той лишь разницей, что используемые в расчетах параметры были сразу подобраны подходящими для условий лесных водосборов. Кроме того, в этой работе предложены методики количественных расчетов возможных изменений речного стока, почвенной эрозии, стока взвешенных наносов и даже изменений термического режима водотоков при альтернативных вариантах лесохозяйственной практики.

Своеобразная (по способу построения) функция для оценки среднегодового смыва пестицидов была предложена группой авторов в работе [Li et al., 1989]. С помощью математической модели выноса пестицидов с сельскохозяйственных угодий, разработанной ранее одним из соавторов [Haith, 1980], были насчитаны 100-летние ряды суточного смыва пестицидов, на основе которых и были построены два вида уравнений регрессии. Уравнения первого вида позволяют оценивать нагрузку по токсичному веществу только на основе данных по объему среднегодовой эрозии, а уравнения второго вида включают в каче-

---

<sup>1</sup> USLE – принятая в английской литературе аббревиатура для *Universal Soil Loss Equation*; подробнее речь об этом методе оценки твердого стока будет идти ниже.

<sup>2</sup> В оригинале «метод Службы охраны почв» для оценки слоя ливневого стока носит название USDA Soil Conservation Service (SCS) Runoff Curve Number Procedure, или SCS Curve Number model.

стве дополнительного параметра еще и объем поверхностного стока с исследуемого участка в течение месяца после применения пестицида. Коэффициентами регрессионных уравнений служат период полураспада пестицида в окружающей среде и параметр, характеризующий сорбцию поллютанта частицами почвы (эти коэффициенты табулированы в статье для широкого диапазона параметров).

Несмотря на все ограничения, которые имеются по использованию эмпирических моделей (и которые уже обсуждались выше), применение регрессионных моделей типа нагрузочных функций является более широким и популярным, чем последовательных математических моделей. Не в последнюю очередь «за» нагрузочные функции специалисты высказываются ввиду их простоты. Но даже осознавая и признавая все недостатки нагрузочных функций, их применение считают весьма полезной процедурой, способной показать, является ли проблема неточечного загрязнения актуальной для изучаемой территории и необходима ли здесь разработка более детальной математической модели.

### 3.7. Влияние размеров водосбора на смыв загрязняющих веществ

Ранее уже говорилось о том, что размер водосборного бассейна влияет на величину модуля химического стока, т. е. является одним из важных факторов, характеризующих величину нагрузки от рассредоточенных источников. Объясняется это тем, что время достижения загрязняющим веществом замыкающего створа водосборного участка зависит, естественно, от его (участка) размеров, а чем больше это время, тем большее число всевозможных процессов может «поучаствовать» в изменении содержания исследуемого вещества (химический распад, механическое осаждение, потребление растениями и т. д.). Очевидным следствием этого является общепризнанный факт, что водосборы большей площади обычно характеризуются меньшим модулем химического стока. Для количественной характеристики влияния размеров водосборного бассейна на смыв с него загрязняющих веществ некоторые исследователи вводят так называемый коэффициент доставки  $DR$  (*delivery rate*), предлагая для расчета его величины ряд формул и моделей.

Например, в работе [Dickinson et al., 1990] предложена следующая модель для оценки коэффициента доставки. Весь водосбор разбивается на участки (ячейки) «вниз по течению» водного стока. Для отдельной  $j$ -й ячейки коэффициент доставки, очевидно, определяется как отношение количества вещества  $M_{out}$ , переданного в следующую ячейку, и количества вещества  $M_{in}$ , полученного из «верхней» ячейки:  $DR = M_{out} / M_{in}$ . Для всего водосбора авторы вывели следующую формулу:



$$DR = a \cdot \left( \sum_{j=1}^m n_j S_j^{-1/2} L_j / H_j \right)^{-b}, \quad (3.7)$$

- где  $m$  – общее число ячеек, которые пересекает поток,  
 $n_j$  – коэффициент шероховатости Маннинга для ячейки с номером  $j$ ,  
 $S_j$  и  $L_j$  – уклон поверхности и длина пути потока в пределах отдельной ячейки,  
 $H_j$  – гидрологический фактор, характеризующий слой поверхностного стока и вероятность его формирования.

Некоторые более простые эмпирические модели рассредоточенной нагрузки также учитывают эффект «времени доставки», используя в качестве параметра модели дренируемую площадь. В работе [Prairie and Kalff, 1986] предложен целый набор регрессионных соотношений для расчета выноса фосфора с водосборных территорий, характеризующихся преобладанием различных видов землепользования. Модели были разработаны на основе данных из почти 40 различных литературных источников:

Леса	$\lg P_T = 0,914 + 0,986 \lg F$
Сельскохозяйственные площади	$\lg P_T = 1,818 + 0,773 \lg F$
Пастбища	$\lg P_T = 1,562 + 0,589 \lg F$
Сельскохозяйственные культуры:	
– рядные	$\lg P_T = 1,880 + 0,589 \lg F$
– нерядные	$\lg P_T = 1,880 + 0,899 \lg F$
– смешанные	$\lg P_T = 1,880 + 0,937 \lg F$

В этих выражениях  $P_T$  – вынос общего фосфора, кг/год, а  $F$  – площадь исследуемой территории, км<sup>2</sup>.

Авторы работы [Prairie and Kalff, 1986] пришли также к важному выводу, что в литературе нередко приводятся сильно завышенные оценки величины модуля химического стока фосфора. Это объясняется прежде всего тем, что изучаемые экспериментально водосборы имеют довольно малые размеры, на которых ландшафтные факторы, влияющие на «коэффициент доставки» загрязняющих веществ довольно нетривиальным образом (см., к примеру, зависимость (3.7)), не успевают проявиться в должной мере.

Немного раньше аналогичная работа по анализу влияния размеров территории на вынос с нее элементов-биогенов (азота и фосфора) была проведена Л. Каурри [1978] на 23 малых водосборах в Финляндии. Все эти водосборы представляли собой типичные источники рассредоточенной нагрузки. Параметром модели служила доля площади возделываемой земли в пределах водо-

сбора и устанавливалось ее влияние на величину нагрузки. В работе предлагаются следующие соотношения:

$$\begin{aligned}C_N &= 30 \cdot F + 500, \\C_P &= 46,4 \cdot \lg(F+1) + 7,2, \\Y_N &= 9,8 \cdot F + 180, \\Y_P &= 15,1 \cdot \lg(F+1) + 1,9,\end{aligned}$$

где  $C_N$  и  $C_P$  – концентрации (мкг/л) азота и фосфора в воде,  $Y_N$  и  $Y_P$  – коэффициенты химического стока этих веществ, измеряемые в кг/(км<sup>2</sup>·год), а  $F$  – доля обрабатываемой земли в общей площади водосбора.

### 3.8. Универсальное уравнение почвенной эрозии

Взвешенные вещества наряду с элементами-биогенами являются приоритетными поллютантами для подавляющего большинства сельскохозяйственных водосборов, по крайней мере по объемам поступления в водные объекты. Кроме того, смываемые частицы почв несут с собой в водоемы те формы загрязняющих веществ, которые не могут быть «вымыты» из почвы поверхностным (водным) стоком. Часто поступление в водные экосистемы некоторых важнейших поллютантов, в частности, фосфора, обуславливается исключительно «твердым стоком». Поэтому развитые модели неточечных источников обязательно включают анализ стока взвешенных веществ, а некоторые простые модели диффузного загрязнения, как рассмотренные выше нагрузочные функции, даже основываются на моделях почвенной эрозии.

Одной из самых известных и наиболее широко применяемых эмпирических эрозионных моделей является уже упоминавшееся выше *универсальное уравнение почвенной эрозии (Universal Soil Loss Equation, USLE)* [Wischmeier and Smith, 1978; Maidment, 1992]. Согласно этой модели, среднегодовая величина эрозионных потерь почв на некоторой территории может быть представлена в виде следующего произведения:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P. \quad (3.8)$$

Эта величина измеряется в единицах  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ , например, т/км<sup>2</sup> в год. В качестве факторов, определяющих эрозию, в уравнение (3.8) входит пять параметров, требующих некоторого комментария.

Водные потоки, обуславливающие эрозионные процессы на склонах, возникают благодаря выпадающим осадкам. Поэтому в качестве одного из важнейших факторов в универсальное уравнение (3.8) был введен безразмерный

множитель  $R$ , получивший в отечественной литературе название *эрозионного потенциала дождевых осадков*<sup>1</sup> (ЭПО).

Исследования, проведенные в конце 1950-х годов W. Wischmeier et al., показали, что смыв почв сильно коррелирует с максимальной 30-минутной интенсивностью ливня [Wischmeier et al., 1958]. Этот результат используется теперь для оценки эрозионного потенциала  $R$  различных территорий. Фактор  $R$  может быть оценен через сумму произведений кинетической энергии дождей  $E$  на их максимальную 30-минутную интенсивность  $I$  (интенсивность определяется слоем осадков, выпавших в единицу времени) [Wischmeier et al., 1958; Wischmeier and Smith, 1978; Maidment, 1992]:

$$R = 0,01 \cdot \sum EI.$$

Кинетическая энергия дождя связана с его интенсивностью, так что, в принципе, можно попытаться подыскать связь между этими параметрами. Так, в руководстве [Maidment, 1992] предлагается следующая форма такой зависимости:

$$E = (a + b \cdot \lg I).$$

Параметры  $a$  и  $b$  в последнем уравнении определяются размерностями величин, представленных в данной регрессии. Например, для английской системы мер в том же справочнике [Maidment, 1992] приводится следующее выражение:

$$E = (916 + 331 \cdot \lg I).$$

Для связи  $R = f(I)$  в работе [Хрисанов и Осипов, 1993] предлагается использовать эмпирическую зависимость вида:

$$R = 0,25841H \cdot I_{30} - 0,14921, \quad (3.9)$$

где  $H$  – слой выпавших осадков, мм, а  $I_{30}$  – максимальная интенсивность дождя за 30-минутный интервал. Эта зависимость была проверена в условиях Восточно-Европейской равнины [Тарабрин, 1976]: результаты, полученные по формуле (3.9), при сопоставлении с эрозионными потенциалами осадков, определенными по кинетической энергии, дали хорошее совпадение. Кроме того в последней работе было установлено, что, если интенсивность дождя менее 10 мм/мин, зависимость (3.9) дает заниженные результаты.

При практическом использовании значения эрозионного потенциала осадков наносятся на картографическую основу. Как правило, на такие карты наносятся величины ЭПО, подстановка которых в уравнение (3.8) позволяет вычислять величину *годовых* эрозионных потерь [Комплексное..., 1997]. В руководстве [Wischmeier and Smith, 1978] приведена карта ЭПО для территории

---

<sup>1</sup> В английском оригинале – rainfall erosivity factor.

США. Для территории нашей страны также были выполнены работы по составлению карт эрозионного потенциала осадков (см., например, [Заславский и др., 1981; Ларионов, 1987]).

Второй множитель в уравнении (3.8),  $K$ , характеризует предрасположенность почв к эрозии. Иногда его называют *коэффициентом эродированности почв* (или индексом смываемости). Размерность  $K$  выражается в тех же единицах, что и размерность всего выражения –  $[M \cdot L^{-2} \cdot T^{-1}]$ .

Смываемость почвы определяется множеством самых разных факторов – текстурой почв, их проницаемостью и механическим составом, процентным содержанием гумуса, глинистых частиц, частиц пылевых фракций и т. д. Поэтому для экспериментального определения индекса смываемости была предложена специальная методика. Численно коэффициент смываемости почв находится как модуль смыва почвы с эталонной площадки длиной 22,14 м<sup>1</sup> и уклоном 9%, содержащейся по бессменному пару, при выпадении дождя с эрозионным потенциалом  $R$ , равным единице. Типичные значения фактора  $K$  для различных типов почв и с разным содержанием органики приводятся в специальных справочниках в виде диаграмм, номограмм, таблиц (см., например, [Wischmeier and Smith, 1978; Maidment, 1992; Ларионов, 1984; Кирюхина и Пацукевич, 1987; Хрисанов и Осипов, 1993]).

Одной из главных причин антропогенной эрозии почв является сельскохозяйственное использование земель, в том числе расширившееся использование склонов на равнинных территориях. Свойства рельефа, такие, как длина и крутизна склонов, определяют само возникновение поверхностного стока, концентрацию взвешенных частиц в нем, скорость стекания воды и, следовательно, энергию потоков. Эти характеристики рельефа учитываются в уравнении почвенной эрозии (3.8) двумя безразмерными факторами –  $L$  и  $S$ , а вернее, их произведением  $LS$ , которое нередко называют *эрозионным потенциалом рельефа*.

Величина фактора  $LS$  представляет собой отношение смыва почв с площадки данной длины и данного уклона к стандартной площадке длиной 22,14 м, расположенной на 9%-м склоне, при прочих равных условиях. Графики зависимости эрозионного потенциала рельефа от длины склонов при разной их крутизне можно найти, например, в справочнике [Maidment, 1992]. В работе [Литвин, 1987] приведена таблица показателей эрозионного потенциала рельефа типичных геоморфологических районов европейской территории СССР и Сибири. Формула для расчета значения эрозионного потенциала рельефа в зависимости от уклона и длины склона предлагается в монографии Н. И. Хрисанова и Г. К. Осипова [1993].

---

<sup>1</sup> В оригинале длина эталонной экспериментальной площадки равнялась 72,6 фута (1 фут = 30,5 см).

Так называемый *хозяйственно-агрономический фактор*<sup>1</sup>  $C$  (cropping-management factor), содержащийся в уравнении (3.8), учитывает влияние на смываемость почв различных типов растительности и сложившейся хозяйственной практики. Для голых, не покрытых растительностью почв он принимается равным единице. Поскольку растительный покров защищает почвы от эродирующего действия дождевых капель и водных потоков, то в зависимости от видов растительности этот фактор может меняться в довольно широких пределах. Например, для территорий, покрытых сплошными лесами, величина  $C$  может равняться всего лишь  $10^{-4}$ – $10^{-3}$  [Maidment, 1992], в то время как отвальная вспашка земель под озимые культуры доводит этот коэффициент до 0,48–0,56 [Жаркова, 1987]. Строго говоря, для сельскохозяйственных площадей хозяйственно-агрономический фактор численно определяется как отношение среднего смыва почвы с поля за ротацию севооборота к смыву с поля, сохраняющегося по бессменному пару, при равенстве прочих условий.

Наконец, последний множитель в уравнении (3.8) –  $P$ . Этот фактор характеризует эффективность почвозащитных мероприятий, применяемых на рассматриваемой территории. Он принимается равным единице, если на поле, смыв с которого изучается, противоэрозионные меры не принимаются, а обработка почвы и посев ведутся вдоль склона. В справочном руководстве [Maidment, 1992] можно найти значения этого индекса при различных видах противоэрозионных мер.

Активное использование универсального уравнения почвенной эрозии (USLE) в течение уже многих лет сопровождается регулярными попытками многих исследователей улучшить в каком-то смысле этот метод расчета стока взвешенных наносов. Основное внимание при этом обращается на поправки к фактору  $R$ , учитывающему гидrometeorологические условия, складывающиеся на изучаемой территории.

Приводимый большинством справочников эрозионный потенциал осадков является обобщенной, среднегодовой, характеристикой выпадающих дождей, что не позволяет использовать его при расчете эрозии почв от отдельно взятого ливня. Чтобы восполнить этот недостаток USLE-модели в ряде работ были предложены модификации универсального уравнения, целью которых было связать почвенные потери с изучаемой территории с характеристиками отдельно взятого ливня. Причем авторы стремились выразить эрозионный потенциал осадков через стандартные параметры дождя, применяемые при гидрологических расчетах. Так, в работе [Williams, 1975] вместо обычной формы (3.8) было предложено следующее выражение (Modified USLE, или MUSLE):

$$A = 11,8 \cdot (q_p V)^{0,56} K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P.$$

---

<sup>1</sup> В отечественной литературе для коэффициента  $C$  можно встретить другое, далекое от авторского оригинала и, как кажется, довольно неуклюжее название – «эрозионный индекс агроценозов».

Здесь  $V$  задает объем стока, а величина  $q_p$  характеризует его пиковый расход. Строго говоря, численные значения коэффициента и показателя степени в данном уравнении зависят от используемой системы мер и будут, конечно, другими при задании параметров  $V$  и  $q_p$  в других единицах.

Немного иная форма модификации USLE, но учитывающая те же гидрологические характеристики дождя, была предложена в работе [Foster and Meyer, 1975]:

$$A = (a \cdot R + b + c \cdot V q_p^{1/3}) K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P.$$

В этом выражении  $R$  – эрозионный потенциал осадков, задаваемый стандартными руководствами, а поправочные параметры  $a$ ,  $b$  и  $c$  подбирались на основе натуральных наблюдений.

Следует заметить, что в отечественной практике используется также измененный вариант универсального уравнения, который кроме ливневой учитывает также эрозию, обусловленную стоком талых вод, поскольку на территории нашей страны значительная доля смыва почв приходится на весенние месяцы. Для оценки эрозии от весеннего снегового стока применяется эмпирическая зависимость между массой смывтой почвы и слоем стока [Ларионов, 1993; Хрисанов и Осипов, 1993].

Известны также другие работы по модернизации универсального уравнения и его коэффициентов, в частности, факторов, характеризующих процессы эрозии [Frere et al.; Williams, 1980; Wilson, 1986] (обзор работ по «улучшению» USLE дан, например, в книге [Джеррард, 1984]). Однако нельзя забывать, что добавление новых параметров в модель сопряжено с дополнительными трудностями по их оценке, ибо чем большее число параметров содержит мультипликативное уравнение типа (3.8), тем меньше шансов определить когда-нибудь все входящие в него множители-параметры. Видимо по этой причине классическая USLE-модель и ее основные модификации по-прежнему находят своих пользователей, обеспечивая вполне приемлемые оценки твердого стока, разумеется, для тех территорий, для которых на основе локальных натуральных данных были составлены соответствующие таблицы, карты, номограммы, или графики.

В заключение, видимо, не будет лишним заметить, что в научной литературе существуют и сомнения определенного рода по поводу приемлемости модели USLE для оценки эрозии. Возражения Ю. Б. Виноградова [1998] против использования для предсказаний эрозионных потерь многофакторной зависимости (3.8) переключаются с высказанными выше в настоящей работе (см. с. 44–45) общими соображениями по поводу включения в эмпирические модели большого числа параметров-факторов, которые не могут в принципе вносить равный вклад в формирование реакции гидрогеологической системы на внешние воздействия, а потому их равноправное представление в мультипликативном уравнении должно, конечно же, настораживать.

### **3.9. Обобщенная методика по оценке выноса биогенных веществ с сельскохозяйственных водосборов**

Эмпирические модели для оценки стока загрязняющих веществ с водосборных бассейнов находят применение не только в научных исследованиях, но и в инженерной практике. Развитие природоохранного законодательства и возросшее экологическое сознание общества требуют ныне при освоении территории принимать во внимание не только экономическую целесообразность проектов, но и оценивать их возможное влияние на экологическое состояние водных объектов, на водосборах которых планируются хозяйственные мероприятия.

При проведении экологической экспертизы проектов, как правило, приходится опираться на минимальную исходную информацию, объем которой ограничен уровнем нормативов проектных водохозяйственных организаций. Практически таким же минимумом исходных данных располагают специалисты и в тех случаях, когда необходимо выработать рекомендации по оптимизации антропогенной нагрузки на водоемы в целях улучшения их экологического статуса, например, по ограничению эвтрофирующих факторов. Из-за недостатка натурной информации применение детерминированных моделей в подобных ситуациях потребовало бы проведения масштабных исследований (особенно для неоднородных в природно-хозяйственном отношении водосборов), что привело бы к значительному удорожанию проектных работ.

Во избежание этого оценки нагрузки от неточных источников выполняются с использованием менее точных, но более простых моделей. Чтобы повысить надежность таких прогнозов дополнительно привлекается априорная информация: при рассмотрении переноса загрязняющих веществ используется принцип бассейнового подхода, отдельно учитывают различные типы объектов и угодий, расположенных на водосборе, их удаленность от водотоков и т. п. Сконструированные таким образом схемы расчетов нагрузки от неточных источников перестают уже быть чисто эмпирическими моделями – наличие в их построениях априорной информации несколько сближает их с концептуальными моделями. Но и назвать их таковыми никак нельзя, поскольку математические зависимости, применяемые в таких схемах, основываются не на феноменологическом описании процессов, происходящих в природе, а получены с использованием методов идентификации, на основе анализа откликов природных систем на внешние возмущения.

Основные предположения, на которых строятся подобные расчетные схемы рассредоточенной нагрузки, можно сформулировать следующим образом [Моделирование..., 1992]. Во-первых, для сельскохозяйственных водосборов считается, что вынос биогенных веществ (БВ) пропорционален исходным запасам их подвижных форм в почвах и дозам внесения минеральных и органических удобрений. Во-вторых, интенсивность выноса поллютантов считается пропорциональной модулю естественного стока на водосборе, а также непро-

изводительным потерям поливной воды, причем последние зависят как от свойств почв, так и от норм и режимов орошения и применяемой поливной техники<sup>1</sup>. В-третьих, состав культур и применяемая агротехника на землях сельскохозяйственного использования влияют на вынос элементов-биогенов и других загрязняющих веществ (твердых наносов, пестицидов). В-четвертых, вынос загрязняющих веществ определяется эрозионными процессами при формировании поверхностного стока и диффузионными процессами в подповерхностном поровом пространстве. В-пятых, проведение почвозащитных и водоохраных мероприятий учитывается в моделях через изменение параметров, которые характеризуют долю осадков (или поливной воды), расходуемую на формирование водного стока и соответствующего ему стока взвешенных веществ.

Одна из схем расчета, основанная на вышеназванных допущениях и использующая набор эмпирических зависимостей и агрохимических методик для оценки биогенной нагрузки на водотоки в природно-аграрных системах, была разработана в 1980-е годы коллективом авторов ленинградских (санкт-петербургских) вузов под руководством профессора Н. И. Хрисанова. Апробированные в ходе многолетних исследований на территории Ленинградской области отдельные составляющие этой схемы получили известность в качестве методических рекомендаций по количественному расчету эвтрофирующей нагрузки [Методические..., 1988; Расчет..., 1989]. Методика позволяет рассчитывать вынос биогенных веществ с водосборов любых рек и водоемов, включая крупные водохранилища, причем предлагаемые зависимости применимы для различных территорий за исключением зоны вечной мерзлоты и засушливых районов с интенсивным поливным земледелием. Несомненным «плюсом» методики является то, что все расчеты основаны на минимальном количестве исходной информации.

Интегральные показатели, на которые опираются расчеты по описываемой методике, зависят от видов хозяйственного использования земель на водосборе. Так, при расчете потерь биогенных элементов в растениеводстве в качестве такого показателя используется урожайность сельскохозяйственных культур<sup>2</sup>. Через урожайность с помощью определенных коэффициентов, приводимых в методике, вычисляется масса естественных потерь БВ.

Например, расчет массы БВ, которая теряется почвами после сбора урожая, проводится по формуле [Хрисанов и Осипов, 1993]:

---

<sup>1</sup> Учет вклада мелиорируемых участков необходим потому, что несмотря на сравнительно небольшую долю в общей площади сельхозугодий (менее 20%), вынос загрязняющих веществ с них существенно превышает поступление поллютантов с неорошаемых земель [Моделирование..., 1992; Хрисанов и Осипов, 1993].

<sup>2</sup> Такой подход для оценки потерь биогенных элементов из почв широко применяется в агрохимии, когда рассчитываются необходимые объемы внесения удобрений под посевы [Ефимов и др., 1984; Кулаковская, 1985].



$$R_i = \sum_{j=1}^n K_{ij} y_j F_j,$$

где  $R_i$  – масса  $i$ -го БВ, выносимого с площади всех угодий, занятых под посевы  $n$  сельскохозяйственных культур, кг/га;  $K_{ij}$  – коэффициент (кг/ц), задающий вынос  $i$ -го БВ с растительной массой  $j$ -й культуры, которая занимала площадь  $F_j$  га и урожайность которой была  $y_j$  ц/га. Масса естественных потерь  $i$ -го БВ  $W_i$  считается в рассматриваемой методике пропорциональной величине  $R_i$ :

$$W_i = R_i \alpha_i \eta,$$

где  $\alpha_i$  – коэффициент миграции (выноса в водоемы), а  $\eta$  – множитель, позволяющий учесть очевидное влияние водности расчетного периода на вынос БВ с сельхозугодий. Этот безразмерный коэффициент находится как отношение слоя поверхностного стока в расчетный период к слою стока в период средней водности. Значения коэффициентов  $\alpha_i$  были установлены для разных культур в зависимости от почвенных и климатических условий. В частности оказалось, что коэффициент миграции фосфора сильно зависит от кислотности почв: для кислых почв северо-запада нечерноземной зоны России он более чем в 3–4 раза может быть меньше, чем для нейтральных почв [Методические..., 1988; Хрисанов и Осипов, 1993; Васяев и др., 1979; Временная..., 1986]. Таблицы значений коэффициентов миграции разных БВ, составленные по результатам ряда работ, приводятся в [Методические..., 1988; Определение..., 1988; Расчет..., 1989; Хрисанов и Осипов, 1993].

При оценке эвтрофирующей нагрузки на водоемы от растениеводства особого рассмотрения требуют мелиорируемые земли, дренажный сток с которых интенсифицирует вынос БВ в близлежащие водоемы. Поступление подвижных форм биогенов ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}_2\text{O}$ ) с орошаемых площадей в рамках разработанной методики предлагается находить по формуле:

$$w_i = C_i q', \quad (3.10)$$

где  $w_i$  – удельный вынос  $i$ -го биогена, кг/га;  $C_i$  – содержание подвижных форм БВ в почве, кг/га, которое, согласно [Руководство..., 1981], может быть оценено с помощью следующих приближенных равенств:

$$C_N = 0,07N_m + 0,02N_y + 0,0002N_0,$$

$$C_{\text{NO}_3^-} = 4,50 \cdot C_N$$

$$C_{\text{NH}_4^+} = 1,28 \cdot C_N$$

$$C_{\text{K}_2\text{O}} = 0,01K_y + 3 \cdot 10^{-4} K_b + 3 \cdot 10^{-4} N_0.$$

Здесь:  $N_m$  и  $K_b$  – содержание минерального азота и валовое содержание калия в пахотном слое, кг/га;  $N_y$  и  $K_y$  – дозы минеральных азотных и калийных удобрений, кг/га;  $N_o$  – доза органических удобрений, кг/га. Ориентировочные показатели  $N_m$  и  $K_b$  для различных типов почв приведены в работах [Методические..., 1988; Расчет..., 1989; Хрисанов и Осипов, 1993], однако указывается, что их следует обязательно уточнять при исследовании конкретных территорий по данным агрохимических служб.

