

Федеральное государственное бюджетное образовательное  
учреждение высшего профессионального образования  
«Сахалинский государственный университет»

**А. В. ЛЕОНОВ, В. М. ПИЩАЛЬНИК**

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРИРОДНЫХ ПРОЦЕССОВ  
В ВОДНОЙ СРЕДЕ.  
ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ**

*Учебное пособие*

*Допущено Учебно-методическим объединением по классическому университетскому образованию РФ в качестве учебного пособия для студентов высших учебных заведений, обучающихся по направлению 022000 «Экология и природопользование».*

Южно-Сахалинск  
Издательство СахГУ  
2012

УДК 504:556(075.8)  
ББК 26.22я73  
Л47

*Печатается по решению учебно-методического совета  
Сахалинского государственного университета, 2012 г.*

**Рецензенты:**

*Петухов В. И., доктор технических наук, профессор;  
Зенкин О. В., кандидат технических наук.*

**Л47**

**Леонов, А. В. Моделирование природных процессов в водной среде. Теоретические основы :** учебное пособие / А. В. Леонов, В. М. Пищальник. – Южно-Сахалинск : изд-во СахГУ, 2012. – 228 с.  
**ISBN 978-5-88811-422-3**

В настоящем пособии рассматриваются теоретические аспекты изучения процессов трансформации вещества в водных экосистемах, принципы построения кинетических и математических моделей биохимического потребления кислорода (БПК), моделей трансформации органических веществ и БПК в замкнутых системах. Обсуждаются особенности построения математических моделей функционирования открытых водных экосистем и способы интерпретации полученных результатов. На конкретном примере показана методология применения математического моделирования динамики компонентов морской экосистемы для изучения развития водорослей в Охотском море в зимних условиях.

Учебное пособие предназначено для студентов, аспирантов, научных и практических работников, занимающихся изучением состава природных вод, условий трансформации и биотрансформации компонентов природных вод. Пособие может быть использовано в учебном курсе при изучении следующих дисциплин: «Моделирование природных процессов», «Геоэкология морей и водосборных бассейнов», «Управление природопользованием приморских зон», «Охрана окружающей среды» и др.

УДК 504:556(075.8)  
ББК 26.22я73



© Леонов А. В., 2012  
© Пищальник В. М., 2012  
© Сахалинский государственный университет, 2012

# СОДЕРЖАНИЕ

<b>УСЛОВНЫЕ ОБОЗНАЧЕНИЯ</b> .....	6
-----------------------------------	---

<b>ВВЕДЕНИЕ</b> .....	7
-----------------------	---

## **ГЛАВА 1.**

### **БИОХИМИЧЕСКОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ КИСЛОРОДА (БПК) – СПОСОБ ИЗУЧЕНИЯ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА**

<b>В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ</b> .....	16
1.1. Кинетические модели БПК.....	17
1.2. Применение кинетических моделей БПК для объяснения развития процессов окисления РОВ в природных водах .....	20
1.2.1. Динамика БПК в пробах пресных вод (на примере Можайского водохранилища).....	21
1.2.2. Динамика БПК в пробах морской воды .....	52
1.2.3. Вопросы для закрепления материала .....	58
1.3. Воспроизведение БПК с помощью математических моделей (замкнутые системы).....	59
1.3.1. Модель БПК-системы .....	59
1.3.2. Модель трансформации соединений С, Р и БПК .....	67
1.3.3. Модель трансформации соединений N и БПК .....	76
1.3.4. Модель трансформации соединений С, Р, N и БПК....	85
Вопросы для закрепления материала.....	91
Литература к разделу 1.3.....	91

## **ГЛАВА 2.**

### **МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ КАК ИНСТРУМЕНТ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ УСЛОВИЙ**

<b>ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ</b> .....	95
2.1. Цель и задачи математического моделирования в геоэкологии.....	95
2.2. Структура моделирования условий функционирования водных экосистем .....	98
2.3. Краткая история развития комплексных моделей, используемых для исследования водных экосистем.....	103
2.3.1. Точечные модели .....	105
2.3.2. Резервуарные (боксовые) модели .....	106
2.3.3. Непрерывные модели.....	106

2.4. Формализация биогео- и гидрохимических процессов .....	107
Вопросы для закрепления материала .....	111
Литература к главе 2 .....	112

<b>ГЛАВА 3.</b>	
<b>МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ТРАНСФОРМАЦИИ</b>	
<b>БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ОТКРЫТЫХ</b>	
<b>ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ</b> .....	117
3.1. Имитационная модель фосфорной системы .....	117
3.1.1. Применение модели фосфорной системы	
для оз. Балатон (Венгрия) .....	120
3.1.2. Применение модели фосфорной системы	
для оз. Куортаниньярви (Финляндия) .....	122
3.1.3. Применение модели фосфорной системы	
для Учинского водохранилища (Россия) .....	124
3.1.4. Применение модели фосфорной системы	
для Можайского водохранилища (Россия) .....	128
3.2. Результаты обобщения данных моделирования	
трансформации соединений Р в разных водоемах .....	137
Вопросы для закрепления материала .....	155
Литература к главе 3. ....	156

<b>ГЛАВА 4.</b>	
<b>МОДЕЛЬ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ</b>	
<b>С, N, P, Si (CNPSi-МОДЕЛЬ)</b> .....	158
4.1. Перечень моделей, на основе которых была разработана	
CNPSi-модель .....	158
4.2. Основные рабочие гипотезы, на основе которых	
строилась CNPSi-модель .....	160
4.3. Общая структура уравнений CNPSi-модели .....	163
4.4. Общее описание программы CNPSi-модели .....	165
Вопросы для закрепления материала .....	170
Литература к главе 4 .....	171

<b>ГЛАВА 5.</b>	
<b>СРАВНЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ СОСТОЯНИЯ</b>	
<b>МОРСКОЙ СРЕДЫ И РЕЗУЛЬТАТОВ</b>	
<b>МОДЕЛИРОВАНИЯ ДИНАМИКИ</b>	
<b>БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ ДЛЯ ЗАЛИВА АНИВА</b>	
<b>И ТАТАРСКОГО ПРОЛИВА</b> .....	174
5.1. Краткая характеристика исследованных	
акваторий о. Сахалин .....	175
5.2. Краткая характеристика показателей состояния	
морской среды зал. Анива и Татарского прол. . ....	178

5.3. Сравнение расчетных изменений в течение года концентраций биогенных веществ и кислорода в акваториях зал. Анива и Татарского прол.....	187
5.3.1. Динамика концентраций форм P.....	188
5.3.2. Динамика концентраций форм N.....	192
5.3.3. Динамика концентраций форм DISi.....	198
5.3.4. Динамика концентраций форм DOC .....	199
5.3.5. Динамика концентраций растворенного O <sub>2</sub> .....	201
5.4. Сопоставление результатов моделирования с наблюдениями в изучаемых акваториях Сахалина .....	202
Вопросы для закрепления материала.....	204
Литература к главе 5.....	205
<b>ЗАКЛЮЧЕНИЕ .....</b>	<b>207</b>
<b>ГЛОССАРИЙ.....</b>	<b>210</b>

## УСЛОВНЫЕ ОБОЗНАЧЕНИЯ

**БВ** – биогенные вещества;

**БП** – биопродуктивность;

**БЭ** – биогенные элементы;

**В1** – гетеротрофные бактерии;

**В4** – НУ-окисляющие бактерии;

**ГМС** – гидрометеорологическая станция;

**НУ, NF** – разное обозначение нефтяных углеводородов;

**ЗВ** – загрязняющие вещества;

**ОВ** – органическое вещество;

**ОБП** – общая биопродуктивность;

**ПНУ** – потребление нефтяных углеводородов бактериями  $B_4$ ;

**ТП** – термохалинные поля;

$T_w$  – температура воды, °С;

$S_w$  – соленость воды, ‰ (промилле);

$F_1, F_2, F_3$  – доминирующие группы фитопланктона соответственно первой, второй и третьей функциональных групп;

$Z_1$  – растительный зоопланктон;

$Z_2$  – хищный зоопланктон;

**DOC, CORG** – разное обозначение растворенного органического углерода (С);

**DON, DOSi и DOP** – растворенные органические формы азота (N), кремния (Si) и фосфора (P);

**DIP и  $NH_4$ ,  $NO_2$ ,  $NO_3$**  – растворенные минеральные формы P и N (аммоний, нитриты и нитраты) соответственно;

**DISi,  $SiO_4$**  – разное обозначение растворенного минерального Si;

**PD, ND и SiD** – взвешенные компоненты детрита, содержащие P, N и Si соответственно;

$O_2$  – растворенный в воде кислород;

$N_2$  – растворенный в воде азот.

## ВВЕДЕНИЕ

Название данного курса лекций «Моделирование природных процессов» достаточно широкое, и здесь необходимо сделать уточнение. В рамках данного курса авторы в первую очередь ставили своей целью осветить путь развития моделирования важнейшего экологического процесса – трансформации органических веществ (ОВ) в природных водах – от первых теоретических разработок и попыток создания простых моделей интегрального (универсального) показателя состояния среды до сложнейших современных моделей, описывающих изменение концентраций органических и неорганических соединений биогенных элементов и биомасс важнейших организмов-трансформаторов вещества, а также обсудить пути дальнейшего совершенствования теперь уже самостоятельного научного направления в естествознании.

Существенный прогресс в первой половине XX в. в исследованиях, связанных с изучением в естественных науках химического и биологического состава вод в природных пресных и морских водоемах, а также их гидрометеорологического режима, предопределил развитие во второй половине XX в. математического моделирования химико-биологических процессов в природных водах. Именно в первой половине XX в. были разработаны химические, биологические, физико-химические и физические методы исследований природных вод и донных отложений, которые позволили количественно изучать природную водную среду как среду обитания сообществ организмов. Это обусловило возможность начала регулярных исследований по актуальным программам, связанным с гидрохимическими особенностями условий формирования сырьевой базы и биопродуктивности природных вод, закономерностей развития химико-биологических процессов трансформации компонентов, процессов распада ОВ и регенерации биогенных веществ (БВ) в связи с изучением условий оборачиваемости и круговорота БВ и ОВ в биосфере.

На начальном этапе активного развития естественных наук особенно велика была роль выдающихся отечественных ученых, в частности В. И. Вернадского [1923, 1934] (изучение живого вещества и морской геохимии), А. П. Виноградова [1935, 1937, 1944] (исследование химического состава микроорганизмов), Н. М. Книповича [1938] (первые исследования морей и солоноватых вод), С. В. Бруевича [1933] (разработка аналитических методов исследований, формулирование основ гидро- и биогидрохимии), Л. А. Зенкевича [1947, 1951] (изучение фауны и биопродуктивности морских вод), Б. А. Скопинцева [1950] (изучение БВ и ОВ водоемов и водотоков), Г. Г. Винберга [1960] (исследование процессов формирования биологической продуктивности водоемов). Водная среда, или гидросфера, была включена в область изучения географии и отдельных ее дисциплин: гидрологии (изучает поверхностные воды суши), океанологии (изучает морские и океанические воды), гидрогеологии (изучает подземные воды). Состав компонентов гидросферы начал изучаться в отдельных отраслях гидрохимии, в которых исследовались формы нахождения и движения (трансформации) веществ в пресных (озерные, речные, подземные) и морских водах. Аналитическими методами стали исследовать атомный, ионный, молекулярный и коллоидный состав природных вод и определять концентрации растворенных и взвешенных органических и минеральных компонентов, газов, тяжелых металлов, а впоследствии радионуклидов и загрязняющих веществ.

В результате этих исследований были получены первые сведения, характеризующие развитие гидрохимических и гидробиологических процессов в водных объектах. Эпизодичность первых наблюдений, чрезмерная изменчивость

параметров состояния и качества водных ресурсов, а также отсутствие продолжительных рядов наблюдений не позволяли сделать обоснованные прогнозы современного состояния водоемов и даже оценивать тенденции их изменений. Однако разработка методов прогноза состояния водоемов всегда была приоритетнейшим направлением и важнейшей задачей гидрохимических и экологических исследований [Бруевич, 1966].

В то время особое внимание в гидрохимии и гидробиологии было уделено изучению процессов, формирующих биопродуктивность природных вод и определяющих динамику химических элементов и их соединений, а также биологических и физических показателей в водной среде. Накопленные в 1930–1960-х гг. гидрохимические и гидробиологические данные позволили количественно охарактеризовать отдельные водоемы и водные массы в морях и океанах, определить значения коэффициентов турбулентного перемешивания и даже скоростей течений. Все это позволило систематизировать и обобщить полученную информацию, а также формализовать имеющиеся представления в виде математических моделей. Цель математического моделирования – прогноз изменения свойств природных вод по основным химическим и биологическим показателям. А сама потребность в моделировании возникла в связи с необходимостью решения ряда практических задач прогноза качества природных вод как в естественных водоемах, так и при строительстве водохранилищ и других искусственных сооружений для исследования естественного гидрохимического режима водоемов и процессов их евтрофирования.

Дело в том, что количественные и качественные изменения в экономике ряда стран, произошедшие в 1940–1960-х гг., отразились на состоянии водных ресурсов. В частности, значительно возросли водопотребление и объем сброса загрязненных сточных вод, увеличилась загрязненность отдельных водоемов и в ряде случаев вода стала непригодной для хозяйственно-питьевого и даже промышленного водоснабжения. Возникла настоятельная необходимость охраны природных вод и анализа перспектив изменения их качественных и количественных показателей. Контроль количества и качества природных вод в реках, озерах и водохранилищах стал актуальным направлением исследований для получения химических и биологических характеристик, определяющих качество природных водных ресурсов. В целом это весьма сложная и многокомпонентная задача, решать которую должны специалисты высокой квалификации из разных областей науки и техники. В решении этой проблемы особенно важную роль играет развитие естественных наук (гидрохимии, гидробиологии, микробиологии), изучающих, в частности, химико-биологический состав природных вод и изменение их показателей во времени и пространстве и позволяющих совершенствовать аналитические методы определения концентраций естественных и загрязняющих компонентов в природных водах.

В 1960–1970-х гг. исследования процессов трансформации веществ в природных водах и состояния водоемов ограничивались рассмотрением интегральных показателей с использованием как экспериментальных методов, так и моделей, воспроизводящих режим растворенного кислорода в зависимости от содержания ОВ, измеряемого в единицах химического и биохимического потребления кислорода (ХПК и БПК соответственно). Сами исследования процессов трансформации ОВ начались с экспериментальных достаточно простых работ. Было замечено, что при заключении испытываемой воды в экспериментальные склянки и дальнейшем ее выдерживании в течение некоторого времени в темноте в воде происходит снижение концентрации растворенного кислорода. Это снижение связывалось с развитием в испытываемой воде окислительных процессов, суть которых определяется активностью водной бактериальной микрофлоры, которая в своей жизнедеятельности расходует имеющийся в воде запас питательных веществ (прежде всего, запас ОВ) и наращивает при этом свою численность/биомассу. В результате этого процесса расходуется растворенный в воде кислород. Так как еще не существовало прямых методов оценки содержания в воде ОВ, то убыль растворенного кислорода на развитие бакте-

риальной микрофлоры стала использоваться в качестве косвенной меры содержания в воде запаса ОВ, которое утилизируется (окисляется) бактериями в качестве основного источника питания при хранении испытываемой воды в склянках в течение нескольких суток. В испытываемой воде определялась исходная концентрация  $O_2$  (по стандартной методике Винклера), а несколько порций воды помещалось в дополнительные склянки, которые выдерживались в течение определенного времени, после чего в них определялось остаточное содержание растворенного  $O_2$ .

Были приняты и стандартные условия проведения такого эксперимента с испытываемой водой – вода должна была сохраняться в темноте при 20 °С и в течение пяти суток. В результате постановки описанного эксперимента по разности между исходным содержанием растворенного  $O_2$  в пробе воды и его содержанием через пять суток оценивалось значение биохимического потребления кислорода (БПК). Эту разность стали обозначать БПК<sub>5</sub>, и она служила мерой содержания в воде ОВ. Этот показатель до сих пор используется в качестве упрощенного показателя содержания легкоокисляемого ОВ в исследуемых природных водах.

Более информативными показателями для характеристики ОВ, основанными на применении БПК-теста, служат кинетические характеристики процесса БПК, оцениваемые при обработке полученных в экспериментах кривых снижения концентраций растворенного кислорода (или развития БПК) в испытываемой воде, сохраняемой > 5 сут. В процессе такого БПК-теста определения остаточного содержания кислорода в воде выполняются как в течение пяти суток, так и за большие сроки сохранения воды (7, 10, 15, 20 и т. д. сут) при стандартных условиях. В итоге получают кинетическую кривую, форма которой уже является информативным показателем свойств испытываемой воды, а обработка такой кривой позволяет определить кинетические параметры процесса БПК, которые можно использовать для более подробной характеристики свойств окисляемого ОВ, имеющегося изначально в испытываемой воде.

Развитие собственно математического моделирования во второй половине XX в. непосредственно связано с первыми (1920–1930-е гг.) моделями Стритера–Фелпса и Вольтерра–Лотки, описывающими соответственно режим кислорода (как интегрального показателя качества воды) и трофические межпопуляционные взаимоотношения (типа хищник–жертва). В этих моделях значения БПК (в англоязычной литературе BOD) использовались в качестве эквивалента разлагающегося ОВ. Однако результаты последующих многочисленных исследований доказали, что интегральные характеристики качества воды при интенсивном антропогенном воздействии и сложном составе загрязняющих веществ малоинформативны и недостаточны для изучения экологических проблем загрязнения природной водной среды обитания. Исследователи пришли к выводу, что изучение отдельных форм существования материи недостаточно для понимания особенностей формирования и реформирования состава компонентов водной среды. Для этого нужен комплексный или системный подход.

Внедрение в практику исследований в 1970–1980-х гг. методов системного анализа и математического моделирования (что связано с расширением возможностей вычислительной техники, которые особенно заметны в последние десятилетия) позволило инициировать работы по изучению процессов трансформации ОВ и БВ с обобщением значительных по объему массивов информации, данных длительных экспериментальных гидрохимических, гидробиологических и микробиологических исследований (в том числе полученных при выполнении тестов на БПК) о развитии окислительных процессов трансформации ОВ в природных водах и изменениях химических (концентрации веществ) и биологических (биомасс микроорганизмов) свойств и характеристик воды (параметров ее состояния и качества) и выйти на новый этап обобщения и формализации указанных процессов, перейдя к количественной оценке внутриводоемных процессов во всем их многообразии на стыке смежных дисциплин (гидрологии, гидрохимии, гидробиологии, биофизики, биохимии, био-

гидрохимии). На этом этапе изучения трансформации ОВ была разработана серия математических моделей для объяснения и анализа особенностей развития в исследуемых водах в замкнутых (экспериментальных) системах как гидрохимических, так и биологических показателей – концентраций веществ и биомасс микроорганизмов, осуществляющих трансформацию ОВ и БВ в природных водах, изучаемых на основе БПК-тестов. В разработанных имитационных моделях трансформации ОВ и БВ были формализованы воздействия важнейших факторов среды обитания на развитие окислительных процессов в естественной обстановке.

Параллельно с гидрохимическим моделированием развивалось и совершенствовалось моделирование гидрофизических процессов. Еще в начале 1960-х гг. в использовании математического моделирования в гидрологии наметились два направления. Первое было связано с использованием методов математической физики для моделирования речного стока, второе – с методологией системного анализа, позволяющего рассматривать водосбор в виде единой динамической системы, а ее поведение изучать по воздействующим факторам на входе (гидрометеорологические данные) и итоговым характеристикам на выходе (гидрографы стока). Особую роль сыграли так называемые концептуальные модели стока, сочетающие в себе принципы системного анализа и обоснованное описание отдельных процессов образования речного стока (осадки и испарение) [Кучмент, 1972].

В исследовании процессов трансформации ОВ и БВ в природных водах на первых этапах внимание акцентировалось на скоростях снижения концентраций химических веществ, утилизации и последовательных превращений субстратов сообществом организмов, а также на скорости и механизме трансформации химических веществ. Полученные результаты обобщались и использовались, в частности, при изучении биологических и химических процессов трансформации вещества [Бруевич, 1978; Винберг, 1960; Кузнецов, 1952; Скопинцев, 1950], моделирования динамики биомасс организмов и субстратов в задачах биоочистки сточных вод, самоочищения природных вод и исследования условий функционирования водных экосистем [Айзатуллин, Шамардина, 1980; Бруевич, 1978; Меншуткин, 1971]. В настоящее время основное внимание исследователей, использующих в качестве инструмента математическое моделирование, сосредоточено на решении следующих проблем:

- количественной оценке скоростей химико-биологических процессов, круговорота веществ в природных водах, условий формирования биопродуктивности водоемов;
- оценке балансов соединений органогенных элементов в водной среде;
- комплексном изучении процессов химического обмена на границах раздела вода–атмосфера и вода–дно и химико-биологической трансформации ОВ и БВ в водной среде и в седиментах.

На современном этапе развития науки математическое моделирование выделилось в самостоятельное научное направление исследований условий функционирования водных экосистем и состояния водных ресурсов. Степень сложности модельных разработок в принципе отражается на уровне полученных представлений о предмете, изученности отдельных вопросов формирования состава компонентов природных вод, обеспеченности информацией по отдельным дисциплинам, изучающим состояние водных ресурсов. Методология разработки моделей основана на комбинации детерминистического описания химических, биологических и физических процессов, развивающихся в водной среде. Исследуемые водоемы подразделяются на связанные между собой участки, каждый из которых изучается отдельно. Другими словами, по формальным признакам, которые определяют индивидуально для каждого водного бассейна, производится его районирование на участки, имеющие заметные различия гидрологических, гидрохимических и гидробиологических условий. В результате получают количественную информацию об изменениях во времени химических и биологических характеристик в зависимости от выра-

женности воздействия факторов среды обитания (температура, освещенность, прозрачность, водный режим, биогенная нагрузка) на экосистему водоема.

Использование имитационных моделей позволило получить практический опыт и достичь глубокого понимания решающей роли химических, биологических, химико-биологических, физических и физико-химических процессов в самоочищении водоемов. Так, например, была получена информация о внутригодовых изменениях концентраций веществ и их пространственном распространении по акваториям водоемов, о направленности процессов трансформации ОВ и БВ в природных водах и многое другое.

Водно-экологические исследования направлены, в частности, на оптимизацию состояния экосистем с нарушенными взаимосвязями вследствие антропогенного воздействия. Увеличение поступления БВ в водные объекты повышает их трофический статус. Следовательно, необходимо обращать внимание на проблему предотвращения евтрофирования водоемов и разрабатывать эффективные методы борьбы с ним. На территориях водосборов, с которых БВ поступают в водоемы (в том числе и в морские), проводят профилактические мероприятия по снижению антропогенной нагрузки на водные объекты. Как правило, эти мероприятия не связаны с собственно внутриводоемными процессами. Их цель – снизить эффективность источников загрязнения водоемов. Проводятся также мероприятия по устранению последствий евтрофирования водоемов, непосредственно влияющих на развитие внутриводоемных процессов.

Основной метод современных водно-экологических исследований природных вод – системный подход: изучение изменения их состава во времени и пространстве в результате совокупного действия химических, физических и биологических процессов, а также антропогенного влияния. В частности, эти исследования направлены на выявление специфики процессов биотрансформации и биогеохимических циклов элементов. Основное внимание в биогидрохимии уделяется изучению соединений элементов, входящих в состав живого вещества (С, N, P, S, Si) и называемых органогенными, биофильными или биогенными. Изучение циклов (совместно или раздельно) указанных элементов актуально и потому, что различные их соединения включаются в большую часть компонентов антропогенного загрязнения гидро- и биосферы и их содержание в природных водах в значительной степени определяет потенциал биопродуктивности водоемов, состояние водных объектов и качество природных вод. Следует отметить, что в ранних моделях биологической направленности либо задавались химические компоненты в агрегированном виде (общий N, общий P), либо рассматривались отдельные соединения биогенных элементов (фосфаты, аммоний, нитраты, силикаты). Подобное упрощенное представление гидрохимических компонентов не позволяло полноценно количественно исследовать особенности и закономерности совокупного влияния состава БВ, их оборачиваемости и метаболизма на динамику биосообщества в морской среде.

Наиболее целесообразно использовать математические модели при разработке мероприятий по охране водных ресурсов и окружающей среды, при исследовании запасов природных вод, формировании и сохранении их потенциала качества, для определения способов контроля степени загрязненности природных вод и механизмов превращения загрязняющих веществ в водоемах и водотоках. Вместе с тем четкую границу между природными и загрязняющими БВ не всегда удается провести. Именно поэтому исследование процессов трансформации веществ тесно связано с изучением круговорота веществ в природных водах. Так, например, с помощью математического моделирования сейчас изучаются пространственно-временная динамика и вспышка (активизация) биологического сообщества на основе моделей типа хищник–жертва, а также инвазия новых для рассматриваемой экосистемы видов (например, гребневика *Mnemiopsis* в экосистеме Черного моря) и особенности цветения определенных групп водорослей, метаболиты которых отравляют водную среду и вызывают массовую гибель гидробионтов.

К настоящему времени уже накоплен опыт моделирования практически во всех направлениях водно-экологических исследований (от моделирования чисто гидрологических процессов формирования и генезиса стока, прогнозирования состояния водоема, проектирования и эксплуатации водных и водохозяйственных систем до изучения условий трансформации и биотрансформации веществ в водоемах и решения конкретных задач формирования качества природных вод (самоочищение, евтрофирование, загрязнение, гидрохимический режим, функционирование водных экосистем)) [Беляев, 1973; Кучмент, 1972].

Существенный вклад в изучение биогеохимии природных вод, в развитие методологии математического моделирования совместной биологической и химической трансформации веществ был внесен Т. А. Айзатуллин. Он впервые в отечественной практике обратил внимание на формализацию, рассмотрение циклов и механизмов превращений соединений биогенных элементов (N, P, Si) при анализе закономерностей динамики биомасс гидробионтов и концентраций БВ в морской среде, а также предложил химико-кинетический аппарат формализации сложных биохимических, химических и физико-химических процессов для математического моделирования биотрансформации вещества в морской воде. Фундаментальные работы Т. А. Айзатуллина по химико-кинетической формализации процессов регенерации минеральных компонентов БВ [Айзатуллин, 1967] и процессов трансформации органических и неорганических метаболитов как важного звена целостной химико-экологической системы [Айзатуллин, 1974] охватывают фактически весь спектр проблемных вопросов биогеохимии, изучающей химико-экологические, биохимические и трофодинамические связи, и позволяют понять особенности развития процессов трансформации, перераспределения и соотношения БВ в морской среде.

Построенные на основе химико-кинетического подхода и механизмов трансформации вещества математические модели сначала рассматривали переходные процессы и предназначались для изучения динамики концентрации растворенного  $O_2$  и окисления  $OB$  [Леонов, Айзатуллин, 1975], а также совместных циклов биогенных элементов (S и  $O_2$  [Айзатуллин, Леонов, 1990]; N и  $O_2$ , а также P и  $O_2$  [Айзатуллин, Леонов, 1975]; C, P и  $O_2$  [Леонов, Айзатуллин, 1979]; N, P и  $O_2$  [Леонов, 1989]) в замкнутых системах. В более поздних разработках моделировались совместные циклы биогенных элементов (в разных комбинациях C, N, P, Si, S, O) в морской среде. Условия функционирования морских экосистем воспроизводятся с помощью систем нелинейных дифференциальных уравнений [Динамические модели..., 1989]. В зависимости от целей моделирования число таких уравнений может изменяться от нескольких уравнений, воспроизводящих качественное обобщенное описание динамики сообщества (как правило, фито- и зоопланктона) и важнейших биогенных элементов (N и P), до нескольких десятков уравнений, описывающих изменение концентраций органических и неорганических соединений биогенных элементов (C, N, P, Si, S, O) и биомасс важнейших организмов-трансформаторов вещества (бактерии, несколько функциональных групп фито- и зоопланктона).

С помощью таких моделей можно изучать в открытых системах пространственно-временные циклические изменения концентраций основных органических и неорганических соединений биогенных элементов, их распределение по вертикали и горизонтали, оценивать внутренние и внешние потоки веществ, балансы и соотношения биогенных элементов и их соединений, сбалансированность продукционно-деструкционных процессов и рассчитывать биопотенциал водной среды [Леонов, 2008]. Разработанные модели (в разных комбинациях совместные циклы S, N, Mn, O) позволили провести количественные исследования сложных химических и химико-биологических процессов трансформации веществ и объяснить закономерности распределения БВ на границе аэробной и анаэробной зон в экосистеме Черного моря [Айзатуллин, Леонов, 1990; Леонов, Айзатуллин, 1995; Yakushev, 1998].

За последние 50 лет разработано более 4 тыс. математических моделей

для прогноза изменения условий трансформации и концентраций ОВ и БВ, качества поверхностных природных вод и состояния водоемов. Особенно активно применяются имитационные модели, способные аналитически исследовать происходящие в водных экосистемах изменения важнейших химических и биологических характеристик. В литературе накоплено много обстоятельных обзоров, освещающих состояние и достижения, а также перспективы этого научного направления в России и за рубежом [Горстко, 1976; Айзатуллин, Лебедев, 1977; Леонов, Айзатуллин, 1977; Айзатуллин, Шамардина, 1980; Цхай, 1995; Леонов, 1999; Подгорный, 2003]. Полнота описания происходящих в водоемах химико-биологических процессов и влияющих на них факторов среды обитания расширяется и углубляется. Современные математические модели, описывающие трансформацию ОВ и БВ в природных водах и функционирование экосистем водоемов и водотоков, используют значительный объем данных гидрологических, метеорологических, гидрохимических, биологических, седиментологических наблюдений, что в сочетании с автоматизированными системами сбора и обработки накопленной информации обуславливает необходимость использования современной вычислительной техники и создания банков данных по отдельным водным объектам и речным бассейнам. Такие банки (как, например, Российская единая система информации об обстановке в Мировом океане (ЕСИМО) или региональная ГИС «Сахалинский шельф» [Пищальник, Бобков, 2008]) позволяют оперативно использовать имеющиеся данные для решения конкретных задач, в частности, исследования состояния природных вод, моделирования и прогноза возможных антропогенных воздействий на среду обитания.

В перспективе модели можно применять для контроля состояния водоемов, отслеживания роли антропогенных факторов и формирования качества водных ресурсов, свойств природных вод отдельных водоемов и водотоков, а также бассейнов и акваторий морских экосистем. Основные сложности более активного практического применения методологии математического моделирования для решения актуальных экологических проблем – организация исследований и оптимальное сочетание различных работ для пополнения фактологического материала и информации о конкретных водоемах и водотоках (основа для проверки моделей), а также совершенствования используемых подходов к разработке моделей и развития соответствующей научно-теоретической базы (основа современных способов исследования и решения экологических проблем).

В рамках данного курса предполагается познакомить студентов с:

- историей изучения важнейшего экологического процесса, а именно – процесса трансформации органических веществ (ОВ) в природных водах, непосредственно связанной с историей развития и становления математического моделирования состояния водных объектов и качества водных ресурсов, как самостоятельного научного направления;
- основными водно-экологическими проблемами, решаемыми с помощью математического моделирования;
- основными водно-экологическими понятиями и критериями, которыми следует руководствоваться при разработке водно-экологических моделей;
- информационными базами, используемыми для обработки данных наблюдений и при разработке математических моделей;
- математическими методами, используемыми при обработке информации, а также приемами решения уравнений в математических моделях для разных задач водной экологии;
- имеющимися разработанными моделями, применяемыми на практике при изучении водных проблем (на основе экспериментальных и натурных исследований);
- методологией системного анализа, выполненного на основе результатов моделирования динамики годового хода БВ и  $O_2$  в акваториях зал. Анива и Татарского пролива.

В главе 1 дается информация о начальном этапе изучения трансформации ОВ с помощью БПК-теста и разработанных кинетических моделей, описывающих динамику развития БПК. Представлен материал, иллюстрирующий возможности характеристики ОВ (на примере анализа наблюдений 1974 г. на Можайском водохранилище) с помощью кинетических параметров БПК, сопоставляемых с параллельно выполненными определениями других косвенных показателей содержания в воде ОВ. Такими показателями служили: перманганатная и бихроматная окисляемость воды (ПО и БО), численность бактерио- и фитопланктона, содержание в воде сестона (часть взвешенного ОВ), содержание в сестоне С и N. По своей детальности и многогранности эти выполненные исследования ОВ в Можайском водохранилище с помощью кинетических БПК-тестов (с привлечением косвенных гидрохимических и гидробиологических методов анализа и оценки растворенного и взвешенного ОВ) не имеют аналогов в практике подобных работ.

Особое внимание в данной главе уделено анализу экспериментальных данных по кинетике БПК в пробах морской воды, отобранных с разных глубин и в разных районах Атлантического океана, а также специально разработанным моделям для объяснения и имитации наблюдаемых в экспериментах изменений концентраций показателей ОВ, растворенного  $O_2$ , органических и минеральных форм N и P. Такие эксперименты выполнялись в замкнутых системах при исследовании процессов трансформации ОВ и БВ в природных (пресных и морских) водах (естественных и загрязненных), их продолжительность была  $> 30$  сут. Этот этап разработки моделей необходим для проверки различных теоретических представлений и гипотез о последовательности процессов окислительной трансформации ОВ и БВ в природных водах.

В главе 2 обсуждается структура математического моделирования и дается подробная классификация имеющихся моделей. Особое внимание обращено на формализацию важнейших био-, гео- и гидрохимических процессов в современных экологических моделях. Приведены примеры разных типов моделей, описывающих био-, гео- и гидрохимические процессы (точечные, боксовые, непрерывные модели и т. д.).

Глава 3 посвящена описанию имитационной модели фосфорной системы – описанию ее структуры и примерам ее практического применения для изучения условий трансформации форм P и евтрофирования разных водных объектов. Всего данная модель была применена для изучения 16 водных объектов. В этой главе рассмотрены и обсуждаются результаты исследований с помощью модели фосфорной системы озер Балатон (Венгрия) и Куортаниньярви (Финляндия), а также водохранилищ Учинское и Можайское (Россия). В целом полученные для разных водоемов данные моделирования были обобщены и получены разные эмпирические уравнения для предварительной оценки (прогноза) значений концентраций форм P по характерным показателям водоемов (средним глубинам, значениям водообмена и нагрузки по P).

В главе 4 дана характеристика имитационной CNPSi-модели, при построении которой были учтены лучшие характерные свойства и особенности ряда модельных разработок, предложенных для изучения водно-экологических проблем состояния экосистем и качества водных ресурсов. В этой главе обсуждаются основные рабочие гипотезы формализации экологических процессов в CNPSi-модели, охарактеризованы общая структура уравнений и программы модели.

В главе 5 обсуждаются результаты расчетов, полученные с помощью CNPSi-модели при изучении условий биотрансформации БВ в акваториях о. Сахалин – зал. Анива и Татарского прол. Приводятся результаты сравнения расчетных и наблюдаемых концентраций БВ для исследуемых акваторий. По результатам системного анализа формулируются основные выводы для всех показателей, влияющих на расчетные концентрации БВ в изучаемых акваториях Сахалина в целом.

Для полноценного усвоения материала, представляемого в рамках данного

курса, в конце пособия приведен энциклопедический словарь терминов, которые будут способствовать более полному усвоению материала.

Авторы выражают глубокую благодарность доценту кафедры мониторинга и геоинформационного картографирования, кандидату биологических наук Я. В. Денисовой и студенткам пятого курса ФПРИНД СахГУ Т. Н. Серак и О. А. Лютой за большую техническую помощь при подготовке к публикации данного издания.

# ГЛАВА 1.

## БИОХИМИЧЕСКОЕ ПОТРЕБЛЕНИЕ КИСЛОРОДА (БПК) – СПОСОБ ИЗУЧЕНИЯ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ

Биохимическое потребление кислорода (БПК) – используется для оценки содержания в воде растворенного органического вещества (РОВ) природного и антропогенного происхождения. Его значения определяются активностью аэробных гетеротрофных микроорганизмов (первая стадия БПК, или углеродное БПК), а также метаболизмом автотрофных микроорганизмов, утилизирующих и окисляющих минеральные соединения N (вторая стадия БПК). Полный расход  $O_2$  (в мг/л) на этих двух стадиях составляет:  $БПК = 2.67 C + 4.54 N$ .

В любой водной среде, в которой имеется энергетический субстрат (такой, например, как растворенное органическое вещество (РОВ)) и отсутствуют соединения N, в экспериментах обнаруживается интенсивное потребление  $O_2$  в начальной фазе при инкубации проб этой воды. При исчерпании этого субстрата происходит стабилизация скорости БПК и ее развитие с некоторой постоянной скоростью (стадия «эндогенного дыхания»). Задержка в потреблении  $O_2$  в начальный момент может быть связана с малой активностью микроорганизмов, наличием в испытываемой воде веществ, ингибирующих рост биомассы микроорганизмов-трансформаторов РОВ, и относительно низкими температурами инкубации пробы воды. В некоторых случаях в потреблении  $O_2$  выделяется в эксперименте несколько стадий активного развития БПК. Отчетливая двустадийность наблюдается при лимитированном содержании питательных веществ: сначала или после периода индукции БПК развивается интенсивно со все убывающей скоростью, а по мере исчерпания субстрата – линейно (стадия «эндогенного дыхания»). Если в испытываемой воде имеются минеральные N-содержащие вещества, то скорость БПК на второй стадии может отступать от линейности и быть существенно выше скорости, отмечаемой на стадии эндогенного дыхания. Часто первая и последующие стадии активного развития БПК в экспериментах отделены друг от друга периодами, характеризующимися низкими скоростями БПК (на графиках эти участки БПК-кривых называются плато).

При краткой продолжительности БПК-опытов (пять и менее суток) расход  $O_2$  на окисление N-содержащих веществ в испытываемой воде не принимается во внимание, так как концентрация и скорости роста нитрифицирующих микроорганизмов в начальный момент, как правило, малы. Слабо влияют на потребление  $O_2$  и бактерии-хемоавтотрофы, утилизирующие  $H_2$ , бесцветные серобактерии, потребляющие  $H_2S$ ,  $S^0$  и  $S_2O_3^{2-}$ , и железобактерии, использующие в качестве доноров электронов  $Fe^{3+}$ .

Итак, начальный участок БПК-кривых показывает утилизацию  $O_2$ , когда микроорганизмы потребляют для роста своей биомассы легкоразлагающееся РОВ. Значение БПК на уровне плато называется предельным БПК на первой его стадии, и оно указывает на практически полное исчерпание легкоразлагаемого субстрата к моменту достижения плато на кривой БПК. Наличие плато с последующей активизацией процесса БПК свидетельствует о том, что необходим латентный (индукционный) период, пока микроорганизмы адаптируются к новому источнику питания, или означает, что требуется время для роста иной доминирующей популяции микроорганизмов (например, простейших), численность/биомасса которой со временем становится достаточно высокой и начинает оказывать заметное влияние на БПК. Установить, является ли вторая

стадия БПК результатом активности нитрифицирующих микроорганизмов или активности организмов, потребляющих гетеротрофные бактерии (или простейшие организмы), можно только при помощи дополнительных химических и биологических анализов проб испытываемой воды.

Первая стадия БПК, считающаяся стадией окисления нестойких РОВ, при температурах 18–20 °С в экспериментах развивается, как правило, по экспоненте. Вторая стадия считается стадией окисления сравнительно стойких к биохимическому разложению веществ и развивается с малыми скоростями, оценить которые можно лишь при достаточно продолжительных периодах наблюдений. Интенсификация второй стадии потребления  $O_2$ , часто отмечаемой при экспериментальном изучении процесса (особенно в загрязненных водах), означает активизацию окисления N-содержащих соединений.

### 1.1. КИНЕТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ БПК

Описывающие кинетику процесса БПК уравнения представлены в табл. 1.1. В большинстве этих уравнений в явном виде не учитывается концентрация микроорганизмов, влияющих на динамику БПК. При формулировании этих уравнений задача сводится, как правило, к получению простых аналитических выражений, при этом применяется закон действующих масс и для упрощения используется предположение о пропорциональности между количеством потребленного  $O_2$  и окисленного субстрата. Наиболее простая и часто используемая кинетическая модель БПК – выражение Стритера–Фелпса:

$$Y_t = L (1 - 10^{-kt}), \quad (1)$$

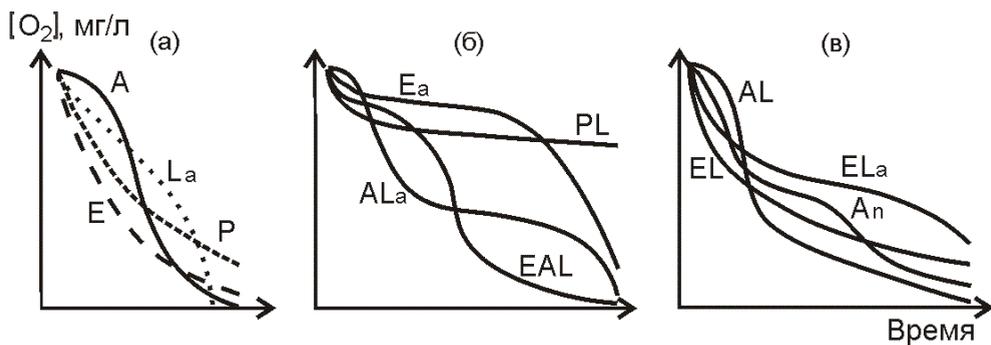
где  $Y_t$  – БПК за время  $t$ ;  $L$  – предельно достигаемое значение БПК;  $k$  – константа скорости в БПК.

Уравнение (1) справедливо при высокой концентрации РОВ (главным образом сточных вод, а также вод с промышленными и бытовыми отходами) и температурах  $> 15$  °С и показывает быстрое снижение концентрации растворенного  $O_2$  (или возрастание БПК) в БПК-тестах. Экспоненциальная зависимость (1) широко используется для интерпретации и количественной оценки процесса БПК в пробах природных вод. Однако использование уравнения первого порядка не всегда дает хорошее совпадение с результатами экспериментов: оно недостаточно четко соответствует процессу при длительных наблюдениях и не отражает задержку в БПК, часто наблюдаемую в начальные периоды инкубации проб воды.

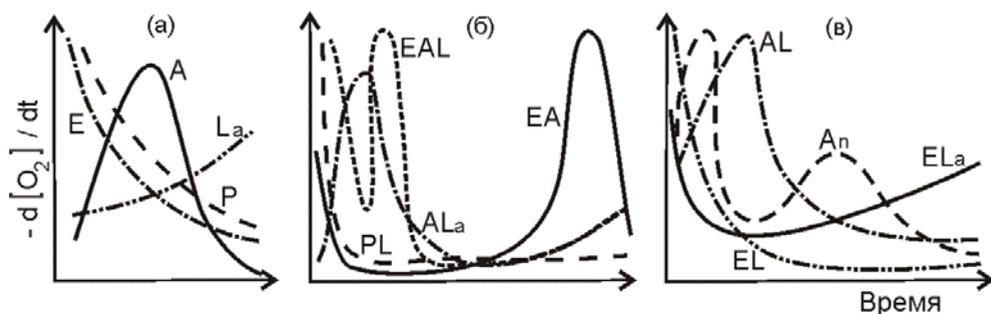
Изучение литературы показало, что кинетические кривые расходования  $O_2$  условно подразделяются на моно- и мультстадийные, причем некоторые из моностадийных кривых не поддаются количественной оценке с помощью уравнения (1). Поэтому необходимо было предложить новые типы кинетического описания процесса БПК, как моно-, так и мультстадийного. Этот вопрос не может быть разрешен без систематизации и обобщения типов кривых, получаемых в БПК-экспериментах, что позволяет определить переход к количественному описанию процесса и подойти, таким образом, к рассмотрению кинетических сторон БПК.

Анализ опубликованных данных по БПК позволил провести их обобщение и выделить 12 типов кривых расходования  $O_2$  в БПК-тестах (табл. 1.2). Подразделение процесса на стадии условно и зависит от внешнего вида кинетических БПК-кривых. На рис. 1.1 (а–е) графически показаны типы моно- и мультстадийных кривых расходования  $O_2$ , встречаемые в БПК-тестах.

Исходя из результатов типизации кривых и ориентируясь на закон действующих масс – основной закон химической кинетики, можно установить те уравнения, которые показывают развитие процесса в целом и опреде-



**Рис.1.1.** Типы кинетических кривых изменения концентраций растворенного  $O_2$  (условные обозначения в табл. 1.1)



**Рис.1.2.** Изменения скоростей потребления растворенного  $O_2$  (условные обозначения в табл. 1.1)

ляют его конечное состояние. Дифференцирование кинетических кривых и графическое отображение результатов дифференцирования в координатах  $(d[O_2]/dt - t)$  дают наглядное представление об изменении со временем скорости процесса потребления  $O_2$  и ориентировочные сведения о механизме процесса. Уравнения в интегральной форме позволяют рассчитать концентрации  $O_2$  или БПК к любому моменту времени. Кинетические уравнения в интегральной и дифференциальной формах для выделенных типов кривых приведены в табл. 1.1. Кривые расходования  $O_2$  в дифференциальной форме показаны на рис. 1.2.

Таким образом, при обработке и анализе экспериментальных данных с учетом приведенной классификации требуется провести анализ кинетических кривых, который состоит из следующих этапов:

- построения кинетической кривой по экспериментальным данным;
- подбора математического уравнения, соответствующего типу кинетической кривой (табл. 1.1, рис. 1.1–1.2);
- расчета констант уравнения;
- проверки соответствия выбранного уравнения экспериментальным данным путем подстановки значений вычисленных констант в это уравнение, описывающее изучаемую кинетическую кривую.

Сводная таблица кинетических уравнений для выделенных типов кривых потребления кислорода

Условное обозначение типов кривых	Интегральная форма уравнений	Дифференциальная форма уравнений
<b>A</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{[B]^{(0)}(e^{\omega t} - 1)}{1 + \eta_0 e^{\omega t}}$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = k_k \left( [O_2]^{(0)} - x \right) \times \left( [B]^{(0)} + x \right)$
<b>P</b>	$[O_2] = a + \left( [O_2]^{(0)} - a \right) \times \left\{ 1 + k_p t (n-1) \left( [O_2]^{(0)} - a \right) \right\}^{\frac{1}{1-n}}$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = k_p \left( [O_2] - a \right)^n$
<b>E</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{a}{k_e} \left( 1 - e^{-k_e t} \right)$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = a e^{-k_e t}$
<b>L<sub>a</sub></b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \omega_S (t + \beta)$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = \omega_S + k_o t^{(d-1)}$
<b>EA</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{a}{k_e} \left( 1 - e^{-k_e t} \right) - \frac{[B]^{(0)}(e^{\omega t} - 1)}{1 + \eta_0 e^{\omega t}}$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = a e^{-k_e t} + \left( k_k [O_2]^{(0)} - x \right) \times \left( [B]^{(0)} + x \right)$
<b>EAL</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{a}{k_e} \left( 1 - e^{-k_e t} \right) - \frac{[B]^{(0)}(e^{\omega t} - 1)}{1 + \eta_0 e^{\omega t}} - \omega_S t$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = a e^{-k_e t} + k_k \left( [O_2]^{(0)} - x \right) \times \left( [B]^{(0)} + x \right) + \omega_S$
<b>AL<sub>a</sub></b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{[B]^{(0)}(e^{\omega t} - 1)}{1 + \eta_0 e^{\omega t}} - \omega_S (t + \beta)$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = k_k \left( [O_2]^{(0)} - x \right) \times \left( [B]^{(0)} + x \right) + \omega_S + k_o t^{(d-1)}$
<b>EL<sub>a</sub></b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{a}{k_e} \left( 1 - e^{-k_e t} \right) - \omega_S (t + \beta)$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = a e^{-k_e t} + \omega_S + k_o t^{(d-1)}$
<b>A<sub>n</sub></b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{[B]_1^{(0)}(e^{\omega_1 t} - 1)}{1 + \eta_{01} e^{\omega_1 t}} - \frac{[B]_2^{(0)}(e^{\omega_2 t} - 1)}{1 + \eta_{02} e^{\omega_2 t}}$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = k_{k1} \left( [O_2]^{(0)} - x_1 \right) \times \left( [B]^{(0)} + x_1 \right) + k_{k2} \left( [O_2]^{(0)} - x_2 \right) \times \left( [B]^{(0)} + x_2 \right)$
<b>EL</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{a}{k_e} \left( 1 - e^{-k_e t} \right) - \omega_S t$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = a e^{-k_e t} + \omega_S$
<b>AL</b>	$[O_2] = [O_2]^{(0)} - \frac{[B]^{(0)}(e^{\omega t} - 1)}{1 + \eta_0 e^{\omega t}} - \omega_S t$	$-\frac{d[O_2]}{dt} = k_k \left( [O_2]^{(0)} - x \right) \times \left( [B]^{(0)} + x \right) + \omega_S$

**Классификация типов кривых изменения концентрации  
растворенного  $O_2$  в БПК-текстах**

Типы кривых		Условное обозначение
Моностадийные	S-образный (или автокаталитический)	A
	Параболический	P
	Экспоненциальный	E
	Линейный с конечной акселерацией	La
Мультистадийные	Экспоненциально-автокаталитический	EA
	Параболически-линейный	PL
	Экспоненциально-автокаталитический линейный	EAL
	Автокаталитически-линейный с конечной акселерацией	AL <sub>a</sub>
	Экспоненциально-линейный с конечной акселерацией	EL <sub>a</sub>
	Полиавтокаталитический	A <sub>n</sub>
	Экспоненциально-линейный	EL
	Автокаталитически-линейный	AL

Определен порядок расчета кинетических констант при использовании комбинированных кинетических уравнений. При этом учитывается потребление  $O_2$  на окисление C-содержащего субстрата (на первой стадии), на эндогенное дыхание (на линейной стадии), на окисление минеральных соединений N или за счет активности простейших (на второй стадии).

## **1.2. ПРИМЕНЕНИЕ КИНЕТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ БПК ДЛЯ ОБЪЯСНЕНИЯ РАЗВИТИЯ ПРОЦЕССОВ ОКИСЛЕНИЯ РОВ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ**

Экспериментальное наблюдаемое БПК – процесс, развивающийся в несколько стадий. Количество стадий и значения БПК определяются свойствами исследуемых вод. Начальный участок кривых БПК отображает утилизацию  $O_2$  микрофлорой при разложении легкоокисляемого органического вещества. Значения БПК на уровне плато показывают практически полное обращение энергетического субстрата в клеточную протоплазму. Дальнейшее линейное развитие БПК свидетельствует об эндогенности процесса, а активизация второй стадии – о включении в метаболизм новых источников питания. Дифференцированность скоростей дыхания микроорганизмов на разных стадиях БПК согласуется с представлениями о подразделении органических веществ на нестойкие (лабильные) и сравнительно стойкие к биохимическому разложению.

Таким образом, на первой стадии БПК окисление нестойкого органического вещества при 18–25 °С развивается, как правило, по экспоненциальному закону. Затем следует окисление стойкого органического вещества, и скорости его окисления можно исследовать лишь при достаточно продолжительных перио-

дах инкубации проб воды. Интенсификация второй стадии БПК свидетельствует о начале нитрификации.

Полученные в результате лабораторных исследований сведения об экспериментальной динамике БПК используются для выяснения механизма бактериального разложения органических веществ природного и антропогенного происхождения, для изучения особенностей поведения микрофлоры, для общей характеристики водных экосистем, а также для ориентировочной оценки общего содержания в испытываемой воде органических веществ.

Однако экспериментальный метод оценки БПК (наиболее распространенный метод) дает завышенные значения, которые не отражают интенсивность процесса в естественных условиях. При инкубировании проб воды значительное воздействие на БПК должно оказывать принципиальное изменение типа процесса, когда реакции, свойственные условиям открытых систем, меняются на реакции, происходящие в закрытых системах. Изменяется также действие таких факторов, как температура, давление, повышается влияние поверхности раздела фаз. Поэтому получение какой-либо количественной информации о БПК в условиях эксперимента вовсе не означает, что оцененные кинетические характеристики соответствуют условиям, имеющим место в природе. Метод БПК – прежде всего метод качественный; информация о динамике процесса, которую извлекают при аналитической обработке данных, весьма относительная и характеризует лишь условия проведения конкретного БПК-эксперимента.