Поправочный коэффициент  $q'$  в (3.10) позволяет учесть зависимость интенсивности потерь БВ при поливном земледелии от влажности почвы:

$$q' = q / (V_n + q),$$

где  $q$  – объем дренажного стока с единицы площади, м<sup>3</sup>/га;  $V_n$  – запас влаги в почве, м<sup>3</sup>/га. Для расчета величины  $q$  в весенний и вегетационный периоды рассматриваемая методика также предлагает некоторый набор эмпирических соотношений, в которых объем дренажного стока выражается через такие характеристики, как коэффициент и относительная влажность, водоотдача почв и их капиллярные свойства, глубина залегания грунтовых вод. Соответствующие формулы приведены в методической литературе [Методические..., 1988; Расчет..., 1989].

Подобным же образом производится расчет поступления элементов-биогенов с животноводческих объектов. Количество БВ, выносимых в водную среду со сточными водами животноводческих комплексов за единицу времени (сутки), рассчитывается как [Хрисанов и Осипов, 1993]:

$$W_i^{\text{ж}} = w_i^{\text{ж}} \cdot n z_i (1 - p_i),$$

где  $n$  – поголовье скота на изучаемом объекте, а  $w_i^{\text{ж}}$  – содержание  $i$ -го БВ в отходах в пересчете на 1 голову. Безразмерные коэффициенты  $z_i$  и  $p_i$  задаются в зависимости от применяемых технологий очистки стоков:  $z_i$  определяет долю  $i$ -го БВ, остающуюся в жидкой фракции отходов после отстаивания или механического разделения, а  $p_i$  характеризует эффективность очистки сточных вод от этого БВ.

Если же технологией обработки отходов предусмотрен вынос жидкой фракции для доочистки на поля орошения, то количество азота и фосфора, поступающих в природную среду за единицу времени, оценивается по формулам [Хрисанов и Осипов, 1993]:

$$W_N^{\text{ж}} / t = 0,20 \cdot n z_N w_N^{\text{ж}},$$

$$W_P^{\text{ж}} / t = 0,05 \cdot n z_P w_P^{\text{ж}}.$$

Аналогичным образом, через удельное содержание биогенных веществ в хозяйственно-бытовых стоках в пересчете на душу населения и коэффициен-

ты, характеризующие эффективность очистки этих стоков, рассчитывается поступление БВ с селитебных территорий.

Дополнительная биогенная нагрузка на водоемы формируется за счет технологических потерь, которые неизбежно возникают в природно-аграрных системах при проведении агрохимических мероприятий. Обобщенная методика [Хрисанов и Осипов, 1993] предлагает оценивать величину такой нагрузки на основе введения *коэффициентов технологических потерь* к тем фактическим объемам минеральных и органических удобрений, которые применяются на исследуемой территории<sup>1</sup>. Значения этих коэффициентов иногда определяются опытным путем, но гораздо чаще, ввиду отсутствия экспериментальных данных, они задаются на основе экспертных оценок или по литературным источникам. Таким образом составленные таблицы, отражающие данные об эффективности технологий хранения, погрузки, доставки и внесения минеральных и органических удобрений, приведены в указанной работе. Некоторые из этих данных были получены по материалам обследования хозяйств северо-запада нечерноземной зоны России.

Выше уже отмечалось, что загрязнение водоемов фосфором, ввиду малой растворимости его соединений, происходит в основном за счет смыва почвенных частиц с водосбора. Поэтому оценка поступления биогенов в водоемы не может считаться полной, если в ней не принят во внимание вклад процессов водной эрозии.

Для нахождения величины биогенной нагрузки, формирующейся эрозийными процессами, в обсуждаемой методике используется универсальное уравнение почвенной эрозии, USLE (3.8). Эрозионные потери, происходящие в период весеннего снеготаяния, которые классическим USLE в расчет не принимаются, предлагается производить с использованием следующего выражения:

$$A_t = K_t C_t,$$

где  $A_t$  – модуль смыва почв от стока талых вод, т/(га·год),  $K_t$  – коэффициент смываемости почв под действием талого стока, т/(га·год), а безразмерный коэффициент  $C_t$  характеризует почвозащитные свойства агрофона в период снеготаяния. Подчеркивается [Хрисанов и Осипов, 1993], что эта зависимость используется для тех районов, где к началу снеготаяния запасы воды в снеге составляют более 15 мм.

Методика дает также набор рекомендаций по оценке роли других факторов, потенциально способных влиять на формирование биогенного загрязнения водных объектов. Среди этих факторов – естественный растительный покров, атмосферные осадки, транспорт биогенов по территории. Перенос загрязняющих веществ по разветвленной гидрографической сети изучаемого во-

---

<sup>1</sup> Данные об объемах, как правило, имеются в распоряжении агрохимических служб.

досбора анализируется на основе матричной модели, в которой неоднородность поверхности водосбора учитывается путем введения весовых коэффициентов, характеризующих уровень загрязненности участков сельскохозяйственных угодий и их удаленность от русла частного водотока.

Научное обоснование и подробный разбор основных положений обобщенной методики количественной оценки биогенной нагрузки на водоемы (водотоки) в природно-аграрных системах подробно изложен в монографии [Хрисанов и Осипов, 1993]. Как подчеркивается самими авторами, при применении методики следует иметь в виду, что: 1) экспертно-прогностические оценки предусматривают в качестве основного расчетного периода временной интервал, равный 1 году; 2) использование упрощенных расчетов и *интегральных показателей*, хотя и позволяет определить биогенную нагрузку в пределах значительных территорий, но лишь целиком, для всего водосборного бассейна, а получить характеристики стока с его отдельных участков не представляется возможным.

### 3.10. Об использовании эмпирических моделей

Подводя итоги обзору эмпирических методов оценки диффузной нагрузки на водные экосистемы, еще раз подчеркнем, что спецификой таких моделей часто является довольно жесткая «привязанность» к конкретным водосборным участкам. То есть прямое перенесение регрессионных уравнений, например, с одних водосборов на другие грозит непредсказуемыми расхождениями между прогнозной нагрузкой и теми ее величинами, которые могут быть там зафиксированы экспериментально. Если же эти уравнения применяются на тех же водосборных территориях, по данным наблюдений на которых они были построены, то исследователь вправе ожидать от них удовлетворительных прогнозов, по крайней мере, в типичных, неэкстремальных, условиях.

Поскольку простейшие модели не требуют больших объемов исходной информации, а точность выдаваемых результатов часто оказывается достаточной для предварительных прогнозов, они нередко применяются при выработке управленческих решений, если необходимо, например:

а) на основе метеорологических прогнозов оперативно предсказать изменения величины нагрузки, поступающей в водные объекты от неточечных источников (такая информация может оказаться полезной для планирования работы предприятий водоснабжения и/или очистных сооружений);

б) рассчитать требуемые технологические объемы накопительных емкостей при строительстве новых очистных сооружений (к примеру, для очистки от загрязняющих веществ ливневого стока);

в) при планировании контроля за неточечными источниками дать прогноз изменений нагрузки на водные объекты после проведения определенных хозяйственных мероприятий;

г) после изменения сельскохозяйственной практики или других характеристик водосбора рассчитать в зависимости от метеорологических условий те значения концентраций загрязняющих веществ в стоке, которые можно было бы ожидать, если бы мероприятия на водосборе не проводились, сравнить их с наблюдаемыми концентрациями и таким образом оценить эффективность проведенных мероприятий для улучшения качества воды.

Из-за своей простоты эмпирические модели неточечных источников находят весьма широкое применение – от обычных расчетов с использованием настольных калькуляторов до хороших «сценарных» инженерных расчетов с использованием электронных таблиц [Walker et al., 1989] или включения в состав сложных компьютерных моделей с тщательно проработанными гидрологическими блоками.

## **Глава 4. ДЕТЕРМИНИРОВАННЫЕ МОДЕЛИ НЕТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ**

Накопленные на протяжении многих лет экспериментальные данные и их анализ складываются в теоретические представления о функционировании водосборов как гидролого-геохимических систем, что становится основой для разработки детерминированных моделей неточечных источников.

Механизм переноса загрязняющих веществ на водосборах и в руслах эквивалентен движению воды. Поэтому модели диффузного загрязнения водных экосистем являются, по сути своей, гидрологическими моделями. Можно сказать, что несмотря на разнообразие модельных подходов к изучению диффузного загрязнения все модели имеют сходную структуру: сначала разрабатывается модель гидрологических процессов, над которой надстраиваются эрозийная и геохимическая модели, дополняющие ее описанием выноса различных поллютантов.

Разработка детерминированной модели водосборной территории сопряжена с формализацией внешних воздействий на систему (рис. 4.1), а также внутренних связей и взаимодействий между ее отдельными компонентами. Это возможно лишь при ясном понимании природы гидрологических, гео- и биохимических процессов, происходящих в системе и управляющих ее реакцией на внешние воздействия. Математические уравнения, закладываемые в детерминированные модели, могут быть записаны на разных уровнях сложности, и выбор необходимого уровня определяется компромиссом между комплексностью модели и теми практическими сложностями, которые будут возникать при определении значений заложенных в модель параметров, а значит и при ее применении на конкретном водосборе.

Например, гидродинамический подход к моделированию переноса примесей основан на уравнениях конвективно-дисперсионного движения воды и растворов веществ в пористой среде, которые описывают как стационарные, так и быстропотекающие процессы. Эти уравнения дают физически обоснованное описание движения растворов в почве, что делает их особо привлекательными. Однако, как уже указывалось выше, возможности практического использования гидродинамических моделей ограничены: такие важные параметры этих моделей, как объемное содержание влаги, гидравлическая проводимость почвы, напор воды отличаются существенной пространственной и временной неоднородностью, что влечет за собой требование слишком боль-

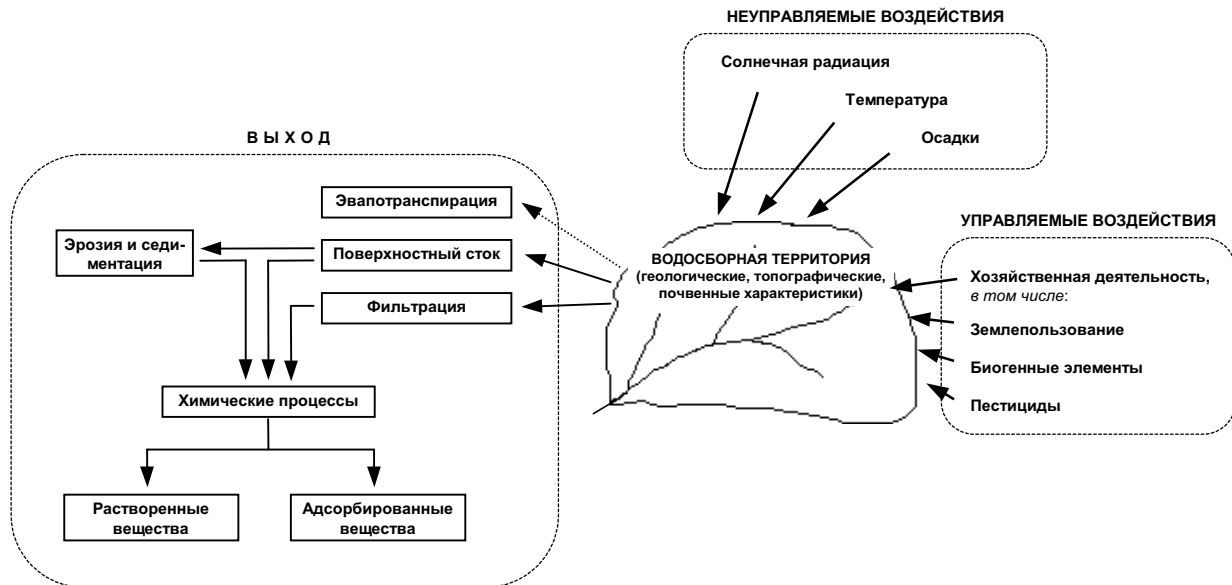


Рис. 4.1. Схема основных потоков, определяющих формирование нагрузки от неточечных источников на водосборе.

шого объема необходимых исходных данных. Подобные сложности вынуждают вводить в физико-математические модели определенные допущения, упрощать математическое описание процессов движения воды и загрязняющих веществ, использовать при формализации отдельных связей эмпирические соотношения, что нередко делает такие модели мало чем отличающимися от концептуальных<sup>1</sup>.

По-видимому, в строгом смысле физико-математическую модель на данном этапе развития гидрологической теории вообще построить нереально. Природные условия гидрогеологических систем чрезвычайно сложны, и пока нет возможности описать *ab initio* все составляющие гидрологического цикла. Так или иначе все компоненты гидрологической модели опираются на эмпирические соотношения: модель Раттера и др. [Rutter et al., 1971] для описания процесса перехвата осадков растительным покровом, закон Дарси для фильтрации в пористых средах, уравнение Манинга для течения в русле и другие. Но сказанное вовсе не означает, что предпочтение следует отдавать концептуальным или полуматематическим моделям. Ведь перечисленные выше законы уже проверены и могут быть проверены вновь экспериментально, причем независимо от модели разрабатываемой, так что включение их в математическую формулировку модели не будет отражаться на последовательности описания других процессов и сторон рассматриваемого явления.

Физико-математическое моделирование совершенствует теоретические знания о структуре и принципах функционирования природных систем, помогает глубже проникать в суть отдельных гидрологических и геохимических процессов, открывает возможности для физического объяснения и математического обоснования более простых концептуальных моделей. Кроме того, только физико-математические модели с распределенными параметрами в состоянии прогнозировать отклик водосборных бассейнов на те или иные воздействия, если в пределах этих водосборов не велись гидрометрические исследования и нет исходных данных для калибровки концептуальных моделей.

Среди детерминированных моделей диффузного загрязнения водоемов принято выделять три основные группы. Первую группу составляют наиболее простые модели, часто применяющиеся для решения практических задач оценки стока загрязняющих веществ с водосборных территорий по известному уровню их загрязнения: задачи оперативного прогнозирования химического состава стока с различных полигонов, с сельскохозяйственных угодий, а также с территорий, подвергшихся площадному загрязнению в результате разного рода аварий. При их разработке опираются на детерминированные гидрологические модели для расчета слоя водного стока, а перенос загрязняющих веществ в системе «водосбор – водоем» описывают, выделяя жидкую и твердую составляющие, с использованием коэффициентов, характеризующих эффективности перехода поллютантов из почвенного покрова в сток и выноса

---

<sup>1</sup> См. примечание на с. 18.



их стоком в приемный водоем [Haith, 1984; Моделирование..., 1992]. Иногда, в наиболее простых моделях, эти коэффициенты просто устанавливают пропорциональность между объемом стока с водосбора и величиной нагрузки на приемный водоем, т. е. играют, по сути, роль средних концентраций загрязняющих веществ в стоке. В других моделях для определения коэффициентов выноса разрабатываются концептуальные модели.

Примеры моделей, относящихся к первой группе, приведены в следующем разделе.

Вторая группа в системе моделей формирования качества природных вод на водосборах состоит из моделей, описывающих процессы трансформации и миграции загрязняющих веществ в верхнем слое почвы. Растения и почвенные организмы вовлекают химические элементы в свои жизненные циклы, а потому активность биологических систем почвенного слоя влияет и на содержание биогенных элементов в почвенном скелете, и на состав почвенных растворов и грунтовых вод. Загрязнение территорий токсичными поллютантами – тяжелыми металлами, хлорорганическими соединениями, фенолами – может сказаться на видовом составе биоценозов, привести к снижению их биомассы, что, в свою очередь, нарушит сложившиеся биохимические циклы и изменит потоки вовлеченных в них биогенных элементов. Все эти процессы весьма сложны, сильно зависят от вида поллютанта, его физико-химических и биохимических свойств, но их исследование необходимо, потому что именно они во многом определяют то количество загрязняющих веществ, которое будет переходить из почвенного слоя в поверхностный сток, а с ним и в водоемы.

К третьей группе относятся модели переноса веществ в подземных водах. Загрязнение последних (за счет просачивания в них поллютантов из верхних слоев почв) само по себе таит серьезную опасность ввиду их широкого использования в хозяйственных целях – коммунальное, промышленное, сельскохозяйственное водоснабжение, а во многих крупных городах – в качестве источников питьевой воды. Кроме того, попавшие в подземные воды загрязняющие вещества переносятся подземным стоком и при достижении зоны разгрузки дают дополнительную нагрузку на водные объекты.

Обсуждению моделей второй и третьей групп посвящены два последних раздела настоящей главы.

#### **4.1. Камерные модели рассредоточенной нагрузки**

Наиболее простыми детерминированными моделями, применяемыми при прогнозировании неточечных источников, являются *нульмерные*, или *камерные*, модели. Несмотря на их сравнительную простоту, уровень используемой математической формализации позволяет проследивать при необходимости динамические изменения, происходящие в системе «водоем–водосбор».

В рамках камерных моделей могут быть рассмотрены и такие эффекты, как различная миграционная способность разных форм поллютантов, что бывает весьма важным при сопряжении моделей поверхностного и руслового стока.

В принципе, нульмерные модели позволяют даже принимать во внимание неоднородность территории. Для этого всю изучаемую водосборную территорию разбивают на систему частных водосборов (*камер*), которые могут относиться не только к постоянным, но и к временным водотокам. Различная степень загрязнения территории будет в этом случае отражаться концентрацией загрязняющих веществ в замыкающих створах частных водосборов. Суммируя вклады частных водосборов с учетом времени добегания, получают общую картину формирования загрязняющей нагрузки с целого водосбора.

Прозрачность физических формулировок камерных моделей, сравнительно невысокие требования к входным данным и, как следствие, низкая стоимость их реализации и эксплуатации определяют востребованность подобных моделей, особенно когда необходимо дать оперативный прогноз ожидаемой нагрузки на исследуемый водоем в тех или иных гидрологических условиях.

Рассмотрим модель камерного типа на примере работ [Кондратьев, 1990; Кондратьев и др., 1998]. Модель была разработана для расчета выноса биогенных элементов с малого лесного водосбора. Гидрологические блоки модели проработаны достаточно детально. Блок описания динамики влажности в корневой зоне и расчета слоя стока во время дождевых паводков заимствован из модельной системы EGMO<sup>1</sup>; формирование слоя стока рассматривалось отдельно для быстрой (поверхностной и подповерхностной) и медленной (базисной) составляющих. Блок снеготаяния позволяет рассчитывать динамику стока с водосбора (с шагом 1 сутки) на основе данных стандартных наблюдений за температурой воздуха, осадками, снегозапасами, гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками почв [Кондратьев, 1990]. Кроме того, расчеты формирования стока выполнялись отдельно для лесной и полевой частей водосбора.

В то же время блок расчета биогенной нагрузки на прилегающие водные объекты в рассматриваемой модели фактически сведен к использованию метода постоянных концентраций: применяются эмпирические соотношения, выбранные на основе методических рекомендаций по расчету средних концентраций подвижных и общих форм фосфора и азота, разработанных ВНИИ земледелия и защиты почв от эрозии [Методические..., 1985]. В соответствии с этими рекомендациями средняя концентрация общих форм биогенных элементов в стоке  $C_{\text{общ}}$  (в мг/л) рассчитывается по следующим зависимостям:

$$C_{\text{общ}} = C_{\text{п}} + C_{\text{т}},$$

---

<sup>1</sup> Физически обоснованная концептуальная модель формирования стока EGMO была разработана в Дрезденском техническом университете в начале 1970-х годов [Becker, 1975; Becker and Pfützner, 1987; Беккер и др., 1988].

$$C_{\text{п}} = k (k_1 \cdot D_{\text{п}} + k_2 \cdot D_{\text{y}}),$$

$$C_{\text{т}} = D_0 \cdot S \cdot 10^{-6},$$

- где  $C_{\text{п}}$  – средняя концентрация подвижных (водорастворимых) форм в воде;
- $C_{\text{т}}$  – средняя концентрация общих форм в твердом стоке;
- $D_0$  и  $D_{\text{п}}$  – содержание общих и подвижных форм в почве, мг/кг;
- $D_{\text{y}}$  – доза удобрений, кг/га;
- $k$  – эмпирическая константа,
- $k_1$  – параметр растворимости поллютанта, кг/л;
- $k_2$  – константа, характеризующая эффективность перехода удобрений в сток, мг·га/(л·кг);
- $S$  – мутность потока в замыкающем створе, г/м<sup>3</sup>.

Чтобы все же принять во внимание неравенство вкладов различных частей водосбора – полевой и лесной – в формирование загрязняющей нагрузки автор данной модели предлагает рассчитывать среднюю концентрацию биогенных элементов  $C$  в замыкающем створе, учитывая весовые доли стоков, образующихся в различных условиях:

$$C = \frac{C_{\text{об ш}} RH_{\text{п о ле}} + C_{\text{мин}} (RH_{\text{л е с}} + RG_{\text{п о ле}} + RG_{\text{л е с}})}{RH_{\text{п о ле}} + RH_{\text{л е с}} + RG_{\text{п о ле}} + RG_{\text{л е с}}},$$

- где  $C_{\text{мин}}$  – концентрации биогенных элементов в быстром (поверхностном и подповерхностном) и медленном (грунтовым) стоках на лесных участках и в медленном стоке на полевых участках;
- $RH_i$  – слой быстрого стока;
- $RG_i$  – слой медленного стока.

Построенная таким образом математическая модель, по мнению автора, отражает основные закономерности формирования стока биогенных элементов с лесного водосбора и дает возможность изучить влияние возможных сельскохозяйственных мероприятий на гидрохимический режим соответствующего водного объекта.

В качестве еще одного примера математической модели камерного типа рассмотрим модель, предложенную в работе [Возженников и др., 1990]. Модель была разработана для оперативного прогноза загрязнения поверхностным стоком рек ближней зоны Чернобыльской АЭС (в том числе рек Припять, Уж и Днепр) и Киевского водохранилища.

Надо заметить, что в отечественной литературе значительное число публикаций, посвященных проблеме моделирования диффузного загрязнения рек и водоемов, было инициировано работами по изучению экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС (см., например, [Коноплев и др., 1988;

Борзилов и др., 1989; Собонович и Долин, 1990; Коноплев и Голубенков, 1991)]. Эта катастрофа создала уникальный полигон для фундаментального изучения процессов транспорта и путей миграции загрязняющих веществ в пределах водосборных бассейнов, поскольку выпавшие техногенные радионуклиды стали превосходными трассерами и легко прослеживались в различных компонентах окружающей среды. Полевые работы, которые проводились на загрязненных территориях почти с самого момента аварии, и сопутствующие им лабораторные исследования позволили составить более точное представление о миграции взвешенного вещества и об объемах твердого стока с водосборов территории.

Процессы транспорта основных загрязняющих веществ на водосборе и руслах рассматривались в обсуждаемой модели с учетом специфики химических свойств поллютантов. Известно, что основной миграционной формой цезия (Cs) в природных водах являются взвешенные частицы (Cs хорошо адсорбируется на взвесах и дальше мигрирует только с ними [Павлоцкая, 1974]). Этот факт был подтвержден и непосредственными исследованиями на водосборах: загрязненность воды в малых реках в районе аварии определялась количеством радиоактивных взвесей, но после фильтрации через молекулярный фильтр концентрация радионуклидов в воде никогда не доходила до ПДК даже в пределах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС [Собонович, 1990].

Важным результатом полевых исследований, который был также использован при разработке модели, явилось установление того факта, что загрязнение поверхностных вод радионуклидами происходит за счет поверхностного стока. Это показали исследования, которые проводились на малых реках ближайшей зоны Чернобыльской АЭС. В ходе этих работ было обнаружено, что скорость самоочищения малых рек зависит от их питания. Если это грунтовые воды, то самоочищение может произойти в течение нескольких недель, а если питание осуществляется за счет поверхностного стока, то такая река остается загрязненной годами [Собонович, 1990].

Все перечисленные факты позволили авторам работы [Возженников и др., 1990] сформулировать следующую модель диффузного загрязнения. Неоднородность загрязнения изучаемой территории авторы учли, разбив ее на почти четыре десятка отдельных водосборов, для каждого из которых радиоактивное загрязнение считалось однородным по площади. Предполагалось, что малая река (или временный водоток), принадлежащая водосбору, представляет собой камеру, в которую поступает радиоактивная примесь за счет смыва поверхностным стоком или обмена с донными отложениями. Тогда для замыкающего створа частного водосбора записываются уравнения баланса примеси:

$$\frac{dM_L}{dt} = Q_0 C_0 + Q_S C_S - Q_L C_L - \omega \beta_L (C_L - C_L^*),$$

$$\frac{dM_P}{dt} = R_0 C_{P0} + R_S C_{PS} - R_L C_{PL} - \omega S \beta_P (C_P - C_P^*)$$

Здесь:

- $M_L, M_P$  – количество радионуклидов в растворенной и сорбированной фазах;
- $C_0, C_S, C_L$  – концентрации растворенной примеси в воде за счет обмена с донными отложениями (фоновые), в воде поверхностного стока и в замыкающем створе, соответственно;
- $C_{P0}, C_{PS}, C_{PL}$  – то же для сорбированной примеси;
- $S$  – масса взвешенных наносов в рассматриваемом водотоке;
- $\omega$  – площадь живого сечения;
- $Q_0, Q_L, Q_S$  – расходы воды в реке в начале исследуемого участка и в замыкающем створе, а также расход поверхностного притока;
- $R_0, R_S, R_L$  – расходы наносов фоновые, в поверхностном стоке и в замыкающем створе, соответственно;
- $C_L^*$  – концентрация радионуклида, равновесная с его концентрацией в растворе донных отложений;
- $C_P^*$  – то же для сорбированной примеси;
- $\beta_L$  и  $\beta_P$  – коэффициенты обмена соответственно растворенной и сорбированной фазы с донными отложениями.

Замыкали систему уравнений модели уравнения балансов воды и массы взвешенных наносов в пределах рассматриваемого водосбора:

$$\frac{dV_L}{dt} = Q_0 + Q_S - Q_L,$$

$$\frac{dS}{dt} = R_0 + R_S - R_L + \alpha_S S_P - K_S S,$$

где  $\alpha_S$  и  $K_S$  – коэффициенты взмучивания и аккомодации взвеси.

Определенные дополнительные предположения позволяли значительно упростить уравнения модели и свести задачу к квазистационарной. Полученные авторами [Возженников и др., 1990] после всех упрощений уравнения содержали в качестве параметров данные стандартных гидрологических прогнозов (объемы водного стока за половодье и количество выносимых почвогрунтов), а также коэффициенты (модули) смыва радионуклидов в растворенной форме  $K_{ж}$  и на взвешенном веществе  $K_{т}$ .

Расчет этих коэффициентов авторы обсуждаемой работы выполняли на основе простой модели для описания процессов смыва поллютантов. Полагалось, что обменная форма составляет долю  $\alpha$  общего запаса  $M_S$  радионуклидов

на водосборе, и к моменту половодья эта форма распределена равномерно в слое почвы толщиной  $d$ . Причем слой выбран так, что в нем содержится 99% обменной формы радионуклида. Кроме того считается, что сорбционное равновесие между влагонасыщенной почвой и водой поверхностного стока устанавливается мгновенно. Эти предположения позволяют выписать следующее выражение для концентрации радионуклида в жидкой фазе:

$$C_S = \alpha M_S [Fd \cdot (1 + \rho_0 K_P^S)]^{-1},$$

где  $F$  – площадь рассматриваемого водосбора;  $\rho_0$  – плотность сухой почвы;  $K_P^S$  – коэффициент распределения между почвенным раствором и водой в насыщенной почве. Отсюда следует выражение для коэффициента жидкого смыва:

$$K_{ж} = \alpha h \cdot [d \cdot (1 + \rho_0 K_P^S)]^{-1},$$

где  $h$  – слой стока с данного водосбора.