При количественной обработке данных по кинетике БПК необходимо принимать во внимание последовательность стадий окисления, ориентируясь, например, на классификацию типов экспериментальных БПК-кривых и уравнений, их описывающих [Леонов, 1974 а]. Проведение подобного анализа предполагает выделение отдельных стадий потребления  $O_2$  в соответствии с формой конкретно рассматриваемых БПК-кривых и последовательный анализ каждой стадии БПК. «Расшифровка» особенностей развития той или иной динамической картины БПК, зафиксированной в экспериментах, возможна лишь при проведении параллельных микробиологических и гидрохимических анализов воды. При исследовании собственно кинетики БПК на основе экспериментальных данных целесообразно проводить количественную оценку формально выделяемых стадий БПК.

### **1.2.1. Динамика БПК в пробах пресных вод (на примере Можайского водохранилища)**

Метод БПК вследствие своей доступности часто применяется для изучения окислительных процессов и трансформации органического вещества (ОВ) в природных водах. Величины БПК используются в качестве санитарного показателя и характеризуют содержание нестойкого легкоокисляющегося вещества в природной воде. Принято считать, что к пятым суткам степень разложения этого вещества достигает 70–80 %. Это обстоятельство и давало основание использовать данные по БПК за пять суток, а также за отдельные фиксированные сроки (например, за 10 и 20 сут) для характеристики ОВ. По потреблению  $O_2$  оценивается содержание лабильного органического С и рассчитываются скорости деструкции растворенного органического вещества (РОВ). Строго говоря, методом БПК определяется количество  $O_2$ , расходуемого на дыхание микрофлоры, использующей имеющееся в воде ОВ для роста и метаболизма.

Развитие окислительных процессов в водной среде, однако, определяется тем, насколько легко компоненты РОВ разного происхождения могут усваиваться водными микроорганизмами, благоприятны ли условия протекания данных процессов в период выполнения теста, адаптированы ли микроорганизмы к имеющимся в водной среде компонентам РОВ и др. В течение пятисуточной экспозиции проб испытываемой воды степень разложения РОВ в ней может не достигать 70–80 %. Это означает, что данные по БПК могут быть не всегда до-

статочны надежными для использования в качестве меры содержания разлагающегося РОВ. Слишком много факторов может влиять на определяемые за фиксированные сроки значения БПК. Поэтому интерпретация данных по БПК должна выполняться с особой осторожностью в силу высокой неопределенности отдельных значений.

Более достоверная оценка содержания РОВ, подвергающегося биохимическому разложению, может быть сделана в том случае, если известно, как развивается процесс БПК во времени. Это в значительной степени увеличивает информативность БПК-теста. Знание кинетики БПК особенно важно при изучении условий развития окислительных процессов, вычислении скорости потребления  $O_2$  и определении степени разложения РОВ в испытываемой воде [Heddle, 1984].

Нередко потребление  $O_2$  развивается в несколько стадий. Этот факт долгое время не принимался во внимание при аналитической обработке данных по кинетике БПК. Анализ многочисленных литературных данных позволил выявить по меньшей мере 12 типов наблюдаемых в опытах кинетических кривых (из них восемь мультистадийных) изменения концентраций растворенного  $O_2$ . Би- и мультистадийные кривые потребления  $O_2$  обнаруживаются также в экспериментах с использованием респирометров [Nakata, Kumagai, 1971].

Анализ БПК-кривых позволяет выделить отдельные стадии процесса и рассчитать для этих стадий кинетические параметры: константу скорости  $k$ , предельное значение  $[O_2]_1$  и начальную скорость БПК  $v$ . Использование этих параметров существенно увеличивает интерпретационные возможности теста и позволяет отразить современные концепции, объясняющие развитие этого биохимического процесса в исследуемой воде.

Применение кинетического анализа при обработке серии экспериментальных данных позволило оценить влияние температуры, начальных концентраций растворенного  $O_2$ , солености, добавок различных веществ на развитие процесса БПК в пробах природных (речных, озерных, морских) и сточных вод, обобщить многочисленные наблюдения за динамикой БПК в пробах океанической воды [Леонов, 1974 б], выявить некоторые специфические особенности развития окислительных процессов в водах Ладожского оз. [Трегубова, Кулиш, 1982].

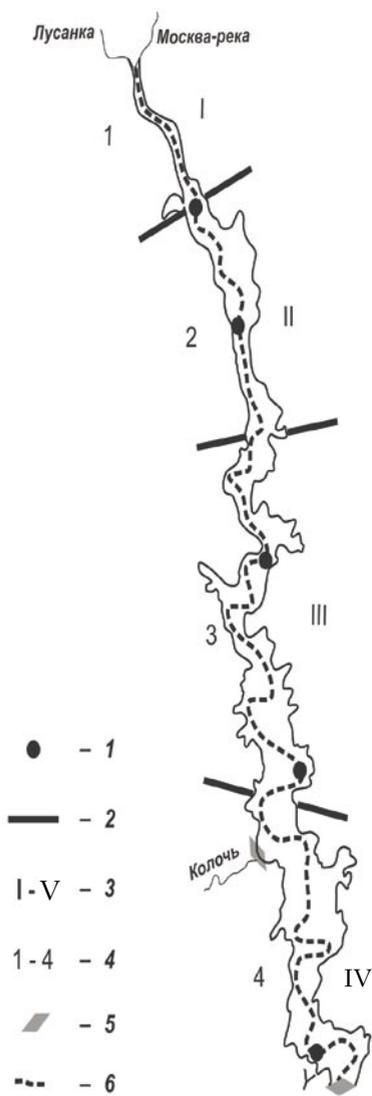
Приведем здесь результаты изучения динамики окислительных процессов с помощью БПК в водах Можайского водохранилища. Полученные в результате кинетического анализа БПК-данных параметры этого процесса мы сопоставим с другими косвенными показателями содержания в воде РОВ: величинами перманганатной окисляемости (ПО), бихроматной окисляемости (БО), содержанием в воде сестона ( $SEC$ ) – основного компонента взвешенного органического вещества (ВОВ), а также с содержанием в сестоне углерода  $C_{сес}$  и азота  $N_{сес}$ . Здесь будут проанализированы две серии наблюдений:

первая серия – на рейдовой станции у пос. Красновидово (нижний район водохранилища) на ст. IV (всего девять сроков наблюдений в 1972 г.);

вторая серия – данные пяти специальных гидрохимических съемок на водохранилище в 1972 г. в выделенных гидрографических районах на ст. I – V и 47, а также на ст. IV в средней части водохранилища (рис. 1.2.1).

Можайское водохранилище является евтрофным водоемом со слабым водообменом, резкой продольной асимметрией, большой относительной глубоководностью и удлинненностью. Оно входит в Москворецкую систему водоснабжения, обеспечивающую Москву питьевой водой. По особенностям конфигурации и морфометрии оно подразделяется на четыре гидрографических района: нижний, средний, верхний и район выклинивания подпора. Наблюдения проводились в нижнем районе водохранилища, составляющем ~73 % его объема, на рейдовой станции у пос. Красновидово (рис. 1.2.1).

Исследования ОВ в водах Можайского водохранилища начали проводить с 1967 г. Для оценки степени трансформации ОВ использовались в основном обобщенные косвенные характеристики (БО, ПО, цветность, БПК) и их соотношение наряду с определениями хлорофилла, первичной продукции и деструкции ОВ,



**Рис.1.2.1.** Схема Можайского водохранилища и положения станций отбора проб воды:

1 – станции; 2 – створы; 3 – номера станций; 4 – номера районов; 5 – гидроузел; 6 – старое русло реки

сезонно-летнего развития фитопланктона является репрезентативной характеристикой содержания ВОВ в водной среде. В дальнейшем в термины «сестон» и «ВОВ» вкладывается одинаковый смысл.

Условно за РОВ принималось то количество ОВ, которое остается в воде после ее фильтрования через мембранный фильтр № 6. Эквивалентом ВОВ может служить количество сестона, собранного на слое стеклянного порошка при фильтровании воды через мембранный фильтр № 6. Общее содержание ОВ определяется суммированием РОВ и ВОВ. Выделяется также лабильная фракция ОВ (ЛОВ), которая определяется по БПК. К ЛОВ относится нестойкое, слаботрансформированное, легкоразлагаемое биохимическим путем ОВ.

биомассы и численности зоопланктона.

В отбираемых в разные сроки с 11 апреля по 11 декабря 1972 г. пробах воды с горизонтов 0,5, 3, 5, 7, 10 м и из придонного слоя проводились определения общего содержания ОВ в воде и во взвешках методом бихроматного окисления. Воспроизводимость метода по 24 определениям при содержании ОВ 16,9 и 2,4 мг/л соответственно равна 4 и 48 %. В специальных трех сериях параллельных определений (по пяти в каждой серии) при содержании ОВ от 14,4 до 21,1 мг О/л средняя воспроизводимость метода составляла 8,6 % (колебания от 7 до 12,5 %).

Определения ПО проводились методом Кубеля в фильтрованной через мембранный фильтр № 6 воде в кислой среде. Средняя воспроизводимость результатов по 25 определениям ПО составляет 6,9 и 10,4 % при среднем содержании ОВ 4,8 и 2,7 мг О/л соответственно.

Предварительные исследования были проведены по оценке соотношения между сестонем и ВОВ. Пробы воды (всего 50), отбираемые в период цветения водоема (начало июля–середина августа), пропускались через мембранные фильтры № 6 и 5 с диаметрами пор 3–5 и 1,2 мк соответственно. Было установлено, что сестон взвеси с диаметром частиц > 3–5 мк составлял ~70 % общего количества ВОВ, за которое принималось содержание взвесей с диаметром частиц > 1,2 мк. Это соотношение значительно изменялось с глубиной. В поверхностных горизонтах эвфотического слоя сестон составлял 80 % общего содержания ВОВ, на 10-метровой глубине его доля снижалась до 31 % и, соответственно, возрастало количество взвесей органического происхождения, в которых доминировали мелкие частицы. Между общим содержанием ВОВ, мг О/л, и концентрацией сестона СЕС, мг О/л, была установлена линейная зависимость  $ВОВ = 0,6 + 12 СЕС$  ( $r^2 = 0,6 \pm 0,04$ ). В целом содержание сестона в период ве-

Эксперименты по БПК проводились с нефильтованной водой при стандартных условиях экспонирования проб в термостате при температуре  $20 \pm 1$  °С в кислородных склянках шарообразной формы объемом 250 мл. Величины БПК рассчитывались по убыли растворенного  $O_2$  в пробах через сутки в течение всего периода их инкубации, составляющего пять, а иногда шесть-семь суток. Концентрация растворенного  $O_2$  определялась по методике Винклера. Полученные данные по кинетике БПК обрабатывались и вычислялись кинетические параметры процесса БПК.

### **Результаты исследований первой серии БПК-наблюдений**

В табл. 1.2.1 и 1.2.2 приведены данные определений величин ПО, БО и сестона на различных горизонтах и в разные сроки наблюдений. Величины ПО и БО в поверхностном слое в исследованный период менялись в пределах 5.9–11.9 и 8–25.5 мг  $O_2$ /л соответственно. Отмечено возрастание значений ПО и БО с глубиной. В придонном слое они изменялись в диапазонах 6.5–17.4 и 12.5–39.7 мг  $O_2$ /л соответственно. Наибольшие значения ПО (11.9–17.0 мг  $O_2$ /л) на всех горизонтах наблюдений отмечены 8 августа, а наибольшие значения БО (23.1–27.5 мг  $O_2$ /л) – 18 июля.

Высокое содержание сестона (4.7–9.2 мг  $O_2$ /л) в поверхностном слое 0.5–5 м отмечено в период с 18 июля по 8 августа, при наибольшем развитии фитопланктона в водоеме. В слое 10 м (3.1 мг  $O_2$ /л) наблюдалось в одно время – 18 июля.

Общее содержание ОВ на исследуемом участке водохранилища в отдельные сроки наблюдений в марте, мае–июле, сентябре и ноябре 1972 г. оценено как 548.9, 629.1, 584.0, 561.1, 540.2 и 442.4 т соответственно. На долю РОВ в марте–июне 1972 г. приходилось 96.6–99.8 % общего количества ОВ. В июле вследствие интенсивного развития продукционно-деструкционных процессов количество РОВ в водах водохранилища сокращается до 380.2 т (67.8 %). Содержание ВОВ в этот срок наблюдений достигает 180.9 т (32.2 %) при деструкции ОВ, равной 35.8 т, что в 60 раз выше, чем в марте 1972 г. В осенние месяцы количество РОВ возрастает до 414.9–510.4 т (93.8–94.4 %), содержание ВОВ снижается до 27.5–29.8 т (5.6–6.2 %), а деструкция ОВ уменьшается до 4.1–4.2 т.

Всего было проведено 107 экспериментов по кинетике БПК. Анализ этих данных позволил выделить шесть типов кинетических кривых, которые отображают развитие процесса с одной и двумя стадиями. Продолжительность первой стадии БПК, когда проходит окисление лабильного ОВ (ЛОВ), изменчива. Весной первая стадия БПК развивается за 3–5 сут. Летом она протекает быстрее, преимущественно за двое-трое суток, а за пять-семь суток завершается и вторая стадия БПК, связанная с окислением N-содержащих компонентов. Начиная с сентября продолжительность первой стадии БПК возрастает до четырех-шести суток. В весенний и осенний периоды кривые БПК показывают развитие первой и только начало второй стадии процесса, так как периоды экспозиции проб пяти-семи суток оказываются недостаточными для завершения второй стадии. Это свидетельствует о том, что состав материала, разлагающегося на второй стадии процесса, изменяется по сезонам и для исследования окислительных процессов продолжительность опытов по БПК в разные сезоны должна быть различной.

Таблица 1.2.1

### **Результаты определения ПО и БО в водах Можайского водохранилища в разные сроки наблюдений**

Дата	Значения ПО (1) и БО (2), мг $O_2$ /л, на разных горизонтах, м											
	0.5		3.0		5.0		7.0		10.0		Дно	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
11 апреля	5.9	8.0	8.2	17.7	9.2	19.3	9.3	19.3	9.0	19.0	8.4	18.6

Продолжение таблицы 1.2.1

Дата	Значения ПО (1) и БО (2), мг О <sub>2</sub> /л, на разных горизонтах, м											
	0.5		3.0		5.0		7.0		10.0		Дно	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
13 июня	7.9	–	6.8	–	6.4	–	7.0	–	7.2	–	6.8	–
4 июля	7.4	17.0	7.3	17.5	7.4	16.6	8.6	17.7	8.2	34.6	8.3	39.7
11 июля	7.4	16.5	7.4	14.6	7.8	14.4	8.4	19.8	8.3	14.2	8.5	17.0
18 июля	6.4	25.5	6.6	24.2	6.5	25.6	7.3	23.1	7.6	27.5	7.6	25.8
26 июля	7.5	12.1	–	–	7.4	–	7.5*	12.3*	8.0**	11.3**	8.4	14.1
1 августа	7.0	12.5	–	–	7.1	10.4	6.3	–	7.4	–	8.4	15.8
8 августа	11.9	–	14.8	–	14.0	–	12.7	–	12.1	–	17.4	–
14 августа	9.0	–	9.0	–	7.2	–	8.7	–	9.0	–	10.4	–
12 сентября	7.6	17.3	–	–	9.0	17.4	–	–	9.1***	14.0***	9.6	16.8
20 сентября	6.1	15.0	7.0	15.0	7.1	15.0	5.9	15.3	7.4	15.5	7.6	24.0
26 сентября	6.6	14.9	6.2	15.4	6.2	14.9	6.2	15.4	6.8	13.7	6.8	13.7
10 октября	6.6	16.3	6.6	18.2	7.0	17.6	6.8	16.3	7.2	16.9	7.1	16.9
17 октября	6.0	16.4	6.8	17.2	6.8	16.4	6.8	16.4	7.0	16.4	7.0	17.3
10 ноября	6.3	22.6	6.3	17.2	5.3	14.7	6.1	9.7	6.3	11.2	6.7	12.5
15 ноября	6.6	16.7	6.4	16.4	6.2	16.4	6.6	17.4	6.5	16.4	6.5	17.7
20 ноября	6.6	16.0	6.5	16.0	6.8	17.0	6.8	17.3	6.8	16.7	6.8	15.7
27 ноября	7.0	17.9	6.5	16.8	6.8	17.9	7.0	17.9	6.9	17.8	7.0	17.9

**Примечание:** здесь и в табл. 1.2.2: \* – глубина отбора проб 8 м;

\*\* – то же, 12 м;

\*\*\* – то же, 9 м.

Таблица 1.2.2

**Результаты определений концентраций сестона  
в водах Можайского водохранилища в разные сроки наблюдений**

Дата	Содержание сестона (мг О <sub>2</sub> /л) на разных горизонтах (м)					
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	Дно
13 июня	0.02	0.02	0.02	0.02	0.2	0.02
4 июля	1.8	3.4	1.9	1.0	1.6	1.3
11 июля	1.8	1.4	1.1	0.9	1.2	0.2
18 июля	5.2	5.6	4.7	2.8	3.1	2.8
26 июля	4.4	–	9.2	1.2*	0.7**	0.8***
8 августа	6.4	4.0	4.7	2.2	1.2	1.9
14 августа	1.6	3.7	1.7	0.8	1.7	1.5
12 сентября	1.7	–	0.6	–	0.5	1.5
10 ноября	1.6	0.5	1.6	–	–	–

Вид полученных в экспериментах кривых БПК согласуется с проведенной ранее классификацией:

- 1) экспоненциальный (E);
- 2) автокаталитический (A);
- 3) экспоненциально-автокаталитический (EA);
- 4) полиавтокаталитический (ПА);
- 5) экспоненциальный с началом второй стадии (E2);
- 6) автокаталитический с началом второй стадии (A2).

В табл. 1.2.3 приведена повторяемость выделенных типов кривых. В целом выше повторяемость кривых типа 2 (22.4 %) и 6 (36.5 %), а наименьшая повторяемость кривых типа 1 (2.8 %). Наибольшее количество экспериментов по кинетике БПК было проведено в июле (21.5 %) и ноябре (22.4 %), наименьшее – в апреле (3.7 %), июне и декабре (по 5.6 %). В целом больше экспериментов проведено с водой с горизонтами 0.5 и 5.0 м (17.7 и 17.8 % соответственно).

При анализе проб воды с горизонта 0.5 м наиболее часто наблюдались кривые типа 6 (7.5 %), существенен также вклад кривых типа 3 (3.7 %). В опытах с водой с горизонтов 3.5 и 7 м чаще наблюдались кривые типов 6 (4.7–8.4 %) и 2 (3.7–4.7 %). Для воды с горизонта 10 м более высокой оказывается повторяемость кривых типов 6 (5.6 %) и 4 (3.7 %), а для придонного слоя – типов 6 (5.6 %) и 2 (4.7 %).

В опытах с водой, отбираемой в июне, преобладали кривые с одной стадией БПК – тип 2 (4.7 %). При анализе июльской воды встречаются в равной пропорции моно- (тип 2 – 6.5 %) и бистадийные (тип 3–7.5 %) кривые БПК. К концу лета, в августе, в опытах наблюдались преимущественно бистадийные кривые БПК типа 4 (5.6 %). В опытах с сентябрьской, октябрьской и ноябрьской водой чаще отмечались кривые БПК типа 6 (9.3–11.3 %). В опытах с ноябрьской водой возрастает также повторяемость кривых типа 2 (4.7 %).

Наблюдаемые в экспериментах моно- и бистадийные кривые БПК (типов 1–4) могут быть описаны следующими кинетическими уравнениями [Леонов, 1974 а,б]:

$$1) \text{ тип 1 – экспоненциальный: } \text{БПК} = [\text{O}_{2i}] (1 - e^{-kt}); \quad (2.1)$$

$$2) \text{ тип 2 – автокаталитический: } \text{БПК} = [\text{B}_{o1} (e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{o1} e^{w_1 t}); \quad (2.2)$$

$$3) \text{ тип 3 – экспоненциально-автокаталитический:} \\ \text{БПК} = [\text{O}_{2i1}] (1 - e^{-k t}) + [\text{B}_{o2} (e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{o2} e^{w_2 t}); \quad (2.3)$$

$$4) \text{ тип 4 – полиавтокаталитический:} \\ \text{БПК} = [\text{B}_{o1} (e^{w_1 t} - 1)] / (1 + \eta_{o1} e^{w_1 t}) + [\text{B}_{o2} (e^{w_2 t} - 1)] / (1 + \eta_{o2} e^{w_2 t}), \quad (2.4)$$

где  $i = 1$  и  $2$  для первой и второй стадий процесса;  $[\text{O}_{2i}]$  – предельное потребление  $\text{O}_2$  на соответствующей стадии БПК, мг  $\text{O}_2/\text{л}$ ;  $\text{B}_{oi}$  – концентрация промежуточных продуктов, численно равная отношению констант  $k/k_k$  ( $k$  – константа скорости первого порядка,  $k_k$  – константа скорости второго порядка);  $w_i = k_k ([\text{O}_{2i}] + \text{B}_{oi})$ ;  $\eta_{oi} = \text{B}_{oi} / [\text{O}_{2i}]$ . Включаемые в уравнения (1) – (4) кинетические параметры – предельное потребление  $\text{O}_2$  первой стадии  $[\text{O}_{2i}]$ , константа скорости БПК ( $k$ ), начальная скорость БПК первой стадии ( $V_1$ ), а также скорость БПК на линейной (стационарной) стадии ( $\omega_s$ ) – вычисляются при аналитической обработке БПК-кривых. Размерности параметров:  $w_i$  и  $k$  – ( $\text{сут}^{-1}$ );  $k_k$  – ( $\text{л мг O}_2^{-1} \text{сут}^{-1}$ );  $\text{B}_{oi}$ ,  $[\text{O}_{2i}]$  – ( $\text{мг O}_2/\text{л}$ );  $v_1$ ,  $\omega_s$  – ( $\text{мг O}_2/(\text{л сут})$ ).

Таблица 1.2.3

**Повторяемость выделенных типов кривых БПК, оцененная по наблюдениям на разных горизонтах и в разные месяцы**

Тип кривой	Повторяемость, %														Сумма, %
	Горизонт, м						Месяц								
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	дно	апрель	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
1. E	–	–	$\frac{0.9}{5.3}$	$\frac{1.9}{11.1}$	–	–	–	–	$\frac{0.9}{4.3}$	$\frac{0.9}{6.2}$	–	–	–	$\frac{0.9}{16.7}$	2.8
2. A	$\frac{2.8}{15.8}$	$\frac{3.7}{26.7}$	$\frac{3.7}{21.0}$	$\frac{4.7}{27.8}$	$\frac{2.8}{16.7}$	$\frac{4.7}{27.7}$	$\frac{0.9}{25.0}$	$\frac{4.7}{83.3}$	$\frac{6.5}{30.4}$	$\frac{2.8}{18.8}$	–	–	$\frac{4.7}{20.8}$	$\frac{2.8}{49.9}$	22.4
3. EA	$\frac{3.7}{21.1}$	$\frac{0.9}{6.7}$	$\frac{2.8}{15.8}$	$\frac{0.9}{5.6}$	$\frac{1.9}{11.1}$	$\frac{1.9}{11.1}$	$\frac{0.9}{25.0}$	–	$\frac{7.5}{34.8}$	–	$\frac{0.9}{6.2}$	–	$\frac{2.8}{12.5}$	–	12.1
4. ПА	$\frac{1.9}{10.5}$	$\frac{1.9}{13.3}$	$\frac{1.9}{10.5}$	$\frac{2.7}{16.6}$	$\frac{3.7}{22.2}$	$\frac{1.9}{11.1}$	–	$\frac{0.9}{16.7}$	$\frac{2.8}{13.1}$	$\frac{5.6}{37.5}$	$\frac{1.9}{12.6}$	–	$\frac{1.9}{8.3}$	$\frac{0.9}{16.7}$	14.0
5. E2	$\frac{1.9}{10.5}$	$\frac{2.8}{20.0}$	–	$\frac{1.9}{11.1}$	$\frac{2.8}{16.7}$	$\frac{2.8}{16.8}$	$\frac{1.9}{50.0}$	–	$\frac{1.9}{8.7}$	$\frac{1.9}{12.5}$	$\frac{0.9}{6.2}$	$\frac{0.9}{8.3}$	$\frac{3.7}{16.7}$	$\frac{1.0}{16.7}$	12.2
6. A2	$\frac{7.5}{42.1}$	$\frac{4.7}{33.3}$	$\frac{8.4}{47.4}$	$\frac{4.7}{27.8}$	$\frac{5.6}{33.3}$	$\frac{5.6}{33.3}$	–	–	$\frac{1.9}{8.7}$	$\frac{3.7}{25.0}$	$\frac{11.3}{75.0}$	$\frac{10.3}{91.7}$	$\frac{9.3}{41.7}$	–	36.5
Сумма, %	$\frac{17.8}{100.0}$	$\frac{14.0}{100.0}$	$\frac{17.7}{100.0}$	$\frac{16.8}{100.0}$	$\frac{16.8}{100.0}$	$\frac{16.9}{100.0}$	$\frac{3.7}{100.0}$	$\frac{5.6}{100.0}$	$\frac{21.5}{100.0}$	$\frac{14.9}{100.0}$	$\frac{15.0}{100.0}$	$\frac{11.2}{100.0}$	$\frac{22.4}{100.0}$	$\frac{5.6}{100.0}$	100.0

**Примечание:** числитель – повторяемость к общему числу наблюдений, знаменатель – повторяемость к количеству наблюдений на данном горизонте или в данный период.

Кривые типов 5 и 6 могут быть проанализированы только на развитии первой стадии процесса. Скорость второй стадии в этом случае не может быть оценена, так как не известно предельное значение БПК для этой стадии.

В табл. 1.2.4 представлены статистические данные о повторяемости кинетических характеристик ( $k$  и  $[O_{2t}]_1$ ) первой стадии процесса БПК в проведенной серии экспериментов. Отметим, что константа скорости может меняться в значительных пределах в зависимости от характера окисляющегося вещества. При повышенном содержании биогенных веществ константа скорости разложения ОВ может возрастать в пять–десять раз.

Константа скорости первой стадии процесса БПК менялась от  $< 0.05$  до  $> 1.6 \text{ сут}^{-1}$ , а значения  $[O_{2t}]_1$  – от  $< 0.5$  до  $> 4 \text{ мг } O_2/\text{л}$ . В исследованной серии данных БПК была выше повторяемость величин  $k$  порядка  $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (29 %). Повторяемость величин  $k < 0.05, 0.1\text{--}0.2, 0.2\text{--}0.4 \text{ сут}^{-1}$  составляла 15.9–19.6 %. Величины констант, меняющиеся в пределах  $0.4\text{--}0.8$  и  $0.8\text{--}1.6$  и  $> 1.6 \text{ сут}^{-1}$ , встречались в экспериментах значительно реже с повторяемостью 9.3, 6.5 и 1.9 % соответственно.

В пробах воды с 0.5 и 3 м в целом выше повторяемость значений величин  $k$   $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (5.6 %), с 5 м –  $0.2\text{--}0.4$  (5.6 %), а также  $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (4.7 %). В воде с 7 м чаще отмечалась повторяемость значений  $k$   $0.4\text{--}0.8 \text{ сут}^{-1}$  (4.7 %) при высокой повторяемости также величин  $k$   $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (3.7 %). В воде с 10 м и

из придонного слоя отмечена сравнительно высокая повторяемость  $k$  0.05–0.1 сут<sup>-1</sup> (3.7–5.6 %) и 0.1–0.2 сут<sup>-1</sup> (4.7 %).

Величины  $k$  также зависят от времени отбора проб. В июле выше повторяемость  $k$  0.8–1.6 сут<sup>-1</sup> (4.7 %), а в августе – 0.2–0.4 сут<sup>-1</sup> (7.5 %). В осенние месяцы (сентябрь–ноябрь) сравнительно выше повторяемость величин  $k$  0.05–0.1 сут<sup>-1</sup> (4.7–8.4 %).

Статистический анализ показывает, что среди выделенных значений  $[O_{2i}]_1$  чаще других повторялись величины 1–2 мг  $O_2$ /л (49.5 %). Значения < 0.5, а также 0.5–1, 2–4 и > 4 мг  $O_2$ /л отмечались реже (с повторяемостью 2.8, 18.8, 28 и 0.9 % соответственно). В пробах с горизонтов 0.5–10 м выше повторяемость величин  $[O_{2i}]_1$  1–2 мг  $O_2$ /л. В воде из придонного слоя в равной мере часто встречались величины  $[O_{2i}]_1$ , равные 1–2 и 2–4 мг  $O_2$ /л (5.6 %). Весной и в начале лета чаще повторялись значения 1–2 мг  $O_2$ /л. К середине лета возросло число случаев, когда значения  $[O_{2i}]_1$  были 2–4 и даже > 4 мг  $O_2$ /л. В августе в воде чаще других повторялись величины  $[O_{2i}]_1$  2–4 мг  $O_2$ /л (11.2 %), а в последующие месяцы – 1–2 мг  $O_2$ /л (4.7–12.1 %). В ноябре сравнительно велика повторяемость значений 2–4 мг  $O_2$ /л (10.3 %).

Традиционно используемым критерием содержания ОВ в воде является показатель БПК за пять суток (БПК<sub>5</sub>). Полученная серия экспериментальных данных была проанализирована на повторяемость различных градаций величины БПК<sub>5</sub> относительно количества выполненных измерений (табл. 1.2.5). В целом выше повторяемость величин БПК<sub>5</sub> 1–2 мг  $O_2$ /л (38.3 %). Значения 0.5–1, 2–4 и > 4 мг  $O_2$ /л встречались реже с повторяемостью 12.2, 29.9 и 19.6 % соответственно. В воде с горизонта 0.5 м выше повторяемость величин БПК<sub>5</sub> 1–2 мг  $O_2$ /л (6.5 %), а также > 4 мг  $O_2$ /л (5.6 %). В воде с 3 м чаще других повторялись значения 4 мг  $O_2$ /л (4.7 %), с 5–7 м – 1–2 (7.5 %) и 2–4 мг  $O_2$ /л (5.6 %). В воде с 10 м высока повторяемость величин БПК<sub>5</sub> 1–2 мг  $O_2$ /л (9.3 %), а из придонного слоя – 2–4 мг  $O_2$ /л (8.4 %).

Таблица 1.2.4

**Повторяемость вычисленных кинетических параметров БПК в зависимости от горизонта и месяца отбора проб воды**

Диапазон значений параметров	Повторяемость, %														Сумма, %
	горизонт, м						месяц								
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	дно	апрель	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
<b><math>k</math>, сут<sup>-1</sup></b>															
< 0.05	<u>2.8</u> 15.8	–	<u>2.8</u> 15.8	<u>3.7</u> 22.2	<u>3.7</u> 22.2	<u>1.9</u> 11.1	<u>0.9</u> 25.0	–	<u>1.9</u> 8.7	–	<u>5.6</u> 37.5	<u>0.9</u> 8.2	<u>5.6</u> 25.0	<u>0.9</u> 16.7	15.9
0.05–0.1	<u>5.6</u> 31.6	<u>5.6</u> 40.0	<u>4.7</u> 26.3	<u>3.7</u> 22.2	<u>3.7</u> 22.2	<u>5.6</u> 33.3	–	<u>1.9</u> 33.3	<u>3.7</u> 17.4	<u>1.9</u> 12.5	<u>6.5</u> 43.8	<u>4.7</u> 41.7	<u>8.4</u> 37.5	<u>1.9</u> 33.2	29.0
0.1–0.2	<u>2.8</u> 15.8	<u>3.7</u> 26.6	<u>1.9</u> 10.5	<u>1.9</u> 11.1	<u>4.7</u> 27.8	<u>4.7</u> 27.8	<u>0.9</u> 25.0	<u>1.9</u> 33.3	<u>3.7</u> 17.4	<u>4.7</u> 31.2	<u>1.9</u> 12.5	–	<u>5.6</u> 25.0	<u>0.9</u> 16.7	19.6
0.2–0.4	<u>1.9</u> 10.5	<u>2.8</u> 20.0	<u>5.6</u> 31.6	<u>2.8</u> 16.7	<u>2.8</u> 16.8	<u>1.9</u> 11.1	–	<u>1.9</u> 33.4	<u>2.8</u> 13.0	<u>7.5</u> 50.0	<u>0.9</u> 6.2	<u>1.9</u> 16.7	<u>1.9</u> 8.3	<u>0.9</u> 16.7	17.8
0.4–0.8	<u>0.9</u> 5.3	<u>0.9</u> 6.7	–	<u>4.7</u> 27.8	<u>0.9</u> 5.6	<u>1.9</u> 11.1	<u>0.9</u> 25.0	–	<u>3.7</u> 17.4	<u>0.9</u> 6.3	–	<u>1.9</u> 16.7	<u>0.9</u> 4.2	<u>0.9</u> 16.7	9.3

Диапазон значений параметров	Повторяемость, %														Сумма, %
	горизонт, м						месяц								
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	дно	апрель	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
0.8–1.6	<u>2.8</u> 15.8	<u>0.9</u> 6.7	<u>0.9</u> 5.3	–	<u>0.9</u> 5.6	<u>0.9</u> 5.6	–	–	<u>4.7</u> 21.7	–	–	<u>1.9</u> 16.7	–	–	6.5
> 1.6	–	–	<u>1.9</u> 10.5	–	–	–	<u>0.9</u> 25.0	–	<u>0.9</u> 4.4	–	–	–	–	–	1.9
<b>[O<sub>2</sub>], мг O<sub>2</sub>/л</b>															
< 0.5	–	<u>0.9</u> 6.7	–	–	<u>0.9</u> 5.6	<u>0.9</u> 5.6	–	–	<u>0.9</u> 4.4	–	<u>0.9</u> 6.3	<u>0.9</u> 8.3	–	–	2.8
0.5–1.0	<u>1.9</u> 10.5	–	<u>2.8</u> 15.8	<u>4.7</u> 27.8	<u>4.7</u> 27.8	<u>4.7</u> 27.8	<u>0.9</u> 27.8	<u>2.8</u> 25.0	<u>4.7</u> 21.7	<u>1.9</u> 12.5	<u>4.7</u> 31.2	<u>1.9</u> 16.7	–	<u>1.9</u> 33.3	18.8
1–2	<u>10.3</u> 57.9	<u>8.4</u> 60.0	<u>10.3</u> 57.9	<u>7.5</u> 44.4	<u>7.5</u> 44.4	<u>5.6</u> 33.3	<u>2.8</u> 75.0	<u>2.8</u> 50.0	<u>12.1</u> 56.5	<u>1.9</u> 12.5	<u>9.3</u> 62.5	<u>4.7</u> 41.7	<u>12.1</u> 54.2	<u>3.7</u> 66.7	49.5
2–4	<u>5.6</u> 31.6	<u>3.7</u> 26.6	<u>4.7</u> 26.3	<u>4.7</u> 27.8	<u>3.7</u> 22.2	<u>5.6</u> 33.3	–	–	<u>2.8</u> 13.0	<u>11.2</u> 75.0	–	<u>3.7</u> 33.3	<u>10.3</u> 45.8	–	28.0
> 4	–	<u>0.9</u> 6.7	–	–	–	–	–	–	<u>0.9</u> 4.4	–	–	–	–	–	0.9
Σ, %	17.8	14.0	17.7	16.8	16.8	16.9	3.7	5.6	21.4	15.0	14.9	11.2	22.4	5.6	100.0

**Примечание:** числитель – повторяемость к общему числу наблюдений, знаменатель – повторяемость к количеству наблюдений на данном горизонте или в данный период.

Таблица 1.2.5

**Повторяемость величин БПК<sub>5</sub> в зависимости от горизонта и месяца отбора проб воды**

БПК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /л	Повторяемость, %														Сумма, %
	горизонт, м						месяц								
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	дно	апрель	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
0.5–1	<u>1.9</u> 10.5	<u>2.8</u> 20.0	<u>0.9</u> 5.3	<u>1.9</u> 11.1	<u>1.9</u> 11.1	<u>2.8</u> 16.7	–	–	<u>0.9</u> 4.4	–	<u>6.5</u> 43.8	<u>2.8</u> 25.0	<u>0.9</u> 4.2	<u>0.9</u> 16.7	12.2
1–2	<u>6.5</u> 36.8	<u>3.7</u> 26.7	<u>7.5</u> 42.1	<u>7.5</u> 44.4	<u>9.5</u> 55.6	<u>3.7</u> 22.2	<u>1.9</u> 50.0	<u>4.7</u> 83.3	<u>3.7</u> 17.4	<u>0.9</u> 6.2	<u>8.4</u> 56.2	<u>3.7</u> 33.3	<u>10.3</u> 43.8	<u>4.7</u> 83.3	38.3
2–4	<u>3.7</u> 21.0	<u>2.8</u> 20.0	<u>5.6</u> 31.6	<u>5.6</u> 33.4	<u>3.7</u> 22.2	<u>8.4</u> 50.0	<u>1.9</u> 50.0	–	<u>11.3</u> 52.2	<u>5.6</u> 37.5	–	<u>3.7</u> 33.3	<u>7.5</u> 33.3	–	29.9

БПК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л	Повторяемость, %														Сумма, %
	горизонт, м						месяц								
	0.5	3.0	5.0	7.0	10.0	дно	апрель	июнь	июль	август	сентябрь	октябрь	ноябрь	декабрь	
> 4	<u>5.6</u> 31.7	<u>4.7</u> 33.3	<u>3.7</u> 21.0	<u>1.9</u> 11.1	<u>1.9</u> 11.1	<u>1.9</u> 11.1	–	<u>0.9</u> 16.7	<u>5.6</u> 26.0	<u>8.4</u> 56.3	–	<u>0.9</u> 8.4	<u>3.7</u> 16.7		19.6
БПК <sub>5</sub> = [O <sub>2</sub> ] <sub>1</sub>	<u>6.5</u> 40.0	<u>5.6</u> 40.0	<u>5.6</u> 31.6	<u>7.5</u> 44.4	<u>5.6</u> 33.3	<u>6.5</u> 38.9	<u>0.9</u> 25.0	<u>0.9</u> 16.7	<u>1.9</u> 8.7	<u>1.9</u> 12.5	<u>12.1</u> 81.2	<u>8.4</u> 75.0	<u>5.6</u> 25.0	<u>5.6</u> 100.0	37.3
БПК <sub>5</sub> < [O <sub>2</sub> ] <sub>1</sub>	<u>2.8</u> 15.0	<u>0.9</u> 6.7	<u>2.8</u> 15.8	<u>0.9</u> 5.6	<u>1.9</u> 11.1	<u>0.9</u> 5.6	–	–	–	–	<u>0.9</u> 6.2	<u>0.9</u> 8.3	<u>8.4</u> 37.5	–	10.2
БПК <sub>5</sub> > [O <sub>2</sub> ] <sub>1</sub>	<u>8.4</u> 45.0	<u>7.5</u> 53.3	<u>9.3</u> 52.6	<u>8.4</u> 50.0	<u>9.3</u> 55.6	<u>9.5</u> 55.5	<u>2.8</u> 75.0	<u>4.7</u> 83.3	<u>19.6</u> 91.3	<u>13.1</u> 87.5	<u>1.9</u> 12.5	<u>1.9</u> 16.7	<u>8.4</u> 37.5	–	52.5
Σ, %	17.8	14.0	17.7	16.8	16.8	16.9	3.7	5.6	21.4	15.0	14.9	11.2	22.4	5.6	100.0

**Примечание:** числитель – повторяемость к общему числу наблюдений, знаменатель – повторяемость к количеству наблюдений на данном горизонте или в данный период.

В пробах, отобранных в июне, чаще отмечались значения БПК<sub>5</sub> 1–2 мг О<sub>2</sub>/л (4.7 %), в июле – 2–4 (11.3 %), а в августе – >4 мг О<sub>2</sub>/л (8.4 %). В осенний сезон выше повторяемость величин БПК<sub>5</sub> в пределах 1–2 мг О<sub>2</sub>/л (3.7–10.3 %).

Повторяемость случаев равенства величин БПК<sub>5</sub> и [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> составляла 37.3 %, случаев превышения БПК<sub>5</sub> над [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> – 52.5 % и противоположных случаев – 10.2 %. В водах со всех горизонтов в целом была выше повторяемость случаев превышения значений БПК<sub>5</sub> над [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> (7.5–9.5 %), несколько ниже повторяемость случаев равенства этих величин (5.6–7.5 %) и значительно ниже повторяемость случаев превышения величин [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> над БПК<sub>5</sub> (0.9–2.8 %) (табл. 1.2.5).

В летний период выше повторяемость случаев превышения БПК<sub>5</sub> над [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> (4.7–13.1 %). В сентябре и октябре выше повторяемость случаев их равенства (8.4–12.1 %), а также характерно появление случаев превышения величин [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> над БПК<sub>5</sub> (0.9 %). В ноябре повторяемость случаев уже возрастает и достигает повторяемости случаев значений БПК<sub>5</sub> над [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> (8.4 %).

Сопоставление величин БПК<sub>5</sub> и [O<sub>2</sub>]<sub>1</sub> в разные периоды проведения экспериментов позволяет предположить, что состав окисляющегося ОВ изменяется во времени и это находит свое отражение в изменении характера процесса БПК в пробах воды.

В целом репрезентативным показателем изменения органической нагрузки является скорость потребления кислорода [Chen et.al., 1980]. В отличие от различных способов вычисления скорости БПК, применяемых, например, при проведении продукционно-деструкционных тестов, при кинетическом анализе оценивается скорость, учитывающая характер процесса за исследуемый период эксперимента. На рис. 1.2.2 показано изменение начальной скорости БПК для периода времени наблюдений на разных горизонтах в водах Можайского водохранилища у пос. Красновидово.

### **Обсуждение полученных результатов (по первой серии БПК-наблюдений)**

Вычисленные в результате кинетического анализа БПК-данных начальные скорости БПК служат косвенным показателем распределения ОВ, а также процесс его трансформации в водоеме. Сезонные изменения концентраций соединений биогенных элементов и ОВ в значительной степени определяются температурным режимом, активностью планктона и формирующимися в водоеме условиями разложения ОВ. Поэтому целесообразно проанализировать сезонные изменения начальных скоростей БПК (рис. 1.2.2) в связи с особенностями температурного режима, изменчивостью планктона и развитием продукционно-деструкционных процессов в водоеме.

В термическом режиме водоема отчетливо выделяются весенний период, включающий подпериод разрушения зимней стратификации и подпериод весенней гомотермии, летняя и зимняя стратификация и осенняя гомотермия. Начало наблюдений за динамикой БПК в 1972 г. приходится на весенний период (11 апреля), когда отмечено интенсивное возрастание уровня еще покрытого льдом водохранилища и сохраняются специфические особенности зимней стратификации вод – мезотермия и наличие слоя термического скачка, в котором понижение температуры достигает 2 °/м. Этот слой со значительными градиентами плотности воды задерживает имеющиеся в водной среде взвеси, происхождение которых связано с поступлением в водоем талых мутных вод с низкой минерализацией.

Выявленное в результате кинетического анализа вертикальное распределение начальной скорости процесса БПК 11 апреля (рис. 1.2.2) полностью соответствует характеру распределения взвесей минерального и органического происхождения. Такое же распределение крупных взвесей ОВ (с диаметром частиц > 3–5 мк) обнаруживается в период зимней стратификации вод. Зимняя стратификация вод определяет повышенное содержание ОВ в слое, расположенном непосредственно под слоем повышенной плотности воды. Таким образом, анализ данных по кинетике БПК обнаруживает это и позволяет по скорости потребления O<sub>2</sub> выявить специфические особенности вертикального распределения ОВ в этот период.

В начале мая температура воды в районе пос. Красновидово еще не поднялась > 5–8 °С и развитие водорослей было минимальным. Формирование в водоеме температурного скачка, происходящего в среднем во второй декаде мая, определяет начало летнего периода. В этот период в водоеме происходит биохимическая переработка весеннего аллохтонного ОВ. Развивающиеся продукционные процессы, связанные с цветением зеленых и диатомовых водорослей, не приводят к образованию значительных количеств ОВ. После прогрева поверхностных слоев воды, к первой половине июня, сине-зеленые водоросли начинают энергично развиваться, что приводит к образованию значительных количеств ОВ. Об этом свидетельствуют повышенные количества концентрации хлорофилла «а» в период с 13 апреля по 12 сентября 1972 г. [Козлова и др., 1977].

В летний период фитопланктон Можайского водохранилища на 90 % представлен сине-зелеными водорослями. В июне до 60 % общего количества водорослей приходится на зеленые водоросли (из 42 зарегистрированных видов 20 составили зеленые водоросли) [Козлова и др., 1977], по наблюдениям 26 июля сине-зеленые водоросли уже представляли ~ 45 % общей биомассы, а в поверхностных слоях – 89 %. Биомасса водорослей в поверхностных слоях составляла 15,2, а средневзвешенная величина биомассы для всего водохранилища – 5,83 г/м<sup>3</sup> [Левшина, 1980]. Во второй половине августа зеленые водоросли практически исчезают и вновь обнаруживаются лишь в октябре–ноябре [Козлова и др., 1977].

В годовом распределении наибольшие количества фитопланктона приходятся на конец июля–август ( $7 \cdot 10^8$ – $10^9$  кл/л) и сосредоточены в верхнем трехметровом слое, причем сине-зеленые располагаются практически в поверхностном слое. Максимальные количества хлорофилла «а» также отмечены в августе.

В июне–августе выделяются два максимума в вертикальном распределении фитопланктона: в слое 0–0.5 м и ниже 2–3 м. В летний период мощность трофогенного слоя составляет ~ 1.5 м. Максимум фотосинтеза приходится на глубины 0.5–1.0 м с точкой компенсации на глубине, равной удвоенной прозрачности воды по диску Секки. Содержание хлорофилла «а» в sestоне в летний период составляет 0.4–1.2 %, то есть 60–80 % ВОВ приходится на долю фитопланктона [Бердавцева и др., 1971; Козлова и др., 1977].

Особенностью температурной стратификации вод в 1972 г. было существование устойчивого слоя температурного скачка. Это привело к длительному расслоению водной толщи и отсутствию перемешивания поверхностных и придонных слоев воды практически в течение всего жаркого летнего периода. Температура воды летом достигала 22–24 °С и держалась в этих пределах длительное время при отсутствии ветрового перемешивания. В результате этого в 1972 г. отмечалось слабое по сравнению с другими годами цветение водоема в его нижних горизонтах и накопление у дна значительных количеств ОВ. Этим, очевидно, объясняется резкое возрастание на дне водоема 5 июля 1972 г. численности и биомассы микробентоса – до 7 млн экз./м<sup>2</sup> и 202 г/м<sup>2</sup> соответственно. Отмечены также резкое увеличение в августе 1972 г. и экстремально высокие концентрации растворенного Р, превышающие обычно наблюдаемые в десять раз [Комплексные исследования..., 1979].

Для летнего периода характерно наличие трех максимумов в вертикальном распределении взвешенных и частично растворенных компонентов ОВ в водах Можайского водохранилища: в поверхностном слое (обычно 0.5 м) за счет фотосинтеза фитопланктона; над слоем температурного скачка за счет плотностной неоднородности водных масс и у дна за счет аккумуляции осаждаемых взвесей, развития микробентоса и физико-химических процессов на границе вода–грунт. Результаты кинетического анализа БПК-данных подтверждают существование в летний период повышенных концентраций ОВ в слое термоклина, где скорость трансформации ОВ может быть наибольшей. Вертикальное распределение вычисленных начальных скоростей БПК хорошо иллюстрирует специфичность распределения в водах Можайского водохранилища компонентов ОВ в отдельные сроки наблюдений в летний период 1972 г. (рис. 1.2.2).

Вертикальное изменение скоростей БПК в осенний период свидетельствует об однородном распределении компонентов ОВ, что связано с осенней гомотермией в водоеме. Температура воды в этот период снизилась до 18–20.4 °С. Численность и биомасса сине-зеленых водорослей уменьшились до минимума, доминирующими стали пиррофитовые водоросли, которые составляли 82 % общей биомассы, хотя их численность достигала лишь 2.9–3.9 тыс. кл/л [Левшина, 1980].

10–17 октября 1972 г. в пробах с промежуточных глубин 3–5 м были обнаружены повышенные значения скоростей потребления О<sub>2</sub>. Это может объясняться тем, что в период осеннего перемешивания вод ОВ из придонных слоев выносятся в вышележащие слои, в которых условия для осуществления биохимических реакций разложения более благоприятны. Осенью отмечены аномально высокие концентрации валового и взвешенного Р в придонных слоях. Суммарный органический Р составлял при этом 50 % и более от общего, и значительная его часть была сорбирована на взвесьях или представляла собой макромолекулярную фракцию [Сапожников, Носова, 1977].

Осенью, а также весной общее количество фитопланктона не превышало  $2.5 \cdot 10^8$  кл/л. 20 % водорослей в планктоне осенью приходилось на диатомовые (весной их доля составляла всего 5 %). В эти же периоды отмечены наибольшие значения ассимиляционного числа, показывающего, какое количество С может ассимилировать единица хлорофилла за определенный промежуток времени, например, за одни сутки. Общий диапазон изменения ассимиляционного числа составлял от 26 до 400 (при содержании хлорофилла «а» 0.2 и 0.02 г/м<sup>2</sup> соответственно) [Широкова и др., 1972].

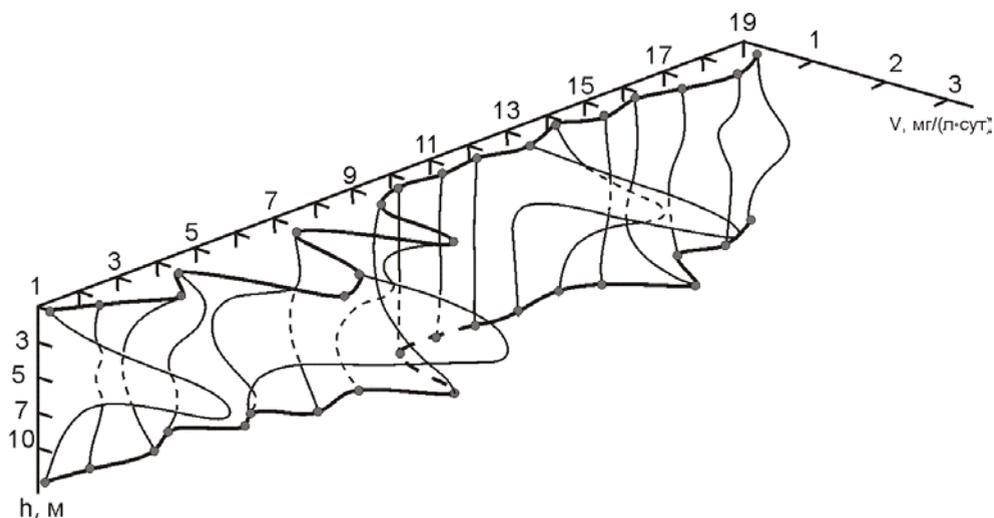
Характер потребления О<sub>2</sub>, оцениваемый по величинам начальных скоростей

БПК, позволяет предположить, что в придонных слоях воды поздней осенью сосредоточены высокие концентрации ОВ. Это подтверждается повышенной биомассой микробентоса (до 229 г/м<sup>2</sup>) в придонных слоях в конце первой декады ноября 1972 г. [Комплексные..., 1979]. В это же время отмечалось резкое возрастание средней концентрации органического N за счет вовлечения придонных слоев, изолированных в течение лета [Ершова, Воробьева, 1978]. О развитии окислительных процессов свидетельствует и повышение концентрации аммония в придонных слоях вод [Комплексные..., 1979].