Для оценки коэффициента смыва поллютантов на взвешенном веществе делаются следующие предположения: 1) смывается слой почвы толщиной  $(W/\rho_0 F)$ , где  $W$  – масса почвогрунтов, вынесенных за пределы водосбора; 2) глубина залегания необменных форм радионуклидов равна  $l$  (поскольку смыву подвержены как обменные, так и необменные формы). Тогда искомый коэффициент запишется в виде:

$$K_{\tau} = \frac{W}{\rho_0 F} \times \left( \frac{1 - \alpha}{l} + \frac{\alpha \rho_0 K_P^S}{d \cdot (1 + \rho_0 K_P^S)} \right).$$

Разработанная модель применялась для оценки выноса радионуклидов малыми реками в период половодья 1987 и 1988 гг., а также для прогноза суммарного выноса во время осенних паводков. Модель дала неплохие результаты: прогнозируемые ею максимальные концентрации загрязнений в реках Припять, Уж и Днепр и расчеты суммарного выноса радионуклидов в Киевское водохранилище расходились с данными натуральных наблюдений не более, чем в 2 раза [Возженников и др., 1990]), что для такой модели считается вполне удовлетворительным. Несомненным достоинством модели является то, что она позволяла обойтись минимальной входной информацией, которая могла быть получена оперативно.

В рассмотренных моделях для оценки выноса загрязняющих веществ твердым стоком используются средние значения их концентрации в почве. При таком подходе, очевидно, невозможно учесть тот факт, что водная эрозия выносит преимущественно тонкие фракции почв, в большей степени обогащен-

ные сорбированными веществами<sup>1</sup>. Кроме того, в рассмотренных моделях вовсе не учитывались процессы, которые происходят с загрязняющими веществами в почвах. В частности, при транспорте растворенных веществ поверхностным стоком частицы почвы могут абсорбировать некоторую долю поллютантов, уменьшая тем самым концентрацию в жидком стоке. То есть вовлечение поллютантов в почвенные физико- и биохимические циклы может самым существенным образом сказываться на их миграционной способности и, следовательно, влиять на формирование диффузного загрязнения водоемов.

Поэтому подход, на котором были основаны разобранные выше модели, следует признать приемлемым, во-первых, при относительной кратковременности рассматриваемого гидрологического события, когда за время стекания воды по поверхности водосбора биогеохимические преобразования поллютантов незначительны, и во-вторых, если абсорбционные потери некоторой части растворенных поллютантов в рамках отдельного события компенсируются повторным растворением этих же веществ стоками, образующимися в результате последующих событий.

#### 4.2. Моделирование переноса примесей подповерхностными водами

Просачивание влаги сквозь почвы и движение воды в подземных водоносных горизонтах обеспечивают дополнительные пути переноса загрязняющих веществ с системе «водоем – водосбор». Инфильтрация способствует вымыванию водорастворимых форм поллютантов из верхних и загрязнению нижележащих слоев почв, а также грунтовых вод. При обратном процессе фильтрации грунтовых вод к поверхности может происходить вторичное загрязнение верхних слоев. Поэтому вертикальное движение влаги в толще почв и грунтов играет заметную роль в формировании химического стока с водосборов.

Сложность задачи физико-математического описания миграции поллютантов в подповерхностном пространстве связана не только со значительной его неоднородностью, характерной как для ненасыщенной влагой части почвенного слоя, так и для зоны насыщения, но и с физико-химической и биохимической активностью почвы, о чем уже говорилось выше. В уравнениях математических моделей переноса примесей процессы физико- и биохимической трансформации загрязняющих веществ (абсорбция, химические реакции, потребление или выделение растениями, почвенными бактериями и организмами и т. п.) учитываются так называемыми *источниковыми членами*. Совокупность источниковых членов всех уравнений переноса, составляющих модель, обычно можно рассматривать в качестве самостоятельной подмодели, которая на оп-

---

<sup>1</sup> Например, есть сведения, что содержание азота и фосфора в тонкой фракции, к которой транспортируется поверхностным стоком, может в 4 раза превышать их среднее содержание в корневой зоне [Моделирование ..., 1992].

ределенном уровне детализации описывает пути и скорости обмена веществом между различными компонентами биогеохимической системы. Поскольку математическая формулировка такой подмодели обычно представляется некоторым набором кинетических уравнений для фиксированной точки, ее часто называют *точечной моделью* загрязнения почвенных вод.

Примеры совместного использования точечных моделей и моделей переноса будут приведены в следующем разделе главы. Пока же остановимся на моделях транспорта.

Известно, что механизмы переноса примесей в подземных водах и в зоне аэрации различаются очень существенно. Для построения моделей транспорта загрязняющих веществ можно воспользоваться уравнениями конвективно-дисперсионного движения воды и растворов, на которых базируются *гидродинамические модели*.

Основное уравнение движения грунтовых вод обычно записывают в виде [Полубаринова-Кочина, 1977; Антонцев и др., 1986; Anderson et al., 1992]:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} = S \frac{\partial h}{\partial t} + W, \quad (4.1)$$

где  $h$  – гидравлический напор [L],  $K_{ij}$  – компоненты тензора гидравлической проводимости [L/T],  $S$  – водоотдача или недостаток насыщения грунта [L<sup>-1</sup>],  $W$  – общий вид слагаемого, характеризующего приток и отток почвенной влаги [T<sup>-1</sup>].

Многие компьютерные модели, описывающие распространение примесей в грунтовых водах, используют уравнение (4.1) для нахождения пространственного распределения гидравлического напора  $h(x, y, z)$ , из которого затем рассчитываются скорости локального просачивания влаги на основе обобщенного закона Дарси:

$$v_i = -\frac{K_{ij}}{\varepsilon} \cdot \frac{\partial h}{\partial x_j}, \quad (4.2)$$

где  $\varepsilon$  – эффективная пористость среды.

Анализ распространения поллютантов в подземных водах основан на решении уравнения переноса растворов в насыщенной зоне, которое имеет вид [Моделирование..., 1992]:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - \frac{C'v^*}{\varepsilon} - R\lambda C.$$

Здесь:  $C$  – концентрация загрязняющего вещества,  $D_{ij}$  – коэффициент дисперсии, который учитывает процессы молекулярной диффузии и механического перемешивания,  $C'$  – концентрация поступающего раствора,  $v^*$  – скорость по-



тока в зоне поступления,  $\lambda$  – константа полураспада растворенного химического соединения. Фактор запаздывания  $R$  характеризует замедление распространения фронта загрязнения ввиду сорбирования поллютанта почвенными частицами; в условиях установившегося баланса реакций ионного обмена (типично для грунтовых вод) он может быть выражен через физико-химические параметры почв и поллютанта:

$$R = 1 + \frac{\rho K_d}{\varepsilon},$$

где  $\rho$  – объемная плотность грунта в водоносном слое,  $K_d$  – коэффициент распределения исследуемого вещества между растворенной и сорбированной формами.

Обычно принимается система упрощающих предположений, в которой пористая среда считается несжимаемой и изотропной, осмотические силы пренебрежимо малыми (последнее означает, что вода движется только под действием градиента гидравлического потенциала), а вода имеет постоянную плотность и вязкость. В рамках этих допущений скорость фильтрации подземных вод можно описать законом (4.2).

Выписанные уравнения охватывают, в принципе, все процессы, определяющие транспорт поллютантов в грунтовых водах: их приток и разложение, адвективный перенос и дисперсию, сорбцию и десорбцию. Дополненные начальными и граничными условиями (что само по себе является довольно нетривиальной задачей) эти уравнения позволяют рассчитать линии тока, определить направление фронта загрязнения и время переноса, построить карты изохрон и границ ареала загрязнения. При определенных допущениях эти уравнения могут быть решены даже аналитически.

Однако очевидно, что пространственная неоднородность природных гидрогеологических систем не позволяет обойтись при решении таких задач одними аналитическими методами. Даже при численном решении уравнений переноса загрязнения в зоне насыщения приходится включать в постановку многие упрощающие предположения.

Существуют и более простые подходы к описанию переноса поллютантов подземными водами. Например, самой тривиальной является модель резервуара. В ней предполагается, что загрязняющие вещества, попав в подземные воды, распределяются равномерно по всему объему. В этом случае массу поллютантов можно оценить, исходя из данных об их средней концентрации и объеме пор водоносного пласта. Если известно значение установившегося потока в месте разгрузки грунтовых вод, то можно рассчитать и динамику «очищения» резервуара, и динамику выхода загрязняющих веществ на поверхность. Подобный подход приемлем в тех случаях, когда загрязнение водоносных горизонтов происходит импульсно и рассредоточено по площади (например, в результате обработки посевов пестицидами), а вынос загрязненных вод про-

исходит в «точке» – через дрена, скважину или в месте разгрузки подземных вод в реку или водоем. Известны и другие подходы, в том числе – использующие методы теории вероятности.

Обратимся теперь к переносу загрязняющих веществ в ненасыщенной зоне. Здесь вода и растворенные в ней примеси заполняют поры почвенного слоя лишь частично, поэтому миграция загрязняющих веществ будет зависеть от переноса влаги. Последний, с учетом движения жидкой воды и водяных паров, может быть описан двумя уравнениями, следующими из закона сохранения массы [Piver and Lindstrom, 1991]:

$$\int_V \frac{\partial}{\partial t} (\rho_w \theta) dV + \int_{\Gamma} \rho_w (\vec{q}_w \cdot \vec{n}) d\sigma = \int_V E_c dV + \int_V (Q_{inj} - Q_{ext}) dV, \quad (4.3)$$

$$\int_V \frac{\partial}{\partial t} (\rho_{wv} (\varepsilon - \theta)) dV + \int_{\Gamma} \rho_{wv} (\vec{q}_{wv} \cdot \vec{n}) d\sigma = \int_V E_v dV. \quad (4.4)$$

Здесь  $\rho_w$  – плотность воды ( $\rho_w = 1 \text{ г/см}^3$ );

$\rho_{wv}$  – плотность водяного пара в поровом пространстве ( $\text{г/см}^3$ );

$\theta$  – объемная влажность почв ( $\text{см}^3$  воды в  $\text{см}^3$  почвы);

$\varepsilon$  – пористость;

$E_v$  и  $E_c$  – скорости локального испарения и конденсации, которые обычно полагают равными по величине, но противоположными по знаку:

$$E_v = -E_c.$$

Второе слагаемое в правой части (4.3) описывает в общем виде источники и стоки жидкой воды в рассматриваемом объеме  $V$ , который ограничен поверхностью  $\Gamma$ . Через векторы  $\vec{q}_w$  и  $\vec{q}_{wv}$  обозначены скорости фильтрации жидкой воды и водяного пара в пористой среде, которые связаны с векторами локальных скоростей просачивания воды  $\vec{V}_w$  и пара  $\vec{V}_{wv}$  обычными соотношениями:

$$\begin{aligned} \vec{q}_w &= \theta \vec{V}_w, \\ \vec{q}_{wv} &= (\varepsilon - \theta) \vec{V}_{wv}. \end{aligned}$$

Плотность пара  $\rho_{wv}$  можно выразить через плотность насыщенного пара  $\rho_{wv}^{sat}$  (зависящую от температуры среды  $T$ ) и относительную влажность почвенного воздуха  $\chi$ :

$$\rho_{wv} = \chi \cdot \rho_{wv}^{sat}(T).$$

Тогда складывая уравнения (4.3) и (4.4), получим общее уравнение для переноса влаги в зоне аэрации [Piver and Lindstrom, 1991]:

$$\int_V \frac{\partial}{\partial t} (\theta \rho_w + (\varepsilon - \theta) \chi \rho_w^{sat}(T)) dV + \int_{\Gamma} (\rho_w \bar{q}_w + \rho_{wv} \bar{q}_{wv}) \cdot \bar{n} d\sigma = \int_V (Q_{inj} - Q_{ext}) dV .$$

В большинстве встречающихся ситуаций

$$\rho_{wv} (\varepsilon - \theta) \ll \rho_w \theta \quad (4.5)$$

(4–5 порядков по величине [Piver and Lindstrom, 1991]), что позволяет считать пренебрежимо малым вклад переноса водяного пара в транспорт массы воды в ненасыщенной зоне.

Помимо условия (4.5) при математическом описании переноса влаги в зоне аэрации, как правило, используется еще целый ряд упрощающих предположений. Суть их сводится к следующему [Развитие..., 1969; Антонцев и др., 1986]. Прежде всего считается, что закон Дарси выполняется как при полном, так и при неполном насыщении грунта. Кроме того, давление почвенного воздуха предполагается равным атмосферному, скелет почв – недеформируемым, и, следовательно, движение воды в почвенном слое направляется действием капиллярных и гравитационных сил.

Тогда скорость потока воды в зоне аэрации определяется соотношением [Антонцев и др., 1986]:

$$\bar{q} = -K(\theta) \nabla(\psi(\theta) - z), \quad (4.6)$$

где  $K(\theta)$  – зависящий от объемной влажности коэффициент влагопроводности<sup>1</sup>,  $\psi(\theta)$  – давление почвенной влаги, а  $z$  – координата, направленная вертикально вниз. Подставляя (4.6) в уравнение неразрывности, получаем *уравнение влагопереноса в ненасыщенной зоне*:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K \nabla(\psi - z)) + Q(\theta, \mathbf{r}, t), \quad (4.7)$$

где  $Q(\theta, \mathbf{r}, t)$  – функция источников и стоков, которая, в частности, может описывать потребление влаги корнями растений. Для одномерного случая (4.7) можно переписать в форме:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K(\theta) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right), \quad (4.8)$$

где координата  $z$  отсчитывается от поверхности почвы (слагаемое в правой части, задающее источники (стоки) для краткости опущено).

<sup>1</sup> Иногда, при последовательном выводе уравнений влагопереноса в неоднородной среде, вводится тензор влагопроводности  $\mathbf{K}(x, y, z, \theta)$  [Piver and Lindstrom, 1991].

Часто принимается еще одно упрощение, связанное с гидрофизическими характеристиками почв. Из опытов известно, что зависимость давления почвенной влаги от влажности  $\psi(\theta)$  не является однозначной – наблюдается гистерезис увлажнения и осушения. Однако при математическом моделировании зависимости  $\psi(\theta)$  и  $K(\theta)$ , как правило, полагают однозначными, что позволяет ввести коэффициент диффузии почвенной влаги

$$D = K(\theta) \frac{d\psi}{d\theta}$$

и записать (4.8) в виде уравнения переноса влажности  $\theta$ :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) - \frac{\partial K(\theta)}{\partial z}.$$

В некоторых случаях, используя однозначность зависимости  $\psi(\theta)$ , уравнение (4.8) записывают в виде уравнения для напора  $\psi$  [Моделирование..., 1992]:

$$\xi(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right], \quad (4.9)$$

где  $\xi(\psi)$  – капиллярная способность почвы.

Для расчета переноса поллютантов в зоне аэрации уравнение (4.9) требуется решить совместно с уравнением переноса

$$\frac{\partial(\rho S)}{\partial t} + \frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta D \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (qC) + Q_C + Q_S$$

и уравнением (4.6), в которых необходимо задаться связями  $\theta(\psi)$  и  $K(\psi)$ <sup>1</sup>. В последнем уравнении:  $\rho$  – объемная плотность почвы,  $C$  и  $S$  – концентрации загрязняющего вещества в растворе и в твердой фазе почвы соответственно,  $Q_C$  и  $Q_S$  – скорости поступления исследуемого вещества за счет биогеохимических процессов.

Примеры моделей, использующих гидродинамический подход к оценке выноса поллютантов с водосбора с учетом миграции веществ в почвенном слое, можно найти в работах [Временные..., 1982; Mancell et al., 1977]. Аналитические обзоры подобных моделей предлагаются, например, в монографиях [Моделирование..., 1992; Хрисанов и Осипов, 1993]. Здесь мы рассмотрим этот подход, опираясь на модель, развитую в работе [Борзилов и др., 1989], где в рамках единой модели были учтены перенос загрязняющих веществ внутри почвы, их дальнейшее поступление из почвенного раствора в поверхностный

<sup>1</sup> Некоторые виды зависимостей между  $\theta$ ,  $\psi$  и  $K$ , установленные эмпирическим путем, приводятся, например, в монографии [Антонцев и др., 1986]

сток, а также вынос поверхностным стоком эродированных частиц почвы с сорбированными на них поллютантами. Модель была разработана для оценки смыва долгоживущих радионуклидов – стронция-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) и цезия-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) – с водосборных бассейнов, загрязненных выбросом Чернобыльской аварии.

Опираясь на результаты полевых и лабораторных исследований, авторы модели исходили из того, что долгоживущие радионуклиды находятся в почве в обменной и необменной формах. Последняя, в свою очередь, может быть представлена радионуклидами, необратимо сорбированными почвой, и радионуклидами, входящими в состав топливных частиц. На основании анализа данных, полученных в экспериментах, были сформулированы определенные представления о формировании радиоактивного загрязнения поверхностного стока дождевых и талых вод, которые легли в основу предложенной модели.

Пусть  $C_{Sh}$  и  $C_{So}$  – концентрации необменных и обменных форм радионуклидов в почве, отнесенные к весу почвы,  $C_w$  – концентрация радионуклидов в почвенных растворах или воде, отнесенная к объему воды. Предполагая, что транспорт радионуклидов внутри почвы может осуществляться только раствором, и пренебрегая диффузией в горизонтальном направлении, для переноса радионуклидов в сорбирующей среде выписываются следующие уравнения:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(C_{So}\rho + C_w\theta) + \text{div}(C_{So}\vec{V}_S\rho) + \text{div}(C_w\vec{V}_w\theta) &= \frac{\partial}{\partial z}\left(D\frac{\partial(C_w\theta)}{\partial z}\right), \\ \frac{dC_{So}}{dt} &= \frac{C_w - C_{So}/K_P}{\tau_S\rho}, \\ \frac{\partial}{\partial t}(C_{Sh}\rho) + \text{div}(\vec{V}_S C_{Sh}\rho) &= 0, \end{aligned} \quad (4.10)$$

где  $\rho$  и  $\theta$  – плотность и объемное влагосодержание почвы,  $\vec{V}_w$  и  $\vec{V}_S$  – скорости движения воды и движения радионуклидов вместе с частицами почвы и нерастворенными аэрозольными частицами,  $D$  – коэффициент диффузии радионуклида в водной фазе почвы,  $\tau_S$  и  $K_P$  – характерное время сорбции и коэффициент распределения.

Считается, что зависимости  $D(\theta, z)$  и  $K_P(\theta, z)$  известны, и заданы необходимые граничные и начальные условия. Тогда для решения уравнений (4.9) необходимо знать профиль влажности  $\theta(z)$  и поля скоростей  $\vec{V}_w$  и  $\vec{V}_S$ . В обсуждаемой работе эти величины рассматривались как входные параметры, расчет которых проводился на основе гидрологического блока микромасштабной компьютерной модели качества воды<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Точнее, для этих целей использовалась модель ARM (*Agricultural Runoff Management Model*), разработанная в США [Donigian et al., 1977] и адаптированная в нашей стране в начале 1980-х годов [Борзилов и Драголюбова, 1982].

С помощью модели (4.10) были проиграны различные варианты формирования весеннего паводка – «быстрая весна», «медленная весна» – и на основе результатов расчетов даны рекомендации по мероприятиям, снижающим поступление радионуклидов с водосборов реки. Для оценки адекватности предложенной модели авторами было проведено сравнение экспериментальных и рассчитанных характеристик смыва радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Оно показало, что рассчитанные и измеренные величины отличаются в среднем в два раза – совсем немного, если учесть диапазон изменений входных параметров модели. Отмечая этот факт, авторы, тем не менее, предпочитают говорить о качественном, а не о количественном соответствии модели.

Модель приблизительно с тем же набором уравнений была реализована в работах [Сухенко и др., 1993; Sukhenko et al., 1994]. Здесь авторы моделировали поступление ртути в водохранилище и нижний бьеф из затопленных почв, в которых могли наблюдаться повышенные концентрации этого экологически опасного тяжелого металла.

Одной из особенностей модели (4.10) является то, что в ней не учтены возможные взаимные превращения различных форм поллютантов, которые обусловлены механическими, химическими или физико-химическими процессами, протекающими в почве. В частности, в этой модели пренебрегалось процессами обмена радионуклидами между нерастворимой, необратимо сорбированной и обменной формами. Считалось, что эти процессы являются достаточно медленными и не могут оказывать заметного влияния на результаты краткосрочных модельных прогнозов. Но для целей долгосрочного прогнозирования рассмотренную выше модель следовало бы использовать весьма осторожно.

Действительно, между формами загрязняющих веществ постоянно происходят разнообразные процессы обмена, которые существенным образом влияют на скорость их миграции в почвенном слое, что, в свою очередь, должно сказываться и на выносе поллютантов с водосборов в приемные водные объекты. Конечно, специфика физико-химических свойств конкретного поллютанта во многом определяет круговорот этого элемента или вещества: его некоторые формы в почве могут отсутствовать вовсе, другие же, наоборот, могут распадаться еще на ряд форм, взаимодействующих между собой. Эффекты, возникающие в подобных случаях, рассматриваются в рамках точечных моделей, конкретизированных для описания отдельных процессов.

### **4.3. Точечные модели биогеохимических процессов**

Взаимодействие внутри почвы биогенных элементов, минеральных солей, тяжелых металлов, радионуклидов – любых загрязняющих веществ – в общем случае включает множество процессов. Поллютанты могут присутствовать в почвенном растворе, в почвенном поглощающем комплексе, в органических

соединениях, причем не исключено, что в каждом отдельном состоянии загрязняющее вещество может встречаться еще и в разных формах.

Направленность и скорость процессов трансформации различных форм поллютантов определяется целым рядом факторов: температурой, влагонасыщенностью почвы, количеством кислорода в почвенном растворе, аэрацией почвенного слоя (т. е. количеством кислорода в почвенном воздухе). Поэтому в функциональных моделях при описании кинетики взаимных превращений различных форм поллютанта используются коэффициенты, зависящие от указанных параметров. Нередко при этом температура рассматривается как внешний параметр и в каком-то виде задается извне. Влажность почвы рассчитывается отдельным специализированным гидрологическим блоком модели. Расчет же содержания кислорода часто не может быть сделан в отрыве от протекающих в почве химических превращений, поскольку на его концентрацию влияет ход химических реакций.

В общем виде динамика концентрации растворенного кислорода с учетом его потребления (на минерализацию органического вещества и дыхания микрорфлоры) и поступления (с фильтрационными потоками влаги и за счет процессов реэрации) может быть записана в виде следующего уравнения [Моделирование..., 1992]:

$$\frac{d[\text{OD}]}{dt} = K_a([\text{OD}]_{\text{max}} - [\text{OD}]) - K_p \sum [X_i] - R([\text{OD}]) + F_{\text{in}} - F_{\text{out}}.$$

В этом уравнении:  $[\text{OD}]$  и  $[\text{OD}]_{\text{max}}$  – концентрация  $\text{O}_2$  в рассматриваемой точке и концентрация насыщения раствора;  $K_a$  и  $K_p$  – константы скорости реэрации и потребления кислорода на разложение (деструкцию) органического вещества, соответственно;  $R$  – функция, задающая скорость потребления кислорода микрорфлорой почвы на дыхание (зависит от содержания кислорода);  $F_{\text{in}}$  и  $F_{\text{out}}$  – скорости притока и оттока кислорода с потоком влаги.

Для описания динамики содержания различных форм загрязняющих веществ  $[X_i]$  в отдельной точке водосбора могут быть выписаны аналогичные дифференциальные уравнения, содержащие ряд феноменологических параметров. Например, при исследовании биогенных элементов таким образом могут быть учтены и бактериальная минерализация органического вещества, и обратный ей процесс гумификации минеральных форм, и процессы поступления органического вещества извне (см., например, [Voinov and Svirezhev, 1984; Моделирование..., 1992]).

Рассмотрим применение точечных моделей трансформации загрязняющих веществ на примере работы [Коноплев и Голубенков, 1991], в которой моделировалась вертикальная миграция радионуклидов. Авторы приняли во внимание, что между разными формами этих специфических поллютантов постоянно происходят процессы обмена, влияющие на скорость их миграции.

Растворенная доля радионуклида может существовать как в виде катионов, так и в виде нейтральных или отрицательно заряженных комплексных соединений с растворенными органическими веществами (как правило, фульвокислотами) или минеральными компонентами почвенного раствора (концентрация  $A_4$ ). Катионная форма радионуклида в растворе  $A_2'$  находится в состоянии равновесия с адсорбированной по механизму ионного обмена долей радионуклида в почве.

В твердой фазе почв радионуклиды находятся в обменной и необменной формах. К первой форме следует отнести радионуклиды, сорбированные по механизму ионного обмена (их содержание в почвенном слое описывается концентрацией  $A_2'$ ), ко второй – радионуклиды, находящиеся в составе топливных частиц (концентрация в почве  $A_1$ ), а также радионуклиды, поглощенные частицами почвы по механизму необратимой сорбции (включение в кристаллическую решетку минералов, образование радионуклид-органических нерастворимых соединений и т. п. –  $A_3$ ).

Со временем в почвах протекают процессы трансформации химических форм радионуклидов. Микротектоническое и радиационное разрушение топливных частиц обнажает ранее скрытые поверхности, и дополнительное количество радионуклидов переходит в раствор [Коноплев и др., 1988; Собонович и Долин, 1990; Собонович, 1990]. В то же время катионная форма радионуклидов из раствора может перейти в сорбированное состояние или образовать водорастворимые комплексные соединения. Совокупность процессов трансформации радионуклида в почве может быть представлена в виде схемы, приведенной на рис. 4.2. Разработанная схема была положена авторами работы [Коноплев и Голубенков, 1991] в основу математической модели вертикальной миграции радионуклидов в почве.

Выделенные основные формы нахождения радионуклидов существенно различаются по механизмам и скорости миграции в почве. Радионуклиды в формах  $A_2'$  и  $A_4$  мигрируют вместе с почвенным раствором, причем скорость движения формы  $A_2'$  существенно меньше благодаря адсорбционно-десорбционному замедлению при ионно-обменном взаимодействии с твердой фазой почвы. Формы  $A_1$ ,  $A_2^*$  и  $A_3$  мигрируют в почве только с частицами, в состав которых они входят.



Основными механизмами их движения являются просыпание частиц по порам, трещинам и т. п., а также так называемые процессы *биотурбации* [Бреховских и др., 1991], т. е. перемешивание частиц почвы в результате жизнедеятельности почвенных организмов (в том числе, корней растений и почвенной фауны).