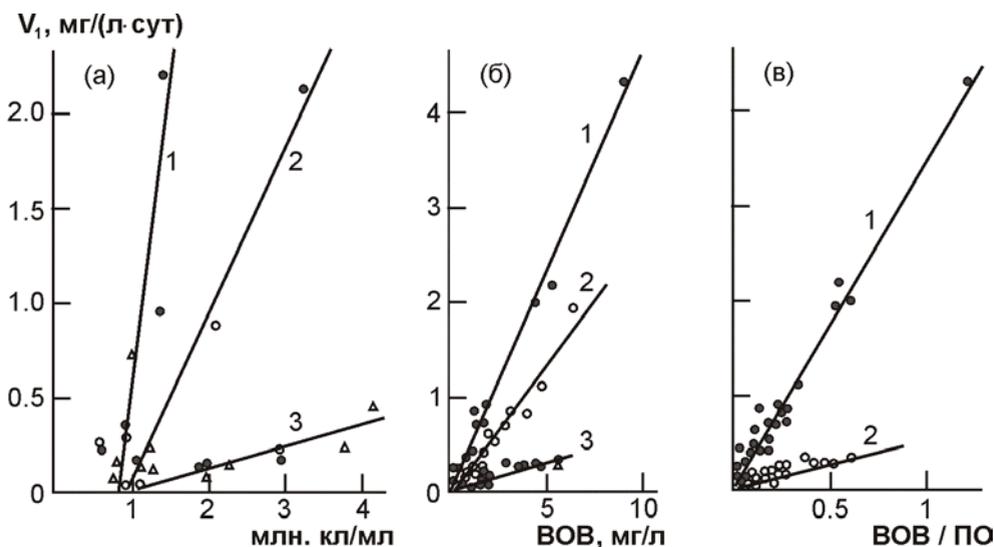
Осенью мощность трофогенного слоя сокращается до глубин < 1 м. Исследования деструкции ОВ показывают, что осенью деструкция начинает превалировать над фотосинтезом от поверхности до дна.

Зимой значения деструкции менялись от 0.5 до 2.5 г О<sub>2</sub>/(м<sup>2</sup> сут) и деструкционные процессы развивались примерно с одинаковой скоростью во всей толще воды. Ниже точки компенсации отмечено было резкое сокращение фотосинтеза, и с глубин 5–7 м он был равен нулю.

Характер сезонной изменчивости скоростей потребления О<sub>2</sub> (рис. 1.2.2) неплохо увязывается с динамикой в водоеме различных групп биологических объектов (главным образом бактерий и фитопланктона), жизнедеятельность которых непосредственно влияет на развитие продукционно-деструкционных процессов и в целом определяет качество водных ресурсов водохранилища. Сезонные изменения численности бактериопланктона в Можайском водохранилище обнаружили тесную связь с динамикой легкоусваиваемой части ОВ [Козлова, 1980; Козлова и др., 1977]. Сопоставление величин начальных скоростей БПК с неполными данными по общей численности бактерий в отдельные сроки наблюдений показало существование прямой зависимости между ними (рис. 1.2.3 а). Характер зависимости (наклон линии связи) определяется, очевидно, состоянием (или стадией развития) популяций бактерий, с одной стороны, и меняющимся во времени составом подвергающихся биохимическому разложению компонентов ОВ и ВОВ – с другой.



**Рис. 1.2.2.** Профиль изменений начальных скоростей БПК, оцененный по результатам кинетического анализа режимных наблюдений на ст. Красновидово в 1972 г. 1–19 – даты отбора проб, соответственно 11 апреля; 13 июня; 4, 11, 18 и 26 июля; 1, 8 и 14 августа; 12, 20 и 26 сентября; 10, 15, 20 и 27 ноября; 11 декабря



**Рис. 1.2.3.** Зависимости между значениями начальных скоростей БПК и общей численностью бактериопланктона (а), концентрацией ВОВ (б) и отношением ВОВ/ПО (в):  
1–3 – линии взаимной корреляции значений параметров

Зависимости 1–3 (рис. 1.2.3 а) характеризуют периоды соответственно активного развития популяции бактерий, после прохождения их численности через максимум и в остальные сроки наблюдений. На рис. 1.2.3 б представлены результаты сопоставления рассчитанных начальных скоростей БПК с имеющимися данными о содержании sestона CEC в исследованных пробах воды с разных глубин. Разброс точек на рис. 1.2.3 б позволяет выделить по меньшей мере три линии связи, которые описываются следующими корреляционными уравнениями:

$$\begin{aligned} \text{связь 1: } V &= 0.443 \text{ CEC} + 0.088, n = 19, r^2 = 0.987; \\ \text{связь 2: } V &= 0.272 \text{ CEC} + 0.039, n = 17, r^2 = 0.945; \\ \text{связь 3: } V &= 0.056 \text{ CEC} + 0.042, n = 17, r^2 = 0.669. \end{aligned}$$

Рис. 1.2.3 б показывает, что характер потребления  $O_2$  в значительной мере определяется содержанием компонентов ВОВ. Вклад различных микроорганизмов в формирующийся фонд ВОВ различен и зависит от активности и плотности той или иной группы микроорганизмов. С развитием разных групп микроорганизмов меняется соотношение живых организмов к общей массе ВОВ, основная часть которого приходится на мертвое ОВ, находящееся на различных стадиях разложения [Остапеня, 1971].

На рис. 1.2.3 б видно, что при содержании sestона  $< 0.5$  мг/л и скорости потребления  $O_2 < 0.2$  мг  $O_2$ /(л сут) выявить связи 1–3 было бы невозможно. Связи формируются при значениях скоростей БПК  $> 0.5$  мг  $O_2$ /(л сут) и концентрациях sestона  $> 2$  мг/л, которые наблюдаются в периоды активизации отдельных групп микроорганизмов. Связь 1 в таком случае может характеризовать период интенсивного развития бактерий, которые в 1972 г. были активны в июле, а связь 2 – период интенсивного развития водорослей, наибольшее количество которых было в августе [Козлова и др., 1977]. Связь 3 на рис. 2.1.3 б построена в основном по данным, характеризующим промежуточные водные массы водохранилища в летне-осенний период.

Существует большая вероятность корреляции между количеством содер-

жащегося в воде хлорофилла и концентрацией лабильного органического С. Выявлены также взаимосвязи между величинами деструкции ОВ, потреблением  $O_2$  на дыхание гидробионтов и содержанием в воде сестона [Ромова, 1972], а также между скоростью потребления  $O_2$  и концентрацией растворенного органического С. Если учесть, что для Можайского водохранилища установлены зависимости между содержанием хлорофилла «а», интенсивностью фотосинтеза и концентрацией сестона [Бердавцева и др., 1971; Козлова и др., 1977], а также между содержанием бактериопланктона и ОВ, определяемого в эквивалентах ПО [Козлова, 1980], то найденные соотношения между концентрациями компонентов ВОВ и скоростями потребления  $O_2$  представляются важными при анализе и интерпретации кинетических данных по БПК. В целом рис. 1.2.3 б свидетельствует, что по характеру потребления  $O_2$  можно получить информацию о содержании в воде биохимически разлагаемого ОВ различного происхождения и оценить вклад разных групп микроорганизмов в суммарное потребление  $O_2$ .

Анализ данных на рис. 1.2.3 б показал, что роль зоопланктона в формировании режима БПК в пробах незаметна. Это подтверждает выводы об отсутствии в водах Можайского водохранилища отчетливой связи между биомассой зоопланктона и общим количеством сестона [Бердавцева и др., 1971; Козлова и др., 1977] и между фито- и зоопланктоном [Мальцман, Широкова, 1977].

На рис. 1.2.3 в показано, что между скоростью потребления  $O_2$  и соотношением концентраций сестона и ПО в исследуемых пробах воды в начале экспериментов по БПК четко прослеживаются две связи, которые описываются следующими корреляционными уравнениями:

$$\text{связь 1: } V = 3.393 (\text{ВОВ})/\text{ПО} + 0.045, n = 29, r^2 = 0.974 ;$$

$$\text{связь 2: } V = 0.422 (\text{ВОВ})/\text{ПО} + 0.072, n = 20, r^2 = 0.482 .$$

Для построения связей 2 (рис. 1.2.3 в) и 3 (рис. 1.2.3 б) использовались результаты наблюдений практически в одних и тех же пробах воды. Связь 1 на рис. 1.2.3 в объединяет результаты, по которым построены связи 1 и 2 на рис. 1.2.3 б.

Концентрации РОВ в пресноводных водоемах примерно на порядок выше концентраций ВОВ. В Можайском водохранилище отмечается тенденция увеличения концентрации РОВ с ростом содержания ВОВ. До величин ВОВ 5–6 мг О/л эти показатели изменяются примерно параллельно; при дальнейшем возрастании концентрации ВОВ содержание РОВ почти не увеличивается. Фоновое содержание РОВ составляет 11.5–12.5 мг О/л и устанавливается в конце периода переработки аллохтонного ОВ. На этом фоне протекают продукционно-деструкционные процессы, приводящие к образованию автохтонного ОВ. В периоды цветения фитопланктона соотношение концентраций РОВ и ВОВ может приближаться к единице и количество сестона в воде может даже стать выше концентрации РОВ. При цветении фитопланктон выделяет значительное количество фиксированного органического С. Например, диатомовые в оз. Мосс выделяли соответственно в световых и темновых условиях 1.5–6 и 15–20 % фиксированного С [Zondergaard, Schierup, 1982]. Можно предполагать, что характер потребления  $O_2$  в исследуемых водах зависит не только от содержания в них РОВ, эквивалентом которого служит ПО, но и от соотношения концентраций компонентов ВОВ и РОВ. На рис. 1.2.3 в видно, что соотношение сестон/ПО в целом влияет на режим и направленность процесса БПК. При выраженной активности одной из групп микроорганизмов (например, бактерио- и фитопланктона) характер потребления  $O_2$  будет отражаться связью 1, а в иных случаях – связью 2 (рис. 1.2.3 в). Таким образом, в пробах воды, отобранных в период цветения фитопланктона, специальное внимание должно быть уделено оценке эффекта разложения ОВ, включаемого в состав биомассы фитопланктона. Запас этого вещества значителен [Ларионов, 1975; Скопинцев, 1976; Jewell, McCarty, 1971]. В Можайском водохранилище в период цветения

фитопланктона до 100 % ОВ обеспечивается за счет продукции фитопланктона, аллохтонное ОВ в общем балансе практически не играет роли [Бердавецва и др., 1971].

Эксперименты по БПК позволяют предполагать, что наблюдаемое в летний период возрастание концентрации ЛОВ связано в основном с биологическими процессами новообразования ОВ. Связь между наблюдаемыми величинами БПК<sub>5</sub> и сестонем СЕС выражается уравнением линейной регрессии:

$$\text{БПК}_5 = 1.7 + 0.9 \text{ СЕС} \quad (n = 21, r^2 = 0.774) .$$

Свободный член этого уравнения отражает среднее содержание РОВ, участвующего в биохимическом окислении. Предварительный анализ позволил выявить также связь между  $[\text{O}_{2\text{I}2}]$  и содержанием N в сестоне. Бактериями может минерализовываться 15–20 % имеющегося РОВ. Остальная часть его представлена трудноокисляемыми фракциями ОВ, или «водным гумусом». За пять суток окисляется ~ 90 % имеющегося в воде ВОВ. В летний период практически все ВОВ в водохранилище представлено автохтонным и высоколабильным веществом [Бердавецва, Лебедев, 1986].

Проведенное исследование показывает, что анализ кинетики БПК может служить основой актуального в настоящее время изучения механизма окисления ОВ, различного по структуре и происхождению, а также для выявления пространственной неоднородности распределения  $\text{O}_2$  в водоемах и воздействий различных факторов на режим окисления ОВ.

#### **Выводы по результатам анализа первой серии БПК-данных**

Исследовалась динамика окислительных процессов в воде Можайского водохранилища на основе анализа экспериментальных данных по кинетике БПК и показателей содержания ОВ (ПО, БО, сестон), бактерио- и фитопланктона с учетом особенностей температурного режима.

В экспериментах по БПК наблюдалось шесть типов кривых (экспоненциальный, автокаталитический, экспоненциально-автокаталитический, полиавтокаталитический, экспоненциальный с началом второй стадии, автокаталитический с началом второй стадии). В целом выше повторяемость кривых автокаталитического типа (22.4 %) и автокаталитического с началом второй стадии (36.5 %).

Представлены статистические данные о повторяемости кинетических характеристик первой стадии процесса БПК –  $k$  и  $[\text{O}_{2\text{I}1}]$ , изменяющихся соответственно от  $< 0.05$  до  $> 1.6 \text{ сут}^{-1}$  и от  $< 0.5$  до  $> 4.0 \text{ мг O}_2/\text{л}$ . Выше всего повторяемость величин  $k$  в пределах  $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (29 %), а среди значений  $[\text{O}_{2\text{I}1}]$  чаще других повторялись величины  $1\text{--}2 \text{ мг O}_2/\text{л}$  (49.5 %).

Сопоставление величин БПК<sub>5</sub> и  $[\text{O}_{2\text{I}1}]$  показало, что повторяемость случаев их равенства составляла 37.3 %, случаев превышения БПК<sub>5</sub> над  $[\text{O}_{2\text{I}1}]$  – 52.5 % и обратных случаев – 10.2 %.

Характер сезонной изменчивости начальных скоростей потребления  $\text{O}_2$  увязывается с динамикой в водоеме различных групп биологических объектов (бактерио- и фитопланктона), жизнедеятельность которых непосредственно влияет на развитие продукционно-деструкционных процессов и в целом определяет качество водных ресурсов водохранилища.

#### **Результаты исследований второй серии БПК-наблюдений**

Концентрации РОВ и ВОВ, представленные в табл. 1.2.6, оценивались по величинам ПО и БО с помощью общепринятых эмпирических соотношений:

$$\begin{aligned} \text{РОВ (мг/л)} &= 0.75 \text{ БО (мг О/л)} ; \\ \text{ВОВ (мг/л)} &= 0.75 \text{ СЕС (мг О/л)} . \end{aligned}$$

Наибольшая изменчивость концентраций РОВ и ВОВ в водоеме наблюдалась в июле–сентябре. Если рассматривать отдельные акватории водоема, то

наибольшие колебания концентраций РОВ отмечены на ст. I и IV, а ВОВ – на ст. II. Примерно такие же тенденции намечаются и в пространственно-временной изменчивости запасов РОВ и ВОВ в водохранилище (табл. 1.2.6).

Анализ особенностей кинетики процесса БПК (всего – > 90 опытов) не выявил каких-либо существенных отличий от того, что было установлено на примере анализа первой серии БПК-наблюдений на ст. IV. Выделяется шесть типов кинетических кривых БПК, которые могут характеризовать развитие процесса в пробах Можайской воды. В зависимости от места и времени отбора проб воды процесс БПК в этой серии краткосрочных опытов (до пяти-семи суток) развивается в одну или две стадии, что должно быть учтено при изучении особенностей окислительных процессов.

Неоднозначность развития БПК является свидетельством того, что имеющееся в воде и подверженное окислению ОВ существенно меняется в течение года не только количественно, но и по составу. Некоторая статистическая информация (табл. 1.2.7), полученная при анализе данных по кинетике БПК, показывает, что сравнительно немного опытов (8.7 %) было выполнено в марте, примерно одинаковое их число (21.8–23.9 %) – в июне, июле, сентябре и ноябре 1972 г. В целом больше экспериментов проводилось с водой, отобранной на ст. IV (23.9 %), меньше – на ст. I и 47 (12–13 %). Чаще изучались воды из поверхностного метрового слоя (26.1 %) и с глубин 6–9 м (20.7 %).

Таблица 1.2.6

**Средневзвешенные по объему концентрации РОВ и ВОВ, мг/л (числитель), и их запасы, т (знаменатель), для отдельных районов и водохранилища в целом в разные сроки наблюдений 1972 г.**

Дата съемок	Формы ОВ	Концентрации и запасы форм ОВ на станциях						Средние для водоема
		I	II	III	IV	47	V	
12,13 III	POB	$\frac{7.0}{24.0}$	$\frac{19.1}{247.7}$	$\frac{16.4}{252.0}$	$\frac{15.4}{543.2}$	$\frac{12.0}{399.8}$	$\frac{11.8}{477.5}$	$\frac{13.8}{1944.2}$
	BOB	$\frac{0.2}{0.6}$	$\frac{0.07}{1.8}$	$\frac{0.06}{0.7}$	$\frac{0.06}{5.7}$	$\frac{0.09}{2.9}$	$\frac{0.04}{1.8}$	$\frac{0.1}{13.5}$
5 V	POB	$\frac{13.8}{150.6}$	$\frac{14.4}{359.2}$	$\frac{11.8}{406.3}$	$\frac{11.2}{609.0}$	$\frac{11.0}{531.7}$	$\frac{10.4}{563.6}$	$\frac{11.6}{2620.4}$
	BOB	$\frac{1.4}{11.3}$	$\frac{0.6}{14.0}$	$\frac{0.4}{12.8}$	$\frac{0.4}{20.1}$	$\frac{0.5}{24.9}$	$\frac{0.1}{5.5}$	$\frac{0.4}{88.6}$
13 VI	POB	$\frac{18.6}{196.1}$	$\frac{15.6}{380.8}$	$\frac{13.8}{160.3}$	$\frac{11.0}{582.8}$	$\frac{11.0}{525.1}$	$\frac{10.8}{580.4}$	$\frac{12.2}{2725.5}$
	BOB	$\frac{0.5}{0.5}$	$\frac{0.4}{9.6}$	$\frac{0.3}{11.2}$	$\frac{0.02}{1.2}$	$\frac{0.4}{19.1}$	$\frac{0.7}{35.9}$	$\frac{0.4}{77.5}$
26 VII	POB	$\frac{12.4}{24.8}$	$\frac{14.0}{352.9}$	$\frac{15.0}{436.4}$	$\frac{7.9}{380.2}$	$\frac{9.2}{396.1}$	$\frac{10.2}{499.2}$	$\frac{10.6}{2089.6}$
	BOB	$\frac{1.7}{3.3}$	$\frac{5.7}{145.3}$	$\frac{2.8}{81.0}$	$\frac{3.8}{180.9}$	$\frac{1.6}{70.6}$	$\frac{0.5}{27.1}$	$\frac{2.6}{508.2}$
12 IX	POB	$\frac{8.3}{33.3}$	$\frac{13.9}{202.8}$	$\frac{12.6}{297.4}$	$\frac{12.5}{510.4}$	$\frac{12.8}{386.8}$	$\frac{11.2}{452.3}$	$\frac{11.7}{1883.0}$

Дата съёмки	Формы ОВ	Концентрации и запасы форм ОВ на станциях						Средние для водоема
		I	II	III	IV	47	V	
	ВОВ	$\frac{0.9}{3.8}$	$\frac{6.3}{91.8}$	$\frac{4.0}{94.5}$	$\frac{0.7}{29.8}$	$\frac{1.0}{37.2}$	$\frac{0.5}{21.1}$	$\frac{1.7}{278.2}$
10 XI	РОВ	$\frac{6.4}{12.6}$	$\frac{10.3}{130.8}$	$\frac{12.6}{186.3}$	$\frac{12.0}{414.9}$	$\frac{8.4}{273.5}$	$\frac{10.6}{419.5}$	$\frac{10.6}{1438.2}$
	ВОВ	$\frac{0.4}{0.9}$	$\frac{0.5}{6.1}$	$\frac{0.6}{8.9}$	$\frac{0.8}{27.5}$	$\frac{0.4}{11.8}$	$\frac{0.6}{23.6}$	$\frac{0.6}{78.8}$

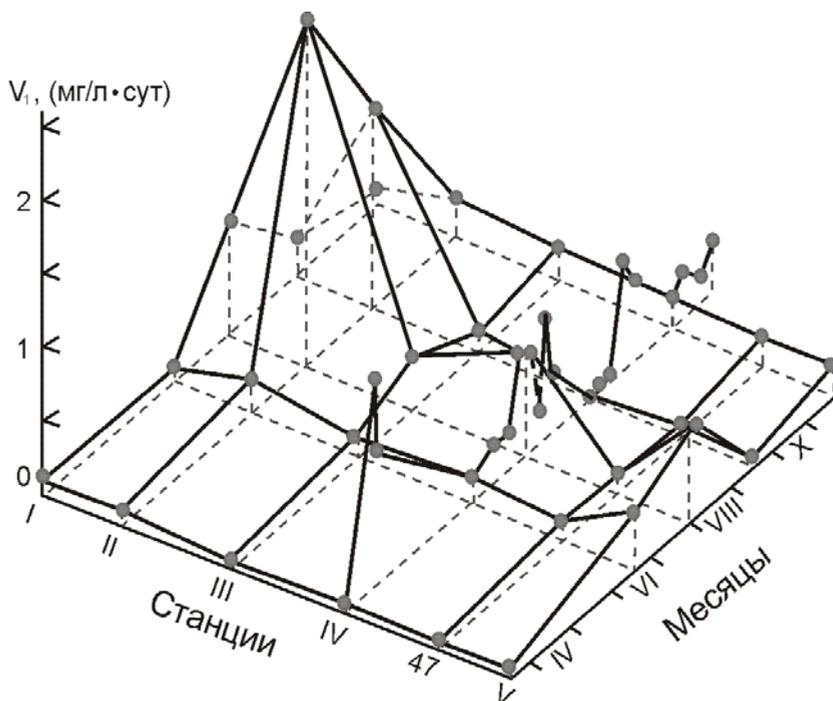
Анализ кинетических параметров БПК показывает, что в мартовской воде преимущественные величины  $k$  составляли  $< 0.05 \text{ сут}^{-1}$ , а значения  $[O_{2l}]_1$  менялись в пределах 1–4 мг  $O_2/\text{л}$ . В июне чаще отмечались величины  $k$ , равные 0.05–0.1 (9.8 %) и 0.1–0.2  $\text{сут}^{-1}$  (8.7 %), при доминирующих значениях  $[O_{2l}]_1 = 1\text{--}2 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (18.6 %). В июле наблюдался большой разброс величин  $k$ , причем преобладали высокие значения: 0.8–1.6  $\text{сут}^{-1}$  (7.6 %), а повторяемость меньших значений была практически одинакова (2.2–4.3 %). В этот период часто встречались величины  $[O_{2l}]_1 > 4 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (5.4 %). В сентябре вода характеризовалась преобладанием величин  $k = 0.1\text{--}0.2 \text{ сут}^{-1}$  (9.8 %) и  $[O_{2l}]_1 = 0.5\text{--}1 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (12 %). В ноябрьской воде значения  $k$  были преимущественно  $< 0.05 \text{ сут}^{-1}$  (6.5 %) и  $[O_{2l}]_1 = 2\text{--}4 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (10.9 %). Несколько меньше была повторяемость величин  $[O_{2l}]_1 = 1\text{--}2 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (6.5 %).

На ст. I–IV чаще отмечались величины  $k = 0.05\text{--}0.1$  и  $0.2\text{--}0.4 \text{ сут}^{-1}$  (5.4 %),  $0.05\text{--}0.2 \text{ сут}^{-1}$  (5.4–6.5 %) и  $0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (9.8%) при доминировании величин  $[O_{2l}]_1 = 1\text{--}2 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (7.6–10.9 %). Вода со ст. 47 и V характеризовалась преимущественными величинами  $k = 0.1\text{--}0.2 \text{ сут}^{-1}$  (4.3–7.7 %) и значениями  $[O_{2l}]_1 = 1\text{--}2$  и  $0.5\text{--}1 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (5.4–7.6 %). Вода верхнего девятиметрового слоя чаще характеризовалась величинами  $k = 0.05\text{--}0.1 \text{ сут}^{-1}$  (5.3–6.5 %), а с глубин  $> 10 \text{ м}$  и из придонных горизонтов –  $0.1\text{--}0.2 \text{ сут}^{-1}$  (4.3–7.5 %). При этом доминировали значения  $[O_{2l}]_1 = 1\text{--}2 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (6.5–10.9 %) (табл. 1.2.7).

На рис. 1.2.4 показаны колебания величин кинетической характеристики БПК – начальной скорости процесса,  $V_1$ , осредненной для столба воды. Ее пространственно-временные колебания в целом отражают обнаруженные закономерности изменения концентраций РОВ и ВОВ в водоеме. Полученные данные характеризуют наиболее значимые фазы сезонной динамики ОВ в водохранилище, а именно конец зимнего сезона, период весеннего наполнения, начало и все этапы продуктивного сезона, период осенней гомотерии. Пространственные различия в содержании ОВ и величинах  $V_1$  по акватории водохранилища определяются распределением водных масс.

Речные зимние воды с низким содержанием ОВ по вертикали расположены в водохранилище под весенними водными массами, для которых характерны более высокие концентрации ОВ. Особенно это заметно в районах русловой ложбины; на пойменных участках водохранилища вертикальное распределение ОВ более однородно. Имеющаяся в конце зимы выраженная вертикальная неоднородность в распределении ОВ в результате смешения вод и трансформации ОВ уменьшается по направлению к плотине. Наибольшая разница в содержании ОВ в речной воде и водной массе водохранилища отмечена, когда зимнему ледоставу предшествовал значительный осенний паводок, как это было осенью 1971 г.

Трансформация ОВ в зимний период в водоеме определяется деструкцией под действием гидробионтов [Кузнецов, 1970], хотя низкая температура задерживает развитие бактерий и замедляет разложение лабильных фрак-



**Рис. 1.2.4.** Изменение осредненной по глубине начальной скорости БПК в разных районах Можайского водохранилища в марте–ноябре 1972 г.

ций ОВ. В среднем деструкция ОВ составляет 0.1–0.15 мг  $O_2$ /(л сут) при 20 °С и 0.022–0.034 мг  $O_2$ /(л сут) при температуре воды в зимний период. Эти оценки согласуются с имеющимися в литературе величинами зимней деструкции ОВ, равной 0.02–0.05 мг  $O_2$ /(л сут) в воде Рыбинского водохранилища [Романенко, 1985]. Деструкция ОВ максимальна в Можайском водохранилище на ст. III: здесь она в три-пять раз выше, чем на других участках водоема. Под действием биохимических процессов содержание ОВ в водохранилище зимой снижается на 30–35 % по сравнению с осенним периодом.

Распределение sestона зимой определяется зимней мезотермией, формирующейся в результате подтока холодных и более плотных из-за повышенной минерализации речных вод под массы воды в водохранилище [Драчев и др., 1953; Остапеня, 1965], что способствует концентрированию взвесей выше слоя вод повышенной плотности.

Весеннее наполнение водоема начинается еще при наличии ледяного покрова на большей его части. В первую половину этого периода характерная для зимы вертикальная структура вод сохраняется, во вторую – происходит ее разрушение и водная толща становится полностью однородной по содержанию в ней ОВ. Весенний период завершается установлением устойчивой прямой температурной стратификации в основном по всему водоему. Динамика ОВ весной определяется преимущественно деструкцией привнесенного ОВ, а в начале этого периода – также подледным фотосинтезом. Пространственное распределение ОВ весной формируется водными массами. В верховье водохранилища присутствуют весенние речные массы с высоким содержанием ОВ, по направлению к плотине в результате смешения вод и трансформации ОВ его концентрация в воде снижается. Распределение ОВ в поперечном сечении в водохранилище сравнительно однородно.

Таблица 1.2.7

**Повторяемость, %, вычисленных кинетических параметров БПК  
в зависимости от месяца, станции и горизонта отбора проб воды**

Параметр и его вели- чина	Месяц					Станция					Горизонт, м						Сумма, %	
	III	VI	VII	IX	XI	I	II	III	IV	47	V	≤1	2-3.5	4-5.6	6-9	10-15		дно
<b><i>k</i>, сут<sup>-1</sup></b>																		
< 0.05	<u>6.5</u> 75.0	<u>1.1</u> 4.5	-	<u>5.4</u> 25.0	<u>6.5</u> 28.6	<u>2.2</u> 16.6	<u>3.3</u> 17.6	<u>2.2</u> 13.3	<u>4.3</u> 18.2	<u>4.3</u> 36.4	<u>3.3</u> 20.0	<u>5.4</u> 20.8	<u>3.3</u> 23.1	<u>4.3</u> 25.0	<u>1.1</u> 5.3	<u>2.2</u> 28.6	<u>3.3</u> 23.1	19.6
0.05-0.1	<u>2.2</u> 25.0	<u>9.8</u> 40.9	<u>4.3</u> 19.0	<u>2.2</u> 10.0	<u>8.7</u> 38.1	<u>5.4</u> 41.7	<u>2.2</u> 11.8	<u>6.5</u> 40.0	<u>9.8</u> 40.9	-	<u>3.3</u> 20.0	<u>6.6</u> 25.0	<u>5.3</u> 38.4	<u>6.5</u> 37.6	<u>6.5</u> 31.6	-	<u>2.2</u> 15.4	27.2
0.1-0.2	-	<u>8.7</u> 36.4	<u>4.3</u> 19.0	<u>9.8</u> 45.0	<u>4.3</u> 19.0	<u>2.2</u> 16.7	<u>3.3</u> 17.6	<u>5.4</u> 33.3	<u>4.3</u> 18.2	<u>7.7</u> 63.6	<u>4.3</u> 26.7	<u>5.4</u> 20.8	<u>3.3</u> 23.1	<u>1.1</u> 6.2	<u>5.4</u> 26.3	<u>4.3</u> 57.1	<u>7.5</u> 53.8	27.2
0.2-0.4	-	<u>4.3</u> 18.2	<u>2.2</u> 9.6	<u>3.3</u> 15.0	<u>2.2</u> 9.5	<u>2.2</u> 16.7	<u>5.4</u> 29.4	<u>1.1</u> 6.7	<u>3.3</u> 13.6	-	-	<u>4.3</u> 16.7	<u>1.1</u> 7.7	<u>3.3</u> 18.7	<u>3.3</u> 15.8	-	-	11.9
0.4-0.8	-	-	<u>4.3</u> 19.0	<u>1.1</u> 5.0	<u>1.1</u> 4.8	<u>1.1</u> 8.2	<u>2.2</u> 11.8	<u>1.1</u> 6.7	<u>1.1</u> 4.5	-	<u>1.1</u> 6.6	<u>2.2</u> 8.3	<u>1.1</u> 7.7	-	<u>2.2</u> 10.5	-	<u>1.1</u> 7.7	6.5
0.8-1.6	-	-	<u>7.6</u> 33.4	-	-	-	<u>2.2</u> 11.8	-	<u>1.1</u> 4.5	-	<u>4.3</u> 26.7	<u>2.2</u> 8.3	-	<u>2.2</u> 12.5	<u>2.2</u> 10.5	<u>1.1</u> 14.3	-	7.0
<b>[O<sub>2</sub>]<sub>т</sub>, мг/л</b>																		
< 0.5	-	<u>1.1</u> 4.5	-	<u>2.2</u> 10.0	<u>1.1</u> 4.8	-	<u>1.1</u> 5.9	-	<u>1.1</u> 4.5	<u>1.1</u> 9.1	<u>1.1</u> 6.6	-	-	<u>2.2</u> 12.5	<u>1.1</u> 5.3	<u>1.1</u> 14.3	-	4.3
0.5-1.0	-	<u>3.3</u> 13.6	<u>4.3</u> 19.0	<u>12.0</u> 55.0	<u>2.2</u> 9.5	<u>1.1</u> 8.2	-	<u>2.2</u> 13.3	<u>7.6</u> 31.8	<u>3.3</u> 27.3	<u>7.6</u> 46.8	<u>4.3</u> 16.7	<u>1.1</u> 7.7	<u>4.3</u> 25.0	<u>4.3</u> 21.1	<u>3.3</u> 42.8	<u>4.3</u> 30.8	21.7
1.0-2.0	<u>4.3</u> 50.0	<u>18.6</u> 77.4	<u>8.7</u> 38.1	<u>5.4</u> 25.0	<u>6.5</u> 28.6	<u>7.6</u> 58.3	<u>8.7</u> 47.1	<u>10.9</u> 66.7	<u>7.6</u> 31.8	<u>5.4</u> 45.4	<u>3.3</u> 20.0	<u>10.9</u> 41.7	<u>9.7</u> 69.2	<u>7.6</u> 43.8	<u>7.7</u> 36.9	<u>1.1</u> 14.3	<u>6.5</u> 46.2	43.5
2.0-4.0	<u>4.3</u> 50.0	<u>1.1</u> 4.5	<u>4.3</u> 19.0	-	<u>10.9</u> 47.6	<u>1.1</u> 8.2	<u>5.4</u> 29.4	<u>3.3</u> 20.0	<u>6.5</u> 27.3	<u>2.2</u> 18.2	<u>2.2</u> 13.3	<u>6.6</u> 25.0	<u>1.1</u> 7.7	<u>2.2</u> 12.5	<u>5.4</u> 26.3	<u>2.2</u> 28.6	<u>3.3</u> 23.0	20.7
> 4.0	-	-	<u>5.4</u> 23.8	<u>2.2</u> 10.0	<u>2.2</u> 9.5	<u>3.3</u> 25.0	<u>3.3</u> 17.6	-	<u>1.1</u> 4.5	-	<u>2.2</u> 13.3	<u>4.3</u> 16.3	<u>2.2</u> 15.4	<u>1.1</u> 6.2	<u>2.2</u> 10.5	-	-	9.8
<b>Сумма</b>	<b>8.7</b> <b>100</b>	<b>23.9</b> <b>100</b>	<b>22.8</b> <b>100</b>	<b>21.8</b> <b>100</b>	<b>22.8</b> <b>100</b>	<b>13.0</b> <b>100</b>	<b>18.5</b> <b>100</b>	<b>16.3</b> <b>100</b>	<b>23.9</b> <b>100</b>	<b>12.0</b> <b>100</b>	<b>16.3</b> <b>100</b>	<b>26.1</b> <b>100</b>	<b>14.1</b> <b>100</b>	<b>17.4</b> <b>100</b>	<b>20.7</b> <b>100</b>	<b>7.6</b> <b>100</b>	<b>14.1</b> <b>100</b>	<b>100</b>

В конце июня–начале июля в воде водохранилища преобладает ОВ автохтонного генезиса вследствие преимущественного развития сине-зеленых водорослей. Динамика и распределение ОВ в водоеме в этот период зависят от интенсивности развития продукционно-деструкционных процессов и их соотношения в летний период, между фотосинтезом и деструкцией ОВ выявлена прямая зависимость: развитие фотосинтеза определяется содержанием биогенных веществ, образующихся при деструкции автохтонного ОВ. Концентрация биогенных веществ в водной среде формируется при динамическом равновесии между процессами пополнения их запасов за счет

деструкции ОВ и расходования на развитие фотосинтеза. Максимальная интенсивность продукционных процессов в водохранилище наблюдается, как правило, на тех участках, где речной режим сменяется на озерный. Предположительно это объясняется более быстрым круговоротом ОВ на мелководных участках водоема.

Период интенсивного развития фитопланктона характеризуется сравнительно невысоким содержанием ОВ (в водной среде) в районе выклинивания подпора. Резкое возрастание концентрации ОВ отмечено в конце верхнего и в среднем гидрографическом районе. В нижнем районе она снижается и приближается к значениям, наблюдаемым в районе выклинивания подпора вод. Поперечное распределение ОВ в период цветения сине-зеленых водорослей неоднородно: наблюдается увеличение его концентрации на пойменных участках, что связано с быстрым оборотом ОВ, и уменьшение – на русловых участках.

Примерно с середины сентября отмечено активное развитие продукционных процессов в сравнительно тонком приповерхностном слое. В целом же для столба воды интенсивность продукционных процессов уменьшается, а деструкционных – возрастает. Это приводит к снижению всех показателей, характеризующих содержание ОВ в воде. Вследствие осеннего перемешивания вод отмечается сравнительно однородное распределение всех показателей состояния водной среды. Общее содержание ОВ в воде возрастало, однако сокращалось содержание биохимически лабильной его части. Это могло быть связано со сменой видового состава водорослей или с резким увеличением мощности трофолитической зоны, так как резкое понижение температуры по глубине отмечалось уже в верхних слоях водохранилища. Первое практически полное осеннее перемешивание вод в 1972 г. произошло в ноябре. Оно привело к взмучиванию донных отложений и вовлечению в оборот сконцентрированных на поверхности дна слаборазложившихся взвешенных веществ. В результате резко возросли значения БПК и концентрации органического N в ноябрьской воде во всем столбе воды.

Данные по распределению на каждой станции величин ПО, БО воды и кинетических параметров БПК были использованы для сравнения их изменчивости в отдельные периоды наблюдений. По значениям БО воды и концентрациям СЕС оценивалось соответственно содержание органического углерода ( $C_{орг}$ ) и углерода в сестоне ( $C_{сес}$ ) по общепринятым эмпирическим соотношениям:

$$\begin{aligned} C_{орг} \text{ (мг/л)} &= 0.375 \text{ БО (мг О/л)} ; \\ C_{сес} \text{ (мг/л)} &= 0.375 \text{ СЕС (мг О/л)} . \end{aligned}$$

Суммарное содержание углерода  $\Sigma C$ , мг/л, оценивалось в виде суммы  $C_{орг}$  и  $C_{сес}$ . Статистический анализ информации показал, что содержание  $C_{орг}$  в воде менялось от 2–4 до > 10 мг/л. В большинстве случаев (44.7 %) оно составляло 4–6 мг/л, в 29.4 % случаев наблюдались его концентрации 6–8 мг/л. Содержание  $C$  в сестоне колебалось в течение года в пределах 0.1–3.2 мг/л; чаще наблюдались его концентрации <0.1, 0.1–0.2 и 0.2–0.4 мг/л (20–25.6 %); сравнительно высока также повторяемость (13.4 %) концентраций  $C_{сес}$  – 0.4–0.8 мг/л. Суммарное содержание углерода  $\Sigma C$  изменялось в течение года от 2–4 до 12–14 мг/л. Преимущественно (34.1–38.9 %) оно составляло 4–8 мг/л, концентрации 8–10 мг/л отмечались в 12.9 % случаев.

Анализ повторяемости кинетических параметров БПК в зависимости от содержания  $C_{орг}$ ,  $C_{сес}$  и  $\Sigma C$  показывает, что в большинстве случаев (25.5–28.9 %) значения  $k = 0.05–0.2 \text{ сут}^{-1}$ , а  $[O_{21}]_1 = 1–2 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (43.3–43.5 %); несколько ниже (21.2–23.2 %) повторяемость величин  $[O_{21}]_1 = 0.5–1 \text{ мг } O_2/\text{л}$  (табл. 1.2.8 и 1.2.9).

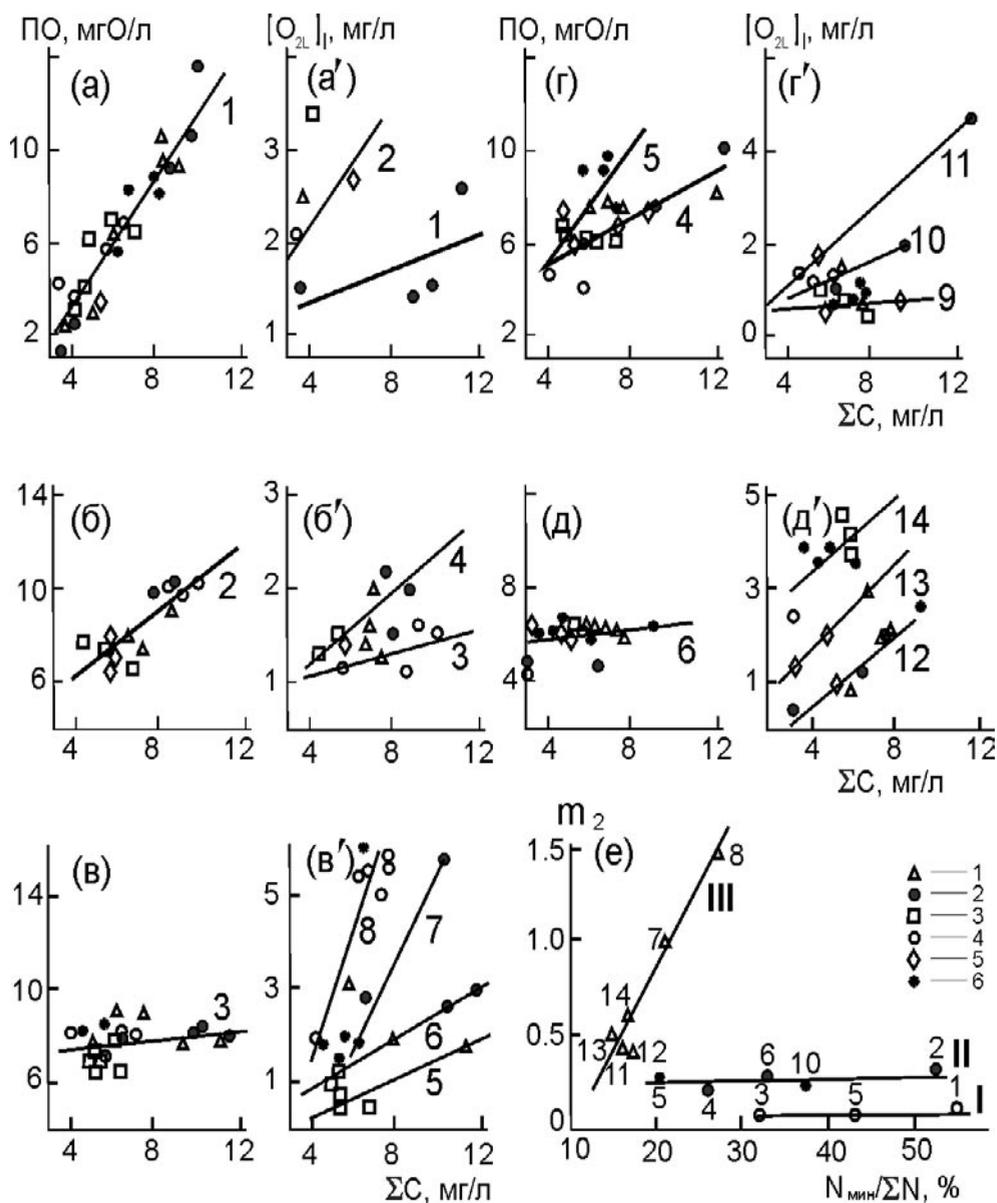
Таблица 1.2.8

**Повторяемость, %, вычисленных кинетических параметров БПК  
в зависимости от содержания в исследуемой воде  $C_{опг}$  и  $\Sigma C$**

Параметр и его величина	$C_{опг}$ , мг/л					$\Sigma C$ , мг/л						Сумма
	2-4	4-6	6-8	8-10	> 10	2-4	4-6	6-8	8-10	10-12	12-14	
$k$ , сут <sup>-1</sup>												
< 0.05	$\frac{4.7}{36.4}$	$\frac{7.1}{15.8}$	$\frac{7.1}{24.0}$	$\frac{2.3}{20.0}$	-	$\frac{4.7}{57.1}$	$\frac{7.1}{18.2}$	$\frac{7.1}{20.7}$	$\frac{2.3}{18.2}$	-	-	21.2
0.05-0.1	$\frac{3.5}{27.2}$	$\frac{9.4}{21.1}$	$\frac{7.1}{24.0}$	$\frac{4.8}{40.0}$	$\frac{1.2}{100.0}$	$\frac{2.3}{28.6}$	$\frac{5.9}{15.1}$	$\frac{11.8}{34.5}$	$\frac{4.7}{36.3}$	$\frac{1.2}{25.0}$	-	25.9
0.1-0.2	$\frac{2.3}{18.2}$	$\frac{16.5}{36.8}$	$\frac{7.1}{24.0}$	$\frac{2.3}{20.0}$	-	-	$\frac{15.4}{39.4}$	$\frac{9.4}{27.6}$	$\frac{3.5}{27.3}$	-	-	28.2
0.2-0.4	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{3.5}{7.9}$	$\frac{3.5}{12.0}$	$\frac{1.2}{10.0}$	-	$\frac{1.2}{14.3}$	$\frac{2.3}{6.1}$	$\frac{3.5}{10.3}$	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{1.2}{25.0}$	-	9.4
0.4-0.8	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{3.5}{7.9}$	$\frac{1.2}{4.0}$	$\frac{1.2}{10.0}$	-	-	$\frac{4.7}{12.1}$	-	$\frac{1.2}{9.1}$	-	$\frac{1.2}{100.0}$	7.1
0.8-1.6	-	$\frac{4.7}{10.5}$	$\frac{3.5}{12.0}$	-	-	-	$\frac{3.5}{9.1}$	$\frac{2.3}{6.9}$	-	$\frac{2.3}{50.0}$	-	8.2
$[O_{2t}]_t$ , мг/л												
< 0.5	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{1.2}{2.6}$	$\frac{1.2}{4.0}$	-	-	$\frac{1.2}{14.3}$	$\frac{1.2}{3.0}$	$\frac{1.2}{3.5}$	-	-	-	3.5
0.5-1.0	-	$\frac{11.8}{26.3}$	$\frac{9.4}{32.0}$	-	-	-	$\frac{11.8}{30.3}$	$\frac{8.2}{24.1}$	$\frac{1.2}{9.1}$	-	-	21.2
1.0-2.0	$\frac{7.0}{54.6}$	$\frac{15.2}{34.2}$	$\frac{11.7}{40.0}$	$\frac{9.4}{80.0}$	-	$\frac{3.5}{42.8}$	$\frac{15.4}{39.4}$	$\frac{14.1}{41.4}$	$\frac{9.3}{72.7}$	$\frac{1.2}{25.0}$	-	43.5
2.0-4.0	$\frac{3.5}{27.2}$	$\frac{10.6}{23.7}$	$\frac{5.9}{20.0}$	$\frac{1.2}{10.0}$	$\frac{1.2}{100.0}$	$\frac{3.5}{42.9}$	$\frac{8.2}{21.2}$	$\frac{5.9}{17.2}$	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{3.5}{75.0}$	-	22.4
> 4.0	$\frac{1.2}{9.1}$	$\frac{5.9}{13.2}$	$\frac{1.2}{4.0}$	$\frac{1.2}{10.0}$	-	-	$\frac{2.3}{6.1}$	$\frac{4.7}{13.8}$	$\frac{1.2}{9.1}$	-	$\frac{1.2}{100.0}$	9.4
Сумма	$\frac{12.9}{100}$	$\frac{44.7}{100}$	$\frac{29.4}{100}$	$\frac{11.8}{100}$	$\frac{1.2}{100}$	$\frac{8.2}{100}$	$\frac{38.9}{100}$	$\frac{34.1}{100}$	$\frac{12.9}{100}$	$\frac{4.7}{100}$	$\frac{1.2}{100}$	100

На рис. 1.2.5 показаны выявленные связи между величинами ПО и  $\Sigma C$ , а также между  $[O_{2t}]_t$  и  $\Sigma C$  для отдельных периодов наблюдений. Взаимосвязь между указанными параметрами оценивалась с помощью линейной корреляционного уравнения  $y = mx + b$ , где  $x$  –  $\Sigma C$ , мг/л,  $y$  – ПО, мг  $O_2$ /л, или  $[O_{2t}]_t$ , мг  $O_2$ /л;  $m$  – угловой коэффициент связи,  $b$  – свободный член. Статистические характеристики связей между рассмотренными параметрами ОВ представлены в табл. 1.2.10.

Изменчивость условий трансформации ОВ может быть охарактеризована по соотношению величин ПО,  $[O_{2t}]_t$  и БО. Наиболее низкие величины отношения ПО/БО характерны для лабильных биохимически разрушаемых фракций ОВ, а наиболее высокие – для фракций ОВ, сравнительно стойких к биохимическому разложению. Отмеченные изменения соотношений величин ПО,  $[O_{2t}]_t$  и  $\Sigma C$  в отдельные периоды наблюдений связаны с особенностями трансформации ОВ в водохранилище, и в частности с появлением ЛОВ при интенсификации про-



**Рис. 1.2.5.** Сравнение изменчивости показателей ОВ: а–д – ПО –  $\Sigma$  С; а'–д' –  $[O_{2L}]_1$  –  $\Sigma$  С; е –  $m_2$  –  $N_{\min} / \Sigma N$ . Дата отбора проб: а, а' – 12–13 марта; б, б' – 13 июня; в, в' – 26 июля; г, г' – 12 сентября; д, д' – 10 ноября 1972 г. 1–6 – здесь и на рис. 1.2.6–1.2.8 а, б, 7 – показатели для ст. I–IV, 47 и V соответственно (цифры у точек на рис. 1.2.5 е – номера зависимостей на рис. а'–д')

дукционных процессов [Драчев и др., 1953]. Смена условий трансформации ОВ в воде (от максимальной), когда ЛОВ практически отсутствует (конец зимы), сопровождается снижением величины  $m_1$  связи ПО –  $\Sigma$  С наряду с повышением значения  $b$ . Соотношение величин ПО –  $\Sigma$  С характеризуется угловыми коэффициентами, равными 1.355 (март), 0.718 (июнь) и 0.470–1.312 (сентябрь), а также сравнительно высокими коэффициентами корреляции  $r_1 = 0.624 - 0.946$  (рис. 1.2.5 а, в, табл. 1.2.10).

Таблица 1.2.9

**Повторяемость, %, вычисленных кинетических параметров БПК  
в зависимости от содержания в исследуемой воде  $C_{CEC}$**

Параметр и его величина	$C_{CEC}$ , мг/л							Сумма
	< 0.1	0.1–0.2	0.2–0.4	0.4–0.8	0.8–1.6	1.6–3.2	> 3.2	
$k$ , сут <sup>-1</sup>								
< 0.05	$\frac{6.7}{26.1}$	$\frac{5.6}{27.8}$	$\frac{4.5}{17.4}$	$\frac{2.2}{16.7}$	–	–	–	18.9
0.05–0.1	$\frac{7.8}{30.5}$	$\frac{5.6}{27.8}$	$\frac{3.3}{13.0}$	$\frac{4.6}{33.4}$	$\frac{2.2}{40.0}$	$\frac{1.1}{20.0}$	$\frac{1.1}{25.0}$	25.5
0.1–0.2	$\frac{5.6}{21.7}$	$\frac{5.6}{27.8}$	$\frac{12.3}{47.9}$	$\frac{3.3}{25.0}$	$\frac{2.2}{40.0}$	–	–	28.9
0.2–0.4	$\frac{2.2}{8.7}$	$\frac{3.3}{16.6}$	$\frac{2.2}{8.7}$	$\frac{1.1}{8.3}$	$\frac{1.1}{20.0}$	$\frac{2.2}{40.0}$	–	12.2
0.4–0.8	$\frac{1.1}{4.3}$	–	$\frac{2.2}{8.7}$	$\frac{1.1}{8.3}$	–	–	$\frac{2.2}{50.0}$	6.7
0.8–1.6	$\frac{2.2}{8.7}$	–	$\frac{1.1}{4.3}$	$\frac{1.1}{8.3}$	–	$\frac{2.2}{40.0}$	$\frac{1.1}{25.0}$	7.8
$[O_{2t}]_1$ , мг/л								
< 0.5	$\frac{1.1}{4.3}$	$\frac{2.2}{11.1}$	$\frac{1.1}{4.3}$	–	–	–	–	4.5
0.5–1.0	$\frac{5.6}{21.7}$	$\frac{2.2}{11.1}$	$\frac{9.0}{34.9}$	$\frac{5.5}{41.7}$	$\frac{1.1}{20.0}$	–	–	23.3
1.0–2.0	$\frac{13.3}{52.3}$	$\frac{11.1}{55.5}$	$\frac{11.1}{43.5}$	$\frac{2.2}{16.7}$	$\frac{2.2}{40.0}$	$\frac{3.3}{60.0}$	–	43.3
2.0–4.0	$\frac{5.6}{21.7}$	$\frac{3.3}{16.7}$	$\frac{3.3}{13.0}$	$\frac{4.6}{33.3}$	–	$\frac{2.2}{40.0}$	$\frac{1.1}{25.0}$	20.0
> 4.0	–	$\frac{1.1}{5.6}$	$\frac{1.1}{4.3}$	$\frac{1.1}{8.3}$	$\frac{2.2}{40.0}$	–	$\frac{3.3}{75.0}$	8.9
Сумма	$\frac{25.6}{100}$	$\frac{20.0}{100}$	$\frac{25.6}{100}$	$\frac{13.4}{100}$	$\frac{5.5}{100}$	$\frac{5.5}{100}$	$\frac{4.4}{100}$	100.0

Когда в общем содержании ОВ существенно возрастает доля ЛОВ, связь между ПО и  $\Sigma C$  утрачивается. Это отмечается в период максимальной активности фитопланктона и «цветения» воды (июль), а также в период интенсивного перемешивания вод, когда в водную среду из грунта поступают значительные количества свежего седиментированного слабообразованного ОВ (ноябрь). Эти периоды характеризуются наименьшей степенью трансформированности ОВ [Драчев и др., 1953]. Для таких условий угловые коэффициенты связи ПО –  $\Sigma C$  составляют 0.106–0.118, а значения  $r_1 = 0.295 - 0.335$  указывают на весьма слабую связь между этими параметрами ОВ (рис. 1.2.5, табл. 1.2.10).

Соотношение величин  $[O_{2t}]_1$  и  $\Sigma C$  в разные периоды (рис. 1.2.5 а'–д') имеет больший спектр изменений даже в пределах одного срока наблюдений, особенно в периоды, когда в водной среде повышено содержание ЛОВ. Представленные на рис. 1.2.5 результаты убедительно показывают, что параметр  $[O_{2t}]_1$  в сравнении с ПО более репрезентативен для косвен-

ной оценки содержания в воде ОВ при сравнительно высокой доле в нем ЛОВ. Угловой коэффициент  $m_2$  связи  $[O_{2H_1}] - \Sigma C$  фактически является показателем трансформированности имеющегося в воде ОВ и его способности к биохимическому окислению.

Связи  $[O_{2H_1}] - \Sigma C$  с невысокими значениями  $m_2 = 0.045-0.093$ , очевидно, характеризуют особенности деструкции трансформированного ОВ, коэффициенты корреляции этих связей невелики ( $r_2 = 0.247-0.531$ ). Более значимы связи между указанными параметрами для слаботрансформированного или свежесформированного ОВ, величины  $m_2$  для него меняются от 0.2 до 1.452, а  $r_2$  – от 0.675 до 0.998.

Степень трансформированности ОВ может быть оценена косвенно, например, по отношению  $N_{\text{мин}}/\Sigma N$  в водной среде. Если сопоставить угловые коэффициенты связей  $[O_{2H_1}] - \Sigma C$  со значениями отношения  $N_{\text{мин}}/\Sigma N$ , то выделяются по меньшей мере три отчетливые зависимости (I–III), характеризующие, по-видимому, разные типы ОВ (рис. 1.2.5 е). Первые два типа ОВ от третьего отличаются большей трансформированностью, так как доля минерального N-содержащего вещества в водной среде в этом случае выше и составляет 20–56 %. Показатели трансформированности I, II типов ОВ несколько отличаются между собой ( $m_2$  в среднем равен 0.065 и 0.239) и не зависят от отношения  $N_{\text{мин}}/\Sigma N$  в водной среде. III тип ОВ характеризуется, очевидно, высоким содержанием лабильной фракции. Ее отличает сравнительно малая трансформированность, о чем свидетельствуют величины отношения  $N_{\text{мин}}/\Sigma N$  16–27 %. Показатели трансформированности этой фракции меняются от 0.4 до 1.452 и находятся в прямой зависимости от величины отношения  $N_{\text{мин}}/\Sigma N$  (рис. 1.2.5 е, связь III, построенная по уравнению:  $m_2 = 0.085 (N_{\text{мин}}/\Sigma N) - 0.858$  при  $n_2 = 8, r_2 = 0.973$ ).

Сопоставление показателей трансформированности ОВ с средненными для отдельных связей (рис. 2.1.5) концентрациями  $C_{\text{сес}}$ ,  $C_{\text{орг}}$  и  $\Sigma C$  (рис. 1.2.6 а–в) демонстрирует вполне закономерные изменения параметров. Два типа зависимостей между  $m_2$  и  $C_{\text{орг}}$  прослеживаются на рис. 2.1.6 а; они построены по следующим уравнениям:

$$\begin{aligned} \text{связь I: } m_2 &= 0.074 + 0.165 C_{\text{сес}}, (n_2 = 8, r_2 = 0.877); \\ \text{связь II: } m_2 &= 0.238 + 0.992 C_{\text{сес}}, (n_2 = 6, r_2 = 0.967). \end{aligned}$$

Эти зависимости определенно указывают на то, что природа взвешенного вещества по-разному влияет на окислительные процессы: увеличение концентрации ВОВ способствует интенсификации потребления  $O_2$  в водной среде. В период активного развития фитопланктона на окисление взвешенных фракций ОВ кислород потребляется в шесть раз интенсивнее, чем в другие периоды. В процессе трансформации ОВ в сестоне меняется состав органических и минеральных компонентов, что может формировать разные соотношения между показателями трансформированности ОВ и содержанием его в сестоне.

При сравнении оцененных показателей трансформированности ОВ со средними концентрациями  $C_{\text{орг}}$  и  $\Sigma C$  выделяются по меньшей мере три обратные зависимости (рис. 1.2.6 б, в), которые отвечают следующим уравнениям:

$$\begin{aligned} \text{связь III: } m_2 &= 0.510 - 0.057 C_{\text{орг}}, (n_2 = 6, r_2 = 0.837); \\ \text{связь IV: } m_2 &= 1.962 - 0.311 C_{\text{орг}}, (n_2 = 4, r_2 = 0.750); \\ \text{связь V: } m_2 &= 5.093 - 0.788 C_{\text{орг}}, (n_2 = 6, r_2 = 0.997); \\ \text{связь VI: } m_2 &= 0.558 - 0.062 \Sigma C, (n_2 = 6, r_2 = 0.869); \\ \text{связь VII: } m_2 &= 1.427 - 0.169 \Sigma C, (n_2 = 4, r_2 = 0.876); \\ \text{связь VIII: } m_2 &= 5.427 - 0.679 \Sigma C, (n_2 = 4, r_2 = 0.957). \end{aligned}$$

Характер изменчивости зависимостей дает основание предполагать, что состав  $C_{\text{орг}}$  и  $\Sigma C$  формируется компонентами, значительно отличающимися по своей биохимической стойкости, лабильности и трансформированности. Сравнение величин угловых коэффициентов показывает, что в 11–14 раз меня-

Статистические характеристики линейных связей  $PO - \sum C_1 [O_{2i}]_1 - \sum C$  вида  $y = m x + b$  (к рис. 2.1.5)

Дата съемки	Связь $PO - \sum C$						Связь $[O_{2i}]_1 - \sum C$						$N_{\text{мин}} / \sum C$ %			
	№ на рис. 2.1.5	$n_1$	$m_1$	$b_1$	$r_1$	№ на рис. 2.1.5	$n_2$	$m_2$	$b_2$	$r_2$	средние концентрации, мг/л					
											$C_{\text{орг}}$	$C_{\text{свс}}$		$\sum C$	$N_{\text{мин}}$	$N_{\text{орг}}$
10–12 марта	1	31	1.355	-2.037	0.946	1	4	0.093	0.985	0.531	8.1	0.07	8.17	1.57	1.27	55.9
	-	-	-	-	-	2	4	0.308	0.907	0.675	4.0	0.07	4.07	1.11	1.17	52.6
13 июня	2	17	0.718	3.367	0.785	3	8	0.060	0.840	0.401	7.7	0.11	7.81	0.80	1.65	32.6
	-	-	-	-	-	4	8	0.200	0.385	0.813	6.3	0.17	6.47	0.63	1.73	26.5
26 июля	3	27	0.106	6.858	0.335	5	4	0.197	-0.444	0.919	6.3	0.63	6.93	0.49	1.92	20.3
	-	-	-	-	-	6	6	0.272	-0.149	0.991	6.1	1.34	7.44	0.86	1.74	33.1
12 сентября	-	-	-	-	-	7	9	0.985	-3.916	0.977	5.2	0.84	6.02	0.54	2.03	21.0
	-	-	-	-	-	8	7	1.452	-4.213	0.893	4.7	1.15	5.85	0.54	1.46	27.0
	4	14	0.470	3.340	0.856	9	10	0.045	0.310	0.247	6.3	0.48	6.78	0.69	1.04	43.1
10 ноября	5	11	1.312	-0.334	0.624	10	7	0.217	0.141	0.886	5.2	0.78	5.98	0.53	1.07	37.1
	-	-	-	-	-	11	3	0.412	-0.429	0.998	5.1	1.90	7.00	0.24	1.33	15.4
	6	21	0.118	5.319	0.295	12	8	0.379	-1.042	0.959	6.0	0.30	6.30	0.48	2.46	16.3
10 ноября	-	-	-	-	-	13	4	0.489	-0.286	0.987	5.1	0.21	5.31	0.50	3.01	14.2
	-	-	-	-	-	14	7	0.576	1.070	0.833	4.4	0.19	4.59	0.48	2.43	16.5

Примечание: n – количество измерений.

ются показатели трансформированности ОВ в разные периоды. Это в определенной мере связывается с естественными фазами трансформации и новообразования ОВ в водоеме.

Сопоставление кинетических показателей БПК, и в частности  $V_1$ , с содержанием в воде ВОВ и величиной отношения ВОВ/ПО дает возможность выявить специфичность потребления  $O_2$  в изучаемой воде [Бердавцева и др., 1971]. По характеру изменчивости  $V_1$  на единицу ВОВ и отношения ВОВ/ПО можно получить косвенную информацию об особенностях трансформации и лабильности компонентов ОВ. Вся серия расчетных величин  $V_1$  для разных станций, горизонтов и сроков наблюдений в сопоставлении с концентрациями ВОВ и отношениями ВОВ/ПО показана на рис. 1.2.7.

В целом для Можайского водохранилища формально выделяется по три типа характерных связей между указанными параметрами; их статистические характеристики представлены в табл. 1.2.11. Связи  $V_1$  – ВОВ и  $V_1$  – (ВОВ/ПО) имеют достаточно высокие коэффициенты корреляции:  $r_2$  (0.769–0.972 и 0.715–0.977 соответственно).

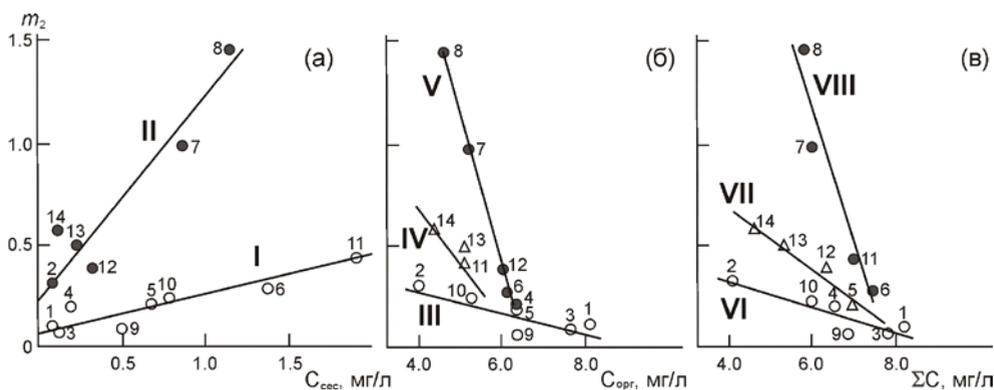
Полученные данные свидетельствуют о различном воздействии фракций ОВ на потребление  $O_2$ . По угловому коэффициенту связи  $m$ , например, можно судить, что почти на порядок меняется скорость потребления  $O_2$  на единицу изменений концентраций ВОВ и отношения ВОВ/ПО. Этот факт косвенно показывает, что концентрация компонентов ОВ, их природа, лабильность и условия трансформации в различных акваториях водохранилища меняются весьма интенсивно. Несмотря на сложность указанных процессов, кинетический анализ данных по БПК позволяет выявить важные закономерности в изменении соотношения показателей, по которым оценивается биохимическая лабильность компонентов ОВ, а также их потенциальная способность к биодеградации.

Таблица 1.2.11

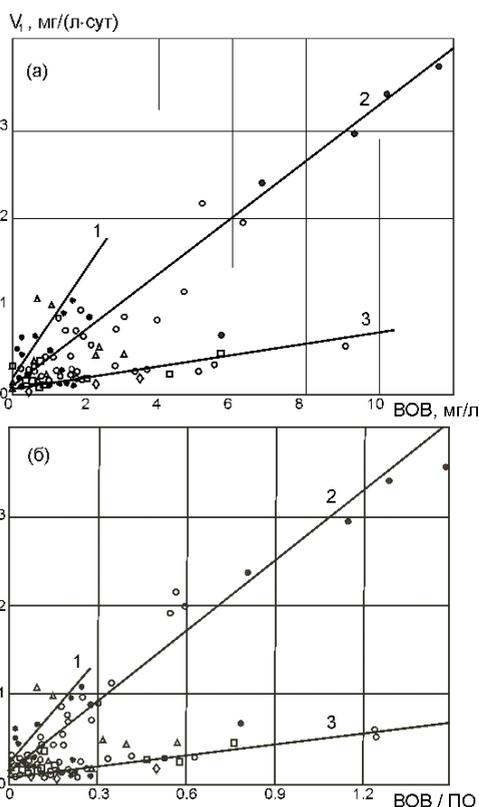
**Статистические характеристики линейных зависимостей величин  $V_1$  от концентрации ВОВ и отношения ВОВ/ПО (вид связи  $y = mx + b$  показан на рис. 2.1.7)**

Номер связи на рис. 2.1.7	Связь $V_1$ – ВОВ					Связь $V_1$ – ВОВ/ПО				
	$n_3$	$m_3$	$b_3$	$r_3^2$	$r_3$	$n_4$	$m_4$	$b_4$	$r_4^2$	$r_4$
1	16	0.598	0.223	0.648	0.805	17	4.090	0.210	0.593	0.770
2	52	0.312	0.058	0.946	0.972	48	2.591	0.112	0.955	0.977
3	49	0.0631	0.0562	0.591	0.769	52	0.396	0.075	0.511	0.715

В пресноводных системах содержание РОВ примерно на порядок выше, чем ВОВ. С ростом содержания ВОВ в воде Можайского водохранилища отмечалось повышение концентрации РОВ. До величин ВОВ, равных 5–6 мг О/л, концентрации РОВ и ВОВ меняются примерно параллельно. При дальнейшем возрастании ВОВ увеличение содержания РОВ в воде не наблюдается. Фоновое содержание РОВ в воде водохранилища составляет 11.5–12.5 мг О/л; оно устанавливается в конце переработки аллохтонного ОВ. Развитие продукционных процессов способствует образованию автохтонного ОВ. При активном развитии фитопланктона, когда запас ВОВ существенно растет, отношение РОВ/ВОВ может значительно снизиться и в отдельных случаях даже быть  $< 1$  [Леонов, Бердавцева, 1986]. Фитопланктон выделяет в водную среду значительные количества  $C_{орг}$ . В Можайском водохранилище в период цветения фитопланктона до 100 % ОВ обеспечивается за счет его продукции, роль аллохтонного ОВ в общем балансе практически несущественна [Бердавцева, Цыцарин, 1984].



**Рис. 1.2.6.** Изменчивость показателя трансформированности  $m_2$  в связи с содержанием в воде  $C_{cec}$  (а),  $C_{орг}$  (б) и  $\Sigma C$  (в). Цифры у точек – номера зависимости на рисунке 1.2.5 а' – д'

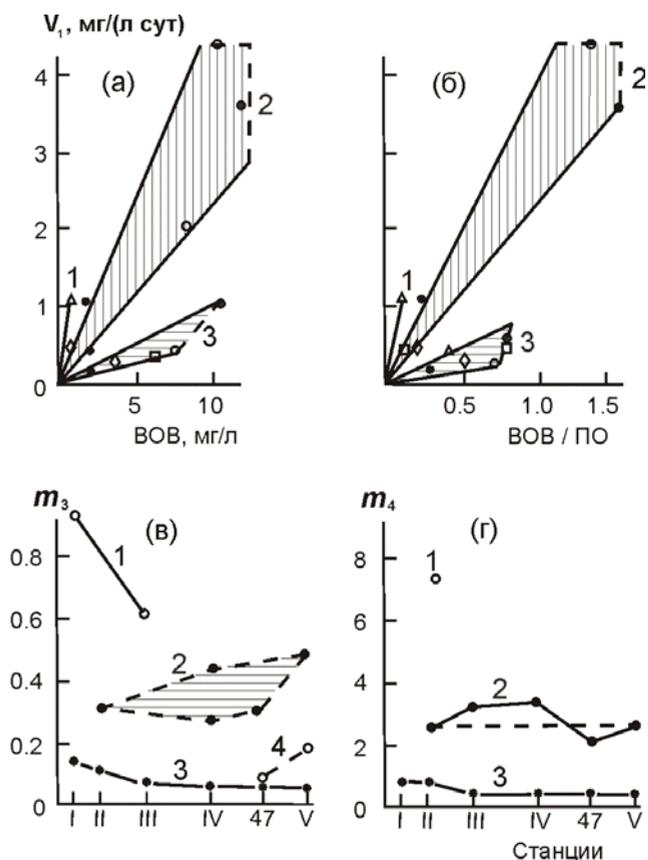


**Рис. 1.2.7.** Изменение начальной скорости БПК в воде с разных станций в зависимости от содержания ВОВ (а) и отношения ВОВ/ПО (б)

Характер потребления  $O_2$  в пробах воды зависит не только от содержания в ней РОВ, эквивалентом которого является ПО, но и от соотношения концентраций ВОВ и РОВ [Леонов, Бердавцева, 1986]. Изменчивость  $V_1$  на единицу ВОВ и отношения ВОВ/ПО может быть связана с выраженной активностью одной из групп микроорганизмов (в частности, бактерио- или фитопланктона) либо с изменением природы компонентов ОВ, которые трансформируются в воде, вовлекаются в оборот при внутриводоемных процессах и транспортируются водной массой вплоть до выведения из круговорота (седиментация взвесей и захоронение ОВ в донных отложениях).

По результатам кинетического анализа экспериментальных БПК-данных можно оценить особенности окислительной трансформации компонентов ОВ в исследуемых пробах можайской воды. На рис. 1.2.8 а, б показано соотношение обнаруживаемых максимальных скоростей потребления  $O_2$  с содержанием ВОВ и величиной ВОВ/ПО в водах с отдельных станций. Изменение соотношения между параметрами позволяет выделить вполне определенные зависимости, характеризующие в конкретные сроки наблюдений воды речного участка (связь 1) и основной зоны водохранилища. Штриховкой показаны возможные диапазоны изменений в

этой зоне соотношений параметров в период активного развития микроорганизмов (область 2), а также до и после него (область 3).



**Рис. 1.2.8.** Взаимосвязь обобщенных показателей ОВ в воде Можайского водохранилища:  $V_1$  – ВОВ (а),  $V_1$  – ВОВ/ПО (б) и показателей лабильности ОВ  $m$  (в – г) на разных станциях

Выявленные на разных станциях, горизонтах отбора и в отдельные сроки наблюдений взаимосвязи максимальных величин  $V_1$  с концентрациями ВОВ и отношениями ВОВ/ПО отражают состояние и условия трансформации имеющегося в воде водохранилища ОВ. Для привнесенного речными водами слаботрансформированного ОВ характерна связь 1, для новообразованного за счет процессов продуцирования биомассы – область 2 и для трансформированного аллохтонного (или фонового) ОВ – область 3 (рис. 1.2.8). Этот вывод подтверждают имеющиеся в литературе представления об особенностях распределения и трансформации ОВ в воде Можайского водохранилища [Бердавцева и др., 1971].

Полученный по всем срокам наблюдений набор рассчитанных величин  $V_1$  был проанализирован отдельно для каждой станции с целью выявления пространственной изменчивости взаимосвязей этого показателя ОВ с содержанием ВОВ и величиной отношения ВОВ/ПО в воде водохранилища. Результаты этого статистического анализа, представленные в табл. 1.2.12 и на рис. 1.2.8 в, г, позволяют установить вполне закономерное изменение углового коэффициента связей  $V_1$  – ВОВ и  $V_1$  – (ВОВ/ПО) в зависимости от участка водохранилища, а также от периодов отбора проб воды.

По статистическим параметрам связи  $V_1$  с компонентами ОВ представляется возможным идентифицировать отличия и закономерности его распределения в водоеме. Зависимость 1 (рис. 1.2.8 в) характеризуется значениями изменения  $V_1$  на единицу ВОВ ( $m = 0.613-0.927$ ). Это отмечено в столбе воды на речном участке водохранилища (ст. I), где ОВ отличается высокой лабильностью, а также в придонных слоях среднего района (ст. III), в донных отложениях которого присутствует свежее седиментированное лабильное неразложившееся ОВ [Драчев и др., 1953]. В периоды активного развития микроорганизмов (июль–сентябрь) обнаруживаются повышенные значения коэффициента  $m$ , который на ст. II–V меняется в пределах 0.272–0.486 (среднее – 0.364) и характеризует особенности трансформации автохтонного ОВ, новообразованного за счет продукционных процессов (заштрихованная область 2, рис. 1.2.8 в). Для аллохтонного (или фонового) ОВ изменчивость этого коэффициента показана зависимостью 3 (рис. 1.2.8 в): величины

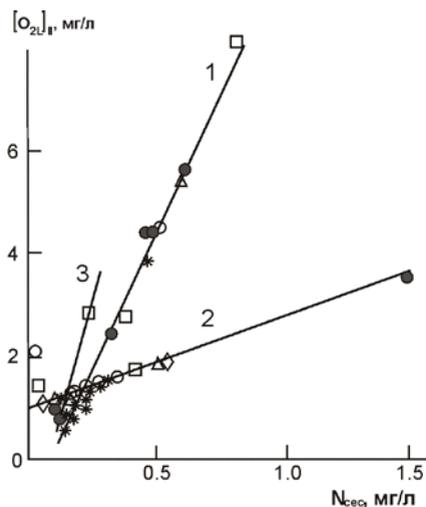
углового коэффициента связи  $V_1$  – ВОВ снижаются от 0.146 (ст. I) до 0.052 (ст. III), а в воде со станций IV, V этот показатель меняется очень незначительно. Усиление процесса взмучивания донных отложений, наблюдаемого в осенние месяцы, в частности на ст. 47 и V [Драчев и др., 1953], объясняет повышение значений  $m$  связи  $V_1$  – ВОВ от фоновых величин до 0.080–0.178 (зависимость 4, рис. 1.2.8 в).

Высокие значения углового коэффициента (7.835) связи  $V_1$  – (ВОВ/ПО) обнаруживаются в водах речного участка водохранилища, что является косвенным подтверждением высокой лабильности ОВ, привнесенного речными водами (точка 1, рис. 1.2.8 а). Для новообразованного за счет продукционных процессов ОВ значения этого коэффициента на отдельных станциях колеблются в пределах 2.010–3.333 (среднее – 2.698). Для аллохтонного (или фонового) ОВ величины  $m$  указанной связи меняются от 0.767 до 0.382 (среднее – 0.531), причем основные изменения происходят от верхнего к среднему району водохранилища (зависимость 3, рис. 1.2.8 г). Как видно из рис. 1.2.8 в, г, лабильность привнесенного и новообразованного ОВ различается примерно в три раза, а новообразованного и аллохтонного ОВ – примерно в пять раз.

Особенность кинетики БПК в пробах природных вод – наличие нескольких стадий активного потребления  $O_2$  [Леонов, 1974 а]. В опытах небольшой продолжительности бистадийные кривые БПК отмечались при анализе можайской воды, отбираемой в летне-осенний период. В соответствии с теорией процесса БПК первая стадия активизации потребления  $O_2$  связывается с окислением лабильного С-содержащего ОВ, а вторая стадия – N-содержащего вещества [Годи-младший, 1970]. Предельное значение БПК для соответствующих стадий служит некоторой мерой наличия в воде органического материала, подвергающегося окислению, что подтверждает рис. 1.2.5.

Все БПК-данные для можайской воды, в которых отмечено развитие второй стадии активного потребления  $O_2$ , были проанализированы для поиска связей между величинами предельного БПК второй стадии  $[O_{2lII}]$  и содержанием N в сестоне  $N_{сес}$  в исследуемых водах. Результаты этого анализа (рис. 1.2.9) свидетельствуют о существовании строгих линейных зависимостей между указанными параметрами. Зависимость 1 характеризует период активного развития фитопланктона (26 июля) и описывается уравнением:

$$[O_{2lII}] = 10.87 N_{сес} - 1.076 \quad (n = 17, r^2 = 0.989, r = 0.994) .$$



**Рис. 1.2.9.** Зависимость величин предельного БПК второй стадии  $[O_{2lII}]$  от содержания N в сестоне: 1–26 июля; 2–12 сентября; 3–10 ноября 1972 г.

Зависимость 2 построена по результатам исследований (12 сентября) в период некоторого ослабления активного развития фитопланктона и имеет вид:

$$[O_{2lII}] = 1.687 N_{сес} + 0.963 \quad (n = 17, r^2 = 0.978, r = 0.989) .$$

Зависимости 1 и 2 (рис. 1.2.9) характеризуются высокими величинами коэффициента корреляции и свидетельствуют о вполне закономерном вкладе процессов первичного продуцирования в формировании запасов ОВ в водной массе водохранилища. Лабильность N-содержащего материала в период активизации процессов

Таблица 1.2.12

**Статистические характеристики линейных связей  
 $V_1$  – ВОВ и  $V_1$  – ВОВ/ПО вида  $y = m \cdot x + b$  для различных станций**

Станции	Зависимость 1			Зависимость 2			Зависимость 3			Зависимость 4		
	n	m	r	n	m	r	n	m	r	n	m	r
Связь $V_1$ – ВОВ												
I	4	0.927	0.145	0.921	-	-	9	0.146	0.074	0.952	-	-
II	-	-	-	-	13	0.312	0.083	0.998	5	0.110	0.029	0.995
III	4	0.613	-0.046	0.997	-	-	11	0.052	0.083	0.852	-	-
IV	-	-	-	-	19	0.443	0.088	0.993	-	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	18	0.055	0.045	0.902	-
47	-	-	-	-	17	0.272	0.039	0.972	-	-	-	-
	-	-	-	-	3	0.309	0.145	0.613	4	0.057	-0.035	0.977
V	-	-	-	-	8	0.486	0.306	0.809	5	0.060	0.002	0.946
Связь $V_1$ – ВОВ/ПО												
I	5	7.835	0.069	0.901	-	-	8	0.767	0.101	0.876	-	-
II	-	-	-	-	9	2.435	0.151	0.997	3	0.829	0.010	0.990
III	-	-	-	-	3	3.133	0.033	0.986	10	0.384	0.089	0.868
IV	-	-	-	-	28	3.333	0.053	0.968	21	0.382	0.081	0.836
47	-	-	-	-	3	2.010	0.143	0.659	5	0.434	-0.043	0.985
V	-	-	-	-	13	2.579	0.212	0.617	5	0.389	0.001	0.941

первичного продуцирования в июле примерно в 6.5 раза выше, чем спустя два месяца. Осенью за счет интенсификации процессов перемешивания водных масс и взмучивания осевшего на дно свежееобразованного и практически не разложившегося органического материала трансформированность N-содержащего материала снижается, а его лабильность может существенно увеличиться. Об этом свидетельствует зависимость 3 (рис. 1.2.9), построенная по результатам исследований ноябрьской воды. Коэффициент наклона этой зависимости  $\sim 17$ , и он превышает в 1.6 раза угловой коэффициент зависимости 1.

Результаты исследований показывают, что кинетический анализ БПК-данных позволяет объяснить особенности окислительной трансформации генетически различных компонентов ОВ, а также выявить специфику влияния отдельных внутриводоемных процессов на характер пространственной и сезонной изменчивости показателей содержания, трансформированности и лабильности компонентов ОВ.

### 1.2.2. Динамика БПК в пробах морской воды

Анализ экспериментальных данных продолжительных наблюдений за БПК в пробах относительно чистой атлантической воды с разных глубин показал, что скорость потребления  $O_2$  может меняться по-разному и описываться уравнениями трех типов – экспоненциальным (E) – уравнение (2.1), экспоненциально-линейным (EL) и автокаталитически-линейным (AL) согласно классификации экспериментальных БПК-кривых [Леонов, 1974 а, б]. БПК-кривые EL и AL типов описываются уравнениями:

$$\text{БПК-кривая EL-типа:} \quad \text{БПК} = [O_2]_1 (1 - e^{-kt}) + \omega_s t; \quad (2.5)$$

$$\text{БПК-кривая AL-типа:} \quad \text{БПК} = [B_o (e^{wt} - 1)] / (1 + \eta_o e^{wt}) + \omega_s t. \quad (2.6)$$

В табл. 1.2.13 и 1.2.14 показаны данные о характеристиках БПК в анализируемой атлантической воде: перечислены районы (систематизированы по 10-градусным квадратам Маарсдена); даты и горизонты отбора проб; температуры *in situ* и инкубации воды; указаны типы уравнений, используемых для анализов БПК и приведены значения кинетических характеристик для условий температурного режима проведения опытов.

Проведенный по единой схеме анализ различных данных по кинетике БПК показывает, что значения кинетических констант потребления  $O_2$  в пробах с разных горизонтов и из разных районов океана могут меняться весьма существенно. Значения констант БПК первой стадии меняются от 0.006 до 0.841 сут<sup>-1</sup>, предельного БПК – от 0.2 до 3.6 мг  $O_2$ /л, начальной скорости первой стадии БПК – от 1.05  $10^{-3}$  до 6.2  $10^{-1}$  мг  $O_2$ /(л сут), скорости БПК на линейной стадии – от 1.6  $10^{-4}$  до 2.8  $10^{-2}$  мг  $O_2$ /(л сут). Получен значительно более широкий диапазон изменения констант БПК, чем у других авторов ( $k - \sim 0.1$  сут<sup>-1</sup> для первых сроков инкубации проб). Это связано с тем, что разделения БПК на стадии другими авторами не проводилось и, соответственно, полученные ими константы менее точно отражают то, что происходит в инкубируемых склянках с потреблением  $O_2$ .

Перепад температуры в состоянии *in situ* и при инкубации проб воды должен при любых обстоятельствах существенно сказываться на изменении кинетических характеристик БПК. На практике учет влияния температур проводится либо с помощью коэффициента Вант–Гоффа, либо эмпирических зависимостей. Однако для процесса дыхания микрофлоры величины коэффициента Вант–Гоффа в разных интервалах температур не остаются постоянными, что ограничивает возможности применения этого коэффициента. В биологических исследованиях процессов дыхания микрофлоры для введения температурных поправок используется так называемая «нормальная кривая» Крога, описываемая уравнением:

$$v_2 = v_1 Q_{10}^{[(T_2-T_1)/10]}, \quad (2.7)$$

где  $v_1, v_2$  – значения скоростей (или констант скоростей) БПК при температурах  $T_1$  и  $T_2$  в °С соответственно;  $Q_{10}$  – эмпирический коэффициент Вант–Гоффа, величины которого в разных диапазонах температур различны. Иногда для температурной коррекции используется модифицированное уравнение Аррениуса:

$$v_2 / v_1 = \theta^{(T_1-T_2)}, \quad (2.8)$$

где температурный коэффициент  $\theta = \exp(E / R T'_1 T'_2) \cong \exp(E / R 293)$ ; здесь  $E$  – энергия активации;  $R$  – газовая постоянная;  $T'_1$  и  $T'_2$  – значения температуры в °К. В ряде исследований значение коэффициента  $\theta$  принимается равным 1.047.

Для учета влияния температуры может использоваться уравнение Аррениуса:

$$\ln(v_2 / v_1) = E/R (1/T'_1 - 1/T'_2). \quad (2.9)$$

Уравнения (2.7)–(2.9) отражают экспоненциальную зависимость скорости БПК от температуры. Это означает, что с изменением температуры от 0 до 25 °С скорость БПК будет меняться неравномерно: при низких температурах – медленно, а при более высоких – сравнительно быстро. В уравнении (2.7) эта неравномерность изменения скорости дыхания микрофлоры учитывается использованием различных значений  $Q_{10}$  в разных диапазонах температуры. В уравнении (2.8) используется иной принцип – за счет введения температурного коэффициента  $\theta$ , величина которого учитывает экспоненциальную зависимость и принимается постоянной для интервала температуры 0–25 °С, причем неравномерность скоростей дыхания при разных температурах определяется их разностью ( $T'_1 - T'_2$ ). Однако само значение этой разности температур также должно учитываться в экспоненциальной зависимости. Это достигается использованием уравнения (2.9).

Для того, чтобы показать тождественность температурной коррекции по уравнениям (2.7–2.9), проведем численный расчет значений скоростей БПК при разных температурах, корректируя скорость БПК, равную, например, при 20 °С 0.3 (размерность в условных единицах).

Для расчета по уравнению (2.7) воспользуемся величинами коэффициента  $Q_{10}$ , представленными Г. Г. Винбергом:

Т°С	0–5	5–10	10–15	15–20	20–25
$Q_{10}$	10.9	3.5	2.9	2.5	2.3

Для расчетов по уравнениям (2.8)–(2.9) используем величину средней  $E = 17300$  кал/моль, оцененную по литературным БПК-данным, в которых изучалось влияние температуры на БПК в морской воде, а также значение  $R = 1.986$  кал/(моль град). Этим значениям  $E$  и  $R$  при пересчете отвечает величина  $\theta$ , равная 1.107, и она близка значениям, полученным в других исследованиях. Так, Готаас [Gotaas, 1948] при изучении БПК в растворах с содержанием хлора 6.1–18.3 мг/л для 5–20 °С приводит значение  $\theta = 1.069$ –1.096 со средним значением  $E = 11\,150$  кал/моль. По наблюдениям Мура [Moore, 1941], для 0.5–10 °С значение  $\theta$  составляет 1.123. Савьер и Рохлич для БПК активным илом в диапазоне 10–25 °С получили значение  $\theta = 1.096$  [Леонов, 1977].

Расчеты по оценкам скоростей БПК при разных температурах по уравнениям (2.7)–(2.9) (табл. 1.2.15) показывают, что в диапазоне ~ 5–22.5 °С значения скорректированных на температуру скоростей БПК близки по величинам.

**Результаты количественной оценки экспериментальных  
БПК-данных по материалам, опубликованным в литературе**

№ квадрата	Дата	Горизонт, м	t °C		Тип уравнения	Кинетические характеристики для условий опыта					Скорость БПК		Отношения скоростей		Литературный источник
			In situ	инкубации воды		K	[O <sub>2</sub> ]	V <sub>s</sub>	ω <sub>s</sub>	V <sub>1</sub>	ω <sub>s</sub>	БПК при t° C in situ	V <sub>11</sub> /V <sub>1,10</sub>	ω <sub>s1</sub> /ω <sub>s10</sub>	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
116	VII 1934 г.	50	14.77*		AL	0.173	1.30	2.10·10 <sup>-1</sup>	6.60·10 <sup>-3</sup>	9.87·10 <sup>-2</sup>	3.10·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000	Кейс и др. [17]	
		200	11.93*	21-23	EL	0.841	0.74	6.21·10 <sup>-1</sup>	6.00·10 <sup>-3</sup>	2.15·10 <sup>-1</sup>	2.08·10 <sup>-3</sup>	2.000	0.669		
		1800	3.52*		EL	0.697	0.85	5.93·10 <sup>-1</sup>	2.45·10 <sup>-3</sup>	7.95·10 <sup>-2</sup>	3.31·10 <sup>-4</sup>	0.740	0.110		
110	—	0		25	EL	0.0196	0.77	1.51·10 <sup>-2</sup>	4.10·10 <sup>-4</sup>	—	—	1.000	1.000	Рейкестроу [23]	
		400		8-9	EL	0.141	0.18	2.54·10 <sup>-2</sup>	1.58·10 <sup>-4</sup>	—	—	1.680	0.386		
		1200		4-5	EL	0.042	0.22	9.24·10 <sup>-3</sup>	4.00·10 <sup>-5</sup>	—	—	0.610	0.097		
146	VIII 1965 г.	0	20.35*		EL	0.529	0.35	1.85·10 <sup>-1</sup>	1.00·10 <sup>-2</sup>	1.92·10 <sup>-1</sup>	5.43·10 <sup>-2</sup>	1.000	1.000	Айзатуллин и др. [1]	
		75	15.82*	20	E	0.236	0.71	1.67·10 <sup>-1</sup>	—	1.09·10 <sup>-1</sup>	—	0.563	—		
		750	10.65*		E	0.230	1.46	3.36·10 <sup>-1</sup>	—	1.24·10 <sup>-1</sup>	—	0.646	—		
182	XI 1957 г.	10	16.41		EL	0.323	0.49	1.58·10 <sup>-1</sup>	2.00·10 <sup>-2</sup>	9.83·10 <sup>-2</sup>	1.24·10 <sup>-2</sup>	1.000	1.000	Айзатуллин, Леонов [2]	
		200	11.98		AL	0.001	1.03	1.05·10 <sup>-3</sup>	1.60·10 <sup>-2</sup>	4.05·10 <sup>-4</sup>	6.17·10 <sup>-3</sup>	0.004	0.497		
		719	7.84	21 ± 4	EL	0.168	0.34	5.71·10 <sup>-2</sup>	1.55·10 <sup>-2</sup>	1.39·10 <sup>-2</sup>	3.78·10 <sup>-3</sup>	0.142	0.305		
219	VIII 1958 г. ст.197	10	15.01		EL	0.0656	1.03	6.76·10 <sup>-2</sup>	5.00·10 <sup>-3</sup>	2.29·10 <sup>-2</sup>	1.69·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000	Новоселов [8]	
		600	9.04	18	EL	0.0566	0.91	5.15·10 <sup>-2</sup>	4.60·10 <sup>-3</sup>	1.76·10 <sup>-2</sup>	1.57·10 <sup>-3</sup>	0.769	0.929		
		1150	5.38		EL	0.045	1.34	6.04·10 <sup>-2</sup>	2.00·10 <sup>-3</sup>	1.91·10 <sup>-2</sup>	6.33·10 <sup>-4</sup>	0.835	0.374		
219	VIII 1958 г. ст.197	10	15.01		EL	0.0623	0.68	4.24·10 <sup>-2</sup>	2.10·10 <sup>-3</sup>	3.09·10 <sup>-2</sup>	1.53·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000	Новоселов [8]	
		600	9.04	18	EL	0.0668	0.77	5.14·10 <sup>-2</sup>	1.67·10 <sup>-3</sup>	1.95·10 <sup>-2</sup>	6.35·10 <sup>-4</sup>	0.632	0.415		
		1150	5.38		EL	0.0424	0.50	2.12·10 <sup>-2</sup>	2.50·10 <sup>-3</sup>	5.33·10 <sup>-3</sup>	6.29·10 <sup>-4</sup>	0.172	0.414		

Таблица 1.2.14

**Результаты количественной оценки экспериментальных БПК-данных, полученных в 12-м рейсе НИСГ «Пассат» (1978 г.)**

№ квадрата	Дата, № станции	Горизонт, м	t °C		Тип уравнения	Кинетические характеристики для условий опыта						Скорость БПК		Отношения скоростей	
			In situ	инкубации воды		k	[O <sub>2</sub> ] <sub>t</sub>	v <sub>s</sub>	v <sub>s</sub>	ω <sub>s</sub>	ω <sub>s</sub>	v <sub>1</sub>	ω <sub>s</sub>	БПК при t °C in situ	v <sub>11</sub> /v <sub>1,10</sub>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14		
110	27.VIII ст.10	10	20.05		AL	0.104	0.95	9.84·10 <sup>2</sup>	1.00·10 <sup>2</sup>	1.10·10 <sup>-1</sup>	1.12·10 <sup>2</sup>	1.000	1.000		
		80	13.64	19	AL	0.075	0.77	5.75·10 <sup>2</sup>	1.54·10 <sup>2</sup>	3.26·10 <sup>-2</sup>	8.37·10 <sup>-3</sup>	0.297	0.750		
		438	11.63		AL	0.262	0.84	2.20·10 <sup>1</sup>	1.00·10 <sup>2</sup>	1.06·10 <sup>-1</sup>	4.56·10 <sup>-3</sup>	0.916	0.409		
146	29.VIII ст. 21	10	18.70	20.3	EL	0.345	0.56	1.93·10 <sup>1</sup>	6.00·10 <sup>-3</sup>	1.64·10 <sup>-1</sup>	5.08·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
		95	11.30		AL	0.006	1.12	6.86·10 <sup>3</sup>	7.30·10 <sup>-3</sup>	2.64·10 <sup>-3</sup>	2.83·10 <sup>-3</sup>	0.016	0.552		
182	31.VIII ст. 29	542	10.80		AL	0.057	0.55	3.16·10 <sup>2</sup>	4.20·10 <sup>-3</sup>	1.15·10 <sup>-2</sup>	1.53·10 <sup>-3</sup>	0.070	0.300		
		10	14.22	20.4	EL	0.230	1.19	2.74·10 <sup>1</sup>	5.00·10 <sup>-3</sup>	1.43·10 <sup>-1</sup>	2.61·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
		104	10.48		AL	0.238	1.36	3.24·10 <sup>1</sup>	5.27·10 <sup>-3</sup>	1.13·10 <sup>-1</sup>	1.83·10 <sup>-3</sup>	0.787	0.700		
219	8. IV ст. 56	438	9.52		AL	0.181	2.19	3.96·10 <sup>1</sup>	3.28·10 <sup>-3</sup>	1.24·10 <sup>-1</sup>	1.05·10 <sup>-3</sup>	0.866	0.404		
		10	12.09	21.0	EL	0.353	1.01	3.56·10 <sup>1</sup>	2.76·10 <sup>-3</sup>	1.40·10 <sup>-1</sup>	1.08·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
181	3.IX ст.36	10	11.42	19.7	AL	0.150	0.70	1.05·10 <sup>1</sup>	2.80·10 <sup>-2</sup>	4.35·10 <sup>-2</sup>	1.16·10 <sup>-2</sup>	1.000	1.000		
		100	9.03		EL	0.246	0.93	2.29·10 <sup>1</sup>	2.30·10 <sup>-2</sup>	7.29·10 <sup>-2</sup>	7.32·10 <sup>-3</sup>	1.670	0.631		
		10	11.32	20.1	EL	0.426	0.64	2.70·10 <sup>1</sup>	1.00·10 <sup>-2</sup>	1.03·10 <sup>-1</sup>	3.93·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
218	7.IX ст. 50	10	14.42	20.2	EL	0.330	0.58	1.91·10 <sup>1</sup>	1.00·10 <sup>-2</sup>	1.04·10 <sup>-1</sup>	5.45·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
		100	10.04		EL	0.679	0.42	3.33·10 <sup>1</sup>	1.57·10 <sup>-2</sup>	1.13·10 <sup>-1</sup>	5.37·10 <sup>-3</sup>	1.080	0.974		
220	14.IX ст. 89	10	12.82	20.6	EL	0.299	0.70	2.09·10 <sup>1</sup>	1.55·10 <sup>-2</sup>	9.20·10 <sup>-2</sup>	6.85·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
		10	0.52	20.3	AL	0.758	1.57	1.19	2.10·10 <sup>-3</sup>	1.34·10 <sup>-1</sup>	2.37·10 <sup>-4</sup>	1.000	1.000		
		100	-1.62		AL	0.062	2.46	1.53·10 <sup>1</sup>	2.14·10 <sup>-3</sup>	1.33·10 <sup>-2</sup>	1.87·10 <sup>-4</sup>	1.100	0.620		
217	12.IX ст. 74	205	0.92		AL	0.051	1.98	1.01·10 <sup>1</sup>	2.40·10 <sup>-3</sup>	1.19·10 <sup>-2</sup>	2.83·10 <sup>-4</sup>	0.089	0.420		
		10	11.70	19.8	EL	0.219	0.73	1.60·10 <sup>1</sup>	2.73·10 <sup>-2</sup>	1.91·10 <sup>-2</sup>	1.15·10 <sup>-2</sup>	1.000	1.000		
		100	9.00		AL	0.327	0.64	2.09·10 <sup>1</sup>	2.28·10 <sup>-2</sup>	6.49·10 <sup>-2</sup>	7.15·10 <sup>-3</sup>	3.400	0.789		
217	16.IX ст. 96	574	7.50		AL	0.044	3.65	1.61·10 <sup>1</sup>	1.82·10 <sup>-2</sup>	4.27·10 <sup>-2</sup>	4.84·10 <sup>-3</sup>	2.830	1.19		
		10	11.02	20.0	AL	0.088	0.92	8.08·10 <sup>2</sup>	8.00·10 <sup>-3</sup>	3.11·10 <sup>-2</sup>	3.07·10 <sup>-3</sup>	1.000	1.000		
		96	8.12		AL	0.186	0.87	1.62·10 <sup>1</sup>	8.00·10 <sup>-3</sup>	4.52·10 <sup>-2</sup>	2.23·10 <sup>-3</sup>	1.450	0.725		
469	0.80		EL	0.299	1.22	3.65·10 <sup>1</sup>	8.53·10 <sup>-3</sup>	4.38·10 <sup>-2</sup>	1.00·10 <sup>-3</sup>	1.400	0.320				

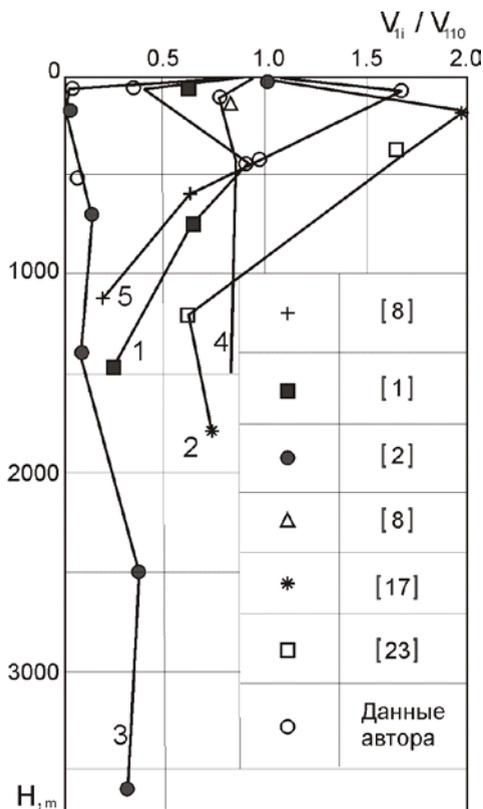
**Значения скоростей БПК при разных температурах, оцененные по уравнениям (2.7) – (2.9)**

№ уравнения	t °C					
	2.5	7.5	12.5	17.5	20	22.5
(2.7)	0.005	0.068	0.135	0.239	0.300	0.369
(2.8)	0.051	0.084	0.140	0.233	0.300	0.385
(2.9)	0.045	0.080	0.137	0.231	0.300	0.387

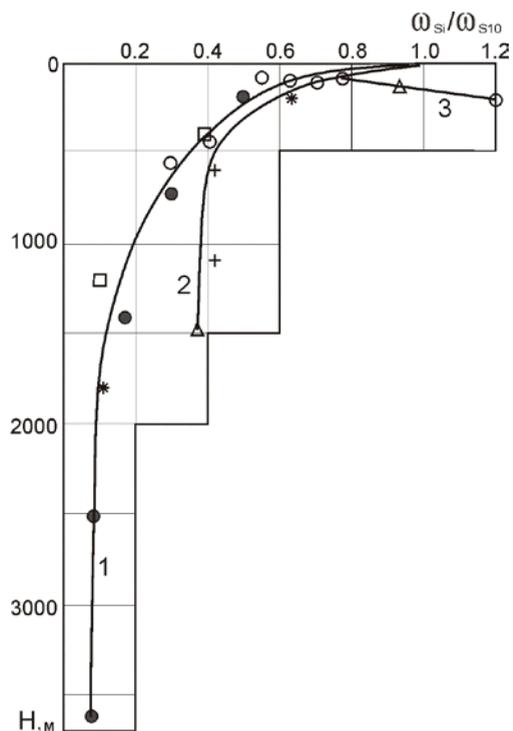
Литературные данные о БПК в морской воде при температурах < 5 °C весьма малочисленны. Сообщается о резком снижении скорости БПК в морской воде за двое суток при близких к 0 °C температурах [Laevastu, et al., 1965]. При 5 °C отмечалась задержка в БПК до 30 суток [Новоселов, 1962]. Обработка экспериментальных данных Зобелла [Zobell, 1943] по БПК в морской незагрязненной воде показала, что в склянках с отношением  $S/V = 1.1$  оцененные константы скорости БПК при 0 и 22 °C составляли 0.004 и 0.047 сут<sup>-1</sup>, а при  $S/V = 7.2 - 0.006$  и 0.058 сут<sup>-1</sup> соответственно [Леонов, 1974 б]. Таким образом, константы скорости БПК при 0 и 22 °C отличались примерно на порядок. По расчетам (табл. 1.2.15) близкими к такому соотношению оказываются оценки по уравнениям (2.8) и (2.9). Поэтому для введения температурных поправок на скорость БПК в морской воде в диапазоне от 0 до 22.5 °C целесообразно использовать классическую зависимость Аррениуса. Величины приведенных к температурам *in situ* скоростей на первой и стационарной стадиях, полученные при анализе указанных выше данных наблюдений, приведены в табл. 1.2.13 и 1.2.14 (столбцы 11–12).

Для иллюстрации результатов проведенного анализа в более наглядной форме использовалось безразмерное отображение скоростей БПК, оцененных опытным путем и приведенных к температурам *in situ*. Для этой цели рассчитывались отношения величин скоростей БПК в воде с данного горизонта к скоростям БПК в воде с 10 м (или в воде из деятельного слоя). Такие отношения были получены как для первой, так и для стационарной стадии БПК. Представление результатов анализа в безразмерных величинах дает основание сравнивать и сопоставлять различные БПК-наблюдения, поскольку при делении величин кинетических параметров (в данном случае скоростей) друг на друга многие погрешности оценки этих характеристик вследствие влияния различных экспериментальных факторов самоустраиваются (или нивелируются). Следовательно, безразмерные скорости могут служить качественной характеристикой изменения БПК по вертикали в океане. Значения безразмерных характеристик БПК показаны в табл. 1.2.13 и 1.2.14 (столбцы 13–14).

На рис. 1.2.10 и 1.2.11 показаны вертикальные профили безразмерных скоростей первой и стационарной стадий БПК соответственно. Качественные вертикальные профили распределения безразмерных скоростей БПК, соответствующих температурам *in situ* и характеризующих первую стадию процесса, довольно разнообразны по внешнему виду и меняются от района к району. Отметим, что количественная оценка экспериментальных БПК-данных, приведенная к такой форме иллюстрации, дает согласующуюся друг с другом информацию об изменении безразмерных скоростей БПК первой стадии в данном районе по вертикали, несмотря на то, что данные получены разными авторами и в разное время. Это иллюстрируют кривые 1–5 (рис. 1.2.10), построенные для качественной характеристики разных районов Атлантики – квадраты 110, 116, 146, 182 и 219 соответственно. Кривая 1 показывает вертикальное изменение безразмерной скорости БПК первой стадии в пробах воды, отобранных в районе Гибралтарского пролива (квадрат 110), и свидетельствует о повышен-



**Рис. 1.2.10.** Вертикальные профили безразмерных скоростей БПК 1-й стадии при  $t \text{ } ^\circ\text{C}$  *in situ* (получены при анализе литературных данных и данных собственных экспериментов). 1–5 – номера квадратов (110, 116, 146, 182 и 219)



**Рис. 1.2.11.** Вертикальные профили безразмерных скоростей БПК стационарной стадии (условные обозначения те же, что на рис. 1.2.10)

ном потреблению  $O_2$  в воде с промежуточных глубин (200–800 м). Это связано, очевидно, с влиянием средиземноморских вод, проникающих в Атлантику на промежуточных глубинах.

Качественные вертикальные профили безразмерных стационарных скоростей БПК обнаруживают меньшее количество возможных типов (рис. 1.2.11). Кривая 1 построена по результатам анализа литературных экспериментальных БПК-данных и собственных данных, полученных на воде с разных глубин (30–50° с. ш.); кривая 2 – для станций, расположенных на 50–70° с. ш.; кривая 3 – для станций, расположенных в районе скопления льдов, где отмечается инверсия температуры по глубине. За исключением последнего аномального случая вертикальные профили безразмерных стационарных скоростей БПК, полученные при анализе экспериментальных наблюдений за кинетикой потребления  $O_2$ , по внешнему виду близки к профилю БПК, приведенному Б. А. Скопинцевым [1975] при расчете окисления  $OB$ , и совпадают с профилем БПК, представленным Райли [Riley, 1951].

Полученные в данном исследовании профили сходны также с профилями распределения по вертикали органического вещества и соответствуют вертикальным профилям изменения дыхания ультрапланктона в океане. Распределение безразмерных стационарных скоростей БПК по глубине согласуется также с экспоненциальной зависимостью и отвечает описанию с помощью гиперболических функций (табл. 1.2.16).