Движение разных форм радионуклидов по профилю почвы описывается системой конвективно-диффузионных уравнений. Примечательно, что эти уравнения применяются не только для описания миграции растворимых форм  $A'_2$  и  $A_4$ , но и нерастворимых<sup>1</sup> –  $A_1$  и  $A_3$ :

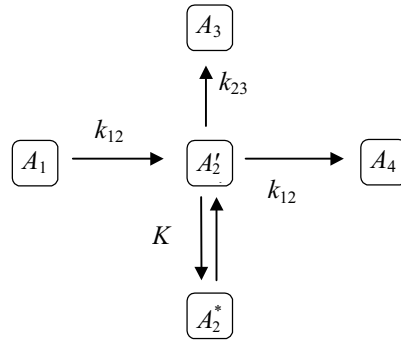


Рис. 4.2. Схема процессов трансформации различных форм радионуклидов в почве [Коноплев и Голубенков, 1991]

$$\begin{aligned} \frac{\partial A_4}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left( D_4 \frac{\partial A_4}{\partial x} \right) - v \frac{\partial A_4}{\partial x} + k_{24} A'_2 - \lambda A_4, \\ \frac{\partial A'_2}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{D_2}{R} \frac{\partial A'_2}{\partial x} \right) - \frac{v}{R} \frac{\partial A'_2}{\partial x} + k_{23} A'_2 - \lambda A'_2, \\ \frac{\partial A_1}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left( D_1 \frac{\partial A_1}{\partial x} \right) - v_1 \frac{\partial A_1}{\partial x} - k_{12} A_1 - \lambda A_1, \\ \frac{\partial A_3}{\partial t} &= \frac{\partial}{\partial x} \left( D_3 \frac{\partial A_3}{\partial x} \right) - v_3 \frac{\partial A_3}{\partial x} - k_{23} A'_2 - \lambda A_3, \\ A_2^*(x) &= K(x) \cdot A'_2(x). \end{aligned}$$

Кинетические параметры модели  $k_{ij}$  существенно зависят от того, какой именно поллютант изучается. В некоторых случаях такая система уравнений может быть существенно упрощена, если принять во внимание физико-химические свойства загрязняющих веществ и соотношение констант скоростей взаимной трансформации их различных форм.

Например, в рассматриваемой работе А. Коноплева и А. Голубенкова [1991] использовался тот факт, что стронций (Sr) и цезий (Cs) обладают до-

<sup>1</sup> Как показано в работе [Savant et al., 1987], процессы биоперемешивания позволяют использовать такое описание.

вольно слабыми комплексообразующими свойствами. Поэтому для всех типов почв, за исключением болотных и торфяных, можно пренебречь образованием комплексных растворимых соединений данных радионуклидов, т. е. принять  $k_{24} = 0$ . Также известно, что скорость перехода  $^{90}\text{Sr}$  в необратимо сорбированное состояние чрезвычайно мала, следовательно для него  $k_{23} = 0$ . Обратная картина наблюдается для  $^{137}\text{Cs}$ : скорость его фиксации существенно превышает скорость выщелачивания из топливных частиц ( $k_{23} > k_{12}$ ), в силу чего в почве будет поддерживаться квазистационарное состояние по содержанию этой формы радионуклида. Такие допущения значительно облегчают математическую задачу решения уравнений.

Аналогичный подход, только для исследования процессов биохимической трансформации азота, применялся в статье [Voinov and Svirezhev, 1984]. Ее авторы использовали сложившиеся представления о круговороте этого важнейшего элемента-биогена, подробно описанного во многих работах, и предложили некую агрегированную «минимальную модель», которая учитывала внешнее поступление органического азота, его аммонификацию в почве, процессы нитрификации, ионного обмена и иммобилизации, потребление растениями, необменную фиксацию и вымывание из почвенного слоя. «Минимальная модель» допускала аналитическое исследование. Оценка корректности концептуальной схемы на качественном уровне проводилась путем изучения поведения стационарного решения задачи при различных значениях внешних параметров (влажности почвы и концентрации кислорода).

В тех случаях, когда исследуемое загрязняющее вещество активно не вовлекается в биохимические циклы, например, ввиду токсичности, задача построения точечной модели его трансформации в почвах существенно упрощается. Обычно при изучении поведения экотоксиканта такого типа рассматривают две основные формы его присутствия в окружающей среде – растворимую и нерастворимую (или сорбированную почвенными частицами). Обмен веществом между этими формами описывают, как правило, реакцией равновесной сорбции–десорбции. Тогда вынос загрязняющих веществ с водосборов будет определяться динамикой почвенных и подземных вод и процессов почвенной эрозии. Различные процессы выведения экотоксиканта из окружающей среды учитывают в виде реакции мономолекулярного распада<sup>1</sup>. Примером может служить модель, предложенная в работе [Виноградова и Виноградов, 1998] по динамике загрязнения ракетным топливом районов падения первых ступеней ракет в арктической зоне России. Расчеты проведены на основе математической модели СТОК – ЭРОЗИЯ – ЗАГРЯЗНЕНИЕ [Виноградов, 1998].

Заключая данный раздел, отметим, что универсальную систему уравнений для описания физико- и биохимических процессов в почвах, которая подошла бы для всех типов загрязняющих веществ, оставаясь при этом обзорной,

---

<sup>1</sup> Константы таких реакций, например, для целого ряда пестицидов можно найти в работе [Piver and Lindstrom, 1991].

предложить практически невозможно – слишком разнообразны взаимодействия в биогеохимической подсистеме, слишком сильно зависят они от свойств поллютанта, типа и состояния почвенного покрова. Отдельные стадии трансформации, существенные для одних типов веществ, при изучении поллютантов другой группы могут вовсе отсутствовать. Так, в круговорот биогенных элементов не входят процессы кристаллизации и растворения, однако эти процессы важны, например, при изучении переноса минеральных солей. Если химические превращения сложных соединений существенно не изменяют уровень экологической опасности, определяемый наличием поллютанта в окружающей среде, допускается рассмотрение его интегрального содержания в компонентах биогеосистемы; так поступают, в частности, при изучении переноса тяжелых металлов в системе «водосбор – водоем».

## **Глава 5. КОМПЛЕКСНЫЕ КОМПЬЮТЕРНЫЕ МОДЕЛИ НЕТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ**

Общей чертой комплексных моделей водосборов является то, что они, как правило, объединяют в себе несколько моделей, состоят из двух или большего числа подмоделей, привлекаемых из различных дисциплин: гидрологии, почвоведения и сельского хозяйства, гидрофизики, гидро- и геохимии и т. д. Каждая такая подмодель включает в себя более или менее подробное описание самых существенных механизмов генерации, переноса и трансформации загрязняющих веществ. Как правило, гидрологические блоки комплексных моделей разработаны достаточно детально и могут использоваться независимо (от блоков качества воды) для прогнозирования режимов водного стока в тех или иных гидрометеорологических условиях. Достаточно подробные обзоры наиболее известных в мире гидрологических моделей даны в монографиях [Кучмент и др., 1983; Имитационное..., 1989] и сборниках [Системный..., 1985; Гидрогеологическое..., 1988].

Разработка детальных концептуальных и физико-математических гидрологических моделей стала толчком для развития моделирования качества вод с учетом процессов, происходящих на водосборах. К настоящему времени создано уже огромное количество самых разнообразных моделей. Например, в обзорной работе [Стил, 1988] упоминается почти четыре десятка моделей качества воды, причем значительная часть из них позволяет в той или иной мере анализировать поступление загрязняющих веществ с водосборных территорий. А ведь в названной работе рассматриваются модели, разработанные только американскими исследовательскими центрами до середины 1980-х годов.

По поводу столь большого разнообразия моделей иногда даже высказываются сожаления, поскольку быстрый рост их числа ставит перед специалистами весьма непростую задачу сопоставления технических характеристик моделей и их выбора, вместо решения которой большая часть модельеров предпочитает составить собственную модель, увеличивая тем самым неопределенность выбора для следующих «поколений». При разумном же подходе к моделированию следовало бы использовать небольшое число моделей для изучения множества водосборных территорий, что могло бы привести к совершенствованию нескольких хороших многоцелевых моделей.

Определенная работа в этом направлении проводится Всемирной метеорологической организацией (ВМО). В частности, распространение мирового

опыта и технологий гидрологических исследований, в том числе в области гидрологического моделирования, поддерживает созданная ВМО Hydrological Operational Multipurpose System<sup>1</sup> (HOMS). Большое число математических моделей включено в каталоги HOMS, что представляет потенциальным пользователям возможность ознакомиться с краткими описаниями моделей, разработанных в разных странах мира. В этих каталогах модели разделены на две категории: 1) гидрологические модели для прогнозирования и проектирования, которые применяются, например, для расчета дождевых или сезонных паводков, и 2) модели для анализа данных в целях оптимизации работы водохозяйственных систем. К последней категории относятся модели прогнозирования качества воды, в том числе и модели, учитывающие неточечные источники как фактор формирования этого качества.

Полезная работа по инвентаризации моделей диффузного загрязнения водоемов была выполнена в начале 1990-х годов по проекту Агентства по охране окружающей среды США (EPA); ее итогом стало опубликование обзора [Donigian and Huber, 1991]. В нем авторы подробно проанализировали не только комплексные компьютерные модели неточечных источников, но и целый ряд эмпирических и полумпирических методик и процедур, которые находят применение при оценках диффузного загрязнения водоемов. Причем из множества моделей и методов были выделены только те, которые, во-первых, сопровождаются полной документацией, включающей руководство пользователя с подробным описанием модели, используемых алгоритмов и численных методов, требований к входным данным и формату их представления в компьютерной программе, во-вторых, обеспечены сопровождением разработчиков или держателей, и в-третьих, имеют достаточный опыт успешного применения для изучения конкретных водосборных бассейнов. Такие модели авторы работы называют *действующими*<sup>2</sup>, отличая их от многих моделей, описания которых можно встретить в научных статьях, но применяются которые исключительно их авторами при выполнении собственных исследований.

Заметим, однако, что работа [Donigian and Huber, 1991] посвящена, в основном, моделям и методам, которые или были разработаны исследовательскими лабораториями EPA, USGS, USDA, других федеральных ведомств США, или разработка которых финансировалась по проектам этих организаций. Но за рамками обзора практически остались модели, созданные европейскими научными центрами, а также огромный пласт компьютерных моделей, которые распространяются многими консультационными фирмами на коммерческой основе. Характеристики некоторых «коммерческих» моделей, описывающих перенос загрязняющих веществ поверхностными и подземными водами, можно найти в работах [Anderson et al., 1992; Charbeneau and Daniel, 1992; DeVries and Hromadka, 1992; Mercer and Waddell, 1992].

---

<sup>1</sup> Гидрологическая операционная многоцелевая система (англ.).

<sup>2</sup> В английском оригинале – operational.

## 5.1. Универсальные модели

Как и все модели неточечных источников, комплексные модели разделяют обычно на два больших класса: модели для городских и модели для неурбанизированных (в том числе сельскохозяйственных) территорий. В то же время известны и универсальные модели, которые могут применяться для водосборов обоих типов.

К ним прежде всего можно отнести модель HSPF (*Hydrological Simulation Program – Fortran*) [Barnwell and Johanson, 1981; Johanson et al., 1984].

Гидрологической основой HSPF стала концептуальная модель с сосредоточенными параметрами, первоначально разработанная для водораздела Станфорд [Linsley and Crawford, 1960]. Первая версия Станфордской гидрологической модели позволяла вычислять среднесуточные расходы в замыкающем створе водосбора по данным о среднесуточных значениях осадков и суммарного испарения; эти данные наряду с описанием физических и гидравлических характеристик территории являлись входными параметрами модели. Наиболее известной и популярной стала четвертая версия Станфордской модели [Crawford and Linsley, 1966], в которую были добавлены блоки расчета баланса почвенной влаги, запаса подземных вод, оценки эвапотранспирации, воспроизведения изменчивости руслового стока. Динамика выходных параметров рассчитывалась здесь уже с шагом в один час. Именно эта версия вошла в качестве гидрологического блока в ряд компьютерных моделей водосборов, в том числе и в модель HSPF.

Чаще всего модель HSPF используется для прогнозирования стока и связанной с ним загрязняющей нагрузки на неурбанизированных территориях, хотя все последние руководства упоминают блок IMPLND (impervious land<sup>1</sup>), применяющийся для расчетов на урбанизированных территориях.

Как модель с непрерывным шагом по времени HSPF предъявляет высокие требования к входным данным. Для моделирования стока необходима непрерывная информация об осадках, а также данные об изменении температуры воздуха, солнечной радиации, эвапотранспирации.

HSPF позволяет рассматривать и традиционные поллютанты, и токсическую органику. Оценки стока загрязняющих веществ с водосбора могут быть выполнены либо по простым моделям (постоянные концентрации, «накопление – смыв»), либо на основе детального учета разнообразных внутрипочвенных процессов (выщелачивание, сорбция, взаимные превращения форм биогенных веществ и т. п.).

Кроме оценки стока модель позволяет рассчитывать транспорт загрязняющих веществ в руслах (в одномерном приближении) с учетом взаимодействия химических веществ и седиментов (три «фракции» – песок, ил, глина). При этом внутрирусовая модель качества воды включает описание трансфор-

---

<sup>1</sup> Непроницаемая земля (*англ.*).

мации растворенного кислорода, БПК, азота и фосфора, pH, фито- и зоопланктона и бентосных водорослей. Заметим, что модель HSPF не содержит блока, отвечающего за моделирование процессов, протекающих в донных отложениях и поровом растворе.

Для токсичной органики модель позволяет учесть процессы гидролиза, окисления, фотолитиза, биодegradации, улетучивания и сорбции. Последний процесс моделируется в приближении кинетики первого порядка; для его описания необходимо для всех трех вышеупомянутых фракций взвеси задать константу скорости десорбции и коэффициент равновесного распределения сорбированной и растворенной форм поллютанта. В HSPF предусмотрен специальный блок обработки результатов, который позволяет расчеты нагрузки на водный объект по токсичным веществам представлять в соответствии со шкалой, принятой для токсикологических измерений (например, 96-часовая  $LC_{50}$ )<sup>1</sup>.

Другим примером универсальной системы гидрологического моделирования является программный продукт MIKE SHE [DHI software..., 1996]. В его основу положена модель Европейской гидрологической системы SHE (Système Hydrologique Européen) [Jonch-Clausen, 1979; Beven et al., 1980], которая была разработана специалистами Дании (Датский институт гидравлики), Франции (Гренобльское общество изучения и применения гидравлики, SOGREAH) и Великобритании (Гидрологический институт Соединенного Королевства). В отличие от Станфордской модели SHE является физико-математической моделью с распределенными параметрами. Она описывает задержание осадков растительностью, суммарное испарение, снеготаяние, склоновый и русловой сток, движение воды в ненасыщенной и насыщенной зонах<sup>2</sup>.

В универсальной системе MIKE SHE характеристики водосборов представляются на элементах прямоугольной сетки. Для каждого элемента вертикальные изменения основных характеристик описываются необходимым числом горизонтальных слоев, толщина которых может быть различной. Геохимический модуль системы позволяет рассматривать реакции химических веществ в ненасыщенной зоне и в грунтовых водах, биологические реакции разложения в грунтовых водах, процессы переноса и потребления кислорода в зоне аэрации. Специальный модуль системы MIKE SHE рассчитывает круговорот азота в почве. При этом наряду с динамикой влаги и нитрогенных процессов описывается производство сельскохозяйственных культур. Модель позволяет включать в рассмотрение внесение удобрений, ирригацию, некоторые

---

<sup>1</sup> Оценку воздействия токсичных веществ на водные экосистемы принято давать по их концентрации, под действием которой в течение определенного времени погибает фиксированный процент особей тестового объекта. В частности, 96 - часовая  $LC_{50}$  представляет собой *летальную концентрацию* (lethal concentration) токсиканта, при которой погибает 50% особей при экспозиции в 4 суток.

<sup>2</sup> Подробный разбор основных уравнений гидрологической модели SHE и описание ее структуры приводится в работах [Jonch-Clausen, 1979; Кучмент и др., 1983; Abbott, 1986; Abbott et al., 1986; Bathurst, 1986].

приемы агротехники. Процессы эрозии рассчитываются также специализированным модулем, который, в свою очередь, использует особую версию гидрологического блока, позволяющую рассматривать развитие ложбин и оврагов.

Важным достоинством системы MIKE SHE является наличие модуля пре- и постпроцессорных операций. Характеристики бассейна, пространственные и временные данные, могут быть восприняты системой практически в любом виде. Модуль позволяет производить оцифровку, считывание изолиний, осреднение по сетке, графическое редактирование, в том числе гидрографической информации.

Система MIKE SHE разработана для компьютеров типа *рабочих станций* с операционной системой UNIX. Заметим, что она предъявляет достаточно высокие требования к исходным данным, и пока трудно оценить возможности ее использования при реальном информационном обеспечении.

В середине 1990-х годов в рамках Водного проекта (Water Project) Международного института прикладного системного анализа (International Institute for Applied System Analysis, IIASA) и при непосредственном участии Института водных и экологических проблем СО РАН была разработана информационно-моделирующая система DESERT (*DEcision Support system for Evaluating River basin sTrategies*) [Ivanov et al., 1995; 1996].

DESERT является интегрированной системой с дружественным пользовательским интерфейсом, основанным на стандартной платформе Microsoft® Windows™ (версии 3.1x). Схематизация русловой сети изучаемого речного бассейна может быть выполнена непосредственно в программе с помощью встроенного графического редактора. Поддерживается обмен с электронной таблицей Microsoft® Excel для ввода–вывода данных, визуализации и обработки результатов моделирования. В программе предусмотрен также модуль полуавтоматизированной калибровки параметров модели.

Основной упор в DESERTe сделан на воспроизведение параметров качества воды в руслах. Моделируя движение воды в системе речных русел и каналов, пользователь имеет возможность выбрать одну из пяти типов моделей, включая нестационарную модель течения в приближении уравнений диффузионных волн. Для исследования переноса и трансформации органических загрязняющих веществ предоставляется возможность выбора трех вариантов: балансовая, квазистационарная или динамическая модели. При этом химическая подмодель (источниковые члены в уравнениях переноса) может быть «запрограммирована» пользователем самостоятельно с использованием специально разработанного языка MODUS.

Математическая модель транспорта загрязняющих веществ, заложенная в DESERT, предусматривает принципиальную возможность воспроизведения параметров качества воды в произвольной точке русловой сети. Поэтому требуется, чтобы нагрузка от неточечных источников была определена не только в замыкающем створе частного водосбора, но и на всем протяжении русла. В DESERTe это достигается представлением рассредоточенной нагрузки в ви-



де протяженного (вдоль русла) источника загрязняющих веществ, линейная плотность которого задается пользователем. Первая версия программы, однако, не позволяет «подключать» к информационно-моделирующей системе внешние компьютерные программы для расчета боковой нагрузки и аппроксимации ее в приемлемом для русловой модели виде линейного источника, и эту процедуру пользователю приходится выполнять самостоятельно.

Информационно-моделирующая система DESERT обеспечивает пользователя наглядными и мощными средствами для контроля качества воды в масштабе речного бассейна. Она разрабатывалась как система поддержки принятия решений по контролю за сбросами загрязняющих веществ в речную сеть и включает в себя блок оптимизации капиталовложений в создание и реконструкцию сооружений по очистке сточных вод. Система была апробирована в работах по обоснованию мероприятий по улучшению экологического состояния ряда речных бассейнов в Центральной Европе, которые проводились в рамках Водного проекта IIASA [Somlyódy et al., 1995].

## 5.2. Модели для урбанизированных территорий

Одной из первых моделей для описания гидрологических процессов на урбанизированной территории с фиксированным шагом по времени стала *Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model* (STORM), разработанная Гидрологическим инженерным центром (HEC) Корпуса инженеров армии США [Roesner et al., 1974; Storage..., 1977]. Первоначально модель предназначалась для анализа работы комбинированной системы ливневой канализации Сан-Франциско с целью уменьшения ливневой нагрузки на воды залива.

Расчет жидкого стока производится в модели на основе взвешенного по площади коэффициента стока и данных о слое осадков, задание которых требуется с интервалом в 1 час. В принципе, с той же целью генерации ежечасных данных об объемах стока может быть использован метод Службы охраны почв [Mockus, 1972; Виссмен и др., 1979]. Никакой процедуры расчета движения потока по системе городской канализации модель STORM не содержит. Считается, что сток проходит через систему очистки<sup>1</sup>, пока емкость системы это позволяет. Если очистная система не успевает перерабатывать сток, то он отводится в отстойник. Если же не хватает и емкости отстойника, происходит переполнение, и ливневый сток начинает поступать в приемный водоем без очистки.

В модели считается, что накопление поллютантов на городской территории происходит по линейному закону, а смыв их жидкими осадками можно описать кинетикой первого порядка. Эрозионные процессы моделируются

---

<sup>1</sup> Причем полагается, что очистные сооружения работают со 100%-й эффективностью по всем поллютантам, а в отстойнике очистки стока не происходит.

с помощью универсального уравнения почвенной эрозии. STORM позволяет проводить расчет концентраций в стоке шести заранее заложенных в модель загрязняющих веществ (взвешенные и осаждаемые наносы, легкоокисляемая органика, идентифицируемая по БПК, бактерии, орто-фосфаты и азот), но поскольку параметры подмодели «накопление–смыв» могут задаваться пользователем, то под этими названиями можно при желании анализировать и другие поллютанты.

Более сложный концептуальный подход был использован при разработке Агентством по охране окружающей среды США компьютерной системы *Storm Water Management Model* (SWMM). Первая версия модели была ориентирована на расчет ливневого стока в городской комбинированной канализационной системе для отдельно взятого события (ливня) [Storm Water..., 1971], но впоследствии SWMM была значительно расширена, так что четвертая версия программы предоставляет возможность и для непрерывного моделирования стока [Huber and Dickinson, 1988; Roesner et al., 1988].

Структурно SWMM состоит из нескольких блоков-подпрограмм, позволяющих моделировать большинство количественных и качественных характеристик гидрологического цикла на городской территории. Система позволяет анализировать процессы в ливневых системах, в комбинированных канализационных и естественных дренажных системах. Процесс формирования стока на урбанизированной территории (расчет гидрографа) SWMM моделирует на основе подхода нелинейного резервуара, в котором предусмотрена возможность учета снеготаяния. По желанию пользователя, сток воды может быть описан и более сложными моделями, чем модель нелинейного резервуара (кинематическая волна, комплексные динамические уравнения).

Процессы формирования качества воды SWMM может воспроизводить на основе различных подходов, включая модель «накопление–смыв», различные регрессионные соотношения, метод постоянных концентраций или модель USLE. Блок Storage/Treatment моделирует процессы, происходящие в системе «отстойник–переработка», причем предполагается, что очистка стока: 1) или идет по кинетике первого порядка, сопряженной с моделями реакторов полного смешения или полного вытеснения; 2) или за счет осаждения взвешенных веществ, которое пропорционально времени задержки стока в очистной системе; 3) или характеризуется динамикой седиментации. Каждый из блоков системы SWMM может работать и независимо, и в любой последовательности.

Кроме гидрологических блоков и блоков качества воды в данной системе предусмотрен целый ряд дополнительных процедур: блок статистического анализа, блок ввода и обработки метеорологических данных, блок графики и др. Эти подпрограммы призваны были обеспечить определенный уровень удобства для пользователей, хотя считается, что даже микрокомпьютерная версия SWMM не обладает в полной мере «дружественным интерфейсом».

Обширная библиография по приложениям системы SWMM в работах на конкретных территориях приведена в обзоре [Huber et al., 1986].

Геологическая служба США (USGS) владеет своей моделью неточечных источников для урбанизированных территорий. Эта модель известна под названием *USGS Distributed Routing Rainfall-Runoff Model – QUALity simulation (DR3M-QUAL)* и появилась на свет в начале 1980-х [Alley and Smith, 1982 (a); 1982 (b)], благодаря подключению блоков качества воды к модифицированной версии модели USGS для городского гидрологического цикла [Dawdy et al., 1972].

Формирование стока на водосборе и последующее движение воды по нему в данной модели описывается уравнением кинематической волны. Модель не имеет ограничений по временному шагу, поэтому иногда она использовалась для моделирования последовательности ливней. Качество воды может быть оценено по произвольным показателям на основе использования экспоненциальной функции накопления загрязняющих веществ и некоторой функции смыва. Параметры этих функций, вообще говоря, должны определяться в процессе калибровки модели, но в предварительных расчетах могут быть использованы и коэффициенты, предлагаемые в руководстве.

Эрозия в модели DR3M-QUAL рассчитывается с использованием эмпирического соотношения, связывающего объем водного стока и его пиковый расход с выносом взвешенных веществ с водосбора. Некоторые параметры почвенной эрозии приводятся на основе модели USLE. Концентрации других поллютантов в стоке вычисляются через их содержание на взвешенном веществе.

Перенос поллютантов по дренажной системе рассматривается в рамках плунжерной модели *без учета* их возможных превращений (распада). В накопительных системах может происходить осаждение твердых частиц, которое зависит от крупности и фракционного состава взвешенного вещества и рассчитывается на основе модели простой седиментации. Считается, однако, что учет осаждения частиц лишь в накопительных устройствах явно недостаточен для аккуратного описания транспорта взвесей, так что в этом смысле модель слишком упрощена.

Модель DR3M-QUAL использовалась при проведении исследований по Общенациональной программе изучения городского стока, которая выполнялась в США при участии USGS. Опыт применения модели в этих работах анализируется в обзоре [Alley, 1986].

То, что разработка описанных выше систем моделирования урбанизированного стока проводилась на базе более ранних гидрологических моделей, наложило свой отпечаток на эти программные продукты. Признается, что все они, даже те, которые адаптированы для работы на персональных компьютерах, практически не имеют хорошего графического сопровождения и других удобств «дружественного интерфейса». Однако известны другие модели, разработанные с той же целью анализа количества и качества городского ливневого стока, в которых эти возможности современных компьютеров были учтены в полной мере.

В первую очередь к ним относится система моделирования MOUSE (*Mod-*

*eling Of Urban SEwers*), разработанная Датским институтом гидравлики совместно с другими организациями и частными фирмами. Эта система рассчитывает формирование стока и движение его по сети ливневой канализации на основе последовательной гидродинамической теории. В то же время блок моделирования качества воды тривиален – используется метод постоянной концентрации [Jacobsen et al., 1984; Johansen et al., 1984].

Другая подобная модель была создана британской компанией «Hydraulics Research Ltd.» и получила название *Wallingford Model*. Она также состоит из нескольких программных модулей, предоставляющих возможность простого или полностью динамического моделирования стока по дренажной системе, в то время как блок моделирования качества во многом схож с используемым в модели SWMM [Henderson and Moys, 1987].

Обе эти системы гидрологического моделирования используют практически все возможности современных компьютеров и средств программирования, имеют хорошо организованные модули подготовки данных, графический интерфейс и возможности интерактивного редактирования сети городской канализации, статистическую обработку результатов расчетов.