**Уравнения, показывающие изменения безразмерных скоростей БПК на стационарной стадии по вертикали в разных районах Атлантического океана [Леонов, 1977]**

№ квадрата	Гиперболические функции		Экспоненциальная функция	Используемые экспериментальные БПК-данные
	1*	2**		
116.146	$\omega = \frac{1}{4.89 \times 10^{-3} z + 1}$	$\omega = \frac{1}{6.0 \times 10^{-3} z} + 0.075$	$\omega = e^{-1.91 \times 10^{-3} z} + 0.075$	Рейкестроу [23]; Кейс и др. [17]; Айзатуллин, Леонов [2]; данные автора
182.219	$\omega = \frac{1}{2.27 \times 10^{-3} z + 1.16}$	$\omega = \frac{1}{3.5 \times 10^{-3} z} + 0.38$	$\omega = e^{-4.2 \times 10^{-3} z} + 0.38$	Новоселов [8]; данные автора

**Примечание:** константы гиперболы определены:

\* – по Бубнову;

\*\* – по Айзатуллину, Леонову (значения  $\omega$ , соответствуют предельной безразмерной стационарной по глубине скорости потребления  $O_2$ ).

Использование химико-кинетических уравнений для общей кинетической оценки БПК, таким образом, позволяет получить сравнительные характеристики экспериментального БПК, которые могут быть полезными при обобщении и интерпретации различных БПК-наблюдений. Общие характеристики БПК могут быть использованы для качественного описания явления потребления  $O_2$  в океане, изучения и понимания закономерностей динамики этого процесса, а также для исследования его особенностей в прогностических целях.

Таким образом, химико-кинетические модели могут быть использованы при изучении динамики БПК-процесса, для качественного толкования его особенностей при изучении влияния различных факторов и экспериментальных режимов. При детальном исследовании процесса можно оценить влияние каждого фактора в отдельности при сопоставимых экспериментальных условиях на одной воде и впоследствии вносить соответствующие коррективы в кинетические характеристики при пересчете скоростей БПК в естественных условиях.

### 1.2.3. Вопросы для закрепления материала

1. Какой показатель является интегральным для характеристики окислительных процессов в водной среде?

2. Какое обнаруживается БПК в пробах испытываемой воды, если в ней имеется энергетический субстрат (РОВ) и отсутствуют вещества, токсичные для развития бактерий?

3. Что характеризует первая стадия процесса БПК в исследуемой пробе воды?

4. Какой тип кривых БПК обнаруживается, как правило, при исследовании проб относительно чистых природных вод при их длительной инкубации?

5. Что означает плато на кривых БПК после окончания первой стадии процесса БПК (достижения предельного значения БПК первой стадии)?

6. Что означает стадия «эндогенного дыхания», обнаруживаемая после завершения первой стадии процесса БПК?

7. Что означает наличие интенсификации второй стадии процесса БПК в экспериментах при длительной инкубации проб воды?

8. Какой продолжительности должен быть период инкубации проб относительно чистой воды в экспериментах по БПК для обнаружения второй стадии процесса БПК?

9. Какова стандартная температура инкубации проб воды при изучении кинетики процесса БПК?

10. Как оценивается теоретически полный расход кислорода при изучении окислительных процессов с помощью БПК-теста?

11. Какие параметры относятся к кинетическим параметрам БПК?

### **1.3. ВОСПРОИЗВЕДЕНИЕ БПК С ПОМОЩЬЮ МАТЕМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ (ЗАМКНУТЫЕ СИСТЕМЫ)**

Полученные в экспериментах данные по БПК не могут использоваться в качестве единственного и надежного параметра при изучении динамики сложных окислительных процессов. Они должны рассматриваться в совокупности с другими компонентами: органическими и неорганическими соединениями, биомассами гидробионтов, участвующих в трансформации веществ. При изучении динамики БПК необходим синтез представлений о биофизике, экологии микроорганизмов, биохимической и физико-химической трансформации органических веществ. Это особенно важно вследствие того, что актуальная проблема исследования влияния загрязнения и самоочищения природных вод требует построения широких математических моделей, способных качественно воспроизвести динамику компонентов системы при переходных состояниях, показать воздействие загрязнений, условия евтрофирования, влияние термического режима и т. д. Такие модели, ориентированные на возможности компьютеров, позволяют проводить математическую имитацию лабораторных экспериментов, дадут информацию о достаточности имеющихся представлений о сложных биохимических процессах и внутренних связях компонентов, а также о кинетических свойствах отдельных стадий окислительных процессов. Изучение динамики компонентов в закрытых микросистемах представляется необходимым этапом для перехода к исследованию окислительных процессов в естественных условиях.

На этом этапе развития математического моделирования проводится обобщение литературных данных по кинетике БПК – экспериментального материала и теоретических представлений, сведений о функционировании отдельных химических и биологических компонентов в водных растворах. На основе этих обобщений строятся имитационные математические модели, которые затем проверяются на экспериментальных данных, в которых прослеживается динамика некоторых компонентов.

Остановимся на четырех таких разработках: модели БПК-системы, модели трансформации соединений С, Р и БПК, модели трансформации соединений N и БПК, а также модели трансформации соединений С, Р, N и БПК.

#### **1.3.1. Модель БПК-системы**

Основными элементами системы выбраны  $O_2$ ; растворенное органическое вещество (РОВ), включая N-содержащее лабильное и относительно «стойкое» к биохимической деструкции; взвешенное органическое вещество (ВОВ) – детрит; бактерии – в растворе и прикрепленные на поверхности раздела фаз (вода–поверхность стекла). В основу модели положены следующие представления:

– при заключении испытываемой воды в склянку происходит быстрая сорбция определенной доли РОВ на стенке сосуда, сопровождающаяся его последующей трансформацией;

– часть бактерий прикрепляется к стенкам сосуда, это прикрепление пропорционально площади поверхности раздела, концентрации бактерий и сорбируемого органического вещества (СОВ);

– прирост биомассы бактерий происходит за счет утилизации РОВ и транс-

формата СОВ соответственно кинетике Михаэлиса–Ментен, а убыль биомассы – за счет естественной и принудительной элиминации бактерий пропорционально их концентрации и за счет энергетических затрат на дыхание;

- восстановление концентрации РОВ определяется прижизненными выделениями бактерий и разложением ВОВ;

- потребление  $O_2$  зависит от активности бактерий, чрезвычайно изменчивой на разных стадиях их развития.

Схема взаимодействия компонентов модели БПК-системы показана на рис. 1.3.1. Сплошными линиями отмечены связи, учитываемые в балансовых соотношениях, пунктиром – регуляторные связи, не учитываемые в балансовых соотношениях. Математическая модель БПК-системы представляется системой дифференциальных уравнений (табл. 1.3.1).

С помощью этой модели были проанализированы экспериментальные данные, показывающие в течение 28 суток динамику бактерий (в растворе и прикрепленных на стенке сосуда) и суммарное БПК в морской воде при 12 °С [Zobell, 1943]. Результаты моделирования в сравнении с экспериментальными данными показаны на рис. 1.3.2. Для учета развития прикрепленных бактерий строились две конкурентные схемы, соответствующие представлениям Зобелла [Zobell, 1943, 1946] и Крисса [1959, 1964]:

- согласно Зобеллу, на поверхности раздела концентрируется за счет адсорбции РОВ, которое с определенной скоростью усваивается прикрепленными бактериями. Эта схема не давала соответствующего эксперименту ускорения прироста биомассы прикрепленных бактерий после увеличения их плотности на два порядка от исходной (рис. 1.3.2, кривая 3);

- согласно Криссу, РОВ, не усваиваемое бактериями, находится в адсорбционном равновесии и трансформируется под действием внеклеточных ферментов, пропорциональных концентрации прикрепленных бактерий, в легкоусваиваемую форму. Последняя схема дает возможность получить математическую имитацию эксперимента (рис. 1.3.2, кривая 2).

Таблица 1.3.1

### Математическая модель БПК-системы

$\frac{dB_l}{dt} = (P_l - L_l - S_l) B_l + W_B B_l^*$	$\frac{dC_s}{dt} = k_4 C_d - k_6 s (y_2 C_s - C_s^*) - U_s B_l / I_l$
$\frac{dB_l^*}{dt} = (P_l^* - L_l^* - S_l^*) B_l^* - W_B B_l^*$	$\frac{dC_s^*}{dt} = k_6 s (y_2 C_s - C_s^*) - W_s^* B_l^*$
$\frac{dM_l}{dt} = j_l L_l B_l + j_l^* L_l^* B_l^* - k_l M_l - k_3 s M_l$	$\frac{dC_l^*}{dt} = (W_s^* - U_l^* / I_l^*) B_l^*$
$\frac{dM_a}{dt} = -k_2 M_a - k_9 s M_a$	$\frac{dC_N}{dt} = y_3 (j_2 L_l B_l + j_2^* L_l^* B_l^*) - k_7 C_N$
$\frac{dC_l}{dt} = k_3 C_d + y_l (j_2 L_l B_l + j_2^* L_l^* B_l^*) - U_l B_l / I_l - U_l^* B_l^* / I_l^*$	$\frac{dY}{dt} = y_5 \left[ (j_3 L_l)^{x_1} B_l + (j_3^* L_l^*)^{x_2} B_l^* \right] + y_4 k_7 C_N$
	$\frac{dC_d}{dt} = S_l B_l + S_l^* B_l^* - k_5 C_d - U_d B_l / I_l - U_d^* B_l^* / I_l^*$
Вспомогательные функции	
$P_l = \frac{U_\delta + U_d + U_s}{I_l}$	$P_l^* = \frac{U_\delta^* + U_d^* + U_l^*}{I_l^*}$

$I_1 = (1 + m_a M_a)(1 + m_1 M_1)$	$I_1^* = 1 + m_1^* M_1$
$U_s = \frac{a_1 C_s}{1 + b_1 C_s}$	$U_s^* = \frac{a_2 C_s^*}{1 + (y_6 / s) B_1^* + b_2 C_s^*}$
$U_d = \frac{a_3 C_d}{1 + b_3 C_d}$	$U_d^* = \frac{a_4 C_d^*}{1 + (y_7 / s) B_1^* + b_4 C_d^*}$
$U_o = \frac{a_5 C_l}{1 + b_5 C_l}$	$U_o^* = \frac{a_6 C_l}{1 + (y_8 / s) B_1^* + b_6 C_l}$
$W_B = \frac{a_8 C_l}{C_d + b_8 C_s}$	$W_s^* = \frac{a_7 C_s^*}{1 + b_7 B_1^*}$
$L_1 = r_1 P_1$	$L_1^* = r_1^* P_1^*$
$S_1 = q_1 + g_1 M_1$	$S_1^* = q_1^* + g_1^* M_a$

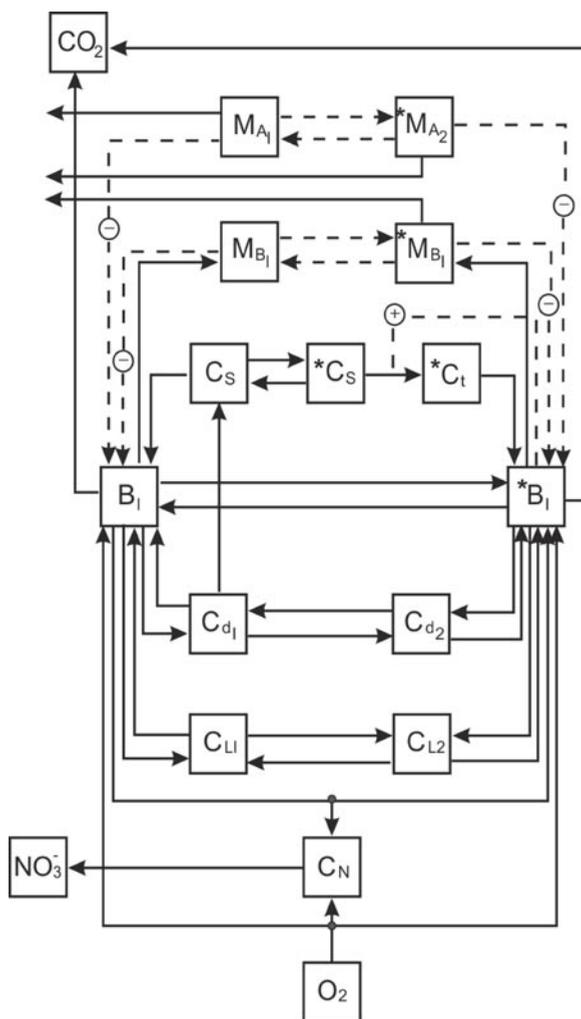
Имитируемая моделью суммарная БПК-кривая (рис. 1.3.2, кривая 5) соответствует экспериментальной на начальном и конечном участках. В интервале 10–17-е сут на имитируемой кривой отмечается не регистрируемое экспериментом плато продолжительностью > 5 сут. Предлагаются следующие причины наблюдаемых различий между экспериментальной и имитируемой моделью БПК-кривыми:

- в биологическом эксперименте и математической модели не учтена группа организмов, максимум биомассы которых приходится на 10–17-е сут;
- при условии полноценности биологического эксперимента в модели не учтена исключительно высокая активность прикрепленных бактерий при низкой плотности популяции в начальной фазе экспоненциального роста (выше на два-три порядка принятой в модели);
- интенсификация окислительной трансформации N-содержащих минеральных соединений на 10–17-е сут.

Первые два предположения представляются более реальными, поскольку интенсивное развитие нитрификации не характерно для незагрязненной морской воды.

В серии численных экспериментов на модели исследовалось влияние:

- фактора адаптации ( $\kappa_2$ ) на динамику бактерий в растворе и БПК (рис. 1.3.3);
- давления ( $g_1$ ) фактора  $M_B$  на динамику бактерий в растворе и БПК (рис. 1.3.4);
- элиминации ( $\kappa_1$ ) фактора  $M_B$  на динамику бактерий в растворе и БПК (рис. 1.3.5);
- разных удельных скоростей потребления лабильного ОВ ( $a_5$ ) на динамику бактерий в растворе и БПК (рис. 1.3.6);
- разных соотношений S/V на динамику популяций бактерий (в растворе и прикрепленных к стенкам склянки) и БПК (рис. 1.3.7);
- разных удельных скоростей потребления лабильного ОВ ( $a_6$ ) на динамику прикрепленных бактерий и БПК (рис. 1.3.8);
- разных удельных скоростей утилизации детрита ( $a_4$ ) на динамику прикрепленных бактерий и БПК (рис. 1.3.9);
- разных удельных скоростей утилизации трансформированного «стойкого» ОВ ( $a_2$ ) на динамику прикрепленных бактерий и БПК (рис. 1.3.10).



**Рис. 1.3.1.** Блок-схема связей между компонентами БПК-системы (знаки «+» и «-» показывают положительные и отрицательные воздействия, соответственно).

**Условные обозначения:**

$B_1, *B_1$  – концентрации свободных и прикрепленных бактерий, соответственно (мг С/л);

$C_L, C_d$  – концентрации лабильного и детритного (взвешенного) ОВ, соответственно (мг С/л);

$C_s, *C_s$  – концентрации стабильного РОВ в растворе и адсорбированного на стенках, соответственно (мг С/л);

$*C_t$  – концентрации трансформата адсорбированного ОВ (мг С/л);

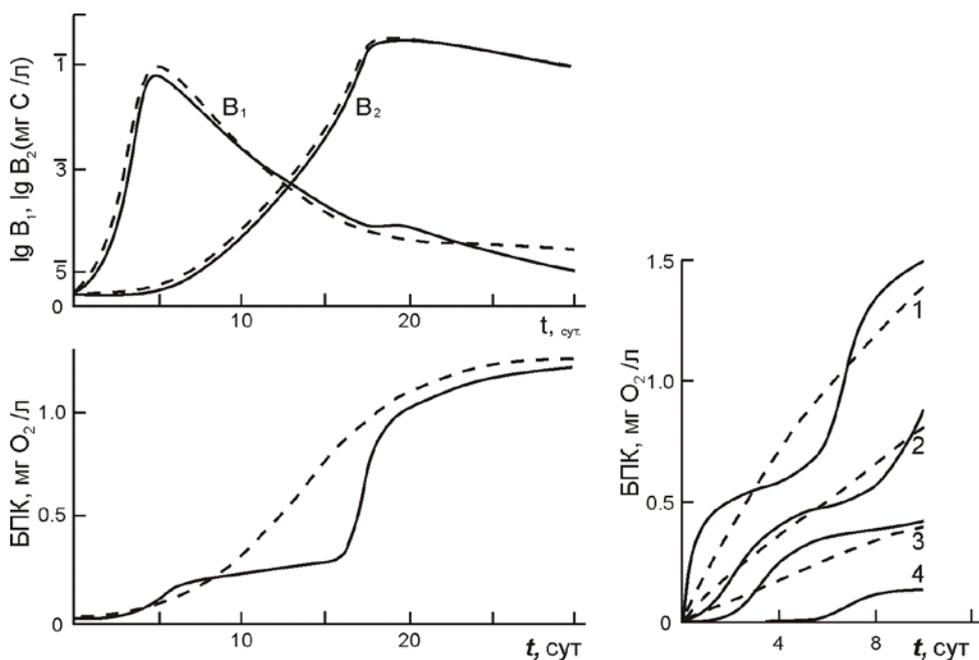
$O_2$  – концентрация кислорода (мг  $O_2$ /л);

$C_N$  – суммарная концентрация восстановленных форм N-содержащих соединений (мг N/л);

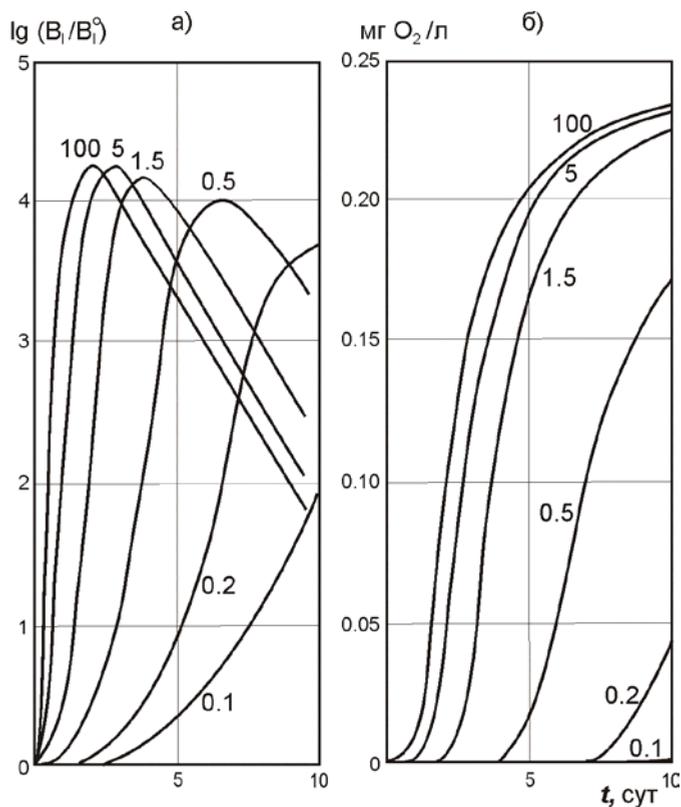
$M_{B_1}, *M_{B_1}$  – концентрации аутометаболитов  $B_1$  и  $*B_1$  – ограничители скорости роста биомасс бактерий при приближении к M-концентрации;

$M_{A_1}, *M_{A_2}$  – фактор адаптации бактерий;

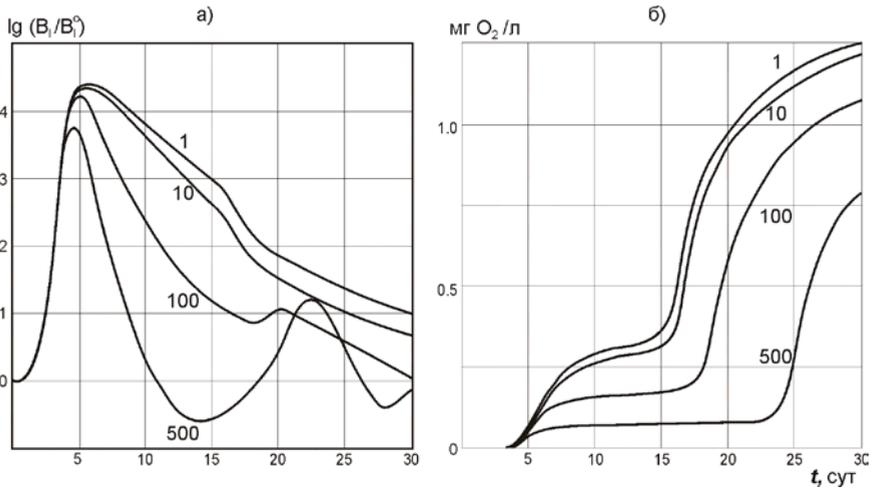
$CO_2, NO_3^-$  – концентрации конечных минеральных продуктов (соответственно мг С/л и мг N/л)



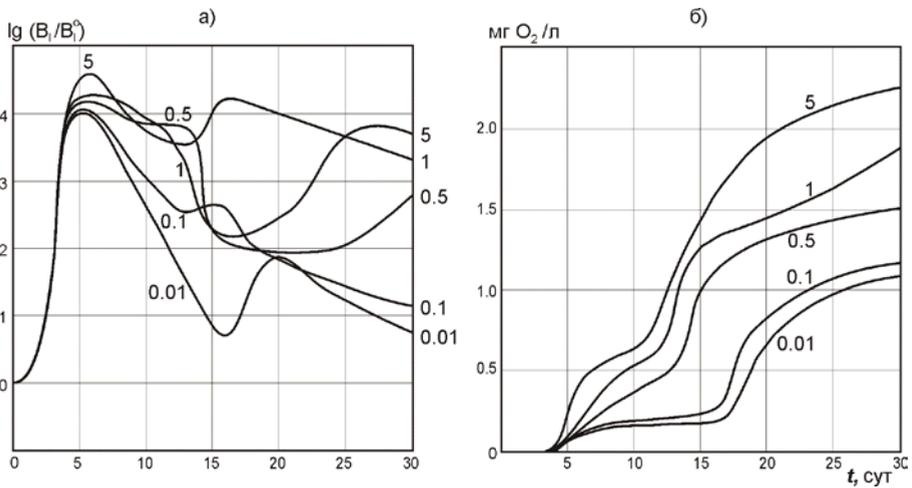
**Рис. 1.3.2.** Динамика биомасс бактерий ( $B_1$  и  $B_2$ ) и BPK: сплошные кривые – результаты моделирования, пунктир – экспериментальная кривая по данным Зобелла [Zobell, 1943]



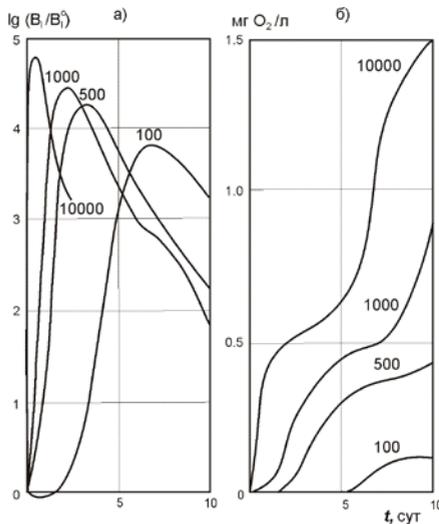
**Рис. 1.3.3.** Динамика свободных бактерий (а) и потребления  $O_2$  (б) при разных значениях  $a_2$  фактора адаптации ( $M_2$ ) (моделирование)



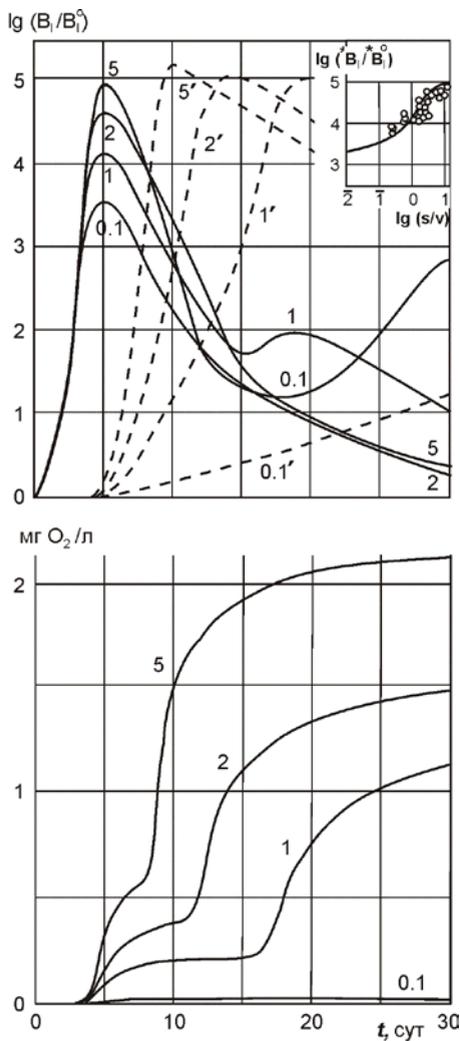
**Рис. 1.3.4.** Влияние давления  $p$ , фактора  $M_B$  на динамику бактерий в растворе (а) и БПК (б)



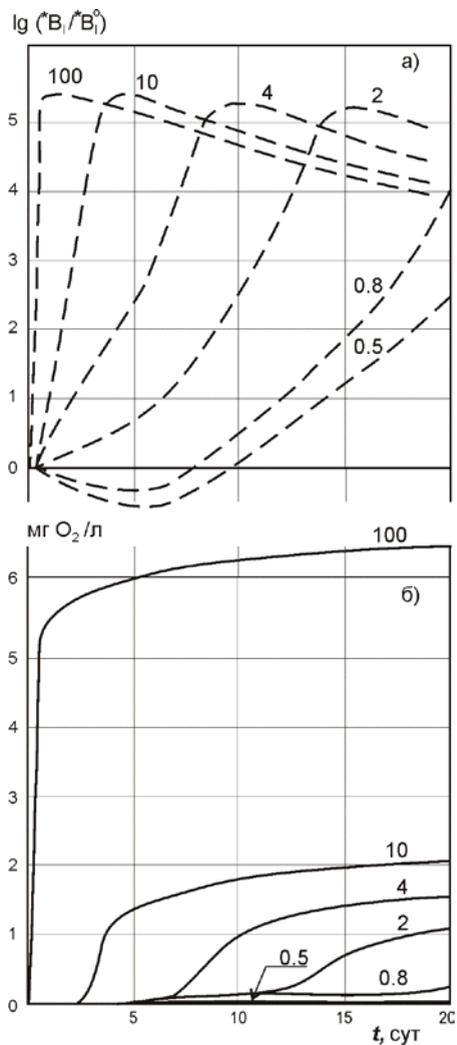
**Рис. 1.3.5.** Влияние элиминации  $k_1$ , фактора  $M_B$  на динамику бактерий в растворе (а) и БПК (б) (моделирование)



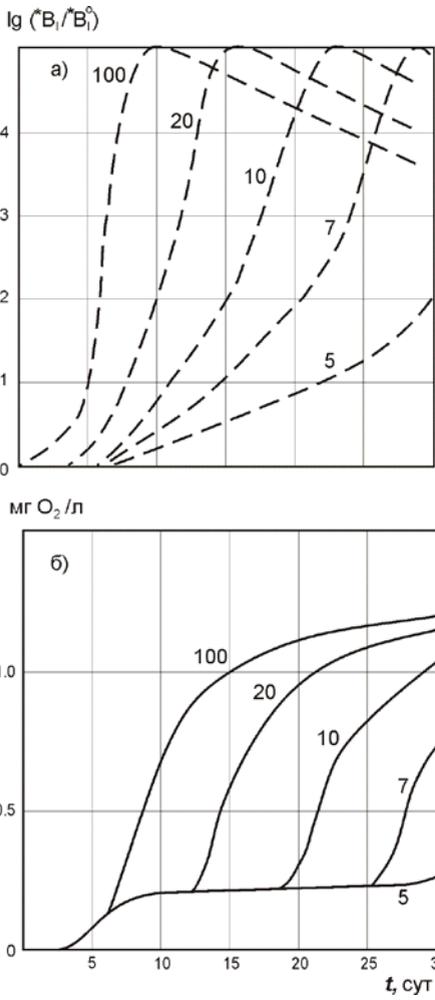
**Рис. 1.3.6.** Динамика популяций свободных бактерий (а) и БПК (б) при различных удельных скоростях потребления лабильного ОВ (а<sub>2</sub>) (моделирование)



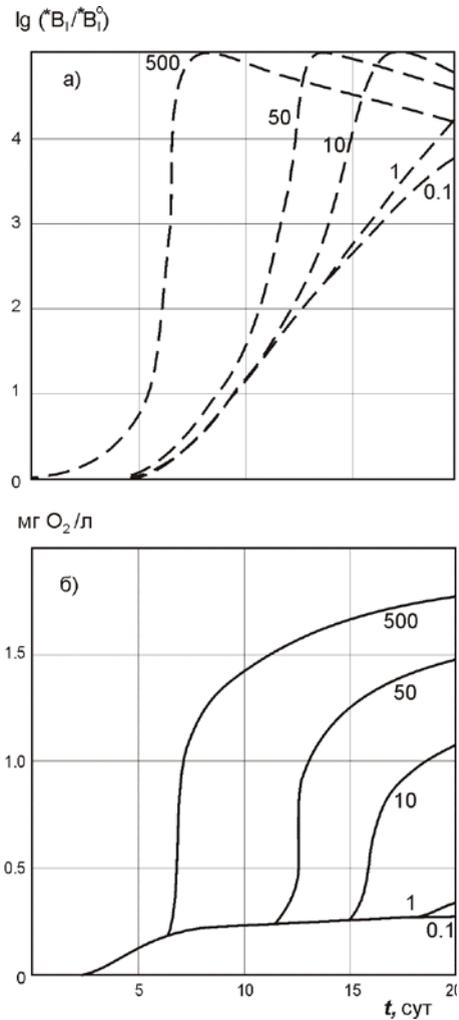
**Рис. 1.3.7.**  
Динамика свободных (сплошные кривые) и прикрепленных бактерий (пунктир) (а) и БПК (в) при разных соотношениях  $S/V$  (моделирование). На врезке (б) – сравнение с данными опытов



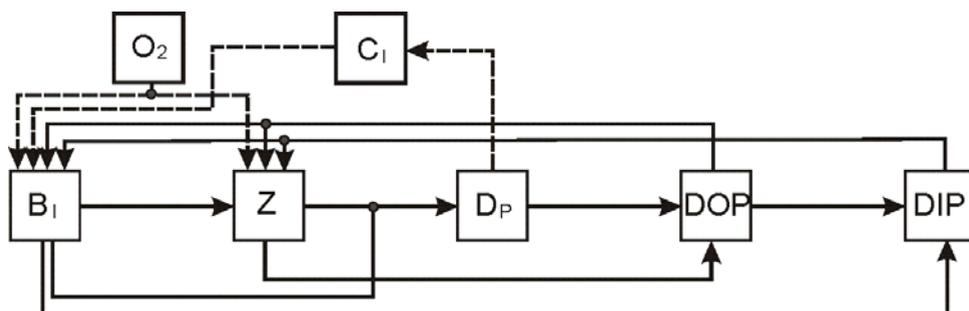
**Рис. 1.3.8.**  
Динамика прикрепленных бактерий (а) и БПК (б) в зависимости от разных удельных скоростей утилизации лабильного ОВ (а) (моделирование)



**Рис. 1.3.9.**  
 Динамика прикрепленных бактерий (а) и БПК (б) в зависимости от разных удельных скоростей утилизации детрита ( $a_2$ ) (моделирование)



**Рис. 1.3.10.**  
 Динамика прикрепленных бактерий (а) и БПК (б) в зависимости от разных удельных скоростей утилизации трансформированного «стойкого» ОВ ( $a_2$ ) (моделирование)



**Рис. 1.3.11.** Блок-схема связей в системе трансформации P-содержащих соединений, C, и БПК.

**Условные обозначения:**

$C_1$  – концентрация лабильного ОВ, (мг С/л);  $O_2$  – концентрация кислорода (мг  $O_2$ /л); DIP, DOP, DP – концентрации неорганического, органического и взвешенного P, соответственно (мкг P/л);  $B_p$ , Z – биомассы гетеротрофных бактерий и зоопланктона соответственно (мкг P/л)

Таким образом, с помощью моделирования установлено, что физические факторы (температура, поверхность раздела) оказывают влияние на период в развитии популяции свободных бактерий до достижения максимума включительно; экологические факторы (давление и дезактивация  $M_B$ ) – на период после достижения максимума биомассы бактерий включительно; а биохимические факторы (например, скорости утилизации субстратов) оказывают повсеместное влияние на развитие популяции бактерий. С помощью моделирования получена известная из микробиологических экспериментов совокупность динамических кривых развития биомасс прикрепленных бактерий. Модель воспроизвела также многообразие динамических БПК-кривых, что подтверждает результаты систематизации и типизации БПК-кривых, встречаемых при экспериментальном изучении процесса.

Это исследование с помощью математического моделирования отразило основные особенности динамики биомасс микроорганизмов, общего хода вызываемого ими БПК, а также влияние существенных факторов, выявляемое при экспериментальном исследовании процесса.

### 1.3.2. Модель трансформации соединений C, P и БПК

Фосфор (химический символ P) – один из важнейших биогенных элементов в природных водах, он часто играет лимитирующую роль в развитии популяций микроорганизмов низших трофических уровней. Концентрация растворенного неорганического P (DIP) или фосфатов может определять интенсивность первичного продуцирования ОВ, осуществляемого фитопланктоном. Поэтому трансформацию соединений P приходится учитывать при решении макрокинетических задач, построении моделей водных экосистем, а также при изучении евтрофирования водоемов. Влияя на динамику популяций микроорганизмов низших трофических уровней, соединения P могут определять кинетику биохимической трансформации ОВ (как природных, так и антропогенных) и БПК. В целом изучение вопросов кинетики и механизма трансформации соединений P непосредственно связано с исследованием наиболее актуальных в настоящее время проблем формирования химической основы биопродуктивности природных вод и их самоочищения от загрязнения.

В трансформации соединений P принимают участие практически все виды организмов. DIP потребляется водорослями и бактериями и связывается в органические соединения – эфиры фосфорной кислоты, входящие в состав живой

клетки как биохимически важный компонент (фосфолипиды, АТФ). По пищевой цепи органический Р живого вещества включается в организмы более высоких трофических уровней – растительноядный и хищный зоопланктон и т. д.

В процессе жизнедеятельности организмов происходит выделение минеральных соединений и растворенного органического Р (DOP), а также образование косного взвешенного органического Р – фекалий и отмершей биомассы организмов или детритного Р ( $D_p$ ). При автолизе  $D_p$  30–40 % заключенного в нем Р поступает быстро в раствор в трансформированном до DOP виде. Органический Р утилизируется бактериями-гетеротрофами, по-видимому, предварительно гидролизуясь внеклеточной фосфатазой до DIP. DOP также может утилизироваться непосредственно фитопланктоном.

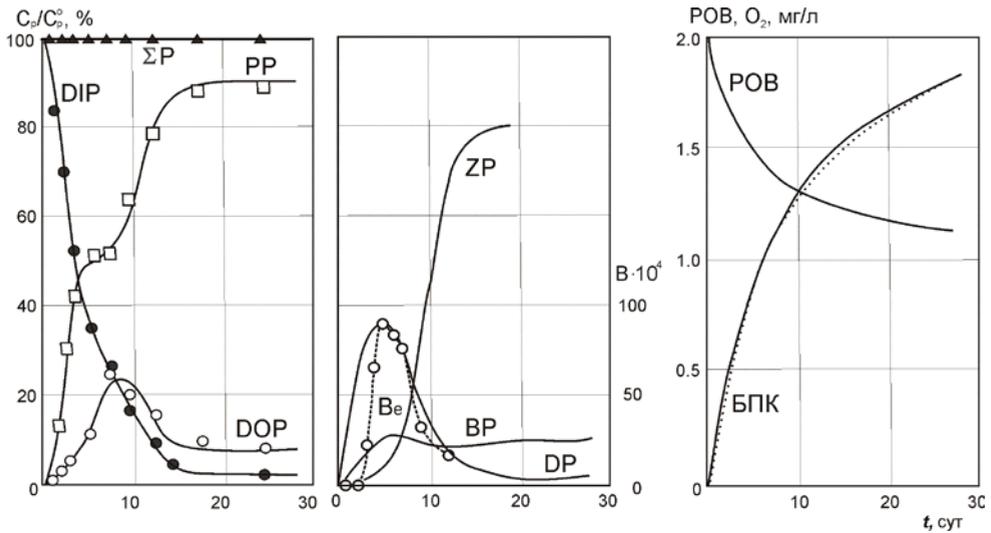
Отмечается также существенная роль зоопланктона в минерализации DOP до DIP [Айзатуллин, Леонов, 1977].

Таким образом, трансформация соединений Р – сложная система взаимодействий организмов и химических соединений. Их описание в упрощенных математических моделях касалось лишь отдельных звеньев этой сложной системы. Например, известны многочисленные модели утилизации DIP водорослями и их влияния на первичную продукцию. Другая группа моделей связана с изучением регенерации неорганических фосфатов при разложении детрита – отмерших планктонных организмов. Эти модели основаны на химико-кинетических представлениях.

Компонентами разработанной модели трансформации соединений Р и БПК, которую можно использовать для анализа широкого набора экспериментальных данных, служат: растворенный в воде  $O_2$ , органическое С-содержащее вещество ( $C_L$ ), соединения Р – DIP, DOP,  $D_p$  Р в живом веществе – биомассах бактерий (В) и зоопланктона (Z). Схема взаимодействия компонентов модели показана на рис. 1.3.11. Удельные скорости утилизации субстратов и скорость размножения максимизируются биологическими объектами. Органическое С-содержащее вещество, растворенные органический Р (DOP) и DIP (как взаимозаменяемые соединения Р) могут лимитировать скорости потребления субстратов и  $O_2$  микроорганизмами. Математическая модель трансформации соединений Р и БПК представляется системой дифференциальных уравнений (табл. 1.3.2).

Данная модель была применена сначала для анализа экспериментальных данных Уатта и Хейса [Watt, Hayes, 1963], в которых прослежена динамика соединений Р (органического, неорганического) и взвешенного (бактериального, детритного и зоопланктонного) в свежей и в предварительно выдержанной (14 сут) морской воде при разных температурах (10, 15, 18 и 20 °С). Продолжительность экспериментов составляла 24–36 сут.

На рис. 1.3.12 сопоставляются экспериментальные данные Уатта и Хейса [Watt, Hayes, 1963] по динамике суммарного, DIP, DOP и  $D_p$  (точки) в свежей морской воде при 18 °С с расчетами (кривые). В качестве исходной концентрации Р бралась величина 10 мкг Р/л, принимаемая за 100 %. Модель детально имитирует экспериментально наблюдаемую картину трансформации соединений Р, фиксируя отличия между приростом биомассы бактерий и изменением их численности на ранних этапах развития популяции, сглаживаемым позднее, что согласуется с теоретическими представлениями о динамике популяций. После 25 сут концентрация всех Р-содержащих компонентов стабилизируется, однако при этом продолжается процесс потребления органического вещества и растворенного  $O_2$ , правда с уже гораздо меньшими скоростями по сравнению с ранними стадиями. Подключение в модель еще одного звена (хищников более высокого порядка) сделает модель более гибкой и способной отразить автоколебательный характер динамики Р-содержащих веществ в рассматриваемой системе (при этом должно потребиться большее количество РОВ и растворенного  $O_2$ ).



**Рис. 1.3.12.** Динамика компонентов при моделировании соединений Р (кривые) в свежесобранной морской воде при температуре 18 °С по экспериментальным данным Уатта, Хейса (1963) ( $B_e$  – динамика численности бактерий, определенная экспериментально; POB – расчетная динамика растворенного органического вещества; БПК – сплошная кривая – расчет на модели, пунктир – расчет по кинетическому уравнению  $BПК = 1.19 (1 - e^{-0.2056t}) + 0.0227t$ )

Таблица 1.3.2

**Математическая модель системы трансформации Р-содержащих веществ, лабильного  $C_1$  и БПК**

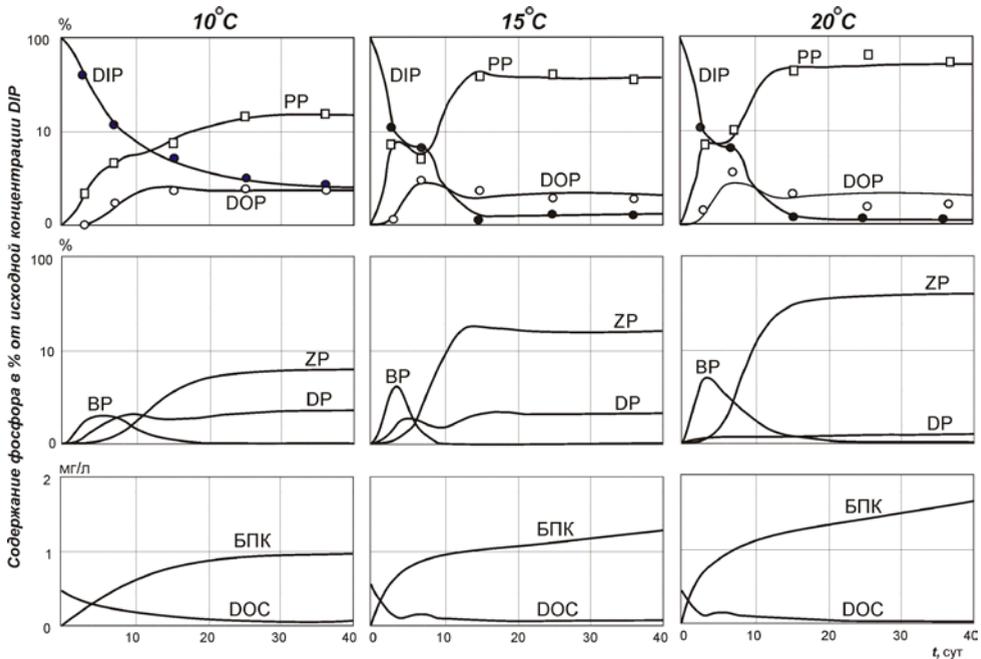
$\frac{dB_1}{dt} = (P_1 - L_1 - S_1) B_1 + P'_B Z_S$	$\frac{d(DIP)}{dt} = K_6 L_1 B_1 - K_1 P_{DIP} B_1 - P'_{DIP} Z_S + K_{14} (DOP) + (I - K_{16}) L_Z Z_S$
$\frac{dZ_S}{dt} = P'_1 Z_S - (L_Z + S_Z) Z^* - (L_Z + S_Z) Z$	$\frac{d(DOP)}{dt} = K_7 D_P - K_2 P_{DOP} B_1 - P'_{DOP} Z_S - K_{14} (DOP) + K_{16} L_Z Z_S$
$\frac{dY}{dt} = K_{10} L_1 B_1 + K_{15} P'_1 Z_S$	$\frac{dD_P}{dt} = S_1 B_1 + S_Z Z_S - K_7 D_P$
$\frac{dC_1}{dt} = K_{11} K_7 S_1 B_1 - K_3 P_1 B_1 - 0.376 (K_{10} L_1 + K_{15} P'_1 Z_S)$	$\frac{dC_M}{dt} = K_8 L_1 B_1 - K_9 C_M$
<b>Вспомогательные функции</b>	
$P_1 = \frac{d_{10}}{(1 + M_P)(1 + K_4 C_M)}$	$P'_B = \frac{K_5}{I + Z_S / (d_9 B_1)}; P'_{DIP} = \frac{K_{12} (DIP)}{1 + d_7 (DIP)}$
$M_P = \frac{B_1}{d_1 (DIP) + d_2 (DOP)} + \frac{I}{d_3 C_1}$	$P'_{DOP} = \frac{K_{13} (DOP)}{I + d_8 (DOP)}; P'_1 = P'_B + P'_{DIP} + P'_{DOP}$
$P_{DIP} = \frac{d_{10} d_3 d_1 C_1 (DIP)}{Q}$	$r_z = \frac{d_6 P'_1}{I + d_{11} P'_1} + \left( I - \frac{d_6}{d_{11}} \right); L_Z = r_z P'_1$

$P_{DOP} = \frac{d_{10} d_3 d_2 C_l (DOP)}{Q}$	$r_1 = \frac{d_4 P_1}{I + d_5 P_1} + \left(1 - \frac{d_4}{d_5}\right); L_1 = r_1 P_1$
$Q = \{d_1 (DIP) + d_2 (DOP)\} (1 + d_3 C_l) + d_3 C_l B_1 \{1 + K_4 C_M\}$	$S_z = q_z + (V_z Z_s) / P'; S_1 = q_1 + V_1 r_1$

Расчетное потребление  $O_2$  в этой серии опытов описывается кинетическим уравнением ЕL-типа. Подобные уравнения часто воспроизводят динамику БПК, регистрируемую в пробах морской воды при 18–25 °С. В этой модели учтено, что дыхание зоопланктона составляет небольшую долю от суммарного расходования  $O_2$  в водной среде: на дыхание зоопланктона дан коэффициент в десять раз меньший, чем на дыхание бактерий. Скорость потребления  $O_2$  на первой стадии составляет 0.245 мг $O_2$ /(л сут), и она в 10.8 раза выше, чем на линейной стадии (0.0227 мг $O_2$ /(л сут)).

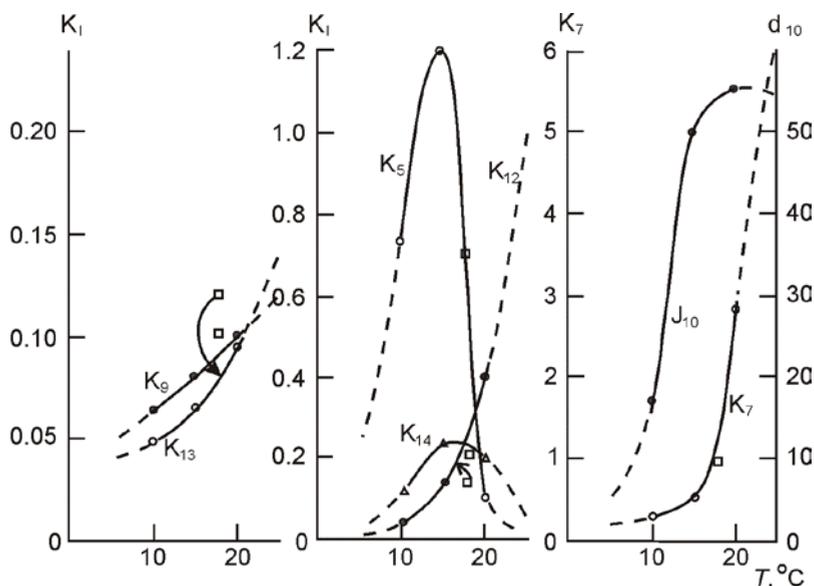
В следующей серии расчетов модель ориентировалась на экспериментальные данные Уатта и Хейса [Watt, Hayes, 1963], в которых была отражена динамика неорганического, органического и взвешенного Р при инкубации в темноте предварительно выдержанной 14 сут в лаборатории морской воды при 10, 15 и 20 °С. Результаты этой серии расчетов (кривые) в сравнении с экспериментальными данными (точки) показаны на рис. 1.3.13, а величины входных параметров – в табл. 1.3.3.

Температурная зависимость констант скорости по Вант–Гоффу ( $Q = 2.3$ ) принята только для экспериментально не обеспеченной характеристики – кон-



**Рис. 1.3.13.** Динамика компонентов модели трансформации соединений Р (DIP, DOP, PP, BP, ZP, DP), РОВ и БПК при 10, 15 и 20 °С: кривые – расчетные данные по экспериментальным данным (точки) Уатта, Хейса (1963)

станты скорости ( $K_9$ ) трансформации бактериальных органических метаболитов ( $C_M$ ). Значения констант, принятых зависящими от температуры, подбирались из условия адекватности результатов моделирования экспериментальным данным. Их изменение от температуры и экстраполяция для 5 и 25 °C показаны на рис. 1.3.14. Прочие коэффициенты принимались не зависящими от температуры.



**Рис. 1.3.14.** Изменения величин входных параметров, принятых зависящими от температуры воды (сплошные кривые), и их экстраполяция к 5 и 25 °C (пунктир)

Особенность температурных изменений состоит в снижении стационарных концентраций связанного в химических соединениях Р-органического, неорганического и детрита (а также концентрации РОВ) и в повышении концентрации Р, связанного в биомассе: возрастают высота максимума бактериального Р и стационарная концентрация зоопланктонного Р. С ростом температуры увеличиваются также значения расчетного БПК, соответственно поведению микроорганизмов.

Кинетические кривые концентрации DIP и РОВ при 15–20 °C обнаруживают наличие характерных точек перегиба, отсутствующих при 10 °C. Это одна из важных особенностей влияния температуры, позволяющая судить о перестройке структуры сообщества в испытываемой воде в ходе эксперимента. Следовательно, специфичные участки кинетических кривых с наличием точек перегиба, часто пропускаемых при дискретных аналитических наблюдениях, должны подвергаться тщательному экспериментальному изучению, поскольку их «расшифровка» дает важную информацию о поведении системы.

Таблица 1.3.3

**Величины входных параметров при моделировании трансформации Р-содержащих соединений и БПК при 10, 15 и 20 °C (варианты 139, 138 и 137 соответственно)**

Параметр	Значение параметра при			Параметр	Значение параметра при		
	10 °C	15 °C	30 °C		10 °C	15 °C	30 °C
DIP	10	10	10	$K_1$	1	1	1
DOP	0.008	0.008	0.008	$K_2$	1	1	1

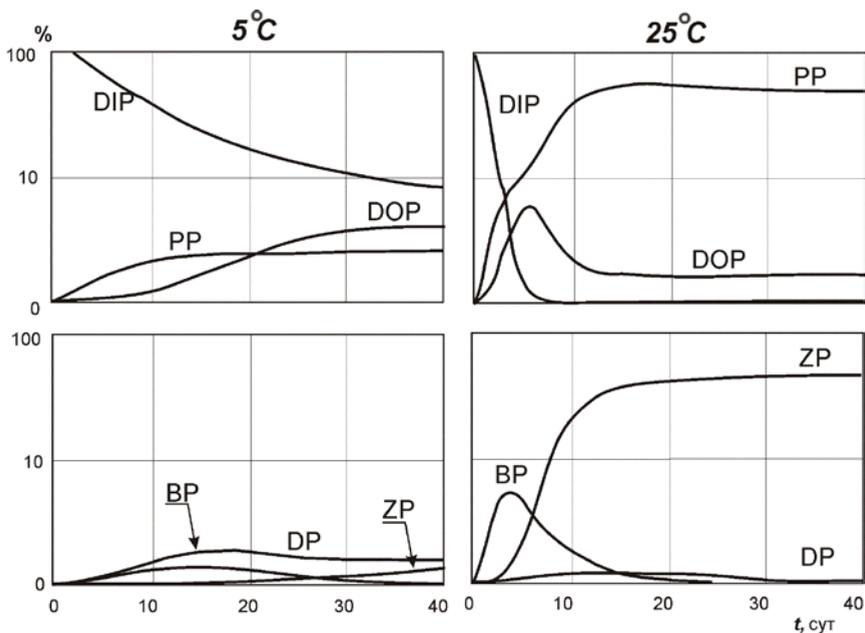
Параметр	Значение параметра при			Параметр	Значение параметра при		
	10 °С	15 °С	30 °С		10 °С	15 °С	30 °С
$C_1$	0.48	0.48	0.48	$K_3$	40	40	40
$C_M$	0.0001	0.0001	0.0001	$K_4$	0	0	0
$B$	0.05	0.05	0.05	$K_5$	0.738	1.2	0.1
$Y$	0	0	0	$K_6$	1	1	1
$D_P$	0	0	0	$K_7$	0.27	0.5	2.8
$Z$	0.05	0.05	0.05	$K_8$	0.01	0.01	0.01
$Z'$	0	0	0	$K_9$	0.064	0.08	0.1
$d_1$	0.012	0.012	0.012	$K_{10}$	0.1	0.1	0.1
$d_2$	0.0032	0.0032	0.0032	$K_{11}$	40	40	40
$d_3$	0.01	0.01	0.01	$K_{12}$	0.04	0.04	0.04
$d_4$	0.06	0.06	0.06	$K_{13}$	0.048	0.065	0.095
$d_5$	0.1	0.1	0.1	$K_{14}$	0.12	0.24	0.2
$d_6$	0.45	0.45	0.45	$K_{15}$	0.01	0.01	0.01
$d_7$	0.1	0.1	0.1	$K_{16}$	0.7	0.7	0.7
$d_8$	0.1	0.1	0.1	$q_B$	0.25	0.25	0.25
$d_9$	1	1	1	$V_B$	0.15	0.15	0.15
$d_{10}$	17	50	55	$q_Z$	0.1	0.1	0.1
$d_{11}$	0.5	0.5	0.5	$V_Z$	0.001	0.001	0.001

Динамика РОВ по результатам моделирования представляет типичную картину, часто наблюдаемую в опытах при длительной инкубации проб морской воды, как в свежей, так и в предварительно выдержанной в лаборатории (то есть с истощенным исходным запасом ОВ – 0.48 мг/л). Последняя величина устанавливалась подбором и корректировалась поведением других компонентов системы и изменением концентрации взвешенного Р.