### 5.3. Модели для сельскохозяйственных водосборов

Департамент сельского хозяйства США (USDA) и его научно-исследовательские подразделения ведут активную работу по созданию и развитию комплексных компьютерных моделей для неурбанизированных территорий. Одной из известнейших разработок USDA, и не только в Соединенных Штатах Америки, но и за их пределами, стала моделирующая система *Chemicals, Run-off, and Erosion from Agricultural Management Systems* (CREAMS) [Knisel, 1980; Leonard and Ferreire, 1984].

По пространственному признаку CREAMS относится к мелкомасштабным моделям: однородность территории на всей площади, заложенная в модель, ограничивает использование данной модели пределами одного поля. Гидрологические характеристики (объем стока, пиковый расход, фильтрация, эвапотранспирация, почвенное влагосодержание и просачивание) рассчитываются с суточным шагом по времени, как и эрозия и вынос седиментов за пределы поля (с учетом их фракционного состава, кстати). Модель позволяет производить расчет ливневой нагрузки и средних концентраций растворенных и сорбированных поллютантов в стоке, на взвешенном веществе и в поровых водах корневой зоны растений [Leonard and Knisel, 1984]. До 20 загрязняющих веществ одновременно может быть охвачено при прогонке модели. Агротехнические приемы (разбрызгивание ядохимикатов, внесение удобрений, вспашка и террасирование склонов и т. д.) также могут быть учтены при использовании CREAMS.

Достаточно высокие требования предъявляются к входным данным моде-

ли, что является следствием ее непрерывности по времени. Для моделирования процессов гидрологического цикла необходимы данные о суточном слое осадков, месячные данные о солнечной радиации и температуре воздуха. Для прогнозирования твердого стока и выноса поллютантов необходима информация о характеристиках почв и произрастающих культур.

Большинство параметров модели CREAMS являются физически обоснованными, т. е. они, в принципе, допускают измерение в полевых (лабораторных) экспериментах. Некоторый набор специфических параметров модели, причем в довольно широком диапазоне, можно найти в Руководстве пользователя [Knisel, 1980]. Поэтому модель сама по себе калибровки не требует, но обычно эта процедура считается желательной.

Известен опыт применения модели CREAMS отечественными специалистами (в бывшем Советском Союзе) для анализа диффузного загрязнения залива Матсалу (Эстония) [Имитационное..., 1989].

*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems* (GLEAMS) [Leonard et al., 1987] была создана в развитие модели CREAMS и считается специализированной версией последней для ненасыщенной зоны. Главными составляющими модели GLEAMS являются блок гидрологии, блок эрозии и седиментации и, наконец, сам «блок пестицидов». Расчет формирования водного стока проводится в данной модели на основе методики Службы охраны почв, модифицированной согласно [Williams, 1975]. Неоднородность почвенного слоя по глубине, которая играет существенную роль при расчете вертикального переноса влаги и пестицидов, учитывается в модели путем разбиения слоя почвы на несколько слоев (от 3 до 12) разной толщины [Knisel et al., 1989].

Модель для целого водосбора, т. е. модель с расщепленными параметрами, была предложена в работе [Beasley and Huggins, 1981]; она получила название *Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation* (ANSWERS). Модель предназначена для прогнозирования гидрологического и эрозионного отклика сельскохозяйственного водосбора на отдельное гидрометеорологическое событие (ливень). Расчет искомых выходных характеристик проводится на квадратной сетке, достаточно мелкой, чтобы в пределах каждой ее ячейки важнейшие характеристики водосбора можно было считать однородными. По опыту применения модели считается, что оптимальная площадь ячейки – от 1 до 4 га. Для каждого такого элемента моделируются процессы перехвата осадков, инфильтрации, накопления в депрессиях рельефа, поверхностный сток, подповерхностный дренаж, транспорт взвешенных веществ и их седиментация. Значения параметров модели задаются для каждого элемента сетки, так что у пользователя имеется возможность управления степенью неоднородности территории.

Расчеты диффузного загрязнения по биогенным элементам (азоту и фосфору) проводятся на основе корреляционных соотношений между концентрациями биогенов в стоке, выносом взвешенного вещества и объемом стока. Ка-

кой-либо трансформации (потери, обогащение) азотных и фосфорных соединений при их транспортировке по водосбору данная модель не предусматривает.

Отмечается, что ориентированная на отдельное событие – ливень – ANSWERS не способна прогнозировать вынос биогенов талым стоком. Кроме того, вынос с сельскохозяйственного водосбора других поллютантов, пестицидов, в частности, также не может быть рассчитан в рамках этой модели.

Довольно мелкая сетка, которая требуется для прогонки ANSWERS, обусловила некоторые ограничения в применении модели на персональных компьютерах (PC) – их ресурсов, как правило, для больших водосборных бассейнов бывает недостаточно. Но версия программы для IBM-совместимых PC существует и используется для анализа биогенной нагрузки с малых водосборов.

Компьютерная система для крупных водосборов, в которую заложена физически обоснованная модель, была разработана Департаментом сельского хозяйства США. Модель получила название *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRRB) и предназначалась для прогнозирования влияния различных видов землепользования на вынос продуктов почвенной эрозии с сельскохозяйственных территорий [Williams et al., 1985; Arnold et al., 1989].

В SWRRB принимаются во внимание следующие процессы: поверхностный сток и его возможные задержки в депрессиях, эвапотранспирация, испарение из прудов и водохранилищ, седиментация частиц твердого стока, рост сельскохозяйственных культур. Специальный блок программы предназначен для моделирования стока пестицидов.

SWRRB не содержит ограничений на площади изучаемых с ее помощью водосборов. Весь бассейн может быть разбит на отдельные частные водосборы; таких подбассейнов может быть выделено до 10. Для каждого из них расчет стока проводится отдельно в зависимости от количества выпавших на его территории осадков и параметров (гидрологических и хозяйственных) территории. Поверхностный сток рассчитывается по данным о суточном слое осадков; объем поверхностного стока вычисляется с помощью метода Службы охраны почв (*SCS-метод*) [Mockus, 1972; Виссен и др., 1979]. При наличии снега считается, что его таяние происходит, если среднесуточная температура воздуха превышает нулевую отметку (по шкале Цельсия). Вынос твердых веществ оценивается для каждого подбассейна по модифицированному уравнению USLE [Williams and Berndt, 1977]. Их транспорт в пределах бассейна через систему каналов и водоемов описывается на основе модели, которая была развита в работе [Williams, 1980] и предусматривает осаждение взвешенных частиц и распад поллютантов.

Сток воды с каждого подбассейна в компьютерной системе SWRRB может воспроизводиться с учетом наличия на территории прудов (водохранилищ). При составлении водного баланса водоема используются эмпирические соотношения, связывающие объем воды в нем и площадь зеркала с количеством испаряющейся и фильтрующейся из него влаги. Инфильтрационная компонента SWRRB использует модель накопления влаги в почве в комбинации с

моделью протекания по трещинам (последнее означает, в частности, что разрешается просачивание воды в глубинные слои даже при влажности почвы ниже полевой влагоемкости). Влага, просочившаяся ниже корнеобитаемого слоя, считается «потерянной» для данного подбассейна, но перенос подземных вод может снова обеспечить ее «возврат» в нижележащем подбассейне.

Потенциальная эвапотранспирация оценивается по данным о растительности, величине солнечной радиации, среднесуточной температуре воздуха, параметрах снегового покрова. Испарение влаги из почвы и с поверхности листьев рассчитываются отдельно. Считается, что испарение из почвы полностью определяется влагозапасами в верхнем 30-сантиметровом слое. SWRRB учитывает, что недостаток влаги в корневой зоне должен отражаться на испарении ее растениями. Модель роста растений подсчитывает общую биомассу (за каждый день вегетационного периода) как функцию солнечной радиации и индекса площади листьев.

«Блок погоды» в системе SWRRB может либо обрабатывать имеющиеся данные метеорологических наблюдений, либо прогнозировать осадки на основе вероятностной модели, использующей информацию о дождливости предстоящего периода. Если и такая информация недоступна, то строится модель осадков по данным об их среднемесячной норме на изучаемой территории.

Модель для расчета выноса биогенов (азота и фосфора) взята без изменения из CREAMS. «Блок пестицидов» заимствован у [Holst and Kutney, 1989] и является, по сути, модификацией подмодели пестицидов системы CREAMS. Распад пестицидов в почве, как и их разложение на воздухе (при применении на листву), описываются экспоненциальными законами, но с различными временами полураспада [Computer Science..., 1980]. Смыв пестицидов с почвы и листьев моделируется с помощью эмпирических соотношений, которые предполагают некое пороговое количество осадков для развития процесса.

*Agricultural Nonpoint Source Pollution Model (AGNPS)* также является моделью с рассредоточенными параметрами [Young et al., 1986]. Модель была разработана Сельскохозяйственной научно-исследовательской службой США при участии Службы охраны почв США и Агентства штата Миннесота по контролю за загрязнением. Благодаря некоммерческому распространению модель была хорошо протестирована – только за первые три года после опубликования работы R. Young et al. [1986] свет увидели результаты пяти исследований по применению модели на разных водосборных бассейнах.

Выше было отмечено, что применение моделей с рассредоточенными параметрами для крупных водосборов сопряжено с определенными трудностями, возникающими из-за большого числа параметров, которые необходимо задавать. Здесь AGNPS имеет некоторое преимущество перед другими моделями такого типа: авторы разработали сравнительно простую модель, которая могла быть просчитана на РС при любой разумной площади водосбора – от нескольких гектаров до 20 000 га и более. Квадратная сетка, на которой задаются па-

раметры модели и проводятся расчеты, может иметь ячейки размером от 0,4 до 16 га. При этом для каждой ячейки требуется задать 22 параметра, среди которых: средние уклоны участков, длины склонов, гидравлические параметры русел, параметры, используемые универсальным уравнением почвенной эрозии USLE (эрозионный потенциал рельефа, хозяйственно-агрономический фактор, эффективность почвозащитных мероприятий), текстура почв, содержание удобрений, враждебность территории.

Основные блоки модели позволяют отслеживать гидрологические процессы, эрозию почв и перенос ее продуктов, транспорт других поллютантов. Объем стока, как и в системе SWRRB, вычисляется по методу кривых Службы охраны почв. Пиковые расходы в замыкающем створе оцениваются на основе эмпирических соотношений, которые учитывают площадь водосбора, отношение его длины и ширины, уклоны дна и объемы стока. Эрозия рассчитывается для каждой ячейки с помощью модифицированного USLE, причем твердый сток в зависимости от размеров частиц может быть разбит на фракции, перенос которых в руслах происходит с разной эффективностью. В принципе, в системе AGNPS могут приниматься во внимание и некоторые виды точечных источников биогенных веществ и органики, такие как откормочные площадки сельскохозяйственных животных.

Химический блок модели позволяет рассчитывать вынос азота, фосфора и органического вещества, идентифицируемого по ХПК. Отдельно можно анализировать транспорт растворенных и нерастворенных (абсорбированных на взвеси) форм всех поллютантов<sup>1</sup>. Подходы, которые используются в AGNPS для предсказания выноса азота и фосфора с целого водосбора или с его отдельной ячейки были развиты в работе [Frere et al., 1980] и использовались, в частности, в компьютерной модели CREAMS.

Вычислительная схема в системе AGNPS организована в виде трех циклов. В первом проводятся расчеты для каждой из ячеек равномерной сетки, покрывающей водосбор. Во втором вычисляются объемы стока для ячеек, в которых имеются водоемы, а также вынос продуктов водной эрозии из крайних ячеек (которые не имеют вышележащих по водосбору соседей). И, наконец, в третьем цикле проводится расчет транспорта взвешенных наносов, биогенных элементов и органики.

Интегрированная компьютерная система для исследования риска химического загрязнения подземных вод (как зоны аэрации, так и насыщенной зоны) была разработана Агентством по охране окружающей среды США. Эта система, названная RUSTIC (*Risk of Unsaturated/Saturated Transport of Chemicals*) [Dean et al., 1989], связывала три модели: одномерную модель транспорта влаги в ненасыщенной зоне (на основе уравнения Ричардсона), двумерную (пла-

---

<sup>1</sup> Разумеется, содержание идентифицируемого по ХПК органического вещества анализируется только в растворенном виде. Кроме того в модели считается, что перенос растворенной органики в руслах происходит без потерь.



новую или вертикальную) модель переноса для зоны насыщения, и модель переноса пестицидов. Последняя была разработана ранее и существует также в виде самостоятельной компьютерной модели PRZM (*Pesticide Root Zone Model*) [Carsel et al., 1984]. Остановимся на ней более подробно.

PRZM – одномерная динамическая камерная модель миграции пестицидов в корнеобитаемой зоне и прилежащем к нему ненасыщенном слое почвы. Гидрологическая компонента модели использует для расчета водного стока метод Службы охраны почв (SCS-метод), а вынос эрозионного материала рассчитываются по модели USLE. Эвапотранспирация оценивается либо из экспериментальных данных, либо используется эмпирическая формула.

В химической подмодели рассматриваются разные возможности сельскохозяйственного применения пестицидов – на листья или на почву. Распространение пестицидов одновременно в трех «фазах» (в растворенной и абсорбированной формах и в форме паров в почвенном воздухе) моделируется на основе рассмотрения процессов поверхностного стока, эрозии, распада, испарения, смыва с листьев и переноса в почве (адвекция и дисперсия). Причем пользователь имеет возможность выбрать метод решения уравнений переноса поллютанта в ненасыщенной зоне: численное разностное решение или метод характеристик. Гидродинамический подход к описанию транспорта пестицидов, который применяется в PRZM, дает возможность рассматривать развитие внутрипочвенного профиля концентрации при импульсной нагрузке.

Для прогонки модели необходимы следующие метеорологические данные: суточное количество осадков, потенциальная эвапотранспирация и температура воздуха. В случае изучения летучих пестицидов этот перечень потребует дополнить также данными о скорости ветра и солнечной радиации. Кроме того, разумеется, нужны данные о характеристиках почв и физико-химических свойствах пестицидов.

Ввиду того, что экологические проблемы применения пестицидов в сельском хозяйстве являются весьма острыми и осознаны уже довольно давно, в мире разработано большое число моделей, которые позволяют исследовать транспорт и трансформацию этих токсичных поллютантов. Многие модели разрабатывались с прицелом на универсальность, то есть должны были прогнозировать распространение пестицидов в неоднородных почвах в разных метеорологических условиях. Однако для верификации подобных моделей следовало бы собрать множество данных полевых и лабораторных экспериментов, чтобы доказать их «работоспособность» в разных климатических условиях, на разных типах почв. Такая масштабная работа потребовала бы значительных затрат.

Тем не менее, отдельные компьютерные программы по моделированию транспорта пестицидов в ненасыщенной зоне были протестированы экспериментально. Например, в работе [Melanson et al., 1986] в условиях лабораторного эксперимента проводилось сравнение с двумя другими упомянутой выше модели PRZM. Эта же модель PRZM была проанализирована в полевом экспери-

менте авторами работы [Jones et al., 1986], которые нашли удовлетворительным совпадение расчетных и экспериментальных значений. K. Pennell et al. [1990] использовали данные экспериментальных наблюдений по распространению одного из пестицидов, который применялся на цитрусовых плантациях центральной Флориды, для сравнения с результатами расчетов по пяти компьютерным моделям. Этим исследованием было показано, что PRZM обеспечивает вполне удовлетворительные прогнозы. Вместе с тем в работе [Pennell et al., 1990] сделан справедливый вывод, что от моделей такого рода не следует ожидать точного воспроизведения профиля концентрации пестицидов в почве, хотя они с приемлемой точностью (около 50%) могут предсказывать и положение «центра масс» поллютанта в почвенном растворе, и общую массу пестицидов, запасенную в почвенном слое.

#### **5.4. Стандартизация форматов данных для использования в компьютерных моделях неточечных источников**

Детерминированные компьютерные модели рассредоточенной нагрузки, как и чисто гидрологические модели, используют достаточно стандартный набор входных параметров, среди которых обязательно присутствуют метеорологические данные, гидрологические и гидравлические параметры территории и ее русловой сети, параметры качества воды и т. п. Эти данные имеются, как правило, в распоряжении разных служб, поэтому их сбор и подготовка для использования в какой-нибудь компьютерной модели могут быть довольно трудоемкими. При проведении работ на конкретных водосборах исследователи нередко используют не одну, а несколько моделей, каждая из которых предъявляет свои требования к формату входных данных. Такое положение вынуждает пользователей неоднократно переписывать одни и те же данные, каждый раз подгоняя их под входной формата очередной компьютерной модели.

Чтобы облегчить работу по манипулированию данными (пространственными, временными, параметрическими), используемыми при моделировании гидрологических процессов, в 1983 г. Геологической службой США совместно со Службой охраны почв Департамента сельского хозяйства была разработана унифицированная структура файлов хранения данных такого типа. Эти файлы были названы *Watershed Data Management files*<sup>1</sup> (WDM) [Lumb et al., 1988]. Многие гидрологические модели и модели качества воды, разработанные исследовательскими центрами США, в настоящее время используют файлы WDM, которые обеспечивают пользователей единой базой данных для многих компьютерных программ. Эта разработка устранила необходимость реформатирования данных при переходе от одной прикладной программы к другой. Кроме того, разработка единой структуры хранения данных позволила создать

---

<sup>1</sup> Буквально – файлы управления данными по водосбору (англ.).

библиотеку подпрограмм (*утилит*) для манипулирования этими данными в интерактивном режиме, что стало особенно актуальным в связи с расширившимся в 1990-е годы применением персональных компьютеров.

Файлы структуры WDM являются файлами прямого доступа, и разработанные утилиты позволяют работать с ними как с базой данных. Каждый набор данных в WDM-файле содержит конкретные типы данных, такие как параметры течения в определенном месте русла или температура воздуха на некоторой метеорологической станции. Каждый набор данных, кроме того, содержит атрибуты, описывающие данные: географические координаты и идентификационный номер пункта наблюдения, временной интервал, через который снимались натурные данные и т. п. Файл может содержать до 200 тысяч наборов данных; количество описательных атрибутов у каждого набора – от единиц до сотен.

Серии временных рядов, которые хранятся в WDM-файле, могут иметь шаг по времени от 1 секунды до 1 года. Для ускорения доступа к ним данные обычно группируются в периоды – от 1 часа до 100 лет. Причем восстановленные данные в серии помечаются специальным *флагом*, указывающим, что эти величины получены оценочным путем, а не были измерены. Для экономии места на устройства хранения информации файлы могут записываться в сжатом виде. Этот формат записи используется в тех случаях, когда несколькими шагами по времени соответствуют одинаковые значения измеряемого параметра или когда отличия измеренных величин лежат в пределах некоторого интервала, установленного заранее.

Первоначально (1984 г.) файлы формата WDM использовались программой HSPF, для чего были созданы вспомогательные утилиты IOWDM и ANNIE. Позднее Геологической службой США и Агентством по охране окружающей среды (которое также подключилось к совершенствованию структуры WDM-файлов) более дюжины программ были разработаны или модифицированы для использования файлов этого формата в модельных расчетах.

Утилита IOWDM (*Input and Output for a Watershed Data Management file*) позволяет конвертировать данные из некоторых форматов в формат WDM. В частности, она позволяет преобразовать в эти файлы входной и выходной форматы компьютерной модели HSPF. Разрешается экспортирование данных из WDM в текстовые файлы. Последняя процедура может оказаться полезной, когда необходимо обменяться данными между разными операционными платформами (например, UNIX и DOS), в которых базовые системы ввода–вывода различны, и запись информации в файлы прямого доступа организована по-разному.

Программа ANNIE – это интерактивная программа «гидрологического анализа и управления» (*Interactive hydrologic analyses and data management*), которая позволяет оперировать с данными, хранящимися в WDM-файлах, отображать их в виде таблиц, текстовых файлов, а также предоставляет возмож-

ности графического вывода информации на различные устройства [Kittle et al., 1989; Lumb et al., 1990].

Развитие унифицированного формата входных и выходных данных значительно улучшило пользовательский интерфейс гидрологических компьютерных моделей. Так, в частности, с использованием WDM-файлов была разработана экспертная система HSPEXP для калибровки модели HSPF [Lumb et al., 1994]. Эта система дает пользователю возможность редактировать входные файлы для модели HSPF, запускать программу на счет, представлять результаты расчетов в виде графиков, сравнивать результаты моделирования с наблюдаемыми величинами, проводить статистическую обработку этих результатов. Кроме того, экспертная система HSPEXP может «давать советы», т. е. указывать пользователю направления изменения тех или иных параметров. Для этого в нее заложены около 35 правил, которые привлекают проверку более чем по 80 условиям прежде чем выдать оператору рекомендации по калибровке. Эти правила разделены на 4 основные «гидрологические» группы: годовой сток, межень, ливневый сток, сезонный сток. Подбор параметров идет последовательно по группам, так что условия, относящиеся к последующей группе не проверяются, пока не закончится работа в предыдущей. Все используемые правила в экспертной системе основаны на многолетнем опыте работы специалистов с компьютерной моделью HSPF.

## **5.5. Применение современных технологий для моделирования диффузного загрязнения**

### **5.5.1. Глобальная компьютерная сеть**

В наше время обзор литературы практически по любой проблеме, в том числе и по компьютерным моделям диффузного загрязнения водоемов, наверное, нельзя назвать полным, если в нем не упомянуты источники, оперативный доступ к которым обеспечивается «Всемирной паутиной» (*World Wide Web*) – Интернетом. Научные центры, связанные с исследованиями в области охраны окружающей среды, предоставляют специалистам практически неограниченные возможности по ознакомлению со своими разработками в самых разных направлениях, в том числе и в развитии современных версий компьютерных моделей неточечных источников. Достаточно подробные аннотации ко многим моделям, упомянутым в предыдущих разделах, желающие могут найти на Интернет-страницах (*сайтах*<sup>1</sup>) Агентства по охране окружающей среды (EPA), Департамента сельского хозяйства (USDA), Гидрологического инженерного центра Корпуса инженеров армии США (HEC), Геологической службы (USGS), разработки которых неоднократно назывались выше.

---

<sup>1</sup> От английского *site* – местоположение.

Например, аннотациям работ USGS по изучению водных ресурсов посвящен сайт <http://waisqvarsa.er.usgs.gov/public/nawdex/swra.html>. Официальные поддерживаемые Геологической службой компьютерные модели для анализа водных проблем с подробными описаниями и руководствами пользователя, доступны по следующему адресу в Интернете: <http://water.usgs.gov/software/>. Это адрес страницы прикладного программного обеспечения по водным ресурсам (*USGS Water Resources Applications Software*), которая открывает новые «пути» к моделям: 1) подземных вод, 2) поверхностных вод, 3) моделям качества воды, 4) моделям геохимических процессов. Кроме того, все эти модели могут быть получены также через анонимный протокол передачи файлов (FTP): <ftp://water.usgs.gov/pub/software>.

На Интернет-страницах Агентства по охране окружающей среды США <http://www.epa.gov/> можно найти описания компьютерных программ для гидрологического моделирования, разработанных подразделениями этого Агентства или по его заказам. Например, интересной (с точки зрения приложения к теме настоящего обзора) и сравнительно новой разработкой Отдела науки и технологии<sup>1</sup> является система BASINS (*Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources*), описание которой находится на сайте:

<http://www.epa.gov/OST/BASINS/>

BASINS представляет собой компьютерную систему управления водными ресурсами в масштабе крупного водосбора, которая позволяет подключать для расчетов целый ряд моделей транспорта загрязняющих веществ в руслах (в том числе динамическую модель HSPF) и различные модели неточечных источников (для городских и сельскохозяйственных территорий).

Имеют свои страницы в Интернете и отдельные исследовательские центры (лаборатории) EPA. Так, в частности, Robert S. Kerr Environmental Research Center (Ada, Oklahoma) на странице <http://www.epa.gov/ada/kerrlab.html> предлагает около двух десятков моделей транспорта загрязняющих веществ в зоне аэрации и в насыщенной зоне, а также баз данных и систем поддержки принятия решений.

Проблемами окружающей среды и водных ресурсов в одних только США занимаются десятки федеральных агентств, специализированных исследовательских центров университетов, общественных организаций, частных консультационных фирм. Но подобные центры есть и в других странах Европы, Азии и Америки. Кроме того, существуют различные международные институты и организации, работы которых тоже связаны с экологическими проблемами. И все они, как правило, имеют собственные сайты в Интернете. Перечисление адресов даже небольшой части из этих сайтов заняло бы слишком много места. К счастью, в Интернете реализованы проекты, систематизирующие информацию о сетевых ресурсах определенного профиля и являющиеся,

таким образом, своеобразными путеводителями по Интернету. К ним можно отнести следующие серверы:

Center for International Earth Science Information Network (Центр международной информационной сети по наукам о Земле)

<http://www.ciesin.org/>

Environmental Business Information Center (Информационный центр экологического бизнеса)

<http://www.environmental-expert.com/>

Water Modeling (Моделирование водных ресурсов)

<http://www.watermodeling.org/>

Каталог серверов организаций и учреждений, работающих по экологической тематике

<http://www.spb.ecology.net.ru/eis/servs.htm>

Information Center for the Environment, University of California, Davis (Информационный центр по окружающей среде, Калифорнийский университет, Дэвис)

<http://ice.ucdavis.edu/>

Каталог Интернет-ресурсов по проблемам окружающей среды

<http://www.einet.net/galaxy/Community/Environment.html>

Информационные ресурсы, которые различные организации (лаборатории, центры, университеты) предоставляют в распоряжение пользователей Интернетом, не ограничиваются только электронными версиями публикаций результатов научных исследований или данными о новейших разработках в той или иной области. Не менее важным достижением информационной революции, совершенной развитием Глобальной компьютерной сети, стало создание баз и банков данных, доступ к которым возможен через Интернет. Известна, например, европейская система CEDAR (*Central European Environmental Data Request*), которая совместно с расположенным в Будапеште центром REC (*Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe*<sup>2</sup>) поддерживает обмен данными о состоянии окружающей среды в странах Центральной и Восточной Европы. С 1992 г. CEDAR подключился к глобальному проекту INFO-TERRA Network, который выполняется под эгидой Программы ООН по окружающей среде (ЮНЕП<sup>3</sup>). Через CEDAR обеспечивается также доступ к базе данных CEED (*Central and Eastern European Environmental Expert Database*),

---

<sup>1</sup> U. S. EPA Office of Science and Technology.

<sup>2</sup> Адрес REC в Интернете – <http://www.rec.org/>.

<sup>3</sup> UNEP – United Nations Environment Programme.

которая содержит сведения об организациях, отдельных специалистах, публикациях и исследовательских проектах в области охраны окружающей среды.