Кинетическая кривая взвешенного Р при 15–20 °С отчетливо дифференцируется на два участка соответственно активности бактерий и зоопланктона. При повышенном содержании органического вещества эта дифференцированность выражена в меньшей степени, что позволяет заключить, что концентрация РОВ лимитирует развитие бактерий, формируя характерные точки перегиба на кинетической кривой взвешенного Р и специфические стационарные концентрации бактериального Р. Остаточная концентрация РОВ к 40-м сут составляет 10–20 % от исходной при 20–10 °С. Эти оценки близки полученным в экспериментах [Скопинцев и др., 1965].

Динамика БПК представляется кинетическими кривыми экспоненциально-линейного или автокаталитически-линейного типов в зависимости от температурных условий инкубации воды (рис. 1.3.13). Подобные типы БПК-кривых часто наблюдаются при экспериментальном изучении динамики БПК в морской воде. Дифференцирование БПК-суммарного на стадии и их анализ позволяют установить, что кинетические характеристики первой стадии близки по величинам характеристикам, получаемым при анализе БПК гетеротрофными бактериями с максимумом при 20 °С.

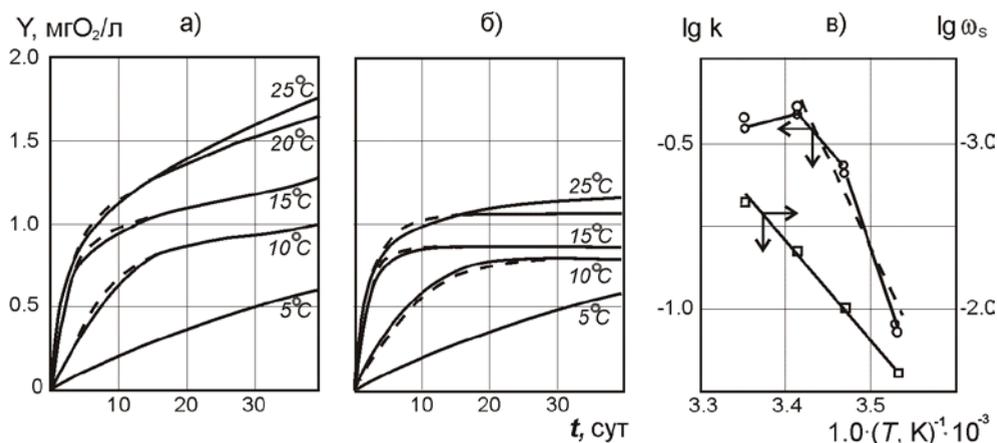
Анализ температурных зависимостей кинетических констант, оцененных по результатам моделирования, дает среднее значение энергии активации  $E_{10-20\text{ °С}} = 25.8$  ккал/моль, которое близко величине, полученной при анализе экспериментальных БПК-данных. Однако скорость БПК на линейной стадии, определяемой преимущественно активностью зоопланктона, находится в прямой зависимости от температуры и дает значение  $E_{10-25\text{ °С}} = 17.3$  ккал/моль. Сопоставление значений скоростей БПК на первой и линейной стадиях показывает, что скорость процесса на первой стадии в 10.8–27.7 раза выше и зависит от температурных условий. Наибольшее отличие скоростей БПК по результатам моделирования отмечается при 20 °С, когда активность бактерий в отношении БПК наибольшая.



**Рис. 1.3.15.** Динамика концентраций форм Р (DIP, DOP, PP, BP, ZP, DP) при 5 и 25 °С (моделирование)

«Проигрывание» модели при значениях коэффициентов, соответствующих условиям при 5 и 25 °С, позволило получить прогностическую картину динамики Р-содержащих соединений (рис. 1.3.15). На рис. 1.3.16 показана также серия кинетических БПК-кривых, отвечающих условиям трансформации соединений Р при 5–25 °С. Эти БПК-кривые удовлетворительно описываются химико-кинетическими уравнениями, представленными в табл. 1.3.4 и показанными пунктирными линиями на рис. 1.3.16. Зависимость от температуры кинетических констант отдельных стадий БПК показана на рис. 1.3.16 в.

Данная модель и значения коэффициентов, полученные при анализе данных экспериментов при 18 °С, были использованы для проведения численного эксперимента по трансформации ОВ и Р-содержащих соединений при так называемом «залповом» выпуске (загрязнении) вод, при котором концентрации веществ существенно возрастают. Результаты этих численных экспериментов показаны на рис. 1.3.17–1.3.19. Из них видно, что соединения Р являются существенным компонентом, лимитирующим развитие системы. При добавках DOP и DIP до 20 мкг Р/л основная их масса (75–90 %) утилизируется в первые десять суток, причем стандартная концентрация DOP, достигаемая после 15 сут, не зависит от величины добавки DOP (рис. 1.3.17 а). За счет добавки DOP обеспечивается высокое потребление  $O_2$ : до 6.5 мг  $O_2$ /л на 30-е сут при добавке DOP 20 мкг Р/л (рис. 1.3.17 б). При таких же добавках DIP, как видно из рис. 1.3.18 а, достигаются величины потребления  $O_2$  в два раза меньшие. Это обуславливается, согласно результатам моделирования, более интенсивным развитием популяций при добавках DOP, чем при добавках DIP. Формально это зависит от соотношения коэффициентов  $d_1$  и  $d_2$  (коэффициенты предпочтения в потреблении субстратов бактериями – соответственно DOP и DIP), величины которых были оценены по численному анализу экспериментальных данных [Watt, Hayes, 1963]. Этот вывод, однако, требует прямой экспериментальной проверки.



**Рис. 1.3.16.** Динамика БПК при разных  $t$  °С, полученная при моделировании трансформации форм Р в морской воде: а – суммарное БПК; б – БПК бактериями; в – температурная зависимость констант скоростей отдельных стадий процесса

Таблица 1.3.4

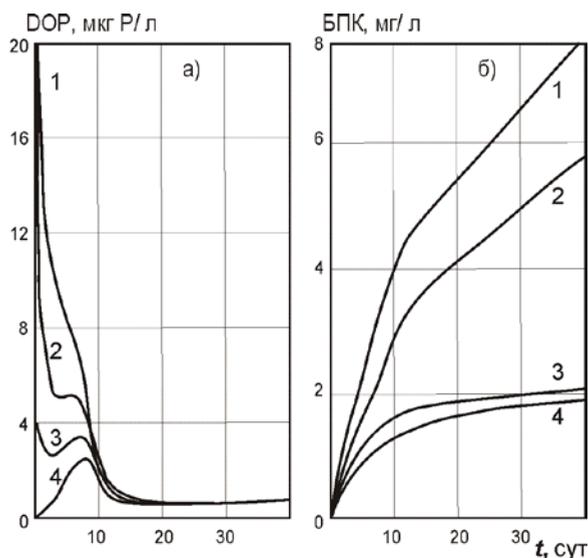
**Кинетические уравнения для описания потребления  $O_2$  при разных температурах при моделировании трансформации соединений Р в морской воде (значения констант в числителе для  $\Sigma$  БПК, в знаменателе – для БПК гетеротрофов)**

°С	Кинетические уравнения для описания		Константы		
	БПК суммарного	БПК гетеротрофами	$k_1$	$[O_2]_l$	$v_i$
10	$\frac{0.546 (e^{0.202t} - 1)}{1 + 0.728 e^{0.202t}} + 0.00625 t$	$\frac{0.616 (e^{0.204t} - 1)}{1 + 0.79 e^{0.204t}}$	$\frac{0.0853}{0.09}$	$\frac{0.75}{0.78}$	$\frac{0.064}{0.0702}$
15	$\frac{0.698 (e^{0.625t} - 1)}{1 + 0.793 e^{0.625t}} + 0.01 t$	$\frac{0.414 (e^{0.792t} - 1)}{1 + 0.482 e^{0.792t}}$	$\frac{0.276}{0.257}$	$\frac{0.88}{0.86}$	$\frac{0.243}{0.221}$
20	$\frac{2.408 (1 - e^{0.223t})}{1 - 2.294 e^{0.223t}} + 0.015 t$	$\frac{4.205 (1 - e^{0.283t})}{1 - 3.893 e^{0.283t}}$	$\frac{0.395}{0.380}$	$\frac{1.05}{1.08}$	$\frac{0.415}{0.411}$
25	$\frac{7.844 (e^{0.402t} - 1)}{1 + 8.345 e^{0.402t}} + 0.021 t$	$\frac{1.553 (e^{0.553t} - 1)}{1 + 1.678 e^{0.553t}} + 0.007 t$	$\frac{0.359}{0.346}$	$\frac{0.94}{0.915}$	$\frac{0.338}{0.317}$

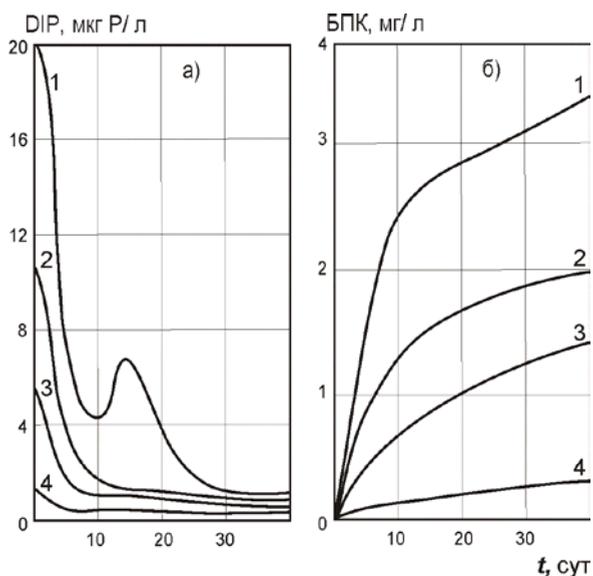
**Примечание:**  $k_1$  – константа скорости первого порядка, сут<sup>-1</sup>;  
 $[O_2]_l$  – предельное БПК, мг  $O_2$ /л;  
 $v_i$  – начальная скорость потребления кислорода, мг  $O_2$ /л сут.

При лимитировании развития популяции соединениями Р скорость трансформации РОВ, как это видно из рис. 3.2.19 а, практически не зависит от его концентрации. Однако потребление  $O_2$  (рис. 1.3.19 б) несколько более чутко реагирует на изменение исходной концентрации ОВ при низких (лимитирующих) концентрациях соединений Р. Этот результат также нуждается в экспериментальном подтверждении.

Таким образом, представления о механизме трансформации соединений Р в природных экосистемах, использованные при построении модели, приводят к ре-

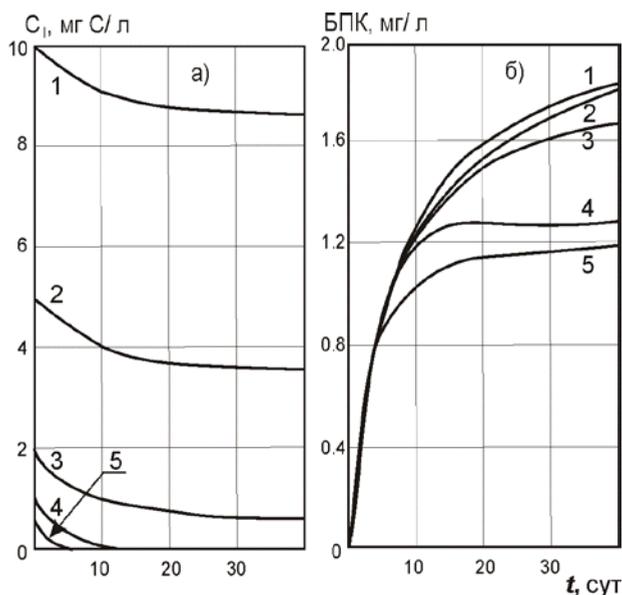


**Рис. 1.3.17.** Динамика DOP (а) и БПК (б) при разных исходных концентрациях DOP (моделирование): 1–20 мкг P/л; 2–10 мкг P/л; 3–4 мкг P/л; 4–0.008 мкг P/л



**Рис. 1.3.18.** Динамика DIP (а) и БПК (б) при разных исходных концентрациях DIP (моделирование): 1–20 мкг P/л; 2–10 мкг P/л; 3–5 мкг P/л; 4–1 мкг P/л

зультатам, вполне согласующимся с совокупностью имеющихся экспериментальных данных по динамике соединений P, РОВ и БПК. Использование математической модели позволяет на количественной основе объяснить кинетические экспериментальные данные, получить кинетические характеристики отдельных стадий сложных процессов, связанных с трансформацией веществ в природной воде, а также дать известным кинетическим особенностям трансформации вещества новую количественно обеспеченную интерпретацию, которая трудно выявляема при чисто эмпирическом подходе. Обнаруживается существенная роль популяции зоопланктона в трансформации соединений P и необходимость ее учета при построении моделей водных эколого-биохимических систем.

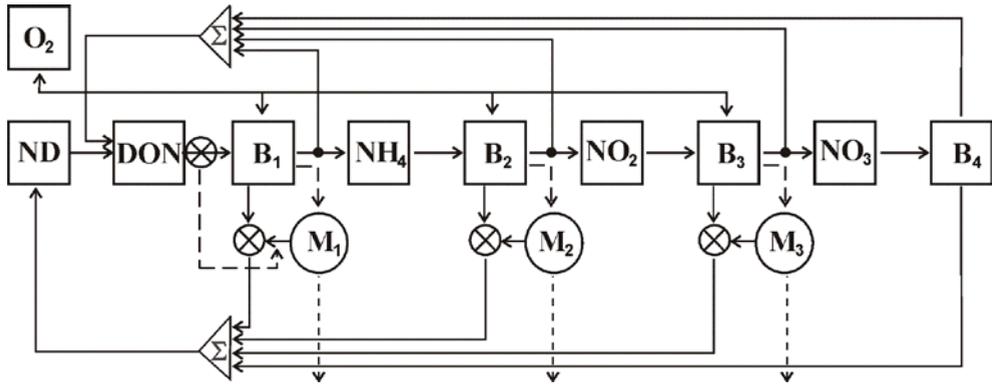


**Рис. 1.3.19.** Динамика лабильного *ОВ* (а) и БПК (б) при разных исходных концентрациях лабильного *ОВ* (моделирование): 1–10 мг С/л; 2–5 мг С/л; 3–2 мг С/л; 4–1 мг С/л; 5–0.5 мг С/л

На основании проведенного исследования можно заключить, что рассматриваемая модель отражает динамику соединений Р, биологических компонентов (биомасс бактерий и зоопланктона) и позволила «расшифровать» особенности функционирования отдельных компонентов при изменении температурных условий и исходной концентрации *РОВ*. Воспроизводимые моделью кинетические профили изменения *РОВ* и БПК в процессе биохимической окислительной трансформации соединений Р соответствуют известным из литературы представлениям о динамике этих компонентов, что получено на основе экспериментального изучения процесса. Имитируемые моделью БПК-профили согласуются с химико-кинетическим описанием процесса, а значения полученных кинетических констант близки соответствующим БПК-параметрам, оцененным при специальном экспериментальном изучении динамики БПК в морской воде.

### 1.3.3. Модель трансформации соединений N и БПК

Окислительная трансформация соединений N в водной среде осуществляется при последовательном их включении в метаболизм функционирующими одновременно микроорганизмами сообщества. В целом это процесс многостадийный, в котором происходит окисление восстановленных форм N от N (3<sup>-</sup>) до N (5<sup>+</sup>). Окисление многочисленных промежуточных продуктов (гидроксиламина, дигидроксиаммония, нитроксила, гипонитрита) развивается сравнительно быстро. Медленными лимитирующими стадиями, которые необходимо учитывать при построении модели, служат окисление аммония и нитритов соответствующими ферментными комплексами, тесно связанными со структурами клеток хемоавтотрофов и лишь в пренебрежимо малом количестве выходящими в раствор. На рис. 1.3.20 показана блок-схема связей в закрытой системе трансформации соединений N, соответствующей условиям математически имитируемого классического лабораторного эксперимента Бранда и Рейкестроу [Brand, Rakestraw, 1937, 1941]. Компонентами данной модели являются: растворенный в воде O<sub>2</sub>, взвешенное и органическое N-содержащее вещество, минеральные



**Рис. 1.3.20.** Блок-схема связей системы трансформации соединений N:  
 ND – детритный N; DON – растворенный органический N;  
 NH<sub>4</sub> – аммонийный N; NO<sub>2</sub> – нитритный N; NO<sub>3</sub> – нитратный N;  
 B<sub>1</sub>-NH<sub>4</sub> – выделяющие гетеротрофы; B<sub>2</sub>-NH<sub>4</sub> – окисляющие бактерии;  
 B<sub>3</sub>-NO<sub>2</sub> – окисляющие бактерии; B<sub>4</sub> – водоросли; O<sub>2</sub> – кислород;  
 M<sub>i</sub> – элиминационно-ингибиторный параметр

формы N (аммоний, нитриты, нитраты), микроорганизмы – бактерии-гетеротрофы и хемоавтотрофы (аммоний- и нитрит-окисляющие бактерии), а также водоросли.

Учитывается, что в темновых условиях водоросли способны аккумулировать нитраты. Слабое место имитируемого лабораторного эксперимента – отсутствие данных о концентрациях (биомассах) микроорганизмов. Однако детальные экспериментальные данные по динамике химических компонентов позволяют реконструировать динамику гетеротрофных и хемоавтотрофных бактерий посредством математического эксперимента из условий адекватности входных и выходных параметров и верхней границы N, входящего в состав микроорганизмов, определяемой концентрацией взвешенного N.

Будем исходить из моделей биогеоценозов, в которых для каждой *i*-й популяции учитываются удельные (отнесенные к единице биомассы  $B_i$ ) скорости потребления субстрата  $P_i$ , метаболических выделений  $L_i$  и элиминации  $S_i$  организмов за счет их естественной смертности и выедания хищниками, если таковое имеет место при данных условиях. На практике количество учитываемых популяций, вид и степень сложности математических выражений для  $P_i$ ,  $L_i$  и  $S_i$  выбираются исходя из постановки вопроса, характера оригинала и решаемой задачи, назначения модели и ее вида, обстоятельств и надежности имеющихся эмпирических данных и представлений о структуре и механизме функционирования системы.

Методология моделирования требует максимальной простоты и обзорности модели; не рекомендуется вводить детали, особенно не обеспеченные соответствующими сведениями и данными, если без их введения удастся отразить необходимые особенности поведения системы и получить непротиворечивую количественную картину. Поэтому при построении моделей открытых природных экосистем, находящихся в состоянии, близком или не слишком далеком от установившегося, достаточно использовать самые простые выражения для  $P_i$ ,  $L_i$  и  $S_i$  – принимать эти величины за постоянные или за пропорциональные  $P_i \sim N_i - 1$ ,  $L_i \sim P_i$ , ( $S_i$  – концентрации хищников).

При широком диапазоне изменений концентрации субстратов, что имеет место, например, при интенсивном развитии популяций или загрязнении, приходится, предполагая односубстратное лимитирование, использовать уравнение Михаэлиса–Ментен и Моно:

$$P_i = \mu_i N_{i-1} / (K_{Mi} + N_{i-1}),$$

где  $\mu_i$  и  $K_{Mi}$  – постоянные коэффициенты. Это уравнение можно представить в модификации типа уравнения Лэнгмюра–Хиншельвуда для гетерогенных реакций, более удобной для дальнейшего перехода к моделированию многокомпонентных систем с переменным лимитирующим факторов:  $P_i = a_i N_{i-1} / (1 + D_i N_{i-1})$ , где  $a_i$  и  $D_i$  – постоянные коэффициенты ( $a_i = \mu_i / K_{Mi}$ ;  $D_i = 1 / K_{Mi}$ ).

При лабораторной изоляции проб от естественной среды экологическая микросистема совершает переходный процесс к новому установившемуся состоянию, соответствующему экспериментальным условиям. Даже чисто качественное рассмотрение переходных характеристик показывает, что при этом происходят изменения как в структуре сообществ и в концентрациях всех биохимических компонентов системы, так и в трофодинамической и метаболической активности организмов, важных по своим химическим последствиям. Поэтому при построении моделей (особенно имитационных) экспериментальных химико-экологических систем приходится идти на дальнейшую детализацию, делая их по необходимости более широкими и сильными, но менее простыми и обозримыми.

На трофодинамическую активность микроорганизмов заметное влияние оказывает плотность популяции, если она меняется на несколько порядков и достигает высоких значений. В биофизических работах, например у Иерусалимского [1963], это влияние, рассматриваемое как ингибирование аутометаболитами, учитывается введением в знаменатель в выражение для  $P_i$  сомножителя вида  $(1 + m_i M_i)$  или слагаемого вида  $m_i M_i$  в зависимости от характера ингибирования. Сведения о природе и динамике ингибиторов рассматриваемой здесь системы практически отсутствуют, что заведомо вносит некоторую неопределенность, которая, однако, может быть ограничена, поскольку значения  $P_i V_i$  контролируются по экспериментальным данным об изменениях потребляемого компонента  $N_{i-1}$ . Значения  $L_i$  и коэффициента активности  $\alpha_i$  (доля выделяемого вещества от потребленного) также контролируются по экспериментальным данным об изменениях  $N_{i-1}$  и выделяемого компонента  $N_i$  с учетом величин  $P_i V_i$ . В результате сравнения в математическом эксперименте нескольких альтернативных выражений для  $\alpha_i$  в данной работе как наиболее адекватное выбрано такое, согласно которому доля выделений веществ организмами возрастает с ростом  $P_i$  (в пределе до 1 – «организм-фермент») и уменьшается с падением  $P_i$  (в пределе до некоторой минимальной величины:  $\lim \alpha_i = 1 - \mu_i$ , при  $P_i \rightarrow 0$  «голодание»).

Таким образом, доля метаболических выделений организмов принимается переменной и зависящей от удельной скорости утилизации субстрата.

Значительно меньше экспериментально обеспечен выбор выражений для отмирания организмов  $S_i$ . Сведения о естественной смертности организмов в условиях имитируемого эксперимента могли бы быть получены, если бы прослеживалась динамика детрита, гетеротрофов и хемоавтотрофов, причем дифференцированно. При этом удалось бы учесть и возможное влияние токсичных метаболитов. Информацию об элиминации микроорганизмов хищными организмами можно было бы получить, если бы была прослежена экспериментально динамика хищников и их жертв. Таких данных нет. Более того, остается неизвестным, имеются ли при начальных условиях и в каком количестве организмы (например, простейшие), о которых было бы известно, что они потребляют бактерии-гетеротрофы, а сведения об организмах, утилизирующих хемоавтотрофов, по-видимому, практически отсутствуют вообще. При столь неполной обеспеченности исходной информацией о биологических объектах и связях между ними использование известных уравнений для пар «хищник-жертва» привело бы к неоднозначности схемы и один и тот же результат мог бы быть получен при самых различных исходных схемах и значениях коэффициентов в используемых уравнениях. Характер поставленной в данном случае задачи по-

звolyет рассматривать этот блок как черный ящик и, не принимая во внимание динамику хищников, добиваться точности в отражении динамики микроорганизмов-трансформаторов соединений азота, достаточной для адекватности по экспериментально обеспеченным химическим компонентам. Рассматривая в математических экспериментах альтернативные варианты, можно принять выражение, согласно которому на значение  $S_i$  оказывают влияние условия питания и накопления биомассы (фиксируемые через  $\alpha_i$ ) и одновременно плотность популяции, достигнутая к данному времени, так что:

1) существует некоторая постоянная  $S_i$  при установившихся условиях, которая при переходных процессах становится изменяемой;

2) существует определенное предельное значение  $\lim S_i = g_i + V_i(1 - n_i)$ ,  $N_{i-1} \rightarrow 0$ ,  $P_i \rightarrow 0$ , которое весьма мало для автотрофов;

3) принудительная элиминация возрастает с «улучшением условий питания» (формально фиксируемым по  $\alpha_i$  и  $L_i$ ) и ростом биомассы  $B_i$ , что чисто формально задается связанным с этим возрастанием элиминационно-ингибиторного параметра  $M_i$ , причем, как и в схеме «хищник-жертва», задается соответствующая задержка во времени, определяемая соотношением темпа прироста  $M_i$  и темпа его убыли, задаваемого значением произвольной постоянной  $k_i$ , и наоборот;

4) с падением  $B_i$  принудительная элиминация падает вплоть до нуля, если организм долго находится в условиях недостатка питательных веществ.

Активность организмов по выделениям определяет также и удельную скорость элиминации организмов. Используемая запись уравнения для описания  $S_i$  ближе к схеме автотоксикационного элиминирования, однако, при необходимости она позволяет формально отразить динамику бактерий, выедаемых хищниками, как если бы использовалась схема «хищник-жертва» [Леонов, Айзатуллин, 1975]. В данном случае ее использование связано также со следующими существенными обстоятельствами:

1) она позволяет оставить открытым вопрос о конкретном механизме принудительной элиминации организмов;

2) позволяет программировать поведение автотрофов, напоминающее склонность к спорообразованию при критических условиях, благодаря чему при моделировании, например, не исчезают нитрит-окисляющие бактерии, хотя в течение 20 сут отсутствует необходимый им субстрат (при альтернативных вариантах они исчезали и нитраты не образовывались);

3) оказывается возможным «оборвать» трофическую цепь на нужном месте: при записи выражения для  $S_i$  соответственно схеме «хищник-жертва» вопрос о виде уравнения для  $S_i$  не снимается, а отодвигается к следующему трофическому уровню. Запись квадратичного обрыва (типа используемой в уравнении Ферхюльста) при проверке альтернативных вариантов понижала имитационную способность модели.

Согласно блок-схеме (рис. 1.3.20), как отмершие, так и элиминированные принудительно бактерии включаются в концентрацию детрита, в величину которой, таким образом, входят и не учитываемые отдельно биомассы (по азоту) хищников, не выделяющих N, если таковые имеются. Если в действительности есть хищники, непосредственно выделяющие заметные количества соединений N, то за счет их при моделировании получаются завышенные величины выделений бактерий. В таком случае лучше говорить в общем об аммоний-, нитрит- и нитрат-образующих (выделяющих) биохимических трансформаторах соединений N.

Значения БПК (на отдельных стадиях и в целом) учитываются с помощью удельных скоростей выделений окисленных соединений C и N и соответствующих коэффициентов ( $\beta_i$ ), представляющих собой произведение стехиометрических коэффициентов на долю данного выделяемого окисленного соединения в общем количестве выделений ( $L_i B_i$ ) рассматриваемой популяции организмов  $B_i$ . Таким образом, математическая модель трансформации соединений N и БПК представляется системой дифференциальных уравнений (табл. 1.3.5).

## Уравнение модели трансформации соединений N и БПК

$\frac{dB_i}{dt} = (P_i - L_i - S_i)B_i$	$\frac{dN_i}{dt} = f_i L_i B_i - P_{i+1} B_{i+1}$
$\frac{dN_0}{dt} = \sum_{i=1}^4 (c_i L_i B_i) + K_i N_D - P_1 B_1$	$\frac{dM_i}{dt} = j_i L_i B_i - k_i M_i$
$\frac{dN_D}{dt} = \sum_{i=1}^4 S_i B_i - K_i N_D$	$\frac{dY}{dt} = \sum_{i=1}^3 y_i L_i B_i$
<b>Вспомогательные функции</b>	
$P_i = \frac{a_i N_{i-1}}{(1 + D_i N_{i-1})(1 + m_i N_i)}$	$r_i = \frac{n_i P_i}{1 + G_i P_i} + \left(1 - \frac{n_i}{G_i}\right)$
$L_i = r_i P_i$	$S_i = q_i + g_i M_i + V_i r_i$

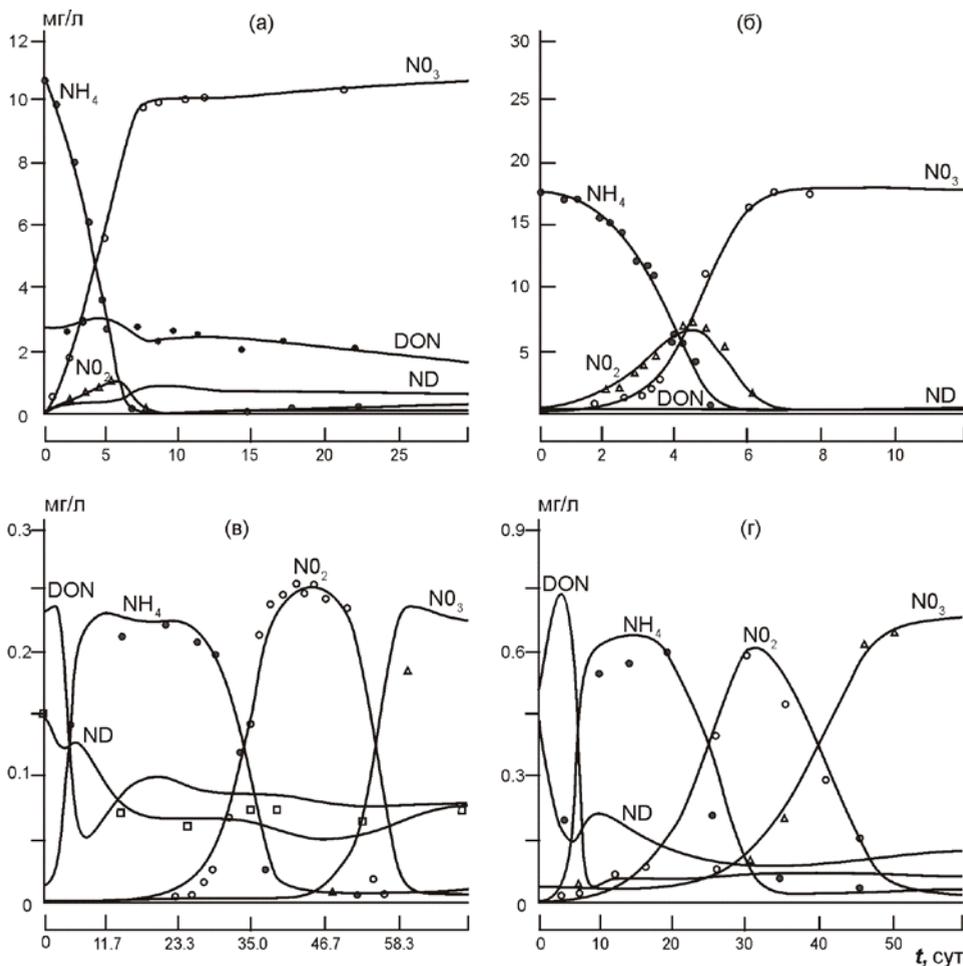
Оценка значений БПК на нитрификацию весьма существенна в БПК-тестах. Особенно это важно в тех случаях, когда исследуются сильнозагрязненные воды (например, сточная вода) или природная вода с примесью разлагающихся водорослей, обеспечивая дополнительное поступление ОВ в водную среду. Такие ситуации с привлечением дополнительного экспериментальных данных, в которых более или менее подробно прослежена динамика основных N-содержащих соединений в разных водных средах, рассматриваются далее.

В качестве опорных данных, когда в опытах достаточно детально прослеживалась динамика N-содержащих соединений (DON, аммония, нитритов и нитратов), использованы эксперименты с загрязненными водами – сточной (DeMarko et al, 1967) и речной (Knowles et.al, 1965), а также эксперименты с разлагающимися остатками водорослей – в морской (Bland et al, 1937) и озерной (Вотинцев, 1948) водах. В отдельных экспериментах (например, со сточной водой) в воде измерялась численность бактерий-хемоавтотрофов. Результаты моделирования (кривые) и экспериментальные данные (точки) этой серии расчетов показаны на рис. 1.3.21. На этом рисунке хорошо видно, что расчетные данные полностью воспроизводят картину трансформации минеральных и органических соединений N в закрытых микросистемах.

По расчетным данным можно проследить также соответствующее изменение биомассы гетеротрофных бактерий, трансформационную активность аммиак- и нитрит-окисляющих хемоавтотрофов, выраженную произведением биомассы этих бактерий на удельную скорость утилизации ими соответствующего субстрата. Такой пример расчетов указанных характеристик биомасс, изменений концентраций соединений N, а также БПК приведен на рис. 1.3.22 для экспериментов с озерной водой при разложении в ней остатков водорослей (Вотинцев, 1948).

Полученные значения трансформационной активности хемоавтотрофов, очевидно, можно считать в достаточной степени надежными, так как они контролируются адекватностью результатов моделирования имеющимся экспериментальным данным по динамике химических компонентов системы. Картина изменения биомассы гетеротрофов (рис. 1.3.22 б) типична для природных вод: наличие острого максимума в первые сутки инкубации проб и установление стационарной концентрации гетеротрофов, превышающей исходную более чем на порядок. Результаты моделирования по динамике БПК (рис. 1.3.22 в) отражают известные особенности этого процесса при развитии последовательных стадий нитрификации.

Модель позволяет проследить за переходными характеристиками при уста-

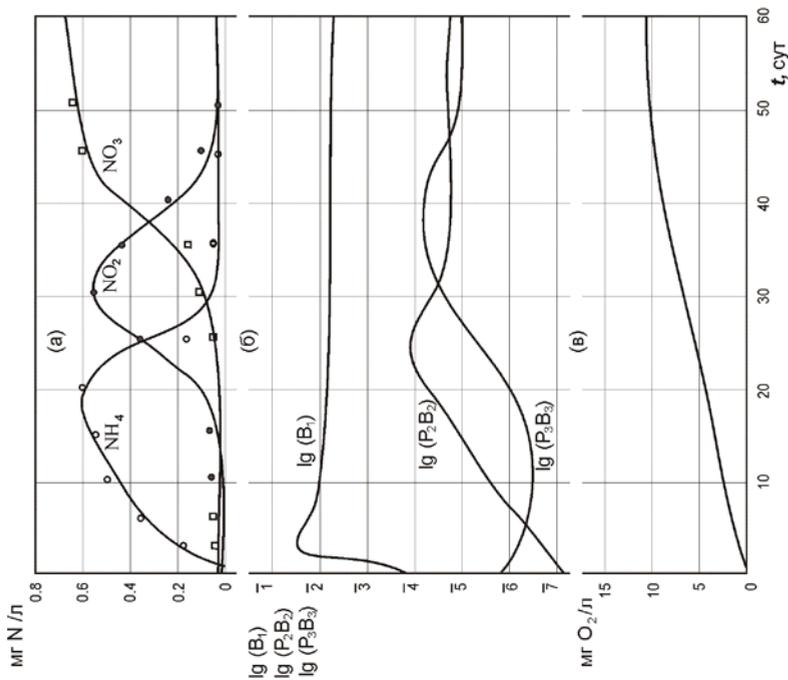


**Рис. 1.3.21.** Сопоставление результатов моделирования трансформации форм N (кривые) с экспериментальными данными (точки) в разных водах: а – сточная (DeMarco et al, 1967); б – речная (Knowles et al, 1965); в – морская (Brand et al, 1937); г – озерная (Вотинцев, 1948)

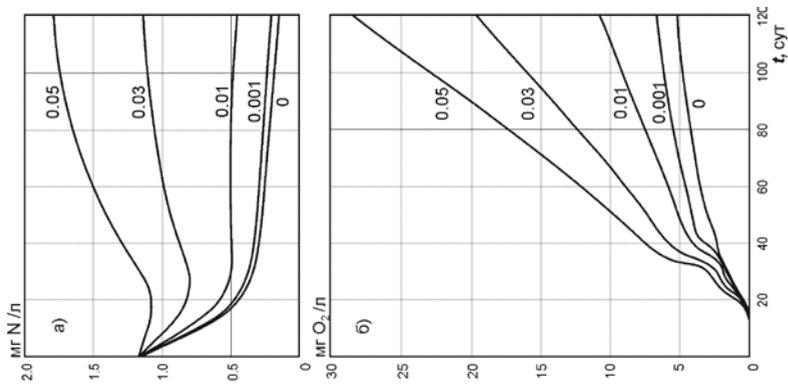
новлении стационарных концентраций DON при различных удельных скоростях его поступления в водную среду (открытая система) с формированием соответствующих динамических картин потребления  $O_2$  (рис. 1.3.23). В этом случае расчетные кривые БПК – типичны для вод с высокой концентрацией РОВ и свидетельствуют о мультистадийном развитии процесса БПК.

Полученные в численных экспериментах значения БПК (например, в озерной воде) явно превышают те, которые следовало бы ожидать из условий самого эксперимента, особенно для первой стадии БПК, определяемой активностью гетеротрофных организмов. Очевидно, это происходит вследствие завышенных концентраций этих организмов в численном эксперименте.

Последнее может быть уточнено, и при этом следует понизить значение удельной скорости утилизации гетеротрофами субстрата. В этом случае, однако, численный эксперимент не смог бы воспроизвести точной динамической картины изменений химических компонентов – аммония, нитритов, нитратов. Непротиворечивая картина может быть получена лишь при условии, что некоторые из характеристик, используемых в модели на основании литературных данных, некорректны.



**Рис. 1.3.22.** Динамика N-содержащих компонентов (кривые) в озерной воде по экспериментальным данным (точки) К. К. Вотинцева [1948]: а:  $\text{NH}_4$ ;  $\text{NO}_2$ ;  $\text{NO}_3$ ; б: биомасса  $B_1$ ; окислительная активность  $V_2$  и  $V_3$ ; в: суммарное БПК



**Рис. 1.3.23.** Трансформация кинетических кривых DON (а) и БПК, расходуемого на нитрификацию (б), при разных скоростях поступления ОВ (моделирование для открытой системы)

Так как динамика химических компонентов контролирует как скорость утилизации, так и скорость выделения компонентов, таким «узким местом» следует считать отношение между скоростью утилизации и скоростью выделения веществ, контролирующее прирост биомассы организмов.

Результаты моделирования трансформации N-содержащих веществ в сточной воде (по экспериментальным данным работы [DeMarco et al., 1967]), а также сделанный на основе численных экспериментов с озерной водой вывод о необходимости коррекции отношения между скоростью утилизации и выделения веществ справедливы даже в большей степени в отношении хемоавтотрофов. При значениях коэффициента метаболических выделений, равных 0.7 от скорости утилизации субстрата, концентрация хемоавтотрофов при моделировании превышает зафиксированные в экспериментах значения более чем на три порядка. Максимальная концентрация хемоавтотрофов, достигающая в экспериментах всего лишь  $10^{-4}$  мг N/л, способна за ~ 7 сут окислить аммоний в количестве 10.8 мг N/л. Следовательно, можно говорить о высокой окислительной активности хемоавтотрофов и о низкой доле утилизируемого субстрата, включающейся в состав компонентов клеток (в данном случае < 5 %). Таким образом, минеральный N-содержащий субстрат используется хемоавтотрофами как энергетический источник, если учесть сведения об окислительной активности внеклеточных ферментов хемоавтотрофов [Иерусалимский, 1963].

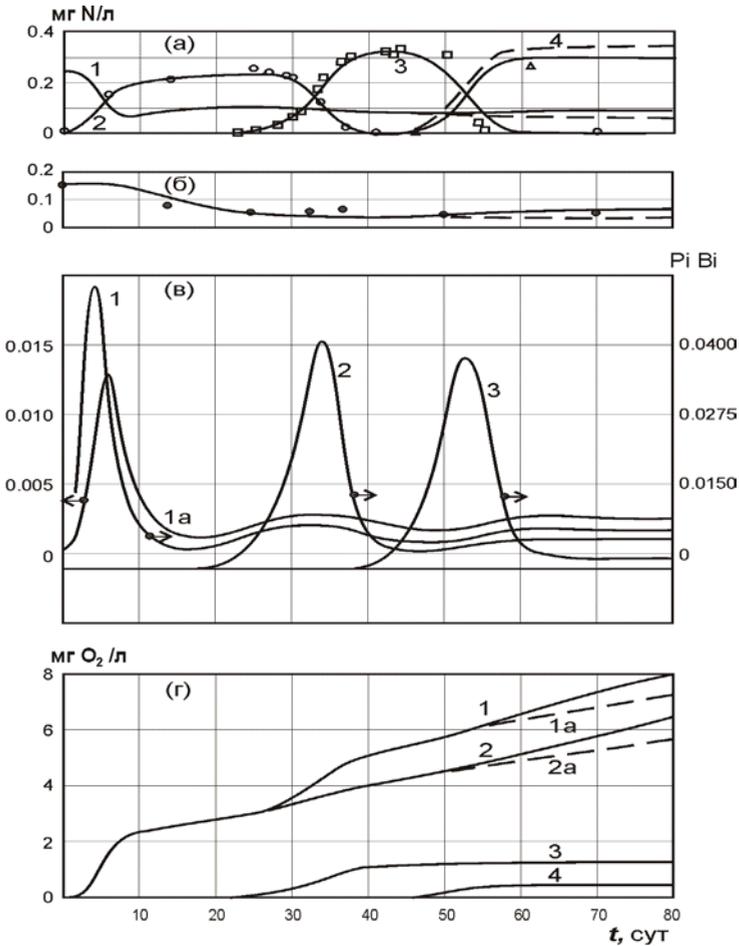
При моделировании трансформации N-содержащих соединений доля метаболических выделений была взята составляющей 95 %. При таком значении  $r_f$  удастся детально воспроизвести динамику N-содержащих компонентов и даже отразить вторичное появление аммония спустя 14 сут инкубации сточной воды (рис. 1.3.21 а). Этот факт специально не предусматривался при построении модели. Небольшое расхождение результатов моделирования в этой серии численных расчетов происходит из-за того, что при моделировании учитывалась суммарная концентрация органического и взвешенного N. При уточнении модели это обстоятельство, как и обсуждаемые выше положения, были учтены, а модель была дополнена и детализирована.

Пример расчетных кривых БПК совместно с результатами моделирования трансформации соединений N в морской воде показан на рис. 1.3.24 г. Расчеты выполнены по экспериментальным данным по изменению концентраций форм N (аммоний, нитриты, нитраты, взвешенный N) при инкубации морской воды в течение 70 сут [Brand, Rakestraw, 1941]. Модель в целом адекватно отражает динамику N-содержащих веществ, биомасс бактерий и потребления  $O_2$ . В данном случае мультистадийность БПК вызвана процессами окисления форм N, активизация которых приходится на разные периоды инкубации воды [Леонов, 1975].

При расчетах сравнивались два предположения: потребление и отсутствие потребления нитратов водорослями в темноте. Лучшее приближение по концентрациям нитратов дает первое предположение. Остаточная концентрация органического N (растворенного + взвешенного) поддерживается за счет биомасс организмов, детрита, прижизненных и посмертных выделений и составляет 24 и 39 % от исходной концентрации соответственно при первом и втором предположениях. Эти величины близки оценкам, имеющимся в литературе [Максимова, 1972; Скопинцев, Брук, 1940; Brand, Rakestraw, 1941].

Доля выделяемых соединений N от потребляемых меняется у гетеротрофов от 0.7 до 0.86, а у хемоавтотрофов – в чрезвычайно широком интервале – от 0.3 до 0.99 у аммоний-окисляющих и от 0.1 до 0.99 у нитрит-окисляющих бактерий.

Сравнение расчетных концентраций и экспериментов (рис. 1.3.24) показывает, что данная модель достаточно точно имитирует экспериментально наблюдаемую динамику трансформации соединений N в морской воде и оценивает развивающееся в системе в этих условиях БПК. Скорость потребления  $O_2$  гетеротрофами, устанавливаемая на линейном участке (кривая 2, рис. 1.3.24 е) при длительной инкубации морской воды, составляет 0.061 мг  $O_2$ /(л сут). Как отмечал Б. А. Скопинцев [1949], «найденное, согласно опытам, потребление  $O_2$  в одни сутки для периода 70–180 дней при 18–20 °C составляло 0.01–0.03 мг  $O_2$ /(л сут), что характеризует



**Рис. 1.3.24.** Динамика трансформации N-содержащих соединений и БПК (кривые – результаты моделирования, точки – экспериментальные данные [Brand, Rakestraw, 1941]. Пунктир – без утилизации нитратов водорослями: а) 1 – DON; 2 – NH<sub>4</sub>; 3 – NO<sub>2</sub>; 4 – NO<sub>3</sub>; б) взвешенный N; в) 1, 2, 3 – скорости утилизации DON, NH<sub>4</sub> и NO<sub>2</sub> соответственно гетеротрофами, аммоний- и нитрит-окисляющими бактериями, мг N/(л сут); 1а – динамика гетеротрофов, мг N/л, при утилизации NO<sub>3</sub> водорослями; г) кривые БПК: 1, 1а – суммарная БПК-кривая с утилизацией и без утилизации NO<sub>3</sub> водорослями соответственно; 2, 2а – БПК гетеротрофами с утилизацией и без утилизации NO<sub>3</sub> водорослями соответственно; 3, 4 – потребление O<sub>2</sub> на окисление NH<sub>4</sub> и NO<sub>2</sub> соответственно)

расход O<sub>2</sub> на окисление стойких ОВ». Для нестойкого ОВ это значение на порядок выше. В математическом эксперименте без учета разложения водорослей скорость потребления O<sub>2</sub> на линейном участке будет близка к значениям, характеризующим расход O<sub>2</sub> на окисление «стойкого» ОВ.

Изменение суммарной концентрации взвешенного N за счет содержания водорослей, обеспечивающих при их разложении соответствующий запас поступающих ОВ, дает не противоречащую имеющимся экспериментальным данным [Brand, Rakestraw, 1941] картину изменения N-содержащих минеральных соединений. С помощью модели получена также возможность оценить кинетические профили БПК как на первой стадии, связанной с де-

тельностью гетеротрофных бактерий, так и на последующих стадиях процесса БПК, связанных с трансформацией минеральных N-содержащих веществ (рис. 1.3.24).

Таким образом, модель отражает динамику N-содержащих соединений, развитие биомасс гидробионтов и потребление  $O_2$  в разных водных растворах при различных экспериментальных условиях. Воспроизводимые моделью профили РОВ и БПК по виду соответствуют профилям, получаемым при экспериментальном изучении процессов трансформации веществ в водной среде. Количественная оценка этих профилей дает кинетические характеристики, согласующиеся со значениями, получаемыми при анализе экспериментальных данных.

### 1.3.4. Модель трансформации соединений С, Р, N и БПК

В этом разделе приведена модель эколого-биохимической системы, предназначенной для изучения взаимодействий химических компонентов с живым веществом воды (микроорганизмы – бактерии, простейшие и зоопланктон). При построении этой модели учитывались представления, используемые при разработке моделей трансформации соединений С, Р, N и БПК [Леонов, Айзатуллин, 1977]. Блок-схема связей компонентов модели приведена на рис. 1.3.25, а уравнения – в табл. 1.3.5.

В серии численных экспериментов на этой модели имитировалось поведение нефотосинтезирующей эколого-биохимической системы с начальными значениями химических и биологических компонентов, часто наблюдаемыми в естественной морской воде. Значения констант скоростей отдельных процессов устанавливались при рассмотрении отдельных блоков модели [Айзатуллин, Леонов, 1975; Леонов, Айзатуллин, 1975].

Активность микроорганизмов в отношении потребления  $O_2$  и в утилизации субстратов (биогенных веществ) оценивалась при ориентации модели на экспериментальные данные, в которых изучалась деструкция углеводов (смесь сахарозы и церофильного экстракта при достаточно высоком содержании биогенных веществ) и БПК бактериями *Aerobacter aerogenes* и простейшими *Tetrahymena pyriformis* (вид D) при 25 °С [Canale, Cheng, 1974]. Начальное содержание  $C_n$  составляло в экспериментах 60 мг С/л (вода с бактериями) и 30 мг С/л (вода с бактериями и простейшими). В численных экспериментах на модели были подобраны начальные концентрации соединений Р, соответствующие картине трансформации РОВ и БПК, кинетика изменения концентраций которых прослеживалась в опытах.