Сотрудничество европейских стран в области изучения и охраны водных ресурсов способствует активному обмену данными по экологическому состоянию водных объектов общеевропейского значения. Например, словацкая консультационная компания CEIT<sup>1</sup> обслуживает информационную систему DANIS (*Danube Information System*), поддерживаемую специальной подпрограммой ЮНЕП по бассейну р. Дуная (*UNEP for the Danube River Basin*). В рамках проекта BALLERINA (*Baltic Sea Region on-line Environmental Information Resources for Internet Access*) Стокгольмский центр морских исследований (Швеция) при поддержке программы UNEP/GRID-Arendal публикует на сайте <http://www.baltic-region.net> информацию о состоянии окружающей среды, природных ресурсах и экологической деятельности в странах региона Балтийского моря. Данные биологического мониторинга Балтийского моря накапливаются в базе данных BIOMAD (National Database on Marine Biological Monitoring Data), которая ведется Отделением экологии систем Стокгольмского университета: <http://www.ecology.su.se/dbbm/index.html>. Институтом эволюционной физиологии и биохимии им. И. М. Сеченова РАН (С.-Петербург) при поддержке РФФИ создана база данных по Финскому заливу (гидрохимические и гидробиологические показатели, экологическое состояние); эта информация размещена на сайте <http://www.evol.nw.ru/lew/basel/html/>.

В заключение раздела назовем также некоторые адреса серверов, дающие доступ к информационным ресурсам Интернета, связанным с темой настоящей работы (табл. 5.1). Опыт разработки специализированных систем поиска данных по проблемам окружающей среды в Глобальной сети изложен в работе [Bardinet et al., 1995], где также можно найти другие полезные адреса.

### 5.5.2. Географические информационные системы

Математическое моделирование, которое уже давно играет важную роль в изучении сложных экологических процессов, получило дополнительный импульс в своем развитии после широкого внедрения в практику научных исследований персональных компьютеров (ПК). Вычислительные мощности современных ПК и их новейшее математическое обеспечение предоставляют модельерам возможности не только по воспроизведению процессов во все более сложных системах, но и по мгновенному графическому представлению (визуализации) результатов расчетов, что помогает более оперативно обрабатывать результаты численных экспериментов.

Одним из наиболее мощных средств компьютерной обработки и представления пространственных (территориальных) данных являются географические информационные системы (ГИС). Первоначально ГИС рассматрива-

---

<sup>1</sup> CEIT – Centre of Eco-Information & Terminology, Ltd., Bratislava, Slovakia

лись как средство, которое облегчает сбор и хранение пространственно-координированных данных, а также обеспечивает их обработку, оперативный доступ к ним и отображение в том или другом виде (на бумаге или дисплее). В настоящее время, особенно в связи с развитием компьютерных сетей, геоинформационные системы стали широко использоваться в моделировании процессов в геосистемах.

По внутренней структуре различают две базовые конфигурации ГИС – *растровую* и *векторную*. Основные отличия названных конфигураций обусловлены алгоритмами связывания пространственных и непространственных данных. В растровых системах пространственные объекты представляются в виде совокупности ячеек растра, которым присвоены значения класса объекта. Растровое представление предполагает позиционирование объектов указанием их положения в соответствующей растру прямоугольной матрице, причем единообразно для всех типов пространственных объектов – точек, линий, многоугольников (*полигонов*) и поверхностей. Каждой точке растра – пиксе-



Таблица 5.1

**Некоторые ресурсы Интернета, связанные с проблемами окружающей среды**

Адрес в Интернете	Название или содержание
<a href="http://www.eea.eu.int/">http://www.eea.eu.int/</a> <a href="http://www.eionet.eu.int/">http://www.eionet.eu.int/</a>	European Environmental Agency (Европейское агентство по окружающей среде)
	European Environment Information and Observation Network (Европейская сеть информации и наблюдений за состоянием окружающей среды)
<a href="http://www.unep.org/">http://www.unep.org/</a> <a href="http://www.unep.org/infoterra/">http://www.unep.org/infoterra/</a>	United Nations Environment Programme (Программа ООН по окружающей среде) UNEP's Global Environmental Information Exchange Network (проект ЮНЕП по международному обмену информацией о состоянии окружающей среды)
<a href="http://www.inem.org/">http://www.inem.org/</a>	International Network for Environmental Management (Международная сеть по экологическому управлению)
<a href="http://shark1.esrin.esa.it/">http://shark1.esrin.esa.it/</a> <a href="http://www.esrin.esa.it/">http://www.esrin.esa.it/</a> <a href="http://earth.esa.int">http://earth.esa.int</a>	Данные дистанционного зондирования Земли на сайтах Европейского космического агентства (ESA)
<a href="http://www.spb.ecology.net.ru/eis/ftab.htm">http://www.spb.ecology.net.ru/eis/ftab.htm</a>	Балтийский регион и его экологическое состояние. Данные российских и зарубежных исследований (Информационная система-справочник)
<a href="http://www.imt.net/~dcouncil/env.html">http://www.imt.net/~dcouncil/env.html</a>	Internet Resources for the Environmental Scientists (Ресурсы Интернета для ученых в области охраны окружающей среды)
<a href="http://www.epa.gov/OWOW/watershed/">http://www.epa.gov/OWOW/watershed/</a> <a href="http://www.epa.gov/OWOW/nps/">http://www.epa.gov/OWOW/nps/</a>	U. S. EPA Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds (сайты Агентства по охране окружающей среды США, посвященные проблемам водосборных территорий и неточечных источников)
<a href="http://www.gsfc.nasa.gov/">http://www.gsfc.nasa.gov/</a> <a href="http://www.earth.nasa.gov/science/index.html">http://www.earth.nasa.gov/science/index.html</a>	Глобальная информация о состоянии окружающей среды на сайтах Космического агентства США (NASA)
<a href="http://www.earth.nasa.gov/science/water.html">http://www.earth.nasa.gov/science/water.html</a> <a href="http://www.earth.nasa.gov/science/land.html">http://www.earth.nasa.gov/science/land.html</a>	
<a href="http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/mggd.html">http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/mggd.html</a>	Глобальная информация на сайтах Национальной океанической и атмосферной администрации США (NOAA)
<a href="http://www.lib.utexas.edu/Libs/PCL/Map_collection/Map_collection.html">http://www.lib.utexas.edu/Libs/PCL/Map_collection/Map_collection.html</a>	Картографические базы данных (библиотека Техасского университета, Остин, США)
<a href="http://water.usgs.gov/public/GIS">http://water.usgs.gov/public/GIS</a>	USGS Water Resources Spatial Data Products

лю<sup>1</sup> – соответствует определенная (используемым масштабом) площадь на поверхности Земли. Следовательно, каждому пикселю можно поставить в соответствие свойства (*атрибуты*), присущие этой области пространства.

В геоинформационных системах, в которых используется векторное представление пространственных данных, территория подразделяется на элементарные графические объекты – точки, линии, полигоны. Каждый из таких графических элементов может соответствовать какому-нибудь географическому объекту (вершина, дорога, поле). За исключением закодированных атрибутов, в ГИС хранятся только координаты точек и линий (полигон в векторных ГИС представляется замкнутой ломаной линией). Так, если требуется определить с помощью ГИС величину параметра  $X_i(P)$ , соответствующую точке  $P(x, y, z)$ , то прежде чем выдать информацию система с помощью алгоритма поиска проверяет, в пределах какого полигона или на какой линии лежит точка  $P$ . Поскольку атрибутивные данные конкретного географического объекта, представленного внутри ГИС линией или полигоном, характеризуют сразу всю протяженную область, такой способ их соотнесения с пространственными составляющими объекта часто позволяет минимизировать объем хранимой информации.

Каждая из систем имеет свои преимущества. Растровые системы обычно допускают большую дифференциацию параметров. К тому же, слои данных в них могут быть связаны напрямую, попиксельно. Поскольку в растровых ГИС не требуется проводить вычислений при соотнесении точек позиционирования и атрибутивных данных, приемлемая скорость обработки изображения достигается при работе с ними даже на ПК прежних поколений (АТ386/387, АТ486). Преимущества векторных ГИС – в более компактном способе хранения данных при заданной точности представления. Однако важность этого фактора постепенно утрачивается, так как довольно быстро падают цены на электронные устройства хранения информации при одновременном росте их емкости. Тем не менее, если с помощью ГИС обрабатывается малое число больших связанных областей, как это бывает при картографических работах, то выгодно использовать структуры географических данных векторного типа, поскольку в этом случае будет использоваться малое количество операций связывания. В противном случае, когда используется большое число мелких подобластей, каждую из которых необходимо характеризовать своим набором атрибутов, применение растровых ГИС может оказаться более рациональным.

Кроме того, некоторые данные, являющиеся базовыми для создания ГИС, доступны только в виде растра, в частности, данные *дистанционного зондиро-*

---

<sup>1</sup> *Пиксель* (иногда *пиксел*) – от английского *picture cell* («элемент картинки») – наименьшая, неделимая часть изображения («картинки»), которая получается при его дискретизации. Прямоугольная форма и размеры пикселя определяют пространственное разрешение изображения.

вания – аэрофотоснимки и изображения, получаемые с помощью искусственных спутников Земли. Для векторизации их исходных растровых форматов необходимо проводить специальную обработку снимков, которая пока еще не может быть полностью автоматизирована и, следовательно, требует усилий подготовленных специалистов<sup>1</sup>.

Доступ и манипулирование данными в геоинформационных системах зависит также от типа модели, которая используется для дискретизации пространственных координат. Простейший подход состоит в разбиении территории на одинаковые квадратные (или прямоугольные) ячейки, упорядоченные в ряды и колонки (*regular grid*<sup>2</sup>). Другим распространенным способом цифрового представления рельефа является модель, основанная на треугольной нерегулярной сетке (*triangle irregular network*, TIN), которая аппроксимирует рельеф многогранной поверхностью с высотными отметками (отметками глубин) в узлах треугольной сетки. В первом случае говорят о цифровой модели рельефа (ЦМР) *на сетке*<sup>3</sup> (подразумевая регулярную прямоугольную), а во втором – о *TIN-модели*.

Выбор сеточной модели удобен при численных расчетах стока, основанных на методах конечных разностей, в то время как TIN-модель является более подходящей для применения метода конечных элементов. Дополнительные сложности, которые возникают при реализации численных расчетов в последнем случае, компенсируются экономией памяти вычислительных систем, так как размер ячеек треугольной сетки не фиксирован и может быть подобран к локальным характеристикам рельефа. Напротив, разностные методы, основанные на сеточной модели, хотя и предъявляют повышенные требования к объему памяти, зато являются более простыми, и при наличии вычислительных ресурсов обеспечивают большую «автоматизацию» расчетного алгоритма. В частности, сеточный подход используется в растровой геоинформационной системе GRASS (разработка U. S. Army Corps of Engineers), а также в широко применяемой системе Arc/Info-GRID (разработка Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA). Эти системы, как часть своих возможностей, включают гидрологические функции, позволяющие на основе ЦМР определить в любом месте территории направление стока и его область, построить русловую сеть, водоразделы и т. п. Некоторые вопросы применения ГИС для гидрологического моделирования рассматриваются в обзорной работе [DeVantier and Feldman, 1993].

Связь между ГИС и гидрологическими детерминированными моделями с самого начала представлялась довольно естественной, поскольку моделирование стока с водосбора предполагает использование пространственно распре-

---

<sup>1</sup> Обратный процесс преобразования из векторного формата в растровый почти тривиален и используется всегда при формировании изображений на дисплее или бум аге.

<sup>2</sup> Регулярная сетка (англ.).

<sup>3</sup> На «гриде» (жарг.).

деленных параметров территории. Развитием применения геоинформационных систем в экологическом моделировании стало их использование для оценок нагрузки от неточечных источников. Так, в работе [Vieux, 1991] представлен обзор по моделированию стока и качества воды с использованием ГИС. J. Venaman et al. [1996] использовали ГИС совместно с моделью качества воды WASP5<sup>1</sup> для моделирования содержания растворенного кислорода в канале. ГИС применялась здесь для генерации набора данных, необходимых для работы модели качества воды, а также для обработки и визуализации результатов расчетов.

C. Adamus and M. Bergman [1993], используя ГИС, разработали простую модель для предварительных оценок рассредоточенной нагрузки с водосбора. Модель учитывала 10 видов землепользования и 4 вида почв (в соответствии с методом Службы охраны почв для расчета слоя поверхностного стока [Mockus, 1972; Виссмен и др., 1979]), характерных для исследованной водосборной территории, и позволяла оценивать годовую нагрузку с водосбора по элементам-биогемам, взвешенным веществам и двум тяжелым металлам – свинцу и цинку. Стандартные функции ГИС использовались здесь для выделения участков водосборов, которые характеризовались одним видом почв и одним видом хозяйственного использования.

Применение растровой геоинформационной системы GRASS для оценки нагрузки от неточечных источников на мезомасштабных водосборах описано в цикле работ Krysanova et al. [1995, 1998–2000]. На основе *цифровой модели высот* с помощью функции выделения водосборов очерчивались подбассейны, в которых задавались *элементарные области* загрязнения с учетом типов почв и видов землепользования. Для последних рассчитывались водный баланс и нагрузка по биогенным элементам. Полученные данные по таким элементарным областям суммировались для оценки нагрузки с территории подбассейна; при этом времени добегания и потери веществ при транспорте в расчет не принимались. Лишь на уровне всего водосбора в целом нагрузка от рассредоточенных источников рассчитывалась с учетом переноса взвешенных и биогенных веществ по русловой сети. Данная модель, как считают авторы, может использоваться, в частности, для уточнения такой интегральной характеристики водосбора, как модуль химического стока (*Unit Area Load*).

Таким образом, в моделировании гидрологических процессов и диффузного загрязнения водных объектов геоинформационные системы находят применение, чаще всего, в двух случаях. Во-первых, ГИС используются как инструмент выделения в изучаемых гидрологических системах естественных подсистем – частных водосборов, а также однотипных (в природном и хозяйственном отношении) участков. Для каждого такого участка, принимая предпо-

---

<sup>1</sup> WASP5 – одна из новейших версий семейства компьютерных моделей WASP, разработанных US EPA для воспроизведения параметров качества воды в руслах [Ambrose et al., 1991].

ложение о его однородности, отдельно рассчитывается сток (водный, твердый или химический), а затем находится сток со всего водосбора. Второе направление применения ГИС в моделях неточечных источников – это развитие ГИС-интерфейса к известным компьютерным программам, который позволял бы генерировать для них файлы входных данных, используя цифровую модель местности и заложенные в ГИС параметры территории (почв, растительности и т. п.).

В последнее десятилетие появились работы, в которых численное моделирование гидрологических процессов и сопутствующих процессов формирования гидрохимического стока производится только средствами самих геоинформационных систем, с помощью внутреннего языка запросов и управления данными, реализованного в некоторых стандартных ГИС. Поскольку в задачах моделирования важным моментом является анализ чувствительности используемых численных алгоритмов к изменению параметров дискретизации расчетной схемы, вопросы по проведению таких исследований стали подниматься в литературе и относительно вычислительных возможностей ГИС. Например, в работе [Vieux, 1993] обсуждалось влияние размера ячеек сетки ЦМР на величину уклонов и длин склонов, рассчитываемых с помощью ГИС, и, как следствие, на вычисляемые объемы поверхностного стока. В другой работе B. Vieux and S. Needham [1993] показали, что укрупнение сетки ведет к тому, что рассчитываемая с помощью ГИС длина водотоков становится меньше, а вынос взвешенных веществ с водосбора увеличивается.

С 1997 г. Центр по изучению водных ресурсов (CRWR)<sup>1</sup> при Техасском университете (Остин, США) выпускает электронные сборники «GIS Hydro» [1997–1999], в которых публикуются материалы семинаров «ГИС и гидрология», проводимых CRWR совместно с Environmental Systems Research Institute (ESRI)<sup>2</sup> в преддверии ежегодных конференций пользователей программных продуктов ESRI. Идея выпуска материалов на компакт-дисках (CD-ROM), принадлежащая, по всей видимости, руководителю CRWR профессору Д. Р. Мейдменту, оказалась очень удачной. Круг участников семинара с каждым годом расширяется, все большее число научно-исследовательских организаций используют электронные выпуски «GIS Hydro» для публикации результатов своих работ по изучению водных ресурсов с применением ГИС. Так, в выпуске 1999 г. свои разработки представили, кроме самих организаторов семинара, такие известные институты и лаборатории, как Гидрологический инженерный центр (Hydrologic Engineering Center, HEC) Корпуса инженеров армии США, Датский институт гидравлики (Danish Hydraulic Institute, DHI), От-

---

<sup>1</sup> CRWR – Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin.

<sup>2</sup> Environmental Systems Research Institute, Inc. (Redlands, CA, USA) – один из ведущих мировых разработчиков геоинформационного программного обеспечения, держатель прав на распространение таких популярных систем, как Arc/Info и ArcView.

дел воды Агентства по охране окружающей среды США (Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency), исследовательские лаборатории двух университетов штата Юта (Environmental Modeling Research Laboratory, Brigham Young University; Utah Water Research Laboratory, Utah State University).

Выпуски «GIS Hydro» включают материалы<sup>1</sup> самого разного содержания, которые могут быть полезны как для студентов, так и для исследователей, работающих в области гидрологического моделирования. Большинство работ, опубликованных в этих сборниках, представляют несомненный интерес и с позиции приложения к задачам моделирования рассредоточенных источников. К таким работам можно отнести, в частности, Цифровой атлас водного баланса Земли [Maidment et al., 1998], созданный CRWR при поддержке ряда национальных и международных фондов (программ)<sup>2</sup>. В работе [Romanek et al., 1999] авторский коллектив из CRWR предлагает расширение ArcView – модуль SOC Transport, который позволяет производить расчет гидрохимического стока с учетом особенностей рельефа водосбора и пространственного распределения осадков (ЦМР и данные об осадках используются как входные данные). Датский институт гидравлики представил цикл докладов по ГИС-расширениям для своих компьютерных моделей: MIKE 11 (модели паводков), MIKE SHE (модели гидрологического цикла), MIKE BASIN (модели водосборов), MOUSE (модели стока с городских территорий). Кроме того, в выпусках «GIS Hydro» опубликованы результаты ряда исследований по формированию нагрузки на урбанизированных и сельскохозяйственных водосборах и ее влиянию на качество воды в приемных водных объектах, а также материалы справочного характера, в том числе адреса сайтов, посвященных водно-ресурсным исследованиям и ГИС.

### 5.5.3. Дистанционное зондирование Земли

В качестве одного из важных источников информации для практической гидрологии дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ) стало широко применяться лет 15–20 тому назад. По крайней мере, о таком сроке свидетельствуют обзорные работы, посвященные приложению этих методов в гидрологических и водно-ресурсных исследованиях, которые появились на рубеже 1980–1990-х годов [Schultz and Barrett, 1989; Engman and Gurney, 1991; Engman, 1992].

---

<sup>1</sup> С содержанием первых двух выпусков электронных сборников «GIS Hydro» можно ознакомиться по следующим адресам в Интернете:

<http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/gishyd97/gishyd97.htm>

<http://www.crwr.utexas.edu/gis/gishyd98/GisHyd98.htm>

<sup>2</sup> В Цифровом атласе представлены с разрешение в  $0,5^\circ$  средние многолетние данные (с разбивкой по месяцам) по количеству осадков на Земле.

Как правило, под *дистанционным зондированием* понимаются методы, использующие космические аппараты для определения свойств атмосферы и земной поверхности с помощью измерений отраженных или поглощенных электромагнитных волн<sup>1</sup>. В настоящее время программы исследования Земли из космоса осуществляются уже целым рядом стран. Кроме традиционных «космических держав» и Европейского космического агентства работы по ДЗЗ проводятся сейчас космическими агентствами Индии, Испании, Китая, Японии, которые имеют свои искусственные спутники Земли, оснащенные комплексами аппаратуры дистанционного зондирования.

Современные системы ДЗЗ способны снабжать исследователей данными измерений практически в любом диапазоне электромагнитного спектра (см., например, [Гарбук, 1998]). Обработка таких данных позволяет получать информацию о различных характеристиках ландшафтов, делать заключения о свойствах земной поверхности, а в некоторых случаях даже прямо измерять гидрологические параметры территорий [Engman, 1992]. В частности, измерение отраженной солнечной радиации характеризует альбедо исследуемой поверхности [Brest and Goward, 1987]. Ее температуру восстанавливают по данным, получаемым с помощью датчиков, которые работают в инфракрасном диапазоне. Измерения в СВЧ-диапазоне дают информацию о диэлектрических свойствах земной поверхности, по которой можно делать заключения о влажности почв или о наличии снежного покрова и содержании жидкой воды в нем [Engman, 1992; Комаров и Миронов, 2000].

Спутники, выведенные на геостационарные орбиты, позволяют вести непрерывное наблюдение за состоянием определенной части поверхности планеты и атмосферы. Однако, поскольку орбиты эти являются относительно высокими, зондирующая аппаратура геостационарных спутников может давать лишь грубое пространственное разрешение территории (не лучше 1 км в надире). Искусственные спутники, размещенные на более низких полярных и приполярных орбитах, позволяют получать изображения лучшего качества (до нескольких метров), но покрытие всей поверхности планеты с высоким разрешением осуществляется, как правило, за несколько суток. Это может ограничивать использование таких спутников в определенных целях, например, если полоса обзора недостаточно широка, чтобы охватить всю изучаемую территорию, а за время до прохождения спутника над соседним участком исследуемой поверхности наблюдаемая картина способна измениться существенно. Воз-

---

<sup>1</sup> Вообще говоря, к дистанционным методам следует отнести и обычную аэрофотосъемку (в видимом диапазоне длин волн), которая давно применяется при изучении земной поверхности, в том числе и гидрологами. Дистанционным является и метод авиационной гамма-съемки снежного покрова [Дмитриев и Фридман, 1979], который активно используется для определения снеготолщин на крупных речных бассейнах с устойчивым снежным покровом. Но в настоящее время «данными дистанционного зондирования» обычно называют данные, которые извлекаются при обработке информации, получаемой с искусственных спутников Земли.

возможности для получения изображений масштабных скоротечных явлений (например, крупных наводнений, лесных пожаров) обеспечивают французские спутники SPOT<sup>1</sup>, зондирующие устройства которых оснащены системой смещения точки сканирования относительно надира (до 27°), что, кроме того, является средством получения стереоизображений территорий.

В зависимости от того, какие свойства территории интересуют исследователей, производится выбор и зондирующей аппаратуры, и канала регистрации изображения (диапазона длин волн). Так, для целей картографии современные спутниковые системы оборудуются также оптико-электронными камерами, обеспечивающими получение панхроматических изображений с хорошим пространственным разрешением (до метров). Применительно к задачам гидрологических исследований и обсуждаемой проблеме диффузного загрязнения могут быть полезны снимки, получаемые в отдельных спектральных диапазонах.

Например, обрабатывая данные, полученные в диапазоне  $\lambda \approx 0,45\text{--}0,5$  мкм (область голубого света), можно извлечь информацию о прозрачности воды в водоемах и о концентрации взвесей в ней, о характеристиках почв и растительного покрова, о хозяйственном использовании территории. Область зеленого света ( $\lambda \approx 0,5\text{--}0,6$  мкм) позволяет выделять участки здорового растительного покрова, в то время как оранжево-красный диапазон ( $\lambda \approx 0,6\text{--}0,7$  мкм) хорошо отображает площади увядшей или выгоревшей растительности. Близкий спектральный участок инфракрасного света ( $\lambda \approx 1,5\text{--}1,75$  мкм) может быть полезен для исследования развития растительного покрова и засушливых территорий, а также для разграничения участков поверхности, покрытых снегом, и участков Земли, закрытых для видимого света облаками. Зондирование в области теплового инфракрасного излучения ( $\lambda \approx 10\text{--}12,5$  мкм) позволяет находить источники теплового загрязнения окружающей среды, исследовать влажность почвенного покрова, даже определенным образом классифицировать растительность.

Одним из очевидных приложений методов ДЗЗ в области гидрологических исследований издавна было извлечение информации об осадках на больших территориях. Получить данные о количестве и распределении выпавших осадков на определенном участке иногда не представляется возможным просто по той причине, что размещение наземных постов метеорологических наблюдений не всегда совпадает с нуждами конкретного исследования. В этом случае дистанционные методы могут оказаться весьма полезными. Однако облачный покров препятствует наблюдениям и в спектральной области видимого света, и в инфракрасном диапазоне, что обычно делает прямое измерение осадков неосуществимым. Поэтому для целей определения их количества и территориального распределения по данным ДЗЗ разрабатываются специаль-

---

<sup>1</sup> Système Probatoire d'Observation de la Terre (франц.).



ные методики. Некоторые из этих методик, основанные на данных спутниковых наблюдений за облачным покровом в диапазонах видимого, инфракрасного и микроволнового излучения, обсуждаются в работах [Barrett and Kidd, 1981; Spencer et al., 1988], а также в уже упоминавшейся обзорной работе [Engman, 1992].

Важным фактором водного баланса территорий является эвапотранспирация. Как и в случае с осадками, предложить метод ее непосредственного измерения с помощью спутниковых систем весьма затруднительно. Тем не менее некоторые процедуры оценки эвапотранспирации были предложены еще в 1980-х годах [Price, 1982; Jackson, 1985; Gash, 1987]. Эти методики используют наборы данных, которые могут быть получены с помощью систем ДЗЗ: уровень солнечной радиации, альbedo поверхности в видимой и инфракрасной областях спектра, состояние растительного покрова, температура поверхности (оцениваемая по излучению в «тепловом» диапазоне 10,5–12,5 мкм).

Для исследования стока, как количества воды, так и ее качества, данные ДЗЗ в настоящее время применяются также довольно широко. Разумеется, прямое измерение водного стока с территории спутниковые системы обеспечить не могут, зато они чрезвычайно полезны при уточнении границ водосборных бассейнов, поскольку даже в наши дни для значительных территорий Планеты единственным источником качественной картографической информации являются данные, полученные со спутников. Площади водосборов, рассчитанные по данным дистанционного зондирования, используются в эмпирических формулах для оперативного прогноза паводковых явлений на отдельных территориях, когда нет информации для проведения более точных оценок по гидрологическим моделям.

Интересный опыт непосредственного применения данных ДЗЗ в моделях формирования стока с относительно небольших участков имеется в США. В свое время Службой охраны почв (Soil Conservation Service, SCS) Департамента сельского хозяйства США был разработан весьма популярный и ныне метод расчета слоя водного стока по данным о количестве выпавших осадков<sup>1</sup>. Единственным параметром, по которому в SCS-методе рассчитывается объем водного стока, является номер эмпирической кривой, который выбирается в зависимости от типа почв и вида землепользования, характерного для изучаемого водосбора. Пространственные данные об использовании земель на определенной территории могут быть получены на основе анализа изображений ДЗЗ в разных спектральных диапазонах. Совмещенные с картой почв они дают необходимый параметр – номер кривой SCS-метода.

---

<sup>1</sup> Этот метод, получивший название *метода Службы охраны почв* (также *SCS-метод*) [Moskus, 1972; Виссмен и др., 1979] неоднократно упоминался в предыдущих главах (см. также примечание на с. 47).

Конечно, пространственное разрешение, которое обычно используется при дистанционном зондировании (около 30 м, что соответствует площади порядка 0,1 га) требует некоторой «коррекции», огрубления таблиц, разработанных Службой охраны почв для своего метода, но для получения оперативных прогнозов для значительных территорий, по-видимому, применение ДЗЗ можно считать вполне приемлемым. Один из примеров использования такого подхода в прогнозной модели рассредоточенных источников приведен в работе [Adamus and Bergman, 1993].

Кроме объемов водного стока методы ДЗЗ позволяют оценивать и некоторые показатели качества поверхностных вод. Зондирование водных объектов в «тепловом» диапазоне дает возможность локализовать, в частности, места сосредоточенных сбросов. Микроволновое зондирование применяется для обнаружения нефтяных пятен на поверхности внутренних водоемов, заливов морей и океанов. Показатели интенсивности и спектральный состав отраженного от водной поверхности солнечного света может быть индикатором качества воды водоема, поскольку характеристики отраженного света изменяются вместе с изменениями концентраций растворенных и взвешенных веществ, планктона, водорослей. Цвет и температура водоема могут свидетельствовать также о определенном трофическом статусе водного объекта <sup>1</sup>.

Пространственные данные о характеристиках водосборов, полученные с помощью спутников в разных спектральных диапазонах, предоставляют богатый материал для анализа экологического и хозяйственного состояния территорий и потенциальных источников диффузного загрязнения водных объектов. Конечно, ДЗЗ не может полностью заменить обычных, наземных, методов исследований, и в большинстве случаев его следует рассматривать лишь в качестве дополнительного инструмента при проведении исследований на мезо- и крупномасштабных водосборах. Кроме того, данные космического мониторинга пока еще достаточно дороги <sup>2</sup> (по российским меркам), что в определенной степени замедляет процесс их широкого применения в прикладных и исследовательских работах. Вместе с тем, учитывая расширение в нашей стране сети малых приемных станций, основную часть пользователей которых составляют органы охраны окружающей среды <sup>3</sup>, можно полагать, что роль дис-

---

<sup>1</sup> Для получения количественных показателей качества воды необходимо провести калибровку на выбранном объекте, так как и состав «чистых» природных вод, и глубина водоема влияют на отражающие свойства поверхности.

<sup>2</sup> Некоторые цифры о сложившихся ценах на рынке космических снимков можно найти в работе С. В. Гарбука [1998].

<sup>3</sup> К середине 1998 г. на территории России было развернуто уже 10 малых приемных станций типа «СканЭР», которые позволяют получать информацию с российских спутников серии «Ресурс-01». На спутника этой серии устанавливается аппаратура для экологического контроля, изучения природных ресурсов, исследования радиационного баланса Земли и др. [Гарбук, 1998].

танционных методов в экологических исследованиях в ближайшие годы будет возрастать.

С развитием космических технологий, с совершенствованием аппаратуры ДЗЗ и компьютерных средств обработки изображений можно ожидать появления новых приложений дистанционных методов для гидрологических, водно-ресурсных и экологических исследований. Эти приложения непременно найдут свое место и в задачах моделирования диффузного загрязнения водных экосистем.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследование диффузного загрязнения любого водного объекта предполагает его изучение во взаимодействии с водосборной территорией в целом. Это ставит исследователей перед необходимостью использовать методы системного подхода. Под системой здесь следует понимать водосбор как территориальную единицу, которая имеет четко очерченные границы, охватывающие связанные общим стоком элементарные ландшафты. Математическое моделирование, являясь одним из инструментов системного анализа, широко применяется в мировой науке и инженерной практике для оценки рассредоточенной нагрузки на реки и водоемы.

Применение математических моделей для количественных расчетов диффузного загрязнения водных экосистем требует сбора довольно большого объема информации, необходимой как для использования ее в самих математических моделях, так и для их калибровки и верификации. Согласно [Novotny and Chesters, 1981], чтобы обеспечить работоспособность математических моделей неточечных источников необходимо собрать информацию о следующих параметрах и переменных:

### *Параметры системы*

1. Размер водосбора.
2. Разбиение водосбора на участки с однородными характеристиками.
3. Водопроницаемость каждого участка.
4. Уклоны.
5. Доля водонепроницаемой площади, непосредственно связанной с рекой.
6. Максимальная влагоемкость поверхности водосбора (накопление в низинах плюс перехват).
7. Характеристики почв, включая текстуру, проницаемость, предрасположенность к эрозии и состав.
8. Посевы и растительный покров.
9. Придорожные канавы или длина уличных водостоков.
10. Система канализации или естественные дренажные характеристики.

### *Переменные состояния*

1. Окружающая температура.
2. Коэффициенты реакций.
3. Коэффициенты адсорбции/десорбции.
4. Стадия роста посевов.
5. Суточная скорость накопления мусора.

6. Интенсивность и скорость движения по улицам и автострадам.
7. Адсорбирующая способность взвешенного вещества (для исследуемого загрязнителя).
8. Солнечная радиация (для некоторых моделей).

*Входные переменные*

1. Осадки.
2. Атмосферные выпадения.
3. Скорость испарения.

Из приведенных данных нетрудно понять, что с математической точки зрения проблема моделирования неточечных источников является более сложной задачей, чем проблема точечных источников. Действительно, даже в простейшем случае моделирования диффузного загрязнения реки для схематизации изучаемой системы «река – водосбор» требуется двумерное представление, по крайней мере, подсистемы «водосбор». Кроме того, неточечные источники, в отличие от точечных, требуют некоторой аппроксимации для применения в моделях качества воды – и пространственной (например, в виде линейного источника вдоль береговой линии), и временной (постоянно действующая нагрузка или импульсный источник, возникающий в каких-то метеорологических условиях). Следовательно, если при учете точечных источников в детерминистических моделях качества воды достаточно было характеристик расхода источника, то в случае моделирования рассредоточенной нагрузки приходится одновременно проводить расчеты и самой этой нагрузки, и течений в русле (руслах), и параметров, определяющих качество воды.

И последнее: вопросы калибровки моделей неточечных источников – одни из самых трудно разрешаемых. В случае точечной нагрузки на водные объекты калибровка моделей качества воды могла быть проведена с помощью определенных наборов литературных данных и ограниченного числа натурных измерений, причем приемы и методы калибровки достаточно хорошо разработаны. В случае же моделей неточечных источников часто даже всесторонние полевые работы не могут обеспечить того набора данных, который необходим для калибровки комплексных многопараметрических моделей.

## ЛИТЕРАТУРА

- Андерсен М. Г., Берг Т. П.* Стратегия моделирования // Гидрогеологическое прогнозирование: Пер. с англ./ Под ред. М. Г. Андерсона и Т. П. Берга. – М.: Мир, 1988. – С. 11–26.
- Антонов С. Н., Епихов Г. П., Кашеваров А. А.* Системное математическое моделирование процессов водообмена. – Новосибирск: Наука, 1986. – 216 с.
- Беккер А., Капотова Н. И., Кондратьев С. А., Ливанова Н. А.* Математическая модель процесса формирования дождевого стока с речного бассейна, предназначенная для использования в системе оперативного прогноза паводков // Тр. ГГИ. – 1988. – Вып. 331. – С. 3–16.
- Блеку Дж. Р., Илз К. В. О.* Модели водосборных бассейнов с сосредоточенными параметрами // Гидрогеологическое прогнозирование: Пер. с англ./ Под ред. М. Г. Андерсона и Т. П. Берга. – М.: Мир, 1988. – С. 381–430.
- Борзилов В. А., Драголюбова И. В.* Физико-математическое моделирование поведения пестицидов на малом водосборе // Тр. ИЭМ. – 1982. – Вып. 12 (98). – С. 54–79.
- Борзилов В. А., Седунов Ю. С., Новицкий М. А. и др.* Физико-математическое моделирование процессов, определяющих смыв долгоживущих радионуклидов с водосбора тридцатикилометровой зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 1. – С. 5–13.
- Бреховских В. Ф., Габитов И. Р., Романов В. В.* Моделирование процессов массопереноса в донных отложениях // Водные ресурсы. – 1991. – № 6. – С. 193–195.
- Васяев Г. В., Ефимов В. И., Ситицын Г. И.* Проектирование системы применения удобрений в Северо-Западной зоне РСФСР. – Л., 1979.
- Виноградов Ю. Б.* Математическая модель «Сток – эрозия – загрязнение» // Метеорология и гидрология. – 1998. – № 5. – С. 87–96.
- Виноградова Т. А., Виноградов Ю. Б.* Математическое моделирование динамики загрязнения в бассейнах рек арктической зоны России // Метеорология и гидрология. – 1998. – № 4. – С. 96–106.
- Виссмен У. мл., Харбаф Т. И., Кнэпп Д. У.* Введение в гидрологию: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеоздат, 1979. – 470 с.
- Возженников О. И., Войтченко А. Г., Новицкий М. А.* Камерная модель для оперативного прогноза загрязнения водных объектов // Водные ресурсы. – 1990. – № 6. – С. 94–97.
- Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды.* – М.: Экономика, 1986.
- Временные рекомендации по выбору метода восстановления и мелиорации водоема.* – Свердловск: УралНИИВХ, 1982.

- Гарбук С. В.* Космические системы дистанционного зондирования Земли в 1997 г. // Программно-аппаратное обеспечение, фонд цифрового картографического материала, услуги и нормативно-правовая база геоинформатики. Ежегодный обзор. Выпуск 3. Том 2 (1996–1997). Приложение к «Информационному бюллетеню» ГИС-Ассоциации. – М.: ГИС-Ассоциация, 1998. – 200 с.
- Гидрогеологическое прогнозирование:* Пер. с англ./ Под ред. М. Г. Андерсона и Т. П. Берта. – М.: Мир, 1988. – 736 с.
- Джеррард А. Д.* Почвы и формы рельефа. – Л.: Недра, 1984. – 204 с.
- Дмитриев А. В., Фридман Ш. Д.* Основы дистанционных методов измерения влагозапасов в снеге и влажности почв по гамма-излучению земли. – Л.: Гидрометеоздат, 1979. – 304 с.
- Ефимов В. И., Донских И. Н., Сеницын Г. И.* Система применения удобрений. – М.: Колос, 1984. – 272 с.
- Жаркова Ю. Г.* Почвозащитные свойства агроценозов // Работа водных потоков / Под ред. Р. С. Чалова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – С. 39–51.
- Жуковский В. Н., Оксик О. П., Олейник Г. Н. и др.* Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1981. – Вып. 2. – С. 38–49.
- Заславский М. Н. и др.* Карта эрозионного индекса дождевых осадков Европейской территории СССР и Кавказа / Эрозия почв и русловые процессы. – М., 1981. – Вып. 8. – С. 17–29.
- Имитационное моделирование системы «водосбор – река – морской залив» /* Под ред. В. Крысановой и Х. Луйка. – Таллинн: Валгус, 1989. – 428 с.
- Кирухина Э. П., Пацкевич З. В.* Смываемость пахотных почв // Работа водных потоков / Под ред. Р. С. Чалова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – С. 30–39.
- Комаров С. А., Миронов В. Л.* Микроволновое зондирование почв. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. – 270 с.
- Комплексное экологическое картографирование. Географический аспект /* Под ред. Н. С. Касимова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. – 147 с.
- Кондратьев С. А.* Оценка возможных антропогенных изменений стока и выноса биогенных элементов с малых водосборов лесной зоны на основе математической модели // Водные ресурсы. – 1990. – № 3. – С. 24–32.
- Кондратьев С. А., Голосов С. Д., Крейман К. Д., Игнатьева Н. В.* Моделирование гидрологических процессов и массопереноса в системе водосбор–водоем // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 3. – С. 571–580.
- Коноплев А. В., Борзилов В. А., Бобовникова Ц. И. и др.* Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе «почва–вода» // Метеорология и гидрология. – 1988. – № 12. – С. 63–74.
- Коноплев А. В., Голубенков А. В.* Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почве (по результатам ядерной аварии) // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 10. – С. 62–68.
- Кулаковская Т. Н.* Агрохимические свойства почв и их значение в использовании удобрений. – Минск: Урожай, 1985.
- Кучмент Л. С.* Модели процессов формирования речного стока. – Л.: Гидрометеоздат, 1980. – 143 с.
- Кучмент Л. С.* Гидрологическое прогнозирование для управления водоресурсными системами // Итоги науки и техники. Сер. Гидрология суши. – М.: ВИНТИ, 1981. – 120 с.

- Кучмент Л. С., Демидов В. Н., Мотовилов Ю. Г.* Формирование речного стока. Физико-математические модели. – М.: Наука, 1983. – 216 с.
- Ларионов Г. А.* Методика средне- и мелкомасштабного картографирования эрозионно-опасных земель // Актуальные вопросы эрозиоведения. – М., 1984. – С. 41–66.
- Ларионов Г. А.* Эрозионный потенциал осадков // Работа водных потоков / Под ред. Р. С. Чалова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – С. 17–21.
- Ларионов Г. А.* Эрозия и дефляция почв. – М., 1993. – 200 с.
- Литвин Л. Ф.* Эрозионный потенциал рельефа // Работа водных потоков / Под ред. Р. С. Чалова. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. – С. 21–30.
- Математическое моделирование в управлении водными ресурсами / В. Г. Пряжинская, А. Д. Рикун, В. М. Шнайман и др.* – М.: Наука, 1988. – 247 с.
- Методические рекомендации по оценке выноса биогенных веществ поверхностным стоком.* – М.: Изд-во ВАСХНИЛ, 1985. – 32 с.
- Методические указания по расчету поступления биогенных элементов в водоемы от рассредоточенных нагрузок и установлению водоохранных мероприятий / Под ред. Н. И. Хрисанова.* – М.: Союзводпроект, 1988. – 88 с.
- Моделирование водохозяйственных систем. Эколого-экономические аспекты / Под ред. В. Г. Пряжинской.* – М.: ИВП РАН, 1992. – 350 с.
- Определение расчетных концентраций минеральных, органических веществ и пестицидов в дренажном и поверхностном стоке с мелиорируемых земель.* – М., 1988. – 87 с.
- Основы прогнозирования качества поверхностных вод / Л. Н. Фальковская, В. С. Каминский, Л. Л. Пааль, И. Ф. Грибовская.* – М.: Наука, 1982. – 182 с.
- Павлоцкая Ф. И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.
- Полубарнинова-Кочина П. Я.* Теория движения грунтовых вод. – М.: Наука, 1977. – 664 с.
- Пряжинская В. Г.* Математическое моделирование в водном хозяйстве. – М.: Наука, 1985. – 112 с.
- Развитие исследований по теории фильтрации в СССР.* – М.: Наука, 1969. – 545 с.
- Расчет поступления биогенных элементов в водоемы для прогноза их эвтрофирования и выбора водоохранных мероприятий: Рекомендации / Под ред. Н. И. Хрисанова.* – М.: Росагропромиздат, 1989. – 48 с.
- Руководство по определению расчетных концентраций минеральных, органических веществ и пестицидов в дренажном и поверхностном стоке с мелиорируемых земель (ВТР-П-30-81).* – М.: Минводхоз СССР, 1981.
- Серегин С. Я.* Моделирование и пути прогноза изменений природных условий на территории речных бассейнов // Изв. АН СССР. Сер. геогр. – 1981. – № 6.
- Системный подход к управлению водными ресурсами: Пер. с англ. / Под ред. А. Бисваса.* – М.: Наука, 1985. – 392 с.
- Соботович Э. В.* О загрязнении природных вод техногенными радионуклидами Чернобыльского выброса // Водные ресурсы. – 1990. – № 6. – С. 39–46.
- Соботович Э. В., Долин В. В.* Механизм миграции «горячих» частиц в почвах и поступление их в поверхностные и грунтовые воды // Водные ресурсы. – 1990. – № 6. – С. 51–56.
- Стил Т. Д.* Качество воды // Гидрогеологическое прогнозирование / Под ред. М. Г. Андерсона и Т. П. Берта. – М.: Мир, 1988. – С. 335–380.
- Страшкраба М., Гнаук А.* Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование: Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 376 с.



- Сухенко С. А., Криссинель Е. Б., Михайлов С. А.* Прогноз влияния регулирования стока р. Катунь на транспорт грунты из зоны месторождений // *Метеорология и гидрология.* – 1993. – №10. – С. 47–53.
- Сысуев В. В.* Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах. – М.: Наука, 1986.
- Тарабрин Н. П.* Методика определения эрозионного индекса дождей // *Закономерности проявления эрозионных и русловых процессов в различных природных условиях.* – М.: Изд-во МГУ, 1976.
- Тарасов М. Н., Клименко О. А., Фадеев В. В. и др.* Временные методические рекомендации по прогнозированию химического состава поверхностных вод с учетом перераспределения стока. – Л.: Гидрометеоздат, 1988. – 56 с.
- Фадеев В. В., Тарасов М. Н., Павелко В. Л.* Зависимость минерализации и ионного состава воды рек от их водного режима. – Л.: Гидрометеоздат, 1989. – 173 с.
- Ханкс Р. Дж.* Моделирование баланса почвенных вод // *Гидрогеологическое прогнозирование* / Под ред. М. Г. Андерсона и Т. П. Берта. – М.: Мир, 1988. – С. 27–53.
- Хрисанов Н. И., Осипов Г. К.* Управление эфтрофированием водоемов. – СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – 278 с.
- Хубларян М. Г.* Сохранить ресурсы пресных вод // *Наука в России.* – 1997. – № 3. – С. 52–56.
- Хубларян М. Г.* Современное состояние природных вод суши и связанные с ним экологические проблемы // *Глобальные экологические проблемы на пороге XXI века: Материалы науч. конф., посвященной 85-летию акад. А. Л. Яншина.* – М.: Наука, 1998. – С. 87–98.
- Abbott M. B. et al.* An introduction to the European Hydrological System – *Système Hydrologique Européen, «SHE»* – 1: History and Philosophy of a physically-based, distributed modelling system // *J. Hydrol.*, 1986. – Vol. 87. – P. 45–59.
- Abbott M. B.* An introduction to the European Hydrological System – *Système Hydrologique Européen, «SHE»* – 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system // *Ibid.* – P. 61–77.
- Adamus C. and Bergman M.* Development of a nonpoint source pollution load screening model. Technical Memorandum No. 1. – Dept. Surface Water Programs. St. Johns River Water Management District. Palatka, FL. – 1993.
- Alley W. M.* Summary of experience with the Distributed Routing Rainfall-Runoff Model (DR3M) // *Urban Drainage Modeling: Proc. of International Symposium on Comparison of Urban Drainage Models with Real Catchment Data.* Dubrovnik, Yugoslavia / C. Maksimovic and M. Radojkovic, eds. – Pergamon Press, New York, NY, 1986. – P. 403–415.
- Alley W. M. and Smith P. E.* Distributed Routing Rainfall-Runoff Model – Version II. USGS Open File Report 82-344. – Gulf Coast Hydroscience Center, NSTL Station, MS. – 1982 (a).
- Alley, W. M. and Smith P. E.* Multi-Event Urban Runoff Quality Model. USGS Open File Report 82-764. – Reston, VA. – 1982 (b).
- Ambrose R. B., Wool T. A., Martin J. P., Connely J. P., and Schanz R. W.* WASP5.x, A hydrodynamic and water quality model – model theory, user's manual, and programmer's guide. – U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. – 1991.
- Amy G., Pitt R., Singh R., et al.* Water Quality Management Planning for Urban Runoff. EPA 440/9-75-004 (NTIS PB 241 689/AS). – U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. – 1974.

- An approach to water resources evaluation of non-point silvicultural sources: A Procedural Handbook* (U. S. Forest Service). EPA-600/8-80-012. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1980. – 861 p.
- Anderson M. P., Ward D. S., Lappala E. G., and Prickett T. A.* Computer models for subsurface water // *Handbook of Hydrology* (D. R. Maidment, ed.). – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992. – P. 22.1–22.34.
- Arnold J. G., Williams J. R., Nicks A. D. and Sammons N. B.* SWRRB, A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Resources Management. – Texas A&M University Press, 1989. – 255 p.
- Bardinet C., Dubois J. E., Caliste J. P., Royer J. J., and Oppeneau J. C.* Data processing for the environment analysis: a multiscale approach // *Space and Time in Environmental Information Systems. Proc. 9th Int. Symp. on Computer Science for Environ. Protection* (H. Kremers and W. Pillmann, eds). – Marburg: Metropolis-Verlag, 1995. – P. 38–46.
- Barnwell T. O. and Johanson R.* HSPF: A comprehensive package for simulation of watershed hydrology and water quality / *Nonpoint Pollution Control: Tools and Techniques for the Future*. – Interstate Commission on the Potomac River Basin, 1055 First Street, Rockville, MD 20850. – 1981.
- Barrett E. C. and Kidd C.* The use of satellite data in rainfall monitoring. – London: Academic Press, 1981.
- Bathurst J. S.* Physically-based distributed modelling of an upland catchment using the Système Hydrologique Européen // *J. Hydrol.* – 1986. – Vol. 87. – P. 79–102.
- Beasley D. B. and Huggins L. F.* ANSWERS Users Manual. – EPA-905/9-82-001, U.S. EPA, Region V. Chicago, IL. – 1981.
- Beaulac M. N. and Rechkow K. H.* An examination of land-use nutrient export relationship // *Water Resources Bull.* – 1982. – Vol. 18, No. 6. – P. 1013–1024.
- Becker A.* EGMO – Einzugsgebietsmodelle zur Abflussberechnung, -vorhersage und -simulation. – *Wasserwirtschaft–Wassertechnik*. – 1975. – Bd. 25, No. 9. – S. 316–322.
- Becker A. and Pfütznern B.* EGMO – system approach and subroutines for river basin modeling // *Acta Hydrophys.* – 1987. – Vol. 31, No. 3–4. – P. 125–141.
- Behrendt H.* Point and diffuse load of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries: IIASA Research Report RR-93-1. – IIASA, Laxenburg, Austria, 1993. – 84 p.
- Benaman J., Armstrong N. E., and Maidment D. R.* Modeling of dissolved oxygen in the Houston ship channel using WASP and Geographic Information Systems. – CRWR Online Report 99-2. Center for Research in Water Resources, Univ. Texas at Austin, 1996 ([http://www.crwr.utexas.edu/crwr/reports/rep96\\_2/rep96\\_2.html](http://www.crwr.utexas.edu/crwr/reports/rep96_2/rep96_2.html)).
- Betson R. P. and McMaster M.* Non-point source mineral water quality model // *J. Water Pollut. Contr. Fed.* – 1975. – Vol. 47, No. 10.
- Beven K. J., Warren R. and Zaoui J.* SHE: towards a methodology for physically-based distributed forecasting in hydrology // *Hydrological Forecasting. IAHS Publ.* – 1980. – P. 133–137.
- Black P. E.* Watershed functions // *J. Amer. Water Resources Association.* – 1997. – Vol. 33, No. 1. – P. 1–11.
- Brest C. L. and Goward S. N.* Deriving surface albedo measurements from narrow band satellite data / *Int. J. Rem. Sens.* – 1987. – Vol. 8, No. 2. – P. 351–367.
- Cann C.* Effect of various parameters on nitrogen concentration in surface water // *Proc. Second Inter. IAWQ Spec. Conf. and Symp. Diffuse Pollution. Brno & Prague, Czech Rep., Aug. 13–18, 1995 / V. Chour and M. Holasova, eds.* – Praha: Agrodlat, a. s., 1995. – P. 263–268.

- Carsel R. F., Smith C. N., Mulkey L. A., et al.* User's Manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1. – EPA-600/3-84-109. U.S. Environmental Protection Agency. Environmental Research Laboratory, Athens, GA. – 1984.
- Charbeneau R. J. and Daniel D. E.* Contaminant transport in unsaturated flow // Handbook of Hydrology (D. R. Maidment, ed.). – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992. – P. 15.1–15.54.
- Chesters G., R. Stiefel, T. Bahr, et al.* Pilot watershed studies summary report. – International Reference Group on Great Lake Pollution from Land Use Activities. Great Lake Regional Office, 1978.
- Computer analysis of the balance of point and diffuse source loading of heavy metals in the Rhine River basin: Phase I: Interim Report / Jolankai G., coord. – VITUKI Research Report (within contract with IIASA, Laxenburg, Austria). – 1990.*
- Computer Science Corporation.* Pesticide Runoff Simulator User's Manual. U.S. EPA, Office of Pesticides and Toxic Substances, Washington, D. C., 1980.
- Crawford N. H. and Linsley R. K.* Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model IV. Tech. Report 39. – Dept. of Civil Engineering, Stanford University, 1966.
- Cunningham P. A.* Nonpoint source impact on aquatic life: Literature review. Prepared for Monitoring and Data Support Division, Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency. – Research Triangle Institute, Research Triangle Park, North Carolina, USA. July, 1988.
- Dawdy D. R., Lichty R. W. and Bergmann J. M.* A rainfall-runoff simulation model for estimation of flood peaks for small drainage basins. – USGS Professional Paper 506-B. Reston, VA, 1972.
- Dean J. D., Huyakorn P. S., Donigian A. S., Jr., Voos K. A., Schanz R. W., Meeks Y. J. and Carsel R. F.* Risk of Unsaturated/Saturated Transport and Transformation of Chemical Concentrations (RUSTIC). – EPA/600/3-89/048a. U. S. Environmental Protection Agency. Environmental Research Laboratory, Athens, GA. – 1989.
- DeVantier B. A. and Feldman A. D.* Review of GIS applications in hydrologic modeling // J. Water Resources Planning and Management (ASCE). – 1993. – Vol. 119, No. 2. – P. 246–261.
- DeVries J. J., Hromadka T. V.* Computer models for surface water // Handbook of Hydrology (D. R. Maidment, ed.). – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992. – P. 21.1–21.39.
- DHI software news.* MIKE SHE. – Copenhagen: Danish Hydraulic Inst. – 1996. – No. 1. – 8 p.
- Dickinson W. T., Rudra R. P., and Wall G. J.* Targeting remedial measures to control nonpoint source pollution // Water Res. Bull. – 1990. – Vol. 26, No. 3. – P. 499–507.
- Donigian A. S. Jr., Beyerlein D. C., Davis H. H., and Crawford N. H.* Agricultural Runoff Management (ARM) model. Version II: Refinement and testing. EPA/600/3-91-039. – Environmental Research Laboratory, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1977. – 293 p.
- Donigian A. S. Jr. and Huber W. C.* Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas. EPA/600/3-77-098. – U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1991.
- Driscoll E. D.* Lognormality of point and nonpoint source pollutant concentrations // Proc. Stormwater and Water Quality Model Users Group Meeting, Orlando, FL. EPA/600/9-86/023 (NTIS PB87-117438/AS). – U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1986. – P. 157–176.
- Driscoll E. D. and James W.* Evaluation of alternatives // W. James, ed. Pollution control planning. Proc. Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Workshop. To-

- ronto, February 1987. – CHI, Guelph, Ontario. – Chap. 7, p. 139–175.
- Driscoll E. D., Shelley P. E., Strecker E. W.* Pollutant loadings and impacts from highway stormwater runoff. Vol. I Design Procedure (FHWA-RD-88-006) and Vol. III Analytical Investigation and Research Report (FHWA-RD-88-008). – Office of Engineering and Highway Operations R & D, Federal Highway Administration, McLean, VA, 1989.
- Driver N. E. and Tasker G. D.* Techniques for estimation storm-runoff loads, volumes and selected constituents concentrations in urban watersheds in the United States. – USGS Open File Report 88-191, Denver, 1988.
- Engman E. T.* Remote sensing // Handbook of Hydrology (D. R. Maidment, ed.). – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992. – P. 24.1–24.23.
- Engman E. T. and Gurney R. J.* Remote sensing in hydrology. – London: Chapman and Hall, 1991.
- Environmental Programme for the Danube River Basin, Danube Integrated Environmental Study.* Report Phase 1. Commission of the European Communities. – 1994, Jan.
- Foster G. R. and Meyer L. D.* Mathematical simulation of upland erosion by fundamental erosion mechanics / Present and prospective technology for prediction sediment yields and sources. – U. S. Dept. of Agriculture. ARS-S-40, 1975.
- Frere M. H., Ross J. D. and Lane L. J.* The Nutrient Submodel / Knisel W. G., ed. CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. – U.S. Department of Agriculture. Conservation Research Report No. 26. – 1980. – P. 65–86.
- Gash J. H. C.* An analytical framework for extrapolating evaporation measurements by remote sensing surface temperature / Int. J. Rem. Sens. – 1987. – Vol. 8, No. 8. – P. 1245–1249.
- GIS Hydro '97: Integration of GIS and Hydrologic Modeling / 1997 ESRI User Conference.* Preconference Seminar. – Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin, 1997 (on CD-ROM).
- GIS Hydro '98: Introduction to GIS Hydrology / 1998 ESRI User Conference.* Preconference Seminar. – Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin, 1998 (on CD-ROM).
- GIS Hydro '99: Introduction to GIS Hydrology / 1999 ESRI International User Conference.* Preconference Seminar. – Center for Research in Water Resources, University of Texas at Austin, 1999 (on CD-ROM).
- Haith D. A.* A mathematical model for estimating pesticide losses in runoff // J. Env. Qual., 1980. – Vol. 9, No. 3. – P. 428–433.
- Haith D. A.* Models for analyzing agricultural nonpoint-source pollution. – IIASA Research Report RR-82-17. – IIASA, Laxenburg, Austria, 1982. – 29 p.
- Haith D. A.* Environmental systems optimization // Water Resources Bulletin. – 1984. – No. 9. – 290 p.
- Heaney J. P., Huber W. C., and Nix S. J.* Storm Water Management Model. Level I: Preliminary Screening Procedures. EPA-600/2-76-275 (NTIS PB-259916). – U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1976.
- Henderson R. J. and Moys G. D.* Development of a Sewer Flow Quality Model for the United Kingdom / Topics in Urban Storm Water Quality, Planning and Management. Proc. Fourth Int. Conference on Urban Storm Drainage / W. Gujer and V. Krejci, eds. – Ecole Polytechnique Federale, Lausanne, Switzerland, 1987. – P. 201–207.
- Hock B.* Water quality balance. Technical and economic water management series VMGT. (No. 27). – VIZDOK Press, Budapest, Hungary, 1970. – 124 p. (in Hungarian). – Цитируется по изданию [Jolankai, 1992].