Таблица 1.3.6

#### Уравнения модели трансформации соединений С, Р, N и БПК

$\frac{dB}{dt} = (P_B - L_B - S_B)B - P'_B Pr$	$\frac{dZ}{dt} = (P_Z - L_Z - S_Z)Z$
$\frac{d(DIP)}{dt} = K_6 L_B B - K_1 P_{DIP} B - P'_{DIP} Pr + K_{14} (DOP) + (1 - K_{16}) L_{Pr} Pr$	$\frac{d(DOP)}{dt} = K_7 DP - K_2 P_{DOP} B - P'_{DOP} Pr - K_{14} (DOP) + K_{16} L_{Pr} Pr$
$\frac{d(DP)}{dt} = S_B B + (S_Z + L_Z)Z + S_{Pr} Pr - K_7 DP - P_{DP} B - P'_{DP} Pr - P_{DP} Z$	$\frac{dC_n}{dt} = K_{11} K_7 DP - K_3 P_{Cn} B - 0,376 (K_{10} L_B B + K_{15} P_{Pr} Pr + K_{17} Z)$
$\frac{dY}{dt} = K_{10} L_B B + K_{15} P_{Pr} Pr + K_{17} Z$	$\frac{dD_{sum}}{dt} = 0,376 (N/C) - K_{18} N_{sum} (K_{10} L_B B + K_{15} P_{Pr} Pr + K_{17} Z)$
$\frac{dPr}{dt} = (P_{Pr} - L_{Pr} - S_{Pr})Pr - P''_{Pr} Z$	$\frac{dC_M}{dt} = K_8 L_B B - K_9 C_M$

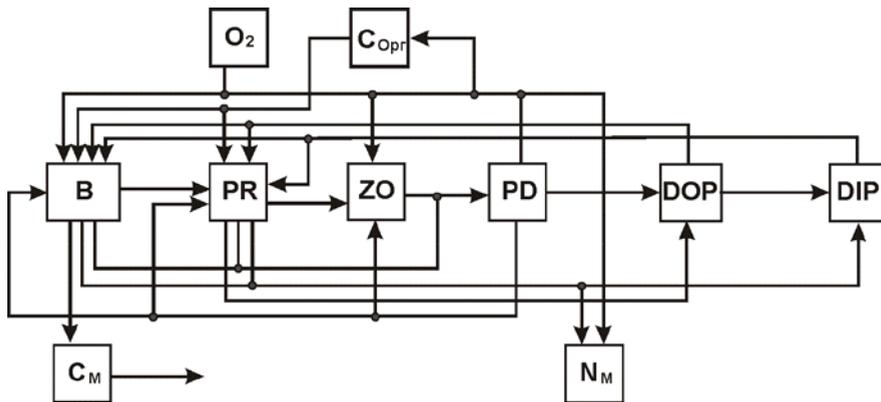
Вспомогательные функции	
$P_B = \frac{d_{10}}{1+MB}$ ; $P_{Pr} = \frac{K_5}{1+I_{DP}Pr}$	$M = \frac{C/P}{Pool C_B} + \frac{N/P}{Pool N_B} + \frac{1}{Pool D_B}$
$P_Z = \frac{K_{13}}{1+Z/(d_{13}Pr+d_{15}DP)}$	$M_{Pr} = \frac{C/P}{Pool C_{Pr}} + \frac{N/P}{Pool N_{Pr}} + \frac{1}{Pool P_{Pr}}$
$Pool C_B = d_{14}C_n + C/P(d_2 DOP + d_3 DP)$	$Pool C_{Pr} = C/P(d_9 B + d_8 DOP + d_{12} DP)$
$Pool N_B = (C/N)d_{14}C_n + (N/P)d_3 DP$	$Pool N_{Pr} = (N/P)(d_9 B + d_{12} DP)$
$Pool P_B = d_1 DIP + d_2 DOP + d_3 DP$	$Pool P_{Pr} = d_9 B + d_7 DIP + d_8 DOP + d_{12} DP$
$P_{DIP} = \frac{d_{10} d_1 DIP Pool C_B Pool N_B}{M_1}$	$P'_{DIP} = \frac{K_5 d_7 DIP Pool C_{Pr} Pool P_{Pr}}{M_2}$
$P_{DOP} = \frac{d_{10} d_2 DOP Pool C_B Pool N_B}{M_1}$	$P'_{DOP} = \frac{K_5 d_8 DOP Pool C_{Pr} Pool N_{Pr}}{M_2}$
$P_{DP} = \frac{d_{10} d_3 DP Pool C_B Pool N_B}{M_1}$	$P'_{DP} = \frac{K_5 d_{12} DP Pool Pool N_{Pr}}{M_2}$
$P_{C_n} = \frac{d_{10} d_{14} C_n Pool N_B Pool P_B}{M_1}$	$P'_{Pr} = \frac{K_5 d_9 B Pool C_{Pr} Pool N_{Pr}}{M_2}$
$M_1 = Pool C_B Pool N_B Pool P_B +$ $+ B Pool C_B Pool N_B +$ $+ B(C/P) Pool P_B Pool N_B +$ $+ B(N/P) Pool C_B Pool P_B$	$M_2 = Pool C_{Pr} Pool N_{Pr} Pool P_{Pr} +$ $+ Pr Pool C_{Pr} Pool N_{Pr} +$ $+ (C/P) Pr Pool N_{Pr} Pool P_{Pr} +$ $+ (N/P) Pr Pool P_{Pr} Pool C_{Pr}$
$r_B = \frac{d_4 P_B}{1+d_5 P_B} + \left(1 - \frac{d_4}{d_5}\right)$ ; $L_B = r_B P_B$	$r_{Pr} = \frac{d_6 P_{Pr}}{1+d_{11} P_{Pr}} + \left(1 - \frac{d_6}{d_{11}}\right)$ ; $L_{Pr} = r_{Pr} P_{Pr}$
$S_B = V_1 + V_2 r_B$ ; $P''_{DIP} = \frac{K_{13} d_{15} DIP}{M_3}$	$S_{Pr} = V_3 + (V_4 Pr)/P_{Pr}$ ; $S_Z = V_5 + (V_6 Z)/P_Z$
$M_3 = d_{13} DP + d_{15} Pr + Z$	$P''_{Pr} = \frac{K_{13} d_{13} Pr}{M_3}$ ; $L_Z = r_Z P_Z$

На рис. 1.3.26 представлены результаты моделирования (кривые), данные опыта (точки), полученные для закрытой водной системы с бактериями при следующих входных данных (вариант № 105): DIP = 100, DOP = 700, C<sub>n</sub> = 60; C<sub>p</sub> = 0; B = 0.05; Y = 0; Pr = 0.06; Z = 0; D<sub>p</sub> = 0; d<sub>1</sub> = 0.012; d<sub>2</sub> = 0.0032; d<sub>3</sub> = 0.003; d<sub>4</sub><sup>M</sup> = 0.06; d<sub>5</sub> = 0.1; d<sub>6</sub> = 0.06; d<sub>7</sub> = d<sub>8</sub> = d<sub>9</sub> = 0.0001; d<sub>10</sub> = 2500; d<sub>11</sub> = 0.1; d<sub>12</sub> = d<sub>13</sub> = 0.0001; d<sub>14</sub> = 0.006; d<sub>15</sub> = 0.0001; K<sub>1</sub> = K<sub>2</sub> = 1; K<sub>3</sub> = 500; K<sub>4</sub> = 0; K<sub>5</sub> = 5; K<sub>6</sub> = 1; K<sub>7</sub> = 2.8; K<sub>8</sub> = 0.025; K<sub>9</sub> = 0.05; K<sub>10</sub> = 0.1; K<sub>11</sub> = 50; K<sub>12</sub> = 0.4; K<sub>13</sub> = 1.25; K<sub>14</sub> = 0.2; K<sub>15</sub> = 0.4; K<sub>16</sub> = 0; K<sub>17</sub> = 0.01; K<sub>18</sub> = 0; K<sub>19</sub> = 0.7; V<sub>1</sub> = 0.1; V<sub>2</sub> = 0.15; V<sub>3</sub> = 0.07; V<sub>4</sub> = 0.07; V<sub>5</sub> = 0.05; V<sub>6</sub> = 0.1.

Значения исходных концентраций DIP и DOP корректировались по скорости накопления в среде C<sub>m</sub>, зависящей от биомассы бактерий, и нижней границе РОВ в системе, устанавливающейся примерно через 0.6 сут. Предполагалось, что при таком исходном соотношении DIP и DOP все метаболические выделения бактерий, содержащие Р, мгновенно трансформируются до фосфатов (K<sub>6</sub> = 1). Относительно высокое значение d<sub>10</sub> = 2500 свидетельствует, очевидно, об участии ферментов в деструкции РОВ.

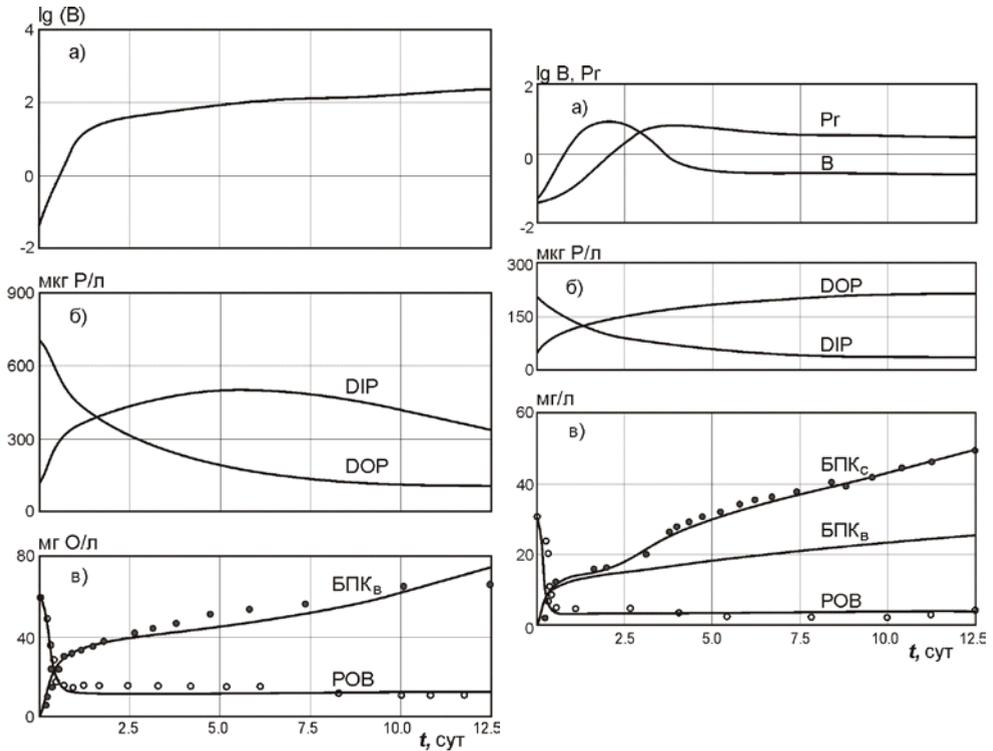
Интенсивность деструкции лабильного ОВ и накопления метаболитного ОВ оценивали в отсутствие и при наличии в экспериментальной системе хищников бактерий (простейших). Трансформация РОВ происходит быстрее во втором случае; накопление C<sub>m</sub> свидетельствует о более интенсивной трансформации в период 0–0.5 сут в системе с бактериями и простейшими (рис. 1.3.27, табл. 1.3.6).

Для модельных расчетов динамики компонентов в системе с бактериями и простейшими использовались следующие входные данные (вариант № 144): DIP = 50, DOP = 200, C<sub>n</sub> = 30; C<sub>p</sub> = 0; B = 0.05; Y = 0; Pr = 0.06; Z = 0; D<sub>p</sub> = 0; d<sub>1</sub> = 0.012; d<sub>2</sub> = 0.0032; d<sub>3</sub> = 0.003; d<sub>4</sub> = 0.06; d<sub>5</sub> = 0.1; d<sub>6</sub> = 0.06; d<sub>7</sub> = d<sub>8</sub> = 0.01; d<sub>9</sub> = 5; d<sub>10</sub> = 2500; d<sub>11</sub> = 0.1; d<sub>12</sub> = 0.5; d<sub>13</sub> = d<sub>15</sub> = 0.0001; d<sub>14</sub> = 0.006; K<sub>1</sub> = K<sub>2</sub> = 1;



**Рис. 1.3.25.** Блок-схема связей компонентов модели:

$C_{Org}$ ,  $C_M$  – лабильное и метаболитное ОВ, мг С/л;  
 $B$ ,  $Pr$ ,  $ZO$  – биомасса бактерий, простейших и зоопланктона, мкг Р/л;  
 $DIP$ ,  $DOP$ ,  $PD$  – растворенные неорганический, органический  
и детритный Р, мкг Р/л;  $N_M$  – сумма минеральных соединений N, мг N/л



**Рис. 1.3.26.** Моделирование трансформации РОВ и БПК в присутствии бактерий (кривые) по экспериментальным данным (точки) [Canale, Cheng, 1974]

**Рис. 1.3.27.** Моделирование трансформации РОВ и БПК в присутствии бактерий и простейших (кривые) по экспериментальным данным (точки) [Canale, Cheng, 1974]

$K_3 = 500; K_4 = 0; K_5 = 5; K_6 = 1; K_7 = 2.8; K_8 = 0.025; K_9 = 0.05; K_{10} = 0.1; K_{11} = 50;$   
 $K_{12} = 0.4; K_{13} = 1.25; K_{14} = 0.2; K_{15} = 0.4; K_{16} = 0; K_{17} = 0.01; K_{18} = 0; K_{19} = 0.7;$   
 $V_1 = 0.1; V_2 = 0.15; V_3 = 0.07; V_4 = 0.07; V_5 = 0.05; V_6 = 0.1.$

По результатам расчетов была оценена оборачиваемость  $C_n$  в процессе биохимической деструкции РОВ. Полная утилизация исходного количества  $C_n$  осуществляется за 0.55 сут в системе бактериями и простейшими и за 9.9 сут при наличии в системе только бактерий (рис. 1.3.28). В последующем в водной среде происходит утилизация ОВ, регенерируемого за счет разложения детрита. Изменение концентрации РОВ во времени (рис. 1.3.26 в и рис. 1.3.27 в) по результатам моделирования не отражает динамику его биохимической трансформации, поскольку примерно после 0.5 сут в системе устанавливается равновесие между процессами утилизации РОВ бактериями и его поступлением за счет разложения детрита и накопления  $C_m$ . Кривые БПК дают больше информации о динамике бактериальной трансформации РОВ в системах в сравнении с кривыми оборачиваемости  $C_n$  (рис. 1.3.27 б). Вторая стадия БПК (рис. 1.3.27 в) вызвана активностью простейших и отражается моделью достаточно подробно, хотя расход  $O_2$  на нитрификацию в данном случае не учитывается.

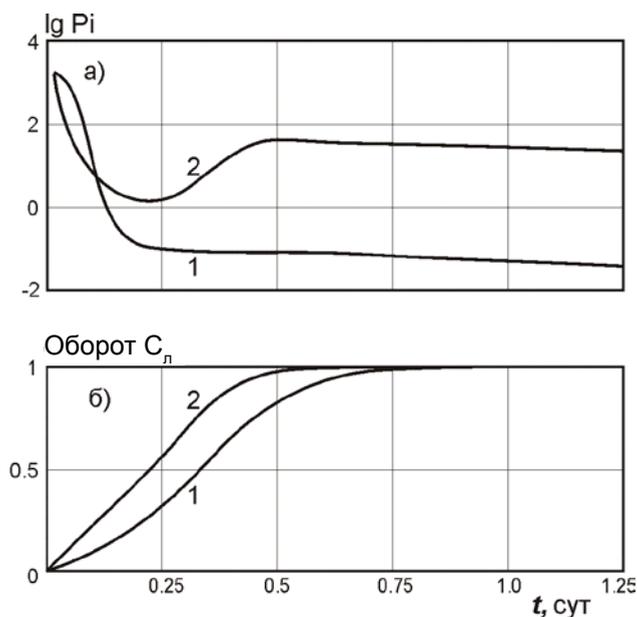
Таблица 1.3.7

**Трансформация С-содержащих компонентов бактериями в экспериментальных системах (без простейших и с простейшими) (моделирование по экспериментальным данным [Canale, Cheng, 1974])**

Время, сут.	Бактерии			Бактерии и хищники		
	РОВ*	$C_n$	$C_m$	РОВ*	$C_n$	$C_m$
0.0	1.000	1.000	0.000	1.000	1.000	0.000
0.2	0.809	0.792	0.017	0.608	0.578	0.030
0.5	0.241	0.151	0.090	0.128	0.035	0.093
1.0	0.156	0.013	0.143	0.115	0.006	0.109
1.5	0.155	0.006	0.149	0.114	0.003	0.112
2.0	0.155	0.004	0.151	0.113	0.002	0.111
3.0	0.157	0.004	0.153	0.113	0.002	0.111
4.0	0.160	0.004	0.156	0.116	0.002	0.114
5.0	0.164	0.004	0.160	0.125	0.002	0.123
7.5	0.179	0.004	0.175	0.135	0.001	0.134
10.5	0.201	0.004	0.197	0.137	0.001	0.136
12.5	0.212	0.004	0.208	0.137	0.001	0.136

**Примечание:** \* РОВ,  $C_n$  и  $C_m$  определены по отношению к исходному содержанию  $C_n$ .

Таким образом, модель позволяет выявить особенности режима потребления  $O_2$  в разных опытах и дать качественное объяснение типам кинетических кривых БПК в процессе трансформации РОВ. На основании результатов моделирования можно оценить также интенсивность трансформации соединений Р. При отличающихся начальных концентрациях DOP одинаковая его доля трансформируется в присутствии бактерий и при наличии в системе их хищников (табл. 1.3.6). Однако при совместном присутствии бактерий и простейших в



**Рис. 1.3.28.** Изменение общей удельной скорости утилизации *P*-содержащих веществ (а) и оборачиваемости лабильного *ОВ* (б) (моделирование): 1, 2 – в присутствии только бактерий и совместно бактерий и простейших соответственно

период 0–10 суток потребление *DOP* бактериями в 1.1–1.4 раза выше, чем в системе без хищников. В период 0–2 суток большая часть *DOP* потребляется бактериями (около 23–25 %), однако после двух суток основной путь трансформации *DOP* – непосредственное разложение до *DIP*. По сравнению с бактериальным потреблением *DOP* в период 3–12.5 сут прямая трансформация *DOP* до *DIP* увеличивается от 1.5 до 2.3 раза в системе с бактериями и от 1.34 до 2.6 раза – в системе с бактериями и хищниками. В общем балансе *DIP* составляющая потока трансформации *DOP* и *DIP* имеет существенное значение. За весь исследованный интервал времени (0–12.5 сут) в системе с бактериями по этому каналу трансформации поступает *DIP* в 11.2 раза больше, чем было в системе в начальный момент.

В системе, содержащей совместно бактерии и простейшие, эта величина снижается до 3.14 раза. Основной вклад в баланс *DIP* в первые двое суток дает составляющая бактериального выделения, превышающая поток *DIP* при прямом разложении *DOP* более чем в два раза как в системе с одними бактериями, так и с их хищниками.

При установлении концентраций *P*-содержащих компонентов, при которых произведения ( $d_1 \text{ DIP}$ ) и ( $d_2 \text{ DOP}$ ) становятся сопоставимыми, эти вещества начинают утилизироваться бактериями с одинаковыми скоростями. Такие условия создаются в системе с одними бактериями спустя ~ 7.5 сут (рис. 1.3.26 б), и тогда концентрация *DIP* заметно снижается. В системе с бактериями и их хищниками после десяти суток (рис. 1.3.27 б) устанавливается состояние, близкое к стационарному и соответствующее условиям в период 5–7.5 сут в системе с одними бактериями.

Общее потребление *DIP* и *DOP* бактериями более чем на порядок превышает усвоение этих компонентов простейшими. Утилизация *DIP* бактериями и простейшими примерно на порядок выше потребления *DOP*. Общая удельная скорость утилизации *P*-содержащих субстратов на единицу биомассы бактерий примерно на 2.5–3 порядка выше в системе, содержащей совместно бактерии и хищники, чем в системе с одними бактериями (рис. 1.3.28 а).

**Динамика Р-содержащих компонентов (по отношению к их начальной концентрации) при трансформации РОВ (моделирование)**

Время, сут	Бактерии										Бактерии и простейшие												
	составляющие баланса					DIP	составляющие баланса					DIP	составляющие баланса					DOP	составляющие баланса				
	DIP	+R <sub>1</sub>	+R <sub>2</sub>	-R <sub>3</sub>	-R <sub>5</sub>		+R <sub>1</sub>	-R <sub>3</sub>	-R <sub>5</sub>	+R <sub>1</sub>	+R <sub>2</sub>		-R <sub>3</sub>	-R <sub>4</sub>	+R <sub>5</sub>	+R <sub>1</sub>	+R <sub>2</sub>		-R <sub>3</sub>	-R <sub>4</sub>	-R <sub>5</sub>		
0.0	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00				
0.5	2.62	2.17	0.63	1.17	0.77	0.77	0.000	0.143	0.090	2.15	2.25	0.34	1.445	0.000	0.71	0.000	0.000	0.200	0.085				
1.0	3.47	3.53	1.11	2.17	0.63	0.63	0.000	0.206	0.159	2.46	2.72	0.60	1.859	0.001	0.61	0.000	0.000	0.237	0.151				
1.5	3.83	3.77	1.53	2.47	0.56	0.56	0.001	0.220	0.219	2.65	2.82	0.83	2.018	0.001	0.55	0.002	0.003	0.247	0.209				
2.0	4.13	3.90	1.90	2.68	0.50	0.50	0.004	0.227	0.271	2.81	2.90	1.04	2.138	0.002	0.50	0.005	0.007	0.253	0.261				
3.0	4.58	4.13	2.54	3.09	0.41	0.41	0.012	0.238	0.363	3.10	3.03	1.41	2.366	0.010	0.42	0.013	0.036	0.262	0.352				
4.0	4.87	4.38	3.06	3.58	0.34	0.34	0.025	0.249	0.438	3.36	3.24	1.72	2.629	0.040	0.38	0.024	0.063	0.271	0.430				
5.0	5.01	4.67	3.50	4.16	0.29	0.29	0.043	0.258	0.500	3.60	3.58	1.99	2.986	0.075	0.32	0.043	0.076	0.280	0.498				
7.5	4.90	5.54	4.34	5.98	0.21	0.21	0.111	0.282	0.620	4.02	4.23	2.61	3.680	0.162	0.24	0.078	0.101	0.293	0.627				
10.0	4.33	6.63	5.03	8.32	0.19	0.19	0.214	0.308	0.718	4.26	4.70	2.87	4.200	0.251	0.19	0.104	0.123	0.300	0.718				
12.5	3.46	5.70	11.2	3.46	0.20	0.20	0.367	0.346	0.814	4.41	5.10	3.14	4.668	0.341	0.16	0.129	0.144	0.303	0.786				

**Примечание:**

составляющие баланса DIP: R<sub>1</sub> – выделение бактериями; R<sub>2</sub> – прямое разложение DIP в DIP;

R<sub>3</sub> – усвоение бактериями; R<sub>4</sub> – усвоение простейшими; R<sub>5</sub> – выделение простейшими;

составляющие баланса DOP: R<sub>1</sub> – разложение детрита; R<sub>2</sub> – выделение простейшими;

R<sub>3</sub> – усвоение бактериями; R<sub>4</sub> – усвоение простейшими; R<sub>5</sub> – прямое разложение DOP в DIP.

Таким образом, реализация модели позволяет не только объяснить особенности динамики концентраций компонентов во времени, но и исследовать отдельные пути трансформации веществ в разных ситуациях. Результаты моделирования свидетельствуют о существенном влиянии бактериальных хищников на динамику химических компонентов и определяющих интенсивность процессов их трансформации. Отношения типа «хищник–жертва» важны по своим биохимическим последствиям, различные химические вещества могут регулировать трофодинамические взаимоотношения микроорганизмов сообщества.

Высокая имитационная способность модели определяется с учетом многообразных взаимоотношений химических и биологических компонентов системы. В целом данная модель может быть использована для анализа результатов лабораторных исследований процессов самоочищения вод, а также для анализа изменчивости концентраций биогенных веществ в морских условиях под слоем фотосинтеза.

### **Вопросы для закрепления материала**

1. Для каких целей разрабатываются модели, изучающие условия трансформации веществ в замкнутых системах?

2. Какие конкретно модели для изучения процессов трансформации биогенных веществ в замкнутых системах рассматривались на лекциях?

3. Сведения из каких смежных научных дисциплин должны быть приняты во внимание при разработке экологических моделей, используемых при исследовании проблем качества водных ресурсов, и при формализации процессов в природных водах?

4. Почему при исследовании процессов трансформации биогенных веществ и биохимического потребления кислорода в природных водах основное внимание обращается на изучение динамики соединений углерода, азота, фосфора и кремния?

5. Развитие каких процессов при хранении воды в замкнутых системах инициирует в испытываемой воде трансформацию биогенных веществ и потребление кислорода?

6. Какие факторы оказывают существенное влияние на скорость трансформации веществ в замкнутых системах?

7. Какое главное условие проведения исследований в замкнутых системах?

### **Литература к разделу 1.3**

1. Айзатуллин, Т. А. Кинетика трансформации соединений биогенных элементов и потребления кислорода в морской воде (математическое моделирование) / Т. А. Айзатуллин, А. В. Леонов // *Океанология*. – 1975. – Т. 15. – № 4. – С. 622–632.

2. Айзатуллин, Т. А. Кинетика и механизм трансформации соединений фосфора и потребления кислорода в водной экологической системе (математическое моделирование) / Т. А. Айзатуллин, А. В. Леонов // *Водные ресурсы*. – 1977. – № 2. – С. 41–55.

3. Бердавцева, Л. Б. Временные и пространственные закономерности трансформации органического вещества в Можайском водохранилище / Л. Б. Бердавцева, Ю. М. Лебедев // *Водные ресурсы*. – 1986. – № 2. – С. 118–124.

4. Бердавцева, Л. Б. Временные и пространственные закономерности трансформации органического вещества в Можайском водохранилище / Л. Б. Бердавцева, Ю. М. Лебедев, Т. С. Мальцман // *Комплексные исследования водохранилищ*. – М. : изд-во МГУ, 1971. – Вып. 1. – С. 149–162.

5. Бердавцева, Л. Б. Гидролого-гидрохимические аспекты превращения органического вещества в Можайском водохранилище / Л. Б. Бердавцева, Г. В. Цыцарин // *Водные ресурсы*. – 1984. – № 4. – С. 121–129.

6. Вотинцев, К. К. Наблюдения за регенерацией биогенных элементов при разложении *Epishura baicalensis sara* / К. К. Вотинцев // ДАН СССР. – 1948. – Т. 63. – № 6. – С. 741–745.
7. Годи-младший, А. Ф. Биохимическое потребление кислорода / А. Ф. Годи-младший // Микробиология загрязненных вод. – М. : Медицина, 1970. – С. 251–267.
8. Драчев, С. М. Методы химического и бактериологического анализа воды / С. М. Драчев, А. С. Разумов, С. В. Бруевич и др. – М. : Медгиз, 1953. – 280 с.
9. Ершова, М. Г. О распределении связанного азота в водохранилищах малого водообмена. Кн. Комплексные исследования водохранилищ / М. Г. Ершова, Н. А. Воробьева. – М. : изд-во МГУ, 1978. – Вып. 4. – С. 108–114.
10. Иерусалимский, Н. Д. Основы физиологии бактерий / Н. Д. Иерусалимский. – М. : изд-во АН СССР, 1963.
11. Козлова, Е. И. Распределение бактериопланктона в Можайском водохранилище / Е. И. Козлова // Комплексные исследования водохранилищ. – М. : изд-во МГУ, 1980. – Вып. 5. – С. 143–148.
12. Козлова, Е. И. Продукционно-биологические исследования на Можайском водохранилище / Е. И. Козлова, Т. С. Мальцман, Е. Л. Широкова // Гидрохимические исследования поверхностных и подземных вод района Можайского водохранилища. – М. : изд-во МГУ, 1977. – С. 66–77.
13. Комплексные исследования водохранилищ. Вып. 3 : Можайское водохранилище / под ред. В. Д. Быкова и К. К. Эдельштейна. – М. : МГУ, 1979. – 339 с.
14. Кузнецов, С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С. И. Кузнецов. – Л. : Наука, 1970. – 440 с.
15. Ларионов, Ю. В. О скорости разложения органического вещества фитопланктона и детрита / Ю. В. Ларионов // Информ. бюллетень ИБВВ АН СССР. – 1975. – № 27. – С. 43–56.
16. Левшина, Н. А. Структурные особенности фитопланктона Можайского водохранилища / Н. А. Левшина // Комплексные исследования водохранилищ. – М. : изд-во МГУ, 1980. – Вып. 5. – С. 149–154.
17. Леонов, А. В. Обобщение, типизация и кинетический анализ кривых потребления кислорода по данным БПК-опытов / А. В. Леонов // Океанология. – 1974 а. – Т. XIV. – Вып. 1. – С. 82–87.
18. Леонов, А. В. Особенности кинетики биохимического потребления кислорода в природных и сточных водах : автореф. дис. на соиск. уч. ст. канд. хим. наук / А. В. Леонов. – М. : 1974 б. ГХИ. – 30 с.
19. Леонов, А. В. Изучение кинетики биохимического потребления кислорода в пробах атлантической воды / А. В. Леонов // Океанология. – 1977. – Т. XVII. – Вып. 2. – С. 243–252.
20. Леонов, А. В. Динамика закрытой БПК-системы: опыт портретного математического моделирования / А. В. Леонов, Т. А. Айзатуллин // Проблемы исследования химического загрязнения морских вод. – Тр. ГОИН, 1975. – № 127. – С. 5–45.
21. Леонов, А. В. Моделирование трансформации органических и неорганических веществ сообществом микроорганизмов в морской воде / А. В. Леонов, Т. А. Айзатуллин // Процессы самоочищения морских вод от химических загрязнений. – Тр. ГОИН, 1977. – № 128. – С. 105–149.
22. Леонов, А. В. Оценка процессов разложения органического вещества по кинетическим параметрам БПК (на примере Можайского водохранилища) / А. В. Леонов, Л. Б. Бердавцева // Водные ресурсы. – 1986. – № 4. – С. 111–127.
23. Максимова, М. П. Расчеты скоростей регенерации азота и фосфора в водах Индийского океана / М. П. Максимова // Океанология. – 1972. – Т. 12. – Вып. 6. – С. 1003–1010.
24. Мальцман, Т. С. Предварительные итоги изучения распределения фито- и зоопланктона в Можайском водохранилище / Т. С. Мальцман, Е. Л. Широкова // Гидрохимические исследования поверхностных и подземных вод района Можайского водохранилища. – М. : изд-во МГУ, 1977. – С. 78–85.
25. Новоселов, А. А. Изучение биохимического потребления кислорода в во-

дах северной части Атлантического океана / А. А. Новоселов // Океанология. – 1962. – Т. II. – Вып. 1. – С. 84–90.

26. Остапеня, А. П. Полнота окисления органического вещества водных беспозвоночных методом бихроматного окисления / А. П. Остапеня // Докл. АН БССР. – 1965. – Т. 9. – Вып. 4. – С. 273–276.

27. Остапеня, А. П. Биохимическое потребление кислорода / А. П. Остапеня // Функционирование пелагических сообществ тропических районов океана. – М. : Наука, 1971. – С. 250–254.

28. Романенко, В. И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах / В. И. Романенко. – Л. : Наука, 1985. – 296 с.

29. Ромова, М. Г. Баланс растворенного кислорода в экосистеме временного водоема / М. Г. Ромова // Энергетические аспекты роста и обмена водных животных : матер. симпозиума. Севастополь. 9–11 октября 1972 г. – Киев : Наук. Думка, 1972. – С. 191–192.

30. Сапожников, В. В. Методика и некоторые предварительные результаты определения различных форм фосфора в воде Можайского водохранилища / В. В. Сапожников, В. В. Носова // Гидрохимические исследования поверхностных и подземных вод района Можайского водохранилища. – М. : изд-во МГУ, 1977. – С. 23–34.

31. Скопинцев, Б. А. О потреблении кислорода в природных водах стойкими органическими веществами / Б. А. Скопинцев // Гидрохимические материалы. – 1949. – Т. XVI. – С. 61–68.

32. Скопинцев, Б. А. Потребление кислорода в глубинных водах океанов // Океанология. – 1975. – Т. XV. – Вып. 5. – С. 830–838.

33. Скопинцев, Б. А. Закономерности разложения (минерализации) органического вещества отмершего фитопланктона / Б. А. Скопинцев // Водные ресурсы. – 1976. – № 2. – С. 150–160.

34. Скопинцев, Б. А. Исследование окислительных процессов, протекающих в воде при разложении фитопланктона в аэробных условиях / Б. А. Скопинцев, Е. С. Брук // Микробиология. – 1940. – Т. 9. – № 6. – С. 595–606.

35. Скопинцев, Б. А. Изучение минерализации органических веществ отмершего планктона в анаэробных условиях / Б. А. Скопинцев, Е. А. Любимова, С. Н. Тимофеев // Межведомственный республиканский сборник. Серия Гидрофизика и гидрохимия. – Киев : Наук. думка, 1965. – С. 85–99.

36. Трегубова, Т. М. Кинетика биохимического потребления кислорода в воде озера / Т. М. Трегубова, Т. П. Кулиш // Антропогенное евтрофирование Ладожского озера. – Л. : Наука, 1982. – С. 106–116.

37. Широкова, Е. Л. Первичная продукция Можайского водохранилища / Е. Л. Широкова, Ю. М. Лебедев, Л. Б. Бердавцева // Вопросы оценки взаимосвязи поверхностных и подземных вод и качества воды. – М. : изд-во МГУ, 1972. – Вып. 1. – С. 321–333.

38. Brand, T. Decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. IV. Interrelationship of various stages, influence of concentration and nature of particulate matter / T. Brand, N. Rakestraw // Biol. Bull. 1941. – Vol. 8. – № 1. – P. 63–70.

39. Canale, R. P. Oxygen utilization in bacterial – protozoan community. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civil / R. P. Canale, F.Y. Cheng. – Engrs. 1974. – Vol. 100. – № 1. – P. 171–185.

40. Chen, C. Y. Response of dissolved oxygen to changes in influent organic loading to activated sludge system / C. Y. Chen, J. A. Roth, W. W. Eckenfelder // Water Res. – 1980. – Vol. 14. – № 10. – P. 1449–1457.

41. Farkas, P. Tíz év a biológiai szennyvíztisztítás kutatásában / P. Farkas // Hidrológiai Közlemény. – 1974. – Vol. 4. – № 7. – P. 324–332.

42. Gotaas, H. Effects of temperature on the biochemical oxidation of the sewage / H. Gotaas // Sew. Works J. – 1948. – Vol. 20. – № 3. – P. 441–453.

43. Heddle, J. F. The need to reassess use of the BOD test. J. Water Pollut.

Contr. Fed. 1984 / J. F. Heddle. – Vol. 56. – № 3. – Pt. 1. – P. 292–293.

44. Jewell, W. J. Aerobic decomposition of algae. *Environ. Sci. and Technol.*, 1971 / W. J. Jewell, P. L. McCarty. – Vol. 5. – № 10. – P. 1023–1031.

45. Laevastu, T. Notes on oxygen consumption in sea water / T. Laevastu, H. Zeitlin, Ki Song. *Moon // Limnol. and Oceanogr.* – 1965. – Vol. 19. – № 1. – P. 144–150.

46. Moore, E. W. Long time biochemical oxygen demand at low temperature / E. W. Moore // *Sewage Ind. Wastes.* – 1941. *Sewage.* – Vol. 13.

47. Nakata, T. Respirimetric determination of BOD / T. Nakata, Y. Kumagai // *In Water Pollution Research. Proc. 6 Internat. Conf. Held in San Francisco and Hawaii. 1970* / Ed. Jenkins S.H. – Oxford: Pergamon Press, 1971. – Vol. 1. – P. 1–22/1–22/8.

48. Riley, G. A. Oxygen, phosphate and nitrate in the Atlantic ocean / G. A. Riley // *Bingham. Oceanogr. Coll.* – 1951. – Vol. 13. – Part. 1.

49. Watt, W. D. Tracer study of the phosphorus cycle in sea water / W. D. Watt, F. R. Hayes // *Limnol. Oceanography.* – 1963. – Vol. 8. – № 2. – P. 276–287.

50. Zobell, C. E. Observation on the multiplication of bacteria in different volumes of stored sea water and the influence of O<sub>2</sub>-tension and solid surfaces / C. E. Zobell, D. Q. Anderson // *Biol. Bull.* – 1936. – Vol. 71. – P. 324–335.

51. Zondergaard, M. Release of extracellular organic carbon during a diatom bloom in lake Moss: molekular weight fractionation. *Freshwater Biol.*, 1982 / M. Zondergaard, H. H. Schierup. – Vol. 12. – P. 313–320.

## ГЛАВА 2. МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ КАК ИНСТРУМЕНТ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ УСЛОВИЙ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

### 2.1. ЦЕЛЬ И ЗАДАЧИ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ В ГЕОЭКОЛОГИИ

Термин «геоэкология» впервые был предложен по научным меркам сравнительно недавно – в 1939 г. немецким ученым К. Троллем [Trolle, 1970]. Поэтому до настоящего времени понятийный аппарат геоэкологических терминов не только в разных странах, но и в Российской Федерации (РФ) еще трактуется по-разному. По наиболее распространенному в РФ мнению, геоэкологию считают научным направлением, возникшим на стыке наук геологии и экологии, изучающих закономерные связи между организмами (в том числе человеком), техногенными сооружениями и геологической средой. Объектом и предметом геоэкологии являются все знания о геосферных оболочках и их изменениях под влиянием природных и техногенных факторов как многокомпонентных, иерархично построенных, динамичных системах с многоступенчатыми процессами саморегулирования [Айбулатов, 2001]. В плане изучения водных объектов геоэкология – это наука, изучающая абиотическую составляющую экосистемы (дно, водную толщу, придонный слой атмосферы), происходящие в ней современные изменения под влиянием природных и антропогенных факторов и воздействие этих изменений на водную биоту и человека [Айбулатов, 1989, 1993; Айбулатов, Артюхин, 1993; Пищальник, 2004].

Поскольку геоэкология зародилась и развивается внутри уже существующих дисциплин, то это приводит к появлению в уже сформировавшихся науках новых разделов, направленных на решение экологических аспектов задач, традиционно решаемых этими науками. Одним из таких разделов является *гидроэкология*. *Главный объект исследований гидроэкологии – водные экосистемы*. В современном понимании водная экосистема – это локализованная в пространстве и динамичная во времени совокупность совместно обитающих и входящих в сообщества различных организмов и условий их существования, находящихся в закономерной связи между собой и образующих систему взаимобусловленных биотических и абиотических процессов (Алимов, 2001).

В результате взаимодействия организмов между собой и окружающей их средой внутри экосистемы организуются *потоки вещества, энергии и информации*. Экосистема может быть представлена как биоразнообразие видов плюс взаимосвязь потоков вещества, энергии и информации, причем последние рассматриваются как организующие и регулирующие. Динамическое взаимодействие потоков вещества, энергии и информации, обеспечивающее стабильность экосистемы во времени в конкретных условиях среды, и есть ее *функционирование* [Подгорный, 2003].

Исследования классиков современного естествознания в первой половине XX в. (В. И. Вернадский [1923; 1934], А. П. Виноградов [1935], Н. М. Книпович [1938], С. В. Бруевич [1933; 1966; 1978], Л. А. Зенкевич [1947; 1951], Б. А. Скопинцев [1950], Г. Г. Винберг [1960]) позволили сформулировать представления о качественной модели окружающего мира, о развитии гидрохимических и гидробиологических процессов в природных водах. Эти работы послужили методологическим и теоретическим фундаментом начавшихся со второй половины XX в. во всем мире регулярных исследований условий функциони-

рования водных экосистем: гидрохимических особенностей формирования сырьевой базы и биопродуктивности природных вод, закономерностей развития химико-биологических процессов трансформации и распада ОВ, механизмов регенерации биогенных субстратов в связи с изучением условий оборачиваемости и круговорота веществ в биосфере [Леонов, 1999], а также способов систематизации и анализа полученной информации [Фащук, 1997; Фащук и др., 1997].

Принципиальные изменения характера водопотребления в военные (и особенно в послевоенные) годы, связанные с особенностями развития промышленного производства, обусловили резкое увеличение объемов сбросов загрязненных сточных вод. Загрязнение отдельных водоемов и рост степени их трофности (синоним биологической продуктивности водоемов) поставили перед экологами задачу исследования перспектив изменчивости водных экосистем, контроля качества вод и прогноза их состояния под влиянием хозяйственной деятельности. В этой связи необходимо было систематизировать и обобщить имеющиеся данные, сформулировать и формализовать представления о функционировании водных экосистем в виде математических моделей, с помощью которых предстояло изучать изменения свойств природных вод на основе главных химических и биологических показателей.

Исследования морских экосистем в 1920–1930-е гг. проводились на основе интегральных показателей трансформации ОВ – рассмотрения динамики концентраций растворенного кислорода в зависимости от содержания легкоокисляемого ОВ (в единицах химического или биохимического потребления кислорода [соответственно ХПК, или БПК]). Подобные модели при незначительном загрязнении природных вод позволяли достаточно надежно исследовать экологическое состояние водных объектов. Однако при высоком загрязнении природных вод и достаточно интенсивном антропогенном влиянии на окружающую среду интегральные показатели качества морской воды не в полной мере отвечают актуальным задачам изучения состояния природных вод. В этом случае адекватное рассмотрение задач качества и состояния природных вод возможно только на основе применения системного подхода.

Общенаучным методом познания геоэкологии (и гидроэкологии в частности) является системный анализ, а специфическим – экологический подход. Становление концептуальных представлений о закономерностях функционирования экосистемы является необходимым условием разработки ее имитационной модели, считающейся центральной процедурой системного подхода. Однако широкого распространения такие исследования еще не приобрели, что обусловлено недостаточным количеством и качеством исходной информации.

Системный подход основан на принципе: *целое не есть простая сумма частей; система обладает свойствами, которые не являются простым объединением свойств составляющих ее частей*. Следует отметить, что в виде оформленной научной дисциплины со строгой методологической концепцией системный подход в настоящее время не существует, а используется в качестве «каркаса» разрабатываемой теории для преодоления односторонности специализированных исследований [Князева, Курдюмов, 2002].

Системный анализ позволяет применять накопленные в разных естественных науках знания для познания закономерностей изменения состояния экосистем и решения практических задач рационального использования и охраны биоресурсов в едином комплексе. Наиболее эффективным инструментом изучения и управления водными экосистемами при таком подходе является математическое моделирование.

В жизнедеятельности водных экосистем особое место занимает баланс органических веществ, которые могут синтезироваться как в самом водоеме, так и поступать в него в виде внешней нагрузки со стоком рек и с атмосферными осадками. Но характерной особенностью экосистем является и то, что в одно и то же время повсеместно часто наблюдаются противоположно направленные процессы, совокупность и общий итог которых и выражают в различного рода

балансах. При таких входных условиях наиболее эффективно работает балансовый метод, который позволяет получить количественную оценку закономерностей функционирования водных экосистем.

Необходимая основа рационального использования, охраны водоемов и обеспечения воспроизводства их биологических ресурсов – *изучение трофности*. Исследования трофности водоемов происходят по *трофическим цепям*. Сами трофические цепи подразделяют на два основных вида: *пастбищную* и *детритную*. В свою очередь, отдельные звенья трофической цепи – *трофические уровни* – состоят из организмов со сходным составом потребляемой пищи. Мерой трофности служит величина *продукции* биомассы. *Продукцией биомассы* (или биологической продукцией) называют биомассу, производимую за единицу времени (обычно за год). Под *продуктивностью биомассы* понимают продукцию биомассы, производимую на единицу площади (км<sup>2</sup>, м<sup>2</sup> и т. д.). *Первичная продукция* – это биомасса, производимая *продуцентами* за единицу времени. Вещества и энергия, запасенные автотрофами, по трофическим цепям передаются к последующим трофическим уровням *гетеротрофов*. Скорость образования биомассы гетеротрофов называют *вторичной продукцией* (см. глоссарий).

Например, млекопитающие за свою жизнь съедают ~ 100 своих масс пищи и производят животную продукцию, равную ~ 10 своим массам (прирост массы, обмен клеток, молоко, шерсть, масса рожденных детенышей). Человек за свою жизнь съедает ~ 400 своих масс пищи и производит ~ 10 масс вторичной продукции.

В комплексе химико-биологических процессов, развивающихся в водной среде, особое внимание при моделировании уделяется механизмам, определяющим трансформацию и биогеохимическую цикличность элементов, входящих в состав живого вещества, – С, N, P, S, Si и др. (эти вещества активно участвуют в жизнедеятельности и водных организмов и имеют общее название «биогенные вещества» [БВ]). При этом на первых этапах моделирования внимание акцентировалось на скоростях снижения концентраций химических веществ, утилизации и последовательных превращениях субстратов сообществом организмов, а также на скорости и механизмы трансформации химических веществ. В результате решались важные практические задачи, а именно:

1) получали количественную информацию об изменениях во времени и в пространстве химических и биологических характеристик морских экосистем в зависимости от интенсивности воздействия на нее факторов среды обитания (температура, освещенность, прозрачность, водный режим, биогенная нагрузка);

2) оценивали способность морских экосистем к самоочищению и, соответственно, разрабатывали рекомендации для создания наиболее эффективных условий для ускорения этого процесса;

3) составляли балансы веществ в природных водах с учетом обменных потоков на границах раздела фаз вода–атмосфера, вода–дно, а также поступления веществ с водами притоков и с атмосферными осадками, потери веществ при выносе их водными массами из водоемов;

4) устанавливали роль естественных и антропогенных процессов в круговороте биогенных веществ в морских экосистемах и на этом основании разрабатывали мероприятия по охране водных ресурсов, оценивали запасы природных вод, потенциал их качества, определяли способы контроля загрязнения и механизмы очистки вод;

5) оценивали запас БВ в природных водах, их пространственную и временную изменчивость под влиянием процессов потребления планктонными организмами и регенерации при деструкции ОВ. Исследовали основы формирования первичной продукции водоемов и их биологической продуктивности для высших трофических уровней;

6) изучали поведение сообществ организмов и распределение морских биоценозов в морской среде, особенности вертикальной неоднородности и горизонтальной мозаичности полей гидробионтов [Винберг, 1966], устанавливали

роль хищников в регуляции фотосинтетической активности фитопланктона [Винберг, Анисимов, 1969];

7) изучали вертикальную структуру сообществ микроорганизмов – биомасс разных групп фито- и зоопланктона, детрита в тропической зоне океана [Vinogradov et al., 1972], в пелагиали Японского моря [Меншуткин и др., 1974], в пелагиали Перуанского апвеллинга [Флейшман, Крапивин, 1974];

8) исследовали причины активизации (вспышек) развития биологических сообществ [Петровский и др., 1998], инвазии новых для экосистем видов организмов (нововселенцев) [Практическая экология..., 1990], цветения определенных групп водорослей.

При изучении комплекса гидродинамических процессов, развивающихся в морской среде, основное внимание при математическом моделировании условий функционирования водных экосистем уделяется задачам горизонтального и вертикального переноса загрязняющих веществ, установлению условий формирования и распада скоплений морских организмов (фито- и зоопланктона, пелагических и донных промысловых объектов), перераспределения жизни по вертикали [Меншуткин, Финенко, 1975].

Математические модели водных экосистем создавались и создаются для решения достаточно разнообразных задач. Наиболее важные из них:

– изучение динамики популяций и сообществ водных организмов, химических и биологических процессов, протекающих в водных экосистемах при различных абиотических и биотических условиях (круговорот веществ в природных водах);

– исследование закономерностей формирования биологической продуктивности и ее оценки для водоемов различного типа (изучение скоростей химико-биологических процессов, оценка балансов соединений органических элементов в водной среде);

– моделирование воздействий биогенного, токсического и радиационного загрязнения;

– изучение механизмов управления рисками техногенных катастроф в эколого-экономических системах;

– комплексное изучение процессов химического обмена на границах раздела вода–атмосфера и вода–дно и химико-биологической трансформации веществ в водной среде и в донных осадках.

Важнейшими задачами гидроэкологии в настоящее время следует считать:

- оценку состояния водных экосистем под влиянием внешних (особенно антропогенных) факторов;

- определение оптимальных условий и интенсивности эксплуатации экосистем.

## **2.2. СТРУКТУРА МОДЕЛИРОВАНИЯ УСЛОВИЙ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

Развитие средств вычислительной техники и аппарата прикладной математики привело к интенсивной разработке математических моделей в первую очередь морских экосистем, которые позволили систематизировать полученные знания в различных областях морской науки с целью прогноза и управления состоянием морских водоемов. В этой связи математические модели морских экосистем наряду с полевыми наблюдениями в море можно рассматривать как фундамент научного понимания природы океана, при этом океан, морская среда рассматриваются как термодинамическая система, изменение свойств в которой происходит в результате происходящих в ней процессов. Построение и использование математических моделей служит средством системного анализа условий функционирования морских экосистем, а минимальные финансовые затраты в сравнении с экспедиционными и мониторинговыми исследова-

ниями делают это научное направление весьма перспективным в дальнейшем развитии общества.

*Моделирование* как процесс – это метод исследования объектов познания на их *моделях* (другими словами, способ практического или теоретического познания действительности). Любое направление моделирования основано на свойстве подобия различных объектов. Подобие может быть физическим или математическим. Чтобы разобраться во всем многообразии направлений моделирования и последовательно разложить современный модельный ряд, представляется целесообразным структурировать сам процесс моделирования по *методам* и *способам* реализации поставленных задач для достижения цели (рис. 2.1).

В первую очередь моделирование разделяется по научным направлениям, а, следовательно, и по способам описания объекта исследований. На этом этапе различают *аналоговое, математическое, химическое и физическое* направления моделирования:

– **аналоговое моделирование** – предусматривает использование информации в аналоговой (непрерывной) форме, которая воспроизводит определенные соотношения между непрерывно изменяющимися физическими величинами, аналогами соответствующих исходных переменных. Применяется, главным образом, в аналоговых вычислительных машинах для моделирования технических процессов, описываемых дифференциальными уравнениями. Такие задачи часто решаются в реальном режиме времени быстро, но с потерей качества;

– **математическое моделирование** – приближенное описание какого-либо класса явлений внешнего мира, выраженное с помощью математической символики. Характеризуется большим числом вариантов расчетов. В математически подобных объектах процессы описываются *одинаковыми* уравнениями;

– **химическое моделирование** – метод исследования химико-технологических процессов путем построения и изучения их моделей, отличающихся от объектов моделирования масштабами или физической природой протекающих в них явлений, но достаточно точно (адекватно) отображающих представляющие интерес свойства этих объектов;

– **физическое моделирование** – это когда изучение некоего объекта или явления заменяется экспериментальным исследованием его модели, имеющей ту же физическую природу, но много меньшего размера. В основе физического моделирования лежат *теория подобия и размерный анализ*.

В соответствии с основными направлениями моделирования различают следующие классы моделей: *социальные, математические, химические и физические*. Далее мы подробно остановимся на структуре только математического класса моделей.

Поскольку модели создаются с целью познания природы недоступных для прямого инструментального измерения природных процессов, явлений или их отдельных параметров, то практически всегда необходимо выполнять процедуру формализации биогео- и гидрохимических процессов. По способам формализации математические модели могут быть:

• **детерминированными** – которые строятся на основе математически выраженных закономерностей, описывающих физико-химические процессы в объекте моделирования. Они позволяют *однозначно* определять значение переменных, однако при построении таких моделей важно разумно сочетать необходимую сложность с допустимыми упрощениями (для слишком сложной модели необходим огромный объем вычислений, а применение упрощений требует выполнения обязательной процедуры проверки адекватности модели реальному процессу);

• **статистическими** – которые строятся на основе экспериментальных данных и представляют собой системы соотношений, связывающих собой значения входных и выходных параметров;

• **стохастическими** – которые строятся на основе вероятностных пред-

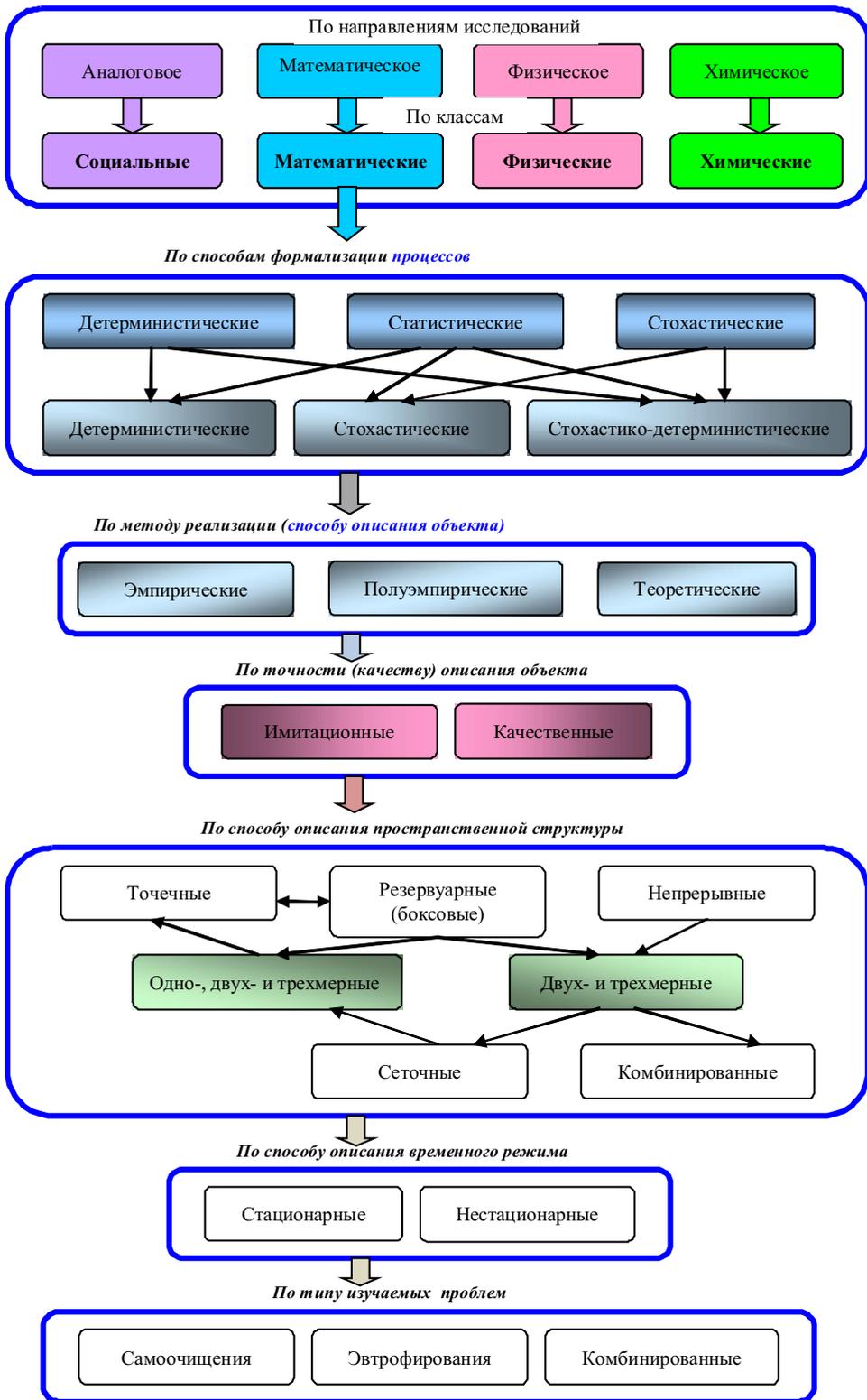


Рис. 2.1. Структурная схема моделирования природных процессов

ставлений о процессах в объекте исследований и позволяют моделировать его поведение путем вычисления функций распределения вероятности переменных, характеризующих исследуемые свойства.