- Holst R. W. and Kutney L. L.* U.S. EPA Simulator for Water Resources in Rural Basins. – Exposure Assessment Branch, Hazard Evaluation Division, Office of Pesticide Programs, U.S. EPA (draft). – 1989.
- Huber W. C., Heaney J. P., Aggidis D. A., et al.* Urban Rainfall-Runoff-Quality Data Base. – EPA-600/2-81-238 (NTIS PB82-221094), U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1982.
- Huber W. C., Heaney J. P. and Cunningham B. A.* Storm Water Management Model (SWMM) Bibliography. – EPA/600/3-85/077 (NTIS PB86-136041/AS), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1986.
- Huber W. C.* Deterministic modeling of urban runoff quality // Urban runoff pollution / H. C. Torno, J. Marsalek and M. Desbordes, eds. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, 10. – Springer-Verlag, New York, NY, 1985. – P. 167–242.
- Huber W. C. and Dickinson R. E.* Storm Water Management Model. User's Manual, Version 4. – EPA/600/3-88/001a (NTIS PB88-236641/AS), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1988.
- Ivanov P., Masliev I., Kularathna M., Kuzmin A., and L..* DESERT. Decision Support System for Evaluating River Basin Strategies. – WP-95-23. – Inter. Inst. Appl. System Analysis, Laxenburg, Austria. – 1995.
- Ivanov P., Masliev I., De Marchi C., and Somlyódy L.* DESERT: User's Manual. – Inter. Inst. Appl. System Analysis, Laxenburg, Austria. Inst. Water Environ. Problems, Barnaul, Russia. – 1996.
- Jackson R. D.* Estimating evapotranspiration at local and regional scale / IEEE Trans. Geosci. Rem. Sens. – 1985. – Vol. GE-73. – P. 1086–1095.
- Jacobsen P., Harremoes P., and Jakobsen C.* The Danish Stormwater Modelling Package: The SVK-System // Proc. Third Int. Conference on Urban Storm Drainage / P. Balmer, P.-A. Malmqvist and A. Sjoberg, eds. – Chalmers University, Goteborg, Sweden, 1984. – Vol. 2. – P. 453–562.
- Johansen N. B., Linde-Jensen J. J., and Harremoes P.* Computing Combined System Overflow Based on Historical Rain Series // Ibid. – 1984. – Vol. 3. – P. 909-918.
- Johanson R. C., Imhoff J. C., Kittle J. L., and Donigian A. S.* Hydrological Simulation Program – Fortran (HSPF): User's Manual for Release 8. – EPA-600/3-84-066. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1984.
- Johnson M. and Owens G..* Nutrients and nutrient budgets in the bay of Qrinte, Lake Ontario // J. Water Pollut. Contr. Fed. – 1971. – Vol. 43, No. 5. – P. 836–853.
- Jolankai G.* Modelling of non-point source pollution // Application of ecological modelling in environmental management / S. E. Jorgensen, ed. – Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 1983. – P. 283-379.
- Jolankai G.* State-of-the-art report on the hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake system. IHR/UNESCO (IHR–IV Project H-3.2). – Paris: UNESCO, 1992. – 147 p.
- Jolankai G. and Pinter G.* Case study on non-point source plant nutrient load calculations // Proc. Inter. Symp. on Effects of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water. Exeter, UK, 1982. (IAHR Publ., no 139). – P. 207–214.
- Jonch-Clausen T.* Système Hydrologique Européen: a short description. SHE Report 1. – Hørsholm, Denmark: Danish Hydraulics Institute, 1979. – 16 p.
- Jones R. L., Black G. W. and Estes T. L.* Comparison of computer model predictions with unsaturated zone field data for and aldoxycarb // Environ. Toxic. Chem. – 1986. – Vol. 5. – P. 1027–1037.

- Jorgensen S. E.* Fundamentals of ecological modelling. – Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 1986. – 389 p.
- Kauppi L.* Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen // Publ. Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. – 1978. – No. 30. – P. 21–41.
- Kittle J. L. Jr., Hummel P. R., and Imhoff J. C.* ANNIE-IDE, a system for developing interactive user interfaces for environmental models (programmers guide). EPA 600/3-89/034. – U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia. – 1989.
- Knisel W. (ed).* CREAMS: A field scale model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems / U.S. Department of Agriculture: Conservation Research Report No. 26. – 1980. – 640 p.
- Knisel W. G., Leonard R. A., and Davis F. M.* Agricultural management alternatives: GLEAMS model simulations // Proc. Computer Simulation Conference. Austin, Texas, July 24-27, 1989. – P. 701–706.
- Krysanova V., Becker A.* Integrated modelling of hydrological processes and nutrient dynamics at the river basin scale // Hydrobiologia. – 2000. – Vol. 410. – P. 131–138.
- Krysanova V., Bronstert A., Müller-Wohlfeil D.-R.* Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach // Hydrological Science J. – 1999. – Vol. 44, No. 2. – P. 313–331.
- Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.-R., and Becker A.* Development and test of spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds // Ecological Modelling. – 1998. – Vol. 106. – P. 261–289
- Krysanova V., Müller-Wohlfeil D.-I., Lahmer W.* Integrated modelling of nonpoint source pollution for meso-scale watersheds using GIS // Proc. Second Inter. IAWQ Spec. Conf. and Symp. Diffuse Pollution. Brno & Prague, Czech Rep., Aug. 13–18, 1995 / V. Chour and M. Holasova, eds. – Praha: Agrodat, a. s., 1995. – P. 351–356.
- Krysanova V., Wechsung F., Becker A., Poschenrieder W., and Gräfe J.* Mesoscale ecohydrological modelling to analyse regional effects of climate change // Environmental Modeling and Assessment. – 1999. – Vol. 4. – P. 259–271.
- Land Use – Water Quality Relationship.* WPD-3-76-02. – Water Planning Division, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1976.
- Leonard R. A. and Ferreira V. A.* CREAMS2 – The nutrient and pesticide models // Proc. Natural Resources Modeling Symposium. – Agricultural Research Service. U. S. Dept. Agriculture, 1984.
- Leonard R. A. and Knisel W. G.* Model selection for nonpoint source pollution and resource conservation // Proc. Intern. Conf. Agriculture and Environment. Venice, Italy. – 1984. – P. E1–E18.
- Leonard R. A., Knisel W. G., and Still D. A.* GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems // Trans. ASAE. –1987. – Vol. 30, No. 5. – P. 1403–1418.
- Li W., Merrill D. E., and Haith D. A.* Loading functions for pesticide runoff // – J. Water Pollut. Contr. Feder. – 1989. – Vol. 62, No. 1. – P. 16-26.
- Linsley R. K. and Crawford N. H.* Computation of a synthetic streamflow record on a digital computer // Hydrol. Sci. Bull. IAHS. – 1960. – Pub. 51. – P. 526–538.
- Loehr R. C.* Characteristics and comparative magnitude of nonpoint sources // J. Water Pollut. Contr. Fed. – 1974. – Vol. 46, No. 8.
- Lumb A. M., Carsel R. F., and Kittle J. L. Jr.* Data management for water-quality modeling development and use // Proc. Intern. Conf. on Interactive Information and Proceeding

- Systems for Meteorology, Oceanography, and Hydrology. – 1988.
- Lumb A. M., Kittle J. L. Jr., and Flynn K. M.* User's manual for ANNIE, a computer program for interactive hydrologic analyses and data management. – U. S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 89-4080. – 1990. – 236 p.
- Lumb A. M., McCammon R. B., and Kittle J. L. Jr.* User's manual for an expert system (HSPEXP) for calibration of the Hydrologic Simulation Program – Fortran. – U. S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 94-4168. – 1994. – 102 p.
- Maidment D. R.* (ed.) Handbook of Hydrology. – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992.
- Managing nonpoint source pollution.* Final Report to Congress on Section 319 of the Clean Water Act (Report No. EPA-506/9-90). – Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1992, June.
- Mancell R. S., Selim H. M., and Fiskell J. G.* Simulated transformation and transport of phosphorus in soil // Soil Sci. – 1977. – Vol. 124, No. 2. – P. 102–109.
- Manning M. J., Sullivan R. H., and Kipp T. M.* Nationwide evaluation of combined sewer overflows and urban stormwater discharges. Vol. III: Characteristics of discharges. – EPA-600/2-77-064c (NTIS PB-272107), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1977.
- McElroy A. D., Chiu S. Y., Nebgen J. W., et al.* Loading functions for assessment of water pollution from non-point sources. – EPA-600/2-76-151 (NTIS PB-253325), U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1976.
- Melanson S. M., Polard J. E. and Hern S. C.* Evaluation of SESOIL, PRZM and PESTAN in laboratory column leaching experiment // Environ. Toxic. Chem. – 1986. – Vol. 5. – P. 865–878.
- Mercer J. W., Waddel R. K.* Contaminant transport in groundwater // Handbook of Hydrology (D. R. Maidment, ed.). – New York, NY: McGraw-Hill Inc., 1992. – P. 16.1–16.41.
- Methods for identifying and evaluating the nature and extent of non-point sources of pollutants.* – EPA-430/9-73-014, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1973.
- Miller R. A., Matraw H. C. Jr., and Jennings M. E.* Statistical modeling of urban storm water processes, Broward County, Florida // Proc. Intern. Symp. on Urban Storm Water Management. University of Kentucky, Lexington, KY, 1978. – P. 269–273.
- Mills W. B., Dean J. D., Porcella D. B., et al.* Water quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants. – EPA-600/6-82-004a and b. Volumes I and II. U. S. Environmental Protection Agency, 1982.
- Mills W. B., Porcella D. B., Ungs M. J., et al.* Water quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants in surface and ground water. – EPA/600/6-85/002a. U. S. Environmental Protection Agency, 1985.
- Mockus J.* Estimation of direct runoff from storm rainfall // National Engineering Handbook. – Sec. 4, Hydrology. – U. S. Soil Conservation Service, Washington, DC, 1972.
- Mustard M. H., Driver N. E., Chyr J., and Hansen B. G.* U. S. Geological Survey Urban Stormwater Data Base of constituent storm loads; characteristics of rainfall, runoff, and antecedent conditions; and basin characteristics. – Water Resources Investigations Report 87-4036, U. S. Geological Survey, Denver, 1987.
- Novotny V.* Discussion of «Probability model of stream quality due to runoff», by D. M. Di Toro // J. Environ. Engineering, ASCE. – 1985. – Vol. 111, No. 5. – P. 736–737.
- Novotny V.* Diffuse (non-point) pollution – a political, institutional, and fiscal problem // J. Water Pollut. Contr. Fed. – 1988. – Vol. 60, No. 8. – P. 1404–1413.

- Novotny V. and Chesters G.* Handbook of non-point pollution. – New York, NY: Van Nostrand Reinhold Co., 1981. – 545 p.
- O'Brien W. G. et al.* Modeling discharge and conservative water quality in the Lower Kansas River basin / Univ. of Kansas, 1972. – Bull. 204, Part 3.
- Patil F. P., Pielou E. C., Waters W. E.* Statistical Ecology. – London, Pens.: Penn. State Univ. Press, 1971.
- Pennell K. D., Hornsby A. G., Jessup R. E. and Rao P. S. C.* Evaluation of five simulation models for predicting aldicarb and bromide behavior under field conditions // Water Resour. Res. – 1990. – Vol. 26, No. 11. – P. 2679–2693.
- Pisano W. C. and Queiroz C. S.* Procedures for estimating dry weather pollutant deposition in sewerage systems. – EPA-600/2-77-120 (NTIS PB-270695), U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1977.
- Piver W. T. and Lindstrom F. T.* Mathematical models for describing transport in the unsaturated zone of soils // Water Pollution (The Handbook of the Environmental Chemistry / O. Hutzinger, ed. – Vol. 5. Pt. A). – Berlin–Heidelberg: Springer–Verlag, 1991. – P. 125–259.
- Porter S. K. (ed.)* Nitrogen and phosphorus; food production, waste and the environment. Ann Arbor Science Publ., 1975. – 372 p.
- Prairie Y. T. and Kalff J.* Effect of catchment size on phosphorus export // Water Res. Bull. – 1986. – Vol. 22, No. 3. – P. 465–470.
- Price J. C.* Estimation of regional scale evapotranspiration through analysis of satellite thermal-infrared data / IEEE Trans. Geosci. Rem. Sens. – 1982. – Vol. GE-20. – P. 286–292.
- Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Final Report. Volume I.* NTIS PB84-185552 / U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1983.
- Roesner L. A. and Dendrou S. A.* Discussion of «Probability model of stream quality due to runoff», by D. M. Di Toro // J. Environ. Engineering, ASCE. – 1985. – Vol. 111, No. 5. – P. 738–740.
- Roesner L. A., Aldrich J. A. and Dickinson R. E.* Storm Water Management Model User's Manual Version 4: Addendum I, EXTRAN. – EPA/600/3-88/001b (NTIS PB88-236658/AS), U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1988.
- Roesner L. A., Nichandros H. M., Shubinski R. P., et al.* A model for evaluating runoff-quality in metropolitan master planning. – ASCE Urban Water Resources Research Program, Technical Memorandum No. 23 (NTIS PB-234312). – New York: ASCE, 1974.
- Romanek A. P., Wilson L. H., and Maidment D. R.* Building the Foundation for Environmental Risk Assessment at the Marcus Hook Refinery Using Geographic Information Systems. – CRWR Online Report 99–2. – Center for Research in Water Resources, Univ. Texas at Austin, 1999 ([http://ce.utexas.edu/org/crwr/reports/rpt99\\_2/](http://ce.utexas.edu/org/crwr/reports/rpt99_2/)).
- Rutter A. J., Morton A. J. and Robins P. C.* A predictive model of rainfall interception in forest. I. Derivation of the model from observation on a plantation of Corsican pine // Agric. Met. – 1971. – Vol. 9. – P. 367–384.
- Sartor J. D. and Boyd G. B.* Water pollution aspects of street surface contaminants. – EPA-R2-72-081 (NTIS PB-214408), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1972.
- Savant A. M., Reible D. D., and Thibodeaux L. J.* Convective transport within stable river sediments // Water Resources Res. – 1987. – Vol. 23.
- Schultz G. A. and Barrett E. C.* Advances in remote sensing for hydrology and water resources management // Technical Documents in Hydrology. – Paris: UNESCO, 1989.



- Sharpley N. A., Smith S. J., Jones O. R., et al.* The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff // *J. Environ. Quality*. – 1992. – Vol. 21. – P. 30–35.
- Shurtle J. S.* Nonpoint source water pollution and agriculture // *Farm Econ*. – 1984. – Nov.–Dec. – P. 1–4.
- Smith R. V. and Stewart D. A.* Statistical models of river loading of nitrogen and phosphorus in the Lough Neagh system // *Water Res.* – 1977. – Vol. 11.
- Somlyódy L., Masliev I. and Kularathna M.* River basin water quality management strategies in the Central European Region: an example of the Nitra River (Slovakia) // *Remediation and management of degraded river basins: with emphasis on Central and Eastern Europe / V. Novotny and L. Somlyódy, eds. (NATO ASI Series. 2. Environment. – Vol. 3). – Springer-Verlag, Berlin–Heidelberg, 1995. – 529 p. – P. 427–457.*
- Spencer R. W., Goodman H. M., and Wood R. E.* Precipitation retrieval over land and ocean with SSM/I. Part 1: Identification and characteristics of scattering signal // *J. Atmospher. Oceanic Tech.* – 1988. – Vol. 2. – P. 254–263.
- Statistical method for assessment of urban storm water loads – impacts – controls.* –Hydro-science, Inc. / EPA-440/3-79-023 (NTIS PB-299185/9), U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1979.
- Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model, STORM. User's Manual: Generalized Computer Program. 723-S8-L7520.* – Hydrologic Engineering Center, U. S. Army Corps of Engineers, Davis, CA, 1977.
- Storm Water Management Model, Volume I. Final Report.* – Metcalf and Eddy, Inc., University of Florida, and Water Resources Engineers, Inc. / EPA Report 11024DOC07/71 (NTIS PB-203289), U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1971.
- Sukhenko S. A., Krissinel E. B. and Mikhailov S. A.* Impact of river regulation on mercury transport // *Hydrological, Chemical and Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environments.* – IAHR Publ. No. 219, 1994. – P. 285–292.
- Tasker G. D. and Driver N. E.* Nationwide regression models for predicting urban runoff water quality at unmonitored sites // *Water Resources Bull.* – 1988. – Vol. 24, No. 5. – P. 1091–1101.
- Urban storm drainage 1996: Selec. Proc. 7 IAHR/IAWQ Inter. Conf. Urb. Storm Drainage. Hannover, 9–13 Sept., 1996 / Seiker F., Verworn H.-R., eds. // Water Sci. and Technol. – 1997. – Vol. 36, No. 8–9 (Spec. Iss.). – P. I–XI, 1–405.*
- Vieux B. E.* Geographic Information Systems and non-point source water quality and quantity modeling // *Hydrological Processes.* – 1991. – Vol. 5. – P. 101–113.
- Vieux B. E.* DEM aggregation and smoothing effects on surface runoff modeling // *J. Computing in Civil Engineering.* – 1993. – Vol. 7, No. 3. – P. 310–338.
- Vieux B. E. and Needham S.* Nonpoint-pollution model sensitivity to grid-cell size // *J. Water Resources Planning and Management.* – 1993. – Vol. 119, No. 2. – P. 141–157.
- Voinov A. A. and Svirezhev Yu. M.* A minimal model of eutrophication in freshwater ecosystems // *Ecological Modelling.* – 1984. – Vol. 23, No. 2. – P. 277–292.
- Vollenweider R. A.* Assessment of mass balance // *Principles of lake management / S. E. Jorgensen and R. A. Vollenweider, eds. (Guidelines of lake management. – Vol. 1.) – Shiga, Japan: ILEC/UNEP Publ., 1989. – P. 53–69.*
- Walker J. F., Pickard S. A. and Sonzogni W. C.* Spreadsheet watershed modeling for nonpoint-source pollution management in a Wisconsin area // *Water Resources Bulletin* – 1989. – Vol. 25, No. 1. – P. 139–147.

- Water* pollution aspects of urban runoff. Report 11030DNS01/69 (NTIS PB-215532). – American Public Works Association. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, DC, 1969.
- Whipple W. and Hunter J. Yu. S.* Unrecorded pollution from urban runoff // *J. Water Pollut. Contr. Fed.* – 1974. – Vol. 46, No. 5. – P. 873–885.
- Williams J. R.* Sediment-yield prediction with Universal Soil Loss Equation using runoff energy factor / Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. – U. S. Dept. of Agriculture. ARS-S-40, 1975.
- Williams J. R.* SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus and nitrogen yield from agricultural basins // *Water Resources Bull.* – 1980. – Vol. 16, No. 5. – P. 843–848.
- Williams J. R. and Berndt H. D.* Sediment yield prediction based on watershed hydrology // *Transactions of the ASAE.* – 1977. – Vol. 20, No. 6. – P. 1100–1104.
- Williams J. R., Nicks A. D. and Arnold J. G.* Simulator for Water Resources in Rural Basins // *ASCE J. Hydraulic Engineering.* – 1985. – Vol. 111, No. 6. – P. 970–986.
- Wilson J. P.* Estimating the topographical factor in the Universal Soil Loss Equation for watersheds // *J. Soil Water Conserv.* – 1986. – Vol. 41, No. 3. – P. 179–184.
- Wischmeier W. H. and Smith D. D.* Predicting rainfall-erosion losses – a guide to conservation planning (USDA Agricultural Handbook No. 537). – U. S. Dept. of Agriculture, Agricultural Research Service, 1978.
- Wischmeier W. H., Smith D. D., and Uhland R. E.* Evaluation of rainfall factor in the soil loss equation // *Agricultural Engineering.* – 1958. – Vol. 39, No. 8.
- Young R. A., Onstad C. A., Bosch D. D. and Anderson W. P.* Agricultural Nonpoint Source Pollution Model: a watershed analysis tool. – Agriculture Research Service, U.S. Department of Agriculture, Morris, MN, 1986.
- Zison S. W., Haven K. and Mills W. B.* Water quality assessment: a screening methodology for nondesignated 208 areas. – EPA-600/6-77-023. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1977.

### Сведения об авторе

*Михайлов Сергей Александрович* – кандидат физико-математических наук, старший научный сотрудник ИВЭП СО РАН.

## ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ .....	3
БЛАГОДАРНОСТИ .....	4
Глава 1. ДИФFUЗНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДОЕМОВ .....	5
1.1. О роли неточечных источников в загрязнении водных объектов.....	5
1.2. Точечные и неточечные источники: определения.....	6
1.3. Типы неточечных источников.....	7
1.4. Роль гидрологических процессов в формировании диффузного загрязнения водных объектов.....	10
Глава 2. МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ .....	14
2.1. Основные типы моделей неточечных источников.....	14
2.2. Эмпирические модели.....	15
2.3. Детерминированные модели.....	16
2.4. О калибровке моделей диффузного загрязнения.....	20
Глава 3. ЭМПИРИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ОЦЕНКИ ДИФFUЗНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ .....	22
3.1. Метод постоянных концентраций.....	22
3.2. Модуль стока поллютанта .....	23
3.3. Статистический метод Агентства по охране окружающей среды США <sup>27</sup>	
3.4. Регрессионные модели для урбанизированных территорий.....	33
3.5. Модель «накопление – смыв» для городских территорий.....	40
3.6. Регрессионные модели для сельскохозяйственных водосборов.....	41
3.7. Влияние размеров водосбора на смыв загрязняющих веществ.....	48
3.8. Универсальное уравнение почвенной эрозии.....	50

3.9. Обобщенная методика по оценке выноса биогенных веществ с сельскохозяйственных водосборов.....	55
3.10. Об использовании эмпирических моделей.....	60
Глава 4. ДЕТЕРМИНИРОВАННЫЕ МОДЕЛИ НЕТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ.....	62
4.1. Камерные модели рассредоточенной нагрузки.....	65
4.2. Моделирование переноса примесей подповерхностными водами.....	71
4.3. Точечные модели биогеохимических процессов.....	78
Глава 5. КОМПЛЕКСНЫЕ КОМПЬЮТЕРНЫЕ МОДЕЛИ НЕТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ .....	84
5.1. Универсальные модели.....	86
5.2. Модели для урбанизированных территорий.....	89
5.3. Модели для сельскохозяйственных водосборов.....	92
5.4. Стандартизация форматов данных для использования в компьютерных моделях неточечных источников.....	98
5.5. Применение современных технологий для моделирования диффузного загрязнения.....	100
5.5.1. Глобальная компьютерная сеть.....	100
5.5.2. Географические информационные системы.....	103
5.5.3. Дистанционное зондирование Земли.....	111
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	117
ЛИТЕРАТУРА.....	119
Сведения об авторе.....	131

*Научное издание*

МИХАЙЛОВ  
Сергей Александрович

**ДИФФУЗНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**  
**Методы оценки и математические модели**

Аналитический обзор

Оригинал-макет подготовлен с помощью системы  
Word 7.0 for Windows 95. Компьютерный  
набор, верстка и рисунки автора.  
Технический редактор *О. В. Михайлова*  
Корректор *Н. И. Коновалова*

Подписано в печать с оригинала-макета 21.06.2000.  
Формат 60×84<sup>1</sup>/<sub>16</sub>. Гарнитура Times New Roman.  
Бумага офсетная. Печать ризографическая.  
Усл. печ. л. 7,4. Уч.-изд. л. 8,5. Тираж 200 экз.  
Заказ № \_\_\_\_\_. Цена договорная.

Акционерное общество «День».  
656049, г. Барнаул, ул. Короленко, 105–102  
Лицензия №030014 от 18.02.97

---

Отпечатано в типографии НП «Азбука»  
656099, г. Барнаул, пр. Красноармейский, 98а