Соответственно здесь различают следующие классы моделей:

- **детерминистические** (в них используются функциональные зависимости для связи между переменными);

- **стохастические** (построены на основании статистических связей). Первые из них применяются чаще, так как допускают бесконечное множество компонентов и не учитывают случайных колебаний параметров водной среды. Они удобны с точки зрения интерпретации результатов [Айзатуллин, Лебедев, 1977].

Существуют также **стохастико-детерминистические** модели, в которых на первом этапе решение ищется детерминистически, а затем с помощью метода статистических испытаний моделируется изменчивость различных параметров и исследуется реакция решения на эту изменчивость.

По способу описания объекта исследования математические модели могут быть **эмпирическими, полуэмпирическими и теоретическими**.

**Эмпирические модели** описываются математическими зависимостями связи между отдельными параметрами состояния среды и действующими на них внешними факторами, установленными на основе проведения натуральных экспериментов.

**Теоретические модели** строятся на обобщенном фактическом материале и направлены на поиск общих закономерностей и выделение причинно-следственных связей, изучение процессов трансформации вещества и энергии, закономерностей изменения химических и биологических параметров и др.

**Полуэмпирические модели** представляют собой синтез первых двух, и большая часть современных моделей может быть отнесена именно к этой категории.

По точности описания объекта исследования модели можно подразделить на **имитационные** (приурочены к конкретным бассейнам или районам и разрабатываемые для конкретных задач исследований) и **качественные** (используются для выяснения общих закономерностей развития и анализа процессов, их иногда также называют *теоретическими*). В **имитационных** моделях стремятся учесть максимум деталей, а в **качественных** – минимум (но наиболее важных), поэтому для последних главная проблема – выбор приоритетных переменных [Смит, 1976]. Таким образом, имитационные следует относить к классу стохастико-детерминистических, в которых строгие математические закономерности описания физико-химических процессов конкретного объекта моделирования сочетаются с вероятностными представлениями о протекающих в нем изменениях.

По способу описания временной изменчивости параметров состояния среды модели подразделяются на:

- **стационарные** (характеризуют установившийся режим и неизменное внешнее воздействие);

- и **нестационарные** (отражают переходное состояние при непрерывно меняющихся внешних воздействиях).

По воспроизведению пространственно-временной дискретности процессов в водном объекте модели можно подразделить на: **точечные, резервуарные** (или боксовые, секторные, камерные, сегментные) и **непрерывные**.

**Точечные модели** (или нульмерные с сосредоточенными параметрами) – в них значения характеристик состояния принимаются средними для всего объема воды.

В **одно-, двух- и трехмерных моделях** значения характеристик в водном объекте изучаются соответственно по одной из пространственных осей (вертикальной  $z$  или горизонтальным –  $x$  или  $y$ ), в плоскостях  $xz$  или  $xy$  (обычно для мелких водоемов) и в пространстве  $x, y, z$  (крупные водоемы). Применяются, как правило, для описания гидродинамического режима водоемов, параметры которого представлены сеточной структурой.

В **резервуарных** моделях элемент физического пространства описывается осредненными (по пространству, сечению реки, слою океана) характеристиками, распределение которых усреднено в границах рассматриваемых районов (резервуаров или боксов), а компоненты состояния среды (звенья пищевой цепи, взвесь, растворенные компоненты) называют блоками [Ниуль, 1978]. В таких моделях изучаемый водоем разбивается на отдельные однородные по физическим, химическим и биологическим параметрам резервуары (боксы, сектора и т. д.). В каждом резервуаре независимо от способа представления пространственной структуры объекта (точечной, одно-, двух- или трехмерной) в конечном итоге строится *точечная модель* с сосредоточенными параметрами. В свою очередь, в *двух- и трехмерных* моделях пространственно-временная структура может быть представлена сеточной структурой. Такой подход позволяет в первом приближении учесть пространственную неоднородность и выделить какие-либо структурные объекты. Основным достоинством резервуарных моделей является простота их реализации, хотя в реальной природе трудно выделить репрезентативную систему резервуаров и приписать им надлежащие значения параметров. Кроме того, эти модели чувствительны к малым колебаниям значений параметров [Каган, Рябенко, 1978].

В отличие от резервуарных моделей в **непрерывных** моделях параметры водной среды имеют реальное пространственное распределение, они не содержат осреднения по пространству, и результатом решения в каждый момент времени служит гладкая кривая (или поле) распределения характеристик.

Эти модели обычно сводятся к решению упрощенной системы дифференциальных уравнений термодинамики (двух уравнений движения, уравнения статики, уравнения неразрывности несжимаемой жидкости, уравнения переноса тепла и солей, уравнения состояния) и уравнения для изучаемых характеристик, аналогичных уравнениям баланса тепла и солей. Упрощенные модели, как правило, используются для описания стационарных состояний водных экосистем и не отражают возможных структурных преобразований, происходящих в экосистемах.

При реализации задач моделирования химических и биологических характеристик результаты решения системы уравнений термогидродинамики (рассчитанные поля скоростей течения, температуры, солености) подставляют в уравнения переноса рассматриваемых показателей. Таким образом, представляется возможность исследовать их трансформацию, вызванную химическими, биологическими и биохимическими процессами, совместно с их массопереносом [Айзатуллин, 1974].

И, наконец, по типу изучаемых проблем математические модели водных экосистем можно разделить на три больших класса (рис. 2.1):

1) **модели самоочищения природных вод**, которые включают широкий спектр моделей, описывающих химические, физико-химические и биологические процессы (в отдельности и совместно) в водной среде, а также режим  $O_2$  и его потребление на окисление  $OB$  (как правило, лабильного);

2) **модели евтрофирования водоемов**, которые в первом приближении могут быть подразделены на качественно-аналитические, полуэмпирические и имитационные модели. Последние рассматривают процессы трансформации соединений биогенных элементов (преимущественно форм  $P$  и  $N$ ) и развитие фитопланктона;

3) **комплексные модели трансформации соединений органогенных элементов**, которые включают  $O_2$  и широкий спектр органических и минеральных компонентов  $C$ ,  $N$ ,  $P$ ,  $Si$ , а также биомассы и предназначены практически для решения большинства задач в рамках гео- и гидрoэкологических исследований водных объектов.

Всегда выбор того или иного типа модели зависит от поставленной задачи. В прикладных научных исследованиях часто предпочтение отдается не сложным, а упрощенным и даже примитивным моделям из-за их способности быстро дать ответ на конкретно поставленный вопрос.

### 2.3. КРАТКАЯ ИСТОРИЯ РАЗВИТИЯ КОМПЛЕКСНЫХ МОДЕЛЕЙ, ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Первый опыт работ, связанный с применением математических моделей для изучения водных экосистем, был получен в 1920–1930-х гг. при использовании модели кислородного режима (предложена Стритером и Фелпсом для изучения загрязненных водоемов). В этой модели показателем имеющегося в исследуемой воде и разлагающегося ОВ было значение БПК (в англоязычной литературе BOD).

В целом можно выделить две самостоятельные ветви дальнейшего развития работ, связанных с применением математических моделей. Первое направление было связано с совершенствованием модели кислородного режима, изначально предложенной Стритером–Фелпсом и описывающей изменение во времени значений концентраций ОВ (в единицах БПК<sub>5</sub>) и растворенного О<sub>2</sub>. Со временем оригинальная модель была расширена введением в нее членов, учитывающих влияние на кислородный режим факторов, не рассмотренных в первой версии модели (в частности, таких переменных, как сообщества бентосных и фитопланктонных организмов, макрофитов, перифитона), а также влияние процессов образования О<sub>2</sub> при фотосинтезе, турбулентного перемешивания на реэрацию водной среды, течений на распределение О<sub>2</sub> в водоемах, турбулентного переноса и дисперсии веществ в зависимости от конфигурации границ изучаемого водного объекта, поступления в водоемы локальных стоков [Леонов, Айзатуллин, 1977].

Модель Стритера–Фелпса и ее модификации активно применялись в 1950–1980-е гг. непосредственно для изучения кислородного режима и условий трансформации ОВ (процессов самоочищения вод) в открытых водных системах – отдельных участках рек, озер и водохранилищ. Опыт применения этих моделей, однако, показал, что при возрастающем год от года разнообразии органических загрязняющих веществ, попадающих в природные воды, использование единственного интегрального показателя, каким служит растворенный О<sub>2</sub>, для характеристики качества вод и их самоочищения нельзя считать оправданным. Для более полной и наглядной картины развития указанных процессов необходимо принимать во внимание влияние на процессы трансформации ОВ присутствия в воде биогенных веществ (БВ) и конкретных загрязняющих веществ, их поступление и перераспределение в водоемах, видовой состав организмов сообщества, участвующих непосредственно в процессах трансформации имеющихся в изучаемых водах веществ.

Стали появляться многочисленные модельные разработки для изучения условий развития в водоемах фитопланктона в зависимости от условий среды и, в частности, содержания минеральных веществ (соединений фосфора или азота). Подобные модельные разработки активно применялись для оценки и объяснения условий формирования первичной продукции (биомассы фитопланктона), а затем и для прогноза тенденций евтрофирования водоемов при возрастающем поступлении в них биогенных элементов. В большинстве таких моделей основными компонентами почти всегда служили Р как лимитирующий элемент (учитывался либо общий Р, либо в виде Р фосфатов) и суммарный фитопланктон как первичный консумент. Азот (конкретно в его минеральных формах – аммонии, нитритах и нитратах) сравнительно редко привлекался для таких задач, а если рассматривался, то в качестве потенциального *лимитанта* развития фитопланктона. Преимущественно минеральные формы азота учитывались в моделях кислородного режима для учета влияния окислительных процессов нитрификации на содержание О<sub>2</sub>.

Вместе с этими разработками появились первые модели, рассматривающие циклы Р и N. Считать такие модели полноценными было преждевременно, так как некоторые важные фракции биогенных элементов (БЭ) в них отсутствовали (как правило, не включались растворенные органические компоненты или

они брались суммарно со взвешенными). Следовательно, такие модели нельзя было использовать для объяснений формирования/изменений балансов БЭ и условий регенерации их соединений в водоемах. Несмотря на ограниченность включаемых компонентов, некоторый период такие модели применялись для характеристики условий евтрофирования водоемов, в которых важными составляющими служили минеральные компоненты БЭ и фитопланктон.

Можно предполагать, что этот период завершился к середине 1980-х – началу 1990-х гг., когда в модели, описывающие неполные циклы БЭ, стали включаться в качестве самостоятельных компонентов зоопланктон, детрит, растворенные органические вещества и даже рыбы, а также выделялись осаждаемые в осадки взвешенные фракции БЭ.

Второе направление работ было связано сначала с развитием экспериментальных исследований по изучению условий окислительной трансформации ОВ в сохраняемых пробах природных вод. Изначально акцент в таких экспериментальных работах делался исключительно на измерении значений БПК (используемого в качестве косвенного показателя содержания ОВ). Долгое время в качестве стандартного принимался фиксированный период выдерживания проб воды (в течение пяти суток). Со временем в таких работах от фиксированного срока выдерживания проб воды перешли к постановке длительных экспериментов – стали оценивать развитие БПК за достаточно продолжительные периоды выдерживания проб испытываемой воды в стандартных условиях (при 20 °С в темновых условиях) с целью получения кинетической кривой БПК и оценки значения полного БПК ( $BPK_{\infty}$ ) на окисление имеющегося в воде ОВ.

Эти экспериментальные работы впоследствии были расширены дополнительным (параллельно с оцениванием БПК) изучением изменений во времени концентраций органических и минеральных соединений биогенных элементов (БЭ), присутствие которых в природных водах в основном определяет тенденции изменения концентраций ОВ (и, следовательно, значений БПК) при экспериментальном изучении окислительных процессов в сохраняемых пробах исследуемой воды в стандартных условиях. Предполагалось, что такие экспериментальные исследования в замкнутых системах позволят выявить химико-биологические особенности развития процессов окислительной деструкции органических форм БЭ, которые в естественных условиях исследовать крайне затруднительно из-за комплексного воздействия на этих процессы многих факторов (физических, химических, биологических). В литературе стали появляться научные статьи с описанием экспериментальных работ и полученных данных по изменению в пробах воды, сохраняемых в течение различных периодов времени, концентраций органических и минеральных фракций БЭ (N и P), кислорода и ОВ (в единицах БПК). Эти данные дополнялись информацией о выполняемых параллельно микробиологических исследованиях – изменениях в сохраняемых пробах воды численности и биомасс бактерий, участвующих в окислительной трансформации имеющегося в воде ОВ.

На основе таких сравнительно немногочисленных экспериментальных работ сложились определенные представления, которые со временем сформировались в определенную теоретическую концепцию, объясняющую особенности развития химико-биологических процессов и последовательных окислительных стадий трансформации ОВ в экспериментальных условиях. Это позволило провести формализацию таких представлений и разработать ряд математических моделей для имитации и направленного изучения развития окислительных процессов при выдерживании испытываемых вод в замкнутых системах. Примерами таких модельных разработок служат: модель БПК-системы [Леонов, Айзатуллин, 1975]; модели окислительной трансформации форм N и  $O_2$ , форм P и  $O_2$  [Айзатуллин, Леонов, 1975 а], форм S и  $O_2$  [Айзатуллин, Леонов, 1975 б], органического C, форм P и  $O_2$  [Айзатуллин, Леонов, 1977]. Эти модели служат примерами наиболее полного рассмотрения биогеохимических циклов соединений N, P и S в водных экосистемах.

Практический опыт применения таких модельных разработок для изучения

собственно химико-биологических окислительных процессов позже позволил предложить более сложные модели для комплексного изучения процессов трансформации ОВ и соединений БЭ в открытых водных системах. Сначала была разработана модель фосфорной системы [Леонов, 1986] для изучения условий евтрофирования водоемов и режима изменения концентраций форм Р в водных экосистемах, а затем гидроэкологическая CNPSi-модель [Леонов, 2008], которая в качестве инструмента водно-экологических исследований нашла применение для изучения процессов биотрансформации соединений БЭ в морских экосистемах – Охотском море [Леонов, Сапожников, 1997] и его акваториях – прол. Лаперуза и зал. Анива [Леонов, Пищальник, 2003; 2005], Каспийском [Леонов, Чичерина, 2004] и Белом [Леонов и др., 2006] морях. В этих моделях учтено влияние наиболее важных факторов среды обитания (температуры, освещенности, прозрачности водной среды, водного режима, биогенной нагрузки и гидродинамического переноса БВ между соседними районами) на условия поведения водных экосистем, которые изучаются на основе внутригодовых изменений органических и минеральных концентраций соединений БЭ (С, N, P, Si) и  $O_2$ , а также биомасс микроорганизмов (гетеротрофные бактерии, фито- и зоопланктон, макрофиты) – основных трансформаторов соединений БЭ в водной среде.

### 2.3.1. Точечные модели

Точность моделирования процессов, включая процессы трансформации ОВ, в значительной мере зависит от качественного учета пространственно-временной изменчивости физико-химических параметров исследуемого водоема. В самом первом приближении его состояние может быть описано одной точкой, что означает усредненность параметров по пространству и времени, а также представление каждого параметра одним числом. Такое упрощение возможно при использовании так называемых точечных моделей.

Основные черты вертикального распределения гидрохимических показателей в морских экосистемах в начале 1960-х гг. изучались с помощью одномерной модели [Wyrki, 1962]. В частности, предметом исследования было формирование слоя минимума  $O_2$  и максимума фосфатов на промежуточных глубинах в океане. При этом учитывались развитие БПК и вертикальный турбулентный обмен, что позволило получить хорошее совпадение с наблюдаемой в океане картиной вертикального распределения указанных веществ и провести численные эксперименты по изменению профилей изучаемых показателей под влиянием параметров модели.

В эти же годы для изучения процессов трансформации форм Р в морской среде была предложена модель Вэйта, учитывавшая три его формы: растворенные неорганический (DIP) и органический (DOP), а также взвешенный (PP) [Watt, Hayes, 1963]. Подобранные коэффициенты модели удовлетворительно отражали динамику процессов фосфатофикации в морской среде. В 1970-х гг. эта модель была уточнена путем подразделения PP на три составляющие (Р в живом веществе – биомассах бактерий, зоопланктона и в детрите). Для описания трансформации форм Р с учетом бактерий и зоопланктона использовались уравнения реакции первого порядка, уравнения в форме Михаэлиса–Ментен и ряда других схем последовательной трансформации химических и биологических форм Р [Айзатуллин, Леонов, 1977].

В 1980-х гг. Стиллом и Фростом [Steel, Frost, 1977] была разработана точечная нестационарная модель, отражающая общие черты сезонной динамики концентраций фосфатов и биомассы фитопланктона в фотическом слое Северного моря. Для описания их динамики в открытой системе были учтены сезонная изменчивость освещенности, перемешивания, оседания, биомасса зоопланктона, потребляющего в составе пищи фитопланктон. Аналогичная задача для Балтики решалась в более подробной модели, учитывавшей сезонную трансформацию соединений N. В ней наряду с минеральными формами

N (нитратами, нитритами, аммиаком и растворенным органическим N (DON)) были представлены также биомассы фито- и зоопланктона [Савчук, 1977].

В 1990-х гг. для описания сезонной динамики соединений N в верхнем квазиоднородном слое океана была предложена модель *Фешема*, в которой рассматривалась трансформация нитратов, аммония, лабильного (неустойчивого к воздействию микрофлоры) DON и детрита при участии фито-, зоопланктона и бактерий [Fasham et al., 1990]. Эта модель стала неким эталоном для моделирования как крупномасштабных глобальных биогеохимических циклов элементов, так и других более быстрых процессов в морской среде.

Сезонная изменчивость вертикальной гидрохимической структуры на примере конкретных данных наблюдений исследовалась с помощью модели Фешема [Fasham et al., 1990; Kawamiya et al., 1995]. На основе специально разработанной модели *Савчука–Вульфа* [Savchuk, Wulff, 1996] в глубинной части Балтийского моря изучалось вертикальное распределение форм P (фосфаты, детрит), N (нитраты, аммоний, детрит), O<sub>2</sub>, биологических характеристик (биомасс фито- и зоопланктона), оценивалось влияние различных факторов на формирование вертикальной гидрохимической структуры морских вод.

### 2.3.2. Резервуарные (боксовые) модели

Более детально состояние водоема описывается резервуарными, или боксовыми, моделями, в которых задается подразделение водного объекта на боксы (или районы) с характерными гидролого-гидрохимическими условиями, хотя в каждом боксе все параметры представлены так же, как и в точечной модели. Здесь весьма важен учет вертикальной структуры водного объекта: обычно всю толщу вод подразделяют на два слоя – прогретый верхний и холодный нижний, поскольку скорость процесса распада ОВ сильно зависит от температуры.

Серия моделей такого типа была предложена шведскими учеными на основании исследования циркуляции Мирового океана. В этих моделях по дефициту биогенного элемента в боксе находятся составляющие массопереноса [Bolin et al., 1983].

С помощью боксовой модели исследован баланс P в Мировом океане (подразделен на девять однородных боксов), при этом учитывались процессы потребления, регенерации, оседания и обмена форм P. С помощью подобной модели исследовались особенности влияния атлантического субтропического круговорота вод на перенос радиоактивных трассеров, а также нитратов и кислорода, что позволило оценить характеристики новой продукции по нитратам и БПК [Sarmiento et al., 1990].

Моделирование процессов, формирующих качество воды, может использоваться как метод количественного учета антропогенного воздействия на морскую среду в результате осуществления инженерных проектов в прибрежной зоне. Так, в работе Постма [Postma, 1984] показан пример применения моделей переноса морских вод и качества воды, рассматривающий изменение концентраций органического N, аммония, нитритов и нитратов, P, O<sub>2</sub> и биомасс бактерий, для оценки воздействия строительства и дальнейшего функционирования нового аэропорта на состояние вод в прибрежной зоне в бухте Лантау (Восточно-Китайское море).

К резервуарным (боксовым) моделям относится и гидроэкологическая CNPSi-модель [Леонов, 2008]. Подробное ее описание и история разработки представлены в последующих главах.

### 2.3.3. Непрерывные модели

Наиболее полное приближение к действительности можно получить при использовании непрерывных моделей. Однако в этом случае многократно усложняется решение технической части задачи.

В середине прошлого века для исследования крупномасштабного меридионального распределения фосфатов в Атлантическом океане была применена непрерывная модель, в которой течения рассчитывались динамическим методом по пятиградусной сетке, в каждой точке разность потребления и выделения фосфатов компенсировалась их переносом за счет физических процессов [Riley, 1951]. Это была первая попытка исследовать распределение гидрохимических характеристик в океане с помощью математического моделирования.

В 1970-х годах Бубнов и Кривилевич исследовали распределение кислорода в меридиональном сечении Атлантического океана с помощью непрерывной двухмерной модели, в которой задавались распределение кислорода на поверхности и его биологическое потребление в толще вод. При этом принята циркуляционная схема отражала два круговорота в Южном полушарии и один – в Северном [Бубнов, Кривилевич, 1973].

В 1970–1980-е годы доминирующим стал подход, использующий «готовые» схемы циркуляции вод. Так, В. А. Рябченко (1977) для анализа кислородного режима в водах Мирового океана использовал интегральную двухмерную схему циркуляции Мирового океана, рассчитанную по пятиградусной сетке. При этом он учитывал поток кислорода через поверхность океана, пространственную изменчивость продукции и потребления кислорода. В моделях типа «*coupled models*» гидрофизическая формализация процессов в конкретном объекте объединяется с моделью биогеохимической трансформации соединений органических элементов. Для Черного моря использовалась схема взаимодействия компонентов «фитопланктон – зоопланктон – растворенное ОВ – нитраты – аммоний» [Gregoir et al., 1997], а особенности глобального переноса ОВ были представлены трехмерной моделью циркуляции при упрощенном описании биогеохимической трансформации Р [Najjar et al., 1992].

В комплексной имитационной модели Азовского моря рассматривались вопросы влияния на водные ресурсы бассейна хозяйственной деятельности человека [Горстко, 1976; Бронфман, 1976; Горстко и др., 1982]. Наряду с биологическими компонентами различных трофических уровней в модели рассматриваются концентрации биогенных элементов как показатели уровня евтрофирования морской экосистемы. Описывается круговорот соединений фосфора, азота и кремния с учетом процессов их переноса, распада, потребления, абразии берегов и других факторов. Современное развитие Ростовской школы моделирования отражено в монографии [Среда, биота и..., 2001].

В конце XX в., благодаря применению современных измерительных приборов и адекватной пространственно-временной измерительной стратегии, были получены качественно новые данные о структуре, синоптической и мезомасштабной изменчивости гидрофизических полей в Мировом океане. Реальное динамическое состояние морских акваторий определяется такими процессами, как синоптические вихри, фронты, меандры течений, шельфовые течения. На базе современной информации, численных методов и вычислительных средств созданы математические модели, способные описать основные динамические процессы синоптического пространственно-временного масштаба. При этом прогресс, достигнутый современными атмосферными моделями в прогнозе погоды, позволяет использовать модельные параметры приводного слоя атмосферы для моделей динамики моря в режиме реального времени (в отличие от практиковавшегося в 1960–1980-е гг. ввода на входе климатических атмосферных полей).

## **2.4. ФОРМАЛИЗАЦИЯ БИОГЕО- И ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ**

На практике используются разнообразный математический аппарат и концептуальные подходы, которые допускают различную формализацию биогео- и гидрохимических процессов. *Формальность* – это соблюдение внешней фор-

мы (сути, характера изменчивости параметра) в ущерб существу дела (например, точности отражения пространственно-временной изменчивости или величины параметра и т. п.). Однако до сих пор не разработана как общепринятая методология исследования и моделирования трансформации органогенных веществ, так и методика формализации процессов, происходящих в водных экосистемах. Это свидетельствует о том, что данное научное направление, несмотря на свой «возраст», находится еще на ранней стадии своего развития [Подгорный, 2003].

Объектом исследования биогео- и гидрохимии являются химические *био-генные (органогенные)* элементы и их минеральные и органические соединения (вещества). В. И. Вернадский [1934] определял БЭ как *органогенные элементы*, то есть как циклические, подвергающиеся обратимым процессам. При этом он считал, что их циклы обратимы лишь в главной части атомов, а часть атомов выходит из круговорота. К главным из них относятся те, из которых в основном состоят живые организмы – С, О, Р, N, S, Si, и некоторые другие [Иваненков, 1979]. К *микроразделам* (иногда их называют микробиогенными элементами) относятся практически все элементы, обнаруженные в океане, а важнейшими являются Fe, Mg, Zn, I, Mn и др.

Состояние отдельных элементов водной экосистемы (вода, дно, химические растворенные компоненты, взвешенные вещества) – биомасса живых гидробионтов и *детрит* (отмершие остатки организмов) меняется под действием развивающихся физических, химических и биологических процессов, а итогом функционирования экосистемы водоема является круговорот веществ и энергии.

Пространственную и временную изменчивость БЭ, участвующих в обратимом круговороте, в океане определяют две группы процессов:

- первая – химико-биологические, окислительно-восстановительные и абсорбционно-десорбционные, изменяющие концентрации свойств в конкретном объеме воды;

- ко второй группе относятся гидрофизические процессы *адвекции и турбулентности*, ответственные за перенос химических элементов, условно рассматривающихся как пассивная примесь.

Для взвешенных форм БЭ большое значение имеют также процессы пассивного их оседания (*седиментации*). Все эти процессы определяют динамику химических веществ в морской экосистеме. Кроме того, большое значение при математическом моделировании в экологии принадлежит обменным процессам на границе воды с воздухом и грунтом [Бруевич, 1978].

В отличие от моделей распределения гидрофизических показателей состояния морской экосистем, основанных на решении системы стандартных дифференциальных уравнений, в *биохимических моделях такой системы уравнений нет*. Существуют лишь утвердившиеся способы параметризации моделируемых процессов. При этом *чрезвычайно важными оказываются соотношения пространственных и временных масштабов гидрофизических процессов*, в рамках которых они способны повлиять на формирование пространственного распределения гидрохимических и биологических показателей.

По определению А. С. Мониной [1982], пространственным неоднородностям присущи типичные времена производящих их процессов:

- *мелкомасштабные* (доли мм–десятки метров) – от  $10^{-3}$  сек. до десятков часов;

- *мезомасштабные* (сотни метров – километры) – от часов до суток;

- *синоптические* (десятки и первые сотни километров) – от суток до месяцев;

- *глобальные* (тысячи и десятки тысяч километров) – от нескольких лет до сотен тысяч лет.

Биохимические процессы, активно влияющие на концентрации соединений БЭ в морской среде и временные масштабы их активности, представлены в табл. 2.1. Очевидно, что на любом масштабе времени на формирование полей гидрохимических показателей активно влияют несколько процессов, что

необходимо учитывать при разработке математических моделей. При этом в верхнем слое океана, где значение химико-биологических процессов максимально, каждому процессу соответствуют определенное характерное время и характерные значения концентраций компонентов. С увеличением глубины такая закономерность нарушается. Содержание живых организмов и ОВ в этом случае снижается экспоненциально, а концентрации БВ (например, фосфатов) возрастают. При этом характерные масштабы изменения концентраций растворенных неорганических форм БЭ, а также их взвешенных, органических форм, в том числе в составе живых организмов, различаются более чем на четыре порядка. *Таким образом, способ параметризации химико-биологических процессов должен быть связан с масштабами изменчивости концентраций форм химических веществ в выбранном объекте моделирования и пространственно-временным масштабом решаемой задачи* [Якушев, 2002].

Таблица 2.1

**Процессы, влияющие на распределение и изменчивость химических элементов в океане(по Е. В. Якушеву, 2002)**

Процесс	Масштаб, сек.	Время действия	Источник
Газообмен океан–атмосфера	$10^1$	Десятки сек.	Якушев, 1998
Гидролиз газов и процессы в карбонатной системе	$10^1$	Десятки сек.	Якушев, 1998
Физиологические ритмы морских организмов	$10^{5-6}$	Часы–месяц	Рудяков, 1986
Адвективный и турбулентный перенос (поверхностные воды)	$10^{6-7}$	Сутки–год	Монин и др., 1974
Химико-биологические	$10^{6-7}$	Сутки–год	Монин и др., 1974
Антропогенный $CO_2$	$10^9$	30–40 лет	Gruber et al., 1996
Окисление стойкого водного гумуса	$10^{11}$	2000 лет	Скопинцев, 1950
Адвективный и турбулентный перенос (глубинные воды)	$10^{11}$	1000 лет	Монин и др., 1974
Седиментация	$> 10^{12}$	$> 10\ 000$ лет	Монин и др., 1974

При моделировании потребления биогенных элементов в процессе синтеза ОВ (фотосинтезе) принимаются во внимание следующие положения, разработанные Ю. Н. Сергеевым [Сергеев, 1979]:

- удельная скорость фотосинтеза прямо пропорционально связана с ростом биомассы фитопланктона и скоростью потребления соединений БЭ;
- средний размер клеток фитопланктона и их химический состав одинаковы и постоянны;
- автотрофный рост прекращается при нулевых значениях освещенности и концентраций соединений БЭ.

При этом учитывается сложная, неоднозначная зависимость интенсивности фотосинтеза от интенсивности и продолжительности освещенности, концентрации соединений БЭ в среде и в клетке, температуры и солености воды, размера и вида растения.

Большинство моделей экосистем при описании фотосинтеза опирается на концепцию *лимитирующего вещества или фактора*, управляющего скоростью

тью этого процесса. В 1840 г. Либихом был сформулирован закон, в соответствии с которым *скорость фотосинтеза лимитируется тем химическим элементом, отношение концентрации которого в среде к концентрации его в морских организмах минимально*.

В 1905 г. Блэкман расширил этот закон *концепцией лимитирующего фактора*, а в 1911 г. Шелфорд сформулировал более общий принцип *толерантности*, заключающийся в том, что *выносливость организма (вида) определяется как максимумом, так и минимумом диапазона изменений экологического фактора* [Айзатуллин, Шамардина, 1980; Реймерс, 1980]. При моделировании морских экосистем в качестве *лимитанта* обычно используют один из БЭ – азот, фосфор, реже кремний. Но в отличие от закона Либиха в этих моделях обычно фигурирует только концентрация лимитанта в воде, но не в организмах.

Моделируя выделения соединений биогенных элементов из автотрофных организмов, учитывают поступление этих веществ в морскую среду в процессе дыхания (неорганические соединения), *эксудации* (потеря ОВ в процессе жизнедеятельности морских водорослей, которая может достигать 40 % от дневной чистой продукции) и при отмирании биомассы микроорганизмов [Парсонс и др., 1982].

В моделях трансформации соединений БЭ гетеротрофными организмами учитываются их потребление автотрофами (фитопланктоном) и образование мертвого ОВ (детрита) зоопланктоном [Меншуткин, Финенко, 1975; Айзатуллин, Леонов, 1975, 1977; Leonov, 1980; Fasham et al., 1990], выделение этих соединений при дыхании, *метаболизме* [Сергеев, 1979] и отмирании зоопланктона в виде растворенных неорганических и взвешенных органических форм [Шушкина, 1977; Сажин, 1982; Рудяков и др., 1984], а также при выедании одних гетеротрофных организмов другими.

Процесс синтеза и распада ОВ воспроизводится классическим *стехиометрическим уравнением Редфилда* [Redfield et al, 1963] с учетом обмена веществом между различными организмами в пределах экосистемы. Если представить соотношения C, Si, N и P в живых организмах в микрограмматомной форме, то получим известное стехиометрическое соотношение Редфилда – C:Si:N:P = 106:23:16:1. Для качественной оценки отсутствующих в наблюдениях элементов обычно используют это стехиометрическое соотношение элементов, используя гипотезу его постоянства. Однако загрязнение природных вод сточными водами (в сбрасываемых биологически очищенных сточных водах соотношение элементов другое) вызывает отклонение этого соотношения концентраций элементов в биомассах. Нарушения соотношения происходят при повышенном содержании одного из элементов в сточных водах, при этом ускоряется его биогеохимический цикл, также баланс между скоростями фотосинтеза и деструкции ОВ нарушается при избыточном поступлении в природные воды ОВ или БВ. Значительный экспериментальный материал, подтверждающий изменения состава макро- и микроэлементов в биомассах морских микроорганизмов, был в 1935–1944 г. получен А. П. Виноградовым [2001].

Важнейшая тенденция в настоящее время – совмещение в единых математических имитационных моделях связанных между собой биогео- и гидробиологических циклов таких элементов, как C, N, P, Si и O<sub>2</sub>. Разработка таких моделей только начинается, и ее примером служит CNPSi-модель [Леонов, 2008]. Именно такую модель можно использовать для оценки изменчивости соотношений элементов в биомассах микроорганизмов в зависимости от условий водной среды. Для проверки таких моделей требуются адекватно организованные совместные исследования химиков, биологов, гидродинамиков и разработчиков системных сложных моделей [Леонов, Айзатуллин, 1977].

## Вопросы для закрепления материала

1. Как по существующей классификации математических моделей называют модели, которые:

– описываются зависимостями между отдельными параметрами состояния среды и действующими на них факторами;

– которые строятся на широком фактическом материале, полученном в результате фундаментальных исследований экосистем, процессов трансформации вещества и энергии и др.;

– которые построены на основе объединения отдельными параметрами состояния среды и включающие широкую информацию в результате выполнения фундаментальных исследований экосистем;

– в которых по способу реализации используются функциональные зависимости для связи между переменными?

2. Как по существующей классификации математических моделей называют модели, в которых по способу реализации используются статистические связи:

– в которых сначала используются функциональные зависимости для описания связей между переменными, а затем статистически изучается изменчивость разных параметров и изучается реакция экосистем на эту изменчивость;

– представляющие способ описания пространственной структуры, в которых используются сосредоточенные параметры и в них значения характеристик принимаются средними для всего объема воды;

– представляющие способ описания пространственной структуры, в которых значения показателей изучаются в водном объекте по одной из пространственных осей (вертикальной или горизонтальной  $x$  или  $y$ );

– представляющие способ описания пространственной структуры, в которых значения показателей в водном объекте изучаются в плоскостях  $xz$  или  $xy$  (обычно для мелких водоемов) и в пространстве  $x, y, z$  (для крупных водоемов);

– воспроизводящие режим изменчивости параметров состояния среды и которые отражают установившийся режим и неизменное внешнее воздействие;

– воспроизводящие режим изменчивости параметров состояния среды и которые отражают переходное состояние при непрерывно меняющихся внешних воздействиях?

3. К отражающим пространственно-временную дискретность воспроизведения процессов в водном объекте относятся модели, в которых элементы физического пространства описываются осредненными (по пространству, сечению реки, слою океана) характеристиками. Как они называются?

4. К отражающим пространственно-временную дискретность воспроизведения процессов в водном объекте относятся модели, в которых для описания гидродинамического режима водоемов используется сеточная структура. Как они называются?

5. К отражающим пространственно-временную дискретность воспроизведения процессов в водном объекте относятся модели, в которых блоки для описания гидрофизических и биохимических процессов представляются соответственно сеточной и боксовой моделями. Как они называются?

6. К какому классу моделей относятся модели, которые включают широкий их спектр и описывают химические, физико-химические и биологические процессы (отдельно и совместно) в водной среде, режим кислорода и его потребление на окисление лабильного органического вещества?

7. К какому классу моделей относятся модели, которые рассматривают процессы трансформации соединений биогенных элементов (преимущественно форм фосфора и азота) и развития фитопланктона?

8. К какому классу моделей относятся модели, которые включают кислород и широкий спектр органических и минеральных компонентов  $C, N, P, Si$ , а также биомассы микроорганизмов (гетеротрофные бактерии, фито-, зоопланктон) и предназначены для изучения большинства задач в рамках гео- и гидроэкологических исследований водных объектов?

9. Какие процессы существенно изменяют концентрации веществ в конкретном объеме воды?

10. Какие процессы ответственны за перенос веществ, условно рассматриваемых в качестве пассивных примесей?

11. Какой типичный временной интервал и пространственный масштаб описывают процессы: мелкомасштабные, мезомасштабные, синоптические, глобальные?

## Литература к главе 2

1. Айбулатов, Н. А. Геоэкология береговой зоны моря / Н. А. Айбулатов // Проблемы развития береговой зоны моря. – М. : ИО АН СССР, 1989. – С. 81–87.

2. Айбулатов, Н. А. Проблемы геоэкологии шельфа и морских берегов / Н. А. Айбулатов // Геоэкология. – 1993. – № 3. – С. 317.

3. Айбулатов, Н. А. Геоэкология шельфа и берегов Мирового океана / Н. А. Айбулатов, Ю. В. Артюхин. – СПб. : Гидрометеиздат, 1993. – 304 с.

4. Айбулатов, Н. А. Введение / Н. А. Айбулатов // Геоэкология шельфа и берегов России. – М. : Ноосфера, 2001. – С. 4–8.

5. Айзатуллин, Т. А. Формальная химико-кинетическая характеристика процессов регенерации минеральных соединений биогенных элементов / Т. А. Айзатуллин // Тр. ИО АН СССР, 1967. – Т. 83. – С. 20–37.

6. Айзатуллин, Т. А. Моделирование внешнеметаболических систем и систем со смешанными связями. Биохимическая трофодинамика в морских прибрежных экосистемах / Т. А. Айзатуллин. – Киев : Наукова Думка, 1974. – С. 163–183.

7. Айзатуллин, Т. А. Кинетика трансформации соединений биогенных элементов и потребления кислорода в морской воде (математическое моделирование) / Т. А. Айзатуллин, А. В. Леонов // Океанология. – 1975. – Т. 15. – № 4. – С. 622–632.

8. Айзатуллин, Т. А. Моделирование трансформации органических загрязнений в экосистемах и самоочищение водотоков и водоемов / Т. А. Айзатуллин, Ю. М. Лебедев // Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. – М. : ВИНТИ, 1977. – Т. 4. – С. 8–74.

9. Айзатуллин, Т. А. Кинетика и механизм трансформации соединений фосфора и потребления кислорода в водной экологической системе (математическое моделирование) / Т. А. Айзатуллин, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1977. – № 2. – С. 41–55.

10. Айзатуллин, Т. А. Математическое моделирование экосистем континентальных водотоков и водоемов / Т. А. Айзатуллин, И. И. Шамардина // Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. – М. : ВИНТИ, 1980. – Т. 5. – С. 154–228.

11. Алимов, А. Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А. Ф. Алимов. – СПб. : Наука, 2001. – 147 с.

12. Бронфман, А. М. Альтернативы решения экономико-экологических проблем бассейна Азовского моря / А. М. Бронфман // Проблемы экономики моря. – Одесса : Институт экологии моря, 1976. – Вып. 5. – С. 35–45.

13. Бруевич, С. В. Методика химической океанографии / С. В. Бруевич. – М. : Гидрометеиздат, 1933. – 144 с.

14. Бруевич, С. В. Химические процессы в морях и океанах / С. В. Бруевич. – М. : Наука, 1966. – 346 с.

15. Бруевич, С. В. Проблемы химии моря / С. В. Бруевич. – М. : Наука, 1978. – 335 с.

16. Бубнов, В. А. Планетарная модель формирования кислородного поля в океане / В. А. Бубнов, Л. М. Кривилевич // Тр. ИО АН СССР, 1973. – Т. 95. – С. 60–67.

17. Вернадский, В. И. Живое вещество и химия моря / В. И. Вернадский. – М., 1923. – 37 с.

18. Вернадский, В. И. Очерки геохимии / В. И. Вернадский. – М. : Госгео-нефтеиздат, 1934. – 380 с.
19. Виноградов, А. П. Химический элементарный состав организмов моря / А. П. Виноградов. – М. : АН СССР, 1935. – Т. 3. – С. 65.
20. Виноградов, А. П. Химический элементарный состав организмов моря / А. П. Виноградов. – М. : Наука, 2001. – 620 с.
21. Винберг, Г. Г. Первичная продукция водоемов / Г. Г. Винберг. – Минск : изд-во АН БССР, 1960. – 328 с.
22. Винберг, Г. Г. Фотосинтезирующие системы высокой продуктивности / Г. Г. Винберг. – М. : Наука, 1966. – 213 с.
23. Винберг, Г. Г. Опыт исследования математической модели экосистемы / Г. Г. Винберг, С. А. Анисимов. – М. : ВНИРО, 1969. – Т. 67. – С. 49–60.
24. Горстко, А. Б. Имитационная система «Азовское море» / А. Б. Горстко. – М. : ВНИРО, 1976. – Т. 118. – С. 48–55.
25. Горстко, А. Б. Об использовании математических моделей в экологической экспертизе проектов водохозяйственной деятельности / А. Б. Горстко, А. В. Камышанский, А. Н. Литвиненко // Проблемы экологического моделирования экосистем. – М. : ВНИРО, 1982. – Т. 13. – С. 219–226.
26. Динамические модели пелагических экосистем // Модели океанских процессов / под ред. : М. Е. Виноградова, А. С. Моница, Д. Г. Сеидова. – М. : Наука, 1989. – С. 252.
27. Зенкевич, Л. А. Фауна и биологическая продуктивность моря / Л. А. Зенкевич. – М. : Сов. наука, 1947. – Т. 1. – 507 с.; 1951. – Т. 2. – 588 с.
28. Иваненков, В. Н. Общие закономерности распределения биогенных элементов в Мировом океане / В. Н. Иваненков // Химия моря. Химия вод океана. – М. : Наука, 1979. – С. 188–228.
29. Каган, Б. А. Трассеры в Мировом океане / Б. А. Каган, В. А. Рябченко. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – С. 60.
30. Книпович, Н. М. Гидрология морей и солоноватых вод / Н. М. Книпович. – М. : Пищепромиздат, 1938. – 514 с.
31. Князева, Е. Н. Основания синергетики / Е. Н. Князева, С. П. Курдюмов. – СПб. : изд-во «Алетейя», 2002. – 414 с.
32. Леонов, А. В. Кинетика и механизм трансформации соединений биофильных элементов (С, О, N, P, S) в водных экологических системах / А. В. Леонов, Т. А. Айзатуллин // Итоги науки и техники. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. – М. : ВИНТИ, 1977. – Т. 4. – С. 75–137.
33. Леонов, А. В. Математическое моделирование динамики форм фосфора в мелководных экосистемах (на примере оз. Балатон) / А. В. Леонов. – М. : Наука, 1986. – 152 с.
34. Леонов, А. В. Математическая модель совместной трансформации соединений азота, фосфора и кислорода: ее применение для анализа динамики компонентов в евтрофном озере / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1989. – № 2. – С. 106–123.
35. Леонов, А. В. Математическое моделирование динамики сероводородной зоны мелководного участка Черного моря и анализ краткосрочной изменчивости химико-динамических характеристик / А. В. Леонов, Т. А. Айзатуллин // Водные ресурсы. – 1995. – Т. 22. – С. 163–178.
36. Леонов, А. В. Трансформация органических веществ и скорости продукционно-деструкционных процессов в экосистеме Охотского моря / А. В. Леонов, В. В. Сапожников // Океанология. – 1997. – Т. 37. – № 1. – С. 67–80.
37. Леонов, А. В. Биогидрохимическая модель трансформации органических веществ и ее использование для расчета первичной продукции в экосистеме Охотского моря / А. В. Леонов, В. В. Сапожников // Комплексные исследования экосистемы Охотского моря. – М. : ВНИРО, 1997. – С. 143–166.
38. Леонов, А. В. Сезонные изменения концентраций биогенных веществ и биопродуктивность вод северной части Каспийского моря / А. В. Леонов, О. В. Стыгар // Водные ресурсы. – 1999. – Т. 26. – № 6. – С. 743–756.

39. Леонов, А. В. Изучение условий функционирования экосистемы «залив Анива – пролив Лаперуза» / А. В. Леонов, В. М. Пищальник // Водные ресурсы. – 2003. – Т. 30. – № 5. – С. 616–636.
40. Леонов, А. В. Роль микроорганизмов в трансформации соединений органогенных элементов в экосистеме Каспийского моря: оценка с помощью математического моделирования / А. В. Леонов, О. В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31. – № 4. – С. 436–450.
41. Леонов, А. В. Биотрансформация органогенных веществ в водах залива Анива: оценка с помощью математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – № 5. – С. 558–574.
42. Леонов, А. В. Математическое моделирование условий функционирования экосистемы губы Чупа Белого моря: трансформация органогенных веществ и биопродуктивность морской среды / А. В. Леонов, Н. Н. Филатов, Р. Э. Здравеннов и др. // Водные ресурсы. – 2006. – Т. 33. – № 5. – С. 589–614.
43. Меншуткин, В. В. Экологическая модель пелагиали Японского моря / В. В. Меншуткин, М. Е. Виноградов, Э. А. Шушкина // Океанология. – 1974. – Т. 14. – № 5. – С. 880–887.
44. Меншуткин, В. В. Математическое моделирование процессов развития фитопланктона в условиях океанического апвеллинга / В. В. Меншуткин, З. З. Финенко // Тр. ИО АН СССР, 1975. – Т. 102. – С. 175–183.
45. Монин, А. С. Стратификация и циркуляция океана. Синоптические вихри в океане / А. С. Монин. – Л. : Гидрометеиздат, 1982. – С. 3–37.
46. Ниуль, Ж. Анализ морских систем. Моделирование морских систем / Ж. Ниуль. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – С. 6–43.
47. Парсонс, Т. Р. Биологическая океанология / Т. Р. Парсонс, М. Такахаши, Б. Харгрейв. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1982. – 432 с.
48. Петровский, С. В. Пространственно-временная динамика локализованной вспышки в сообществе хищник–жертва / С. В. Петровский, М. Е. Виноградов, А. Ю. Морозова // Океанология. – 1998. – Т. 38. – № 6. – С. 881–889.
49. Пищальник, В. М. Прогноз геоэкологической обстановки в природно-технических комплексах шельфовых зон на основе моделирования океанографических процессов : дис. на соиск. уч. ст. д-ра техн. наук / В. М. Пищальник. – Южно-Сахалинск : Сах. фил. Дальневост. геолог. инс-та ДВО РАН, 2004. – 268 с.
50. Подгорный, К. А. Математическое моделирование пресноводных экосистем нестратифицированных водоемов (алгоритмы и численные методы) / К. А. Подгорный. – Рыбинск : изд-во «Рыбинский дом печати», 2003. – 328 с.
51. Практическая экология морских водоемов. Черное море. – Киев : Наукова Думка, 1990. – 252 с.
52. Реймерс, Н. Ф. Азбука природы. Микроэнциклопедия биосферы / Н. Ф. Реймерс. – М. : Знание, 1980. – 208 с.
53. Рудяков, Ю. С. Изменение пищевой ценности разлагающегося планктона и некоторые особенности процесса регенерации азота и фосфора / Ю. С. Рудяков, В. В. Сапожников, А. И. Агатова // Фронтальные зоны юго-восточной части Тихого океана (биология, физика, химия). – М. : Наука, 1984. – С. 92–99.
54. Рябченко, В. А. Численное моделирование распределения растворенного кислорода в Мировом океане / В. А. Рябченко // Океанология. – 1977. – Т. 17. – Вып. 6. – С. 1004–1009.
55. Савчук, О. П. Математическое моделирование динамики азота в море : автореф. дис. ... канд. геол. наук / О. П. Савчук. – Л. : ЛГУ, 1977. – 24 с.
56. Сажин, А. Ф. Изменение с глубиной трофической структуры планктонных сообществ в бореальных и тропических районах Тихого океана : автореф. дис. ... канд. биол. наук / А. Ф. Сажин. – М. : МГУ, 1982. – 24 с.
57. Сергеев, Ю. Н. Моделирование переноса и трансформации вещества в море / Ю. Н. Сергеев. – Л. : изд-во ЛГУ, 1979. – 296 с.
58. Скопинцев, Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус) / Б. А. Скопинцев // Тр. ГОИН, 1950. – № 17/29. – С. 1–290.
59. Смит, Д. М. Модели в экологии / Д. М. Смит. – М. : Мир, 1976. – 184 с.

60. Среда, биота и моделирование экологических процессов в Азовском море / под ред. Г. Г. Матишова. – Апатиты : изд-во КНЦ РАН, 2001. – 413 с.
61. Фашук, Д. Я. Географо-экологическая модель морского водоема : дис. ... на соиск. уч. степ. д-ра геогр. наук / Д. Я. Фашук. – М. : ИГ РАН, 1997. – 367 с.
62. Фашук, Д. Я. Оценка состояния морских акваторий / Д. Я. Фашук, А. Л. Чепалыга, С. И. Шапоренко // Изв. РАН. Сер. геогр. – 1997. – № 6. – С. 75–88.
63. Флешман, Б. С. Математические модели морских экологических систем / Б. С. Флешман, В. Ф. Крапивин. – Киев : Наукова Думка, 1974. – 50 с.
64. Шушкина, Э. А. Продукция зоопланктона / Э. А. Шушкина // Океанология. Биология океана. – Т. 2 : Биологическая продуктивность океана. – М. : Наука, 1977. – С. 233–247.
65. Якушев, Е. В. Моделирование формирования полей биогенных элементов в рамках системы глобального конвейера на примере фосфора / Е. В. Якушев // Океанология. – 1998. – Т. 38. – № 2. – С. 203–211.
66. Якушев, Е. В. Математическое моделирование морских биогеохимических процессов : дис. на соиск. уч. степ. д-ра физ.-мат. наук / Е. В. Якушев. – М. : ИО РАН, 2002. – 249 с.
67. Fasham, M. J. A nitrogen-based model of plankton dynamics in the oceanic mixed layer / M. J. Fasham, H. W. Ducklow, S. M. McKelvie // J. Mar. Res., 1990. – Vol. 48. – P. 591–639.
68. Gregoir, M. Coupled hydrodynamic ecosystem model of the Black Sea at basin scale. Sensitivity to Change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea / M. Gregoir, J. M. Beckers, J. C. Nihoul, J. E. Stanev // Eds. E. Ozsoy, A. Mikalyan. – Netherland: Kluwer, 1997. – P. 487–499.
69. Kawamiya, V. An ecological-physical coupled model applied to station Papa / V. Kawamiya, V. J. Kishi, Y. Jamanaka, et. al. // J. of Oceanogr., 1995. – Vol. 51. – P. 625–663.
70. Leonov, A. V. Mathematical modeling of phosphorus transformation in relation to eutrophication of Lake Balaton. Proc. of the 2-nd Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling. Veszprem, 27–30 Aug. 1979. / A. V. Leonov. – Hungary, 1980. – V. 1. – P. 111–175.
71. Najjar, R. G. Downward transport and fate of organic matter in the ocean: simulations with a general circulation model / R. G. Najjar, J. L. Sarmiento, J. R. Toggweiler // Global Biogeochem. Cycles, 1992. – Vol. 6. – № 1. – P. 45–76.
72. Postma, L. A two dimensional water quality model application for Hong Kong coastal area / L. Postma // Wat. Sci. Tech., 1984. – Vol. 16. – № 3–4. – P. 643–652.
73. Redfield, A. C. On the proportion of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnston Memorial Volume / A. C. Redfield. – Liverpool : University Press, 1934. – P. 176–192.
74. Redfield, A. C. The influence of organisms on the composition of the sea water / A. C. Redfield, B. H. Ketchum, F. A. Richards // "The Sea" / Ed. M. N. Hill. – New-York, 1963. – Vol. 2. – P. 26–77.
75. Riley, G. A. Oxygen, phosphate and nitrate in the Atlantic ocean / G. A. Riley // Bull. Bingham. Oceanogr., 1951. – Vol. 17. – № 1. – P. 345–378.
76. Sarmiento, J. L. Oxygen and Nature New Production and Remineralization in the North Atlantic Subtropical Gyre / J. L. Sarmiento, G. Thiele, R. M. Key, W. S. Moore // J. of Geoph. Res., 1990. – Vol. 95. – № 10. – P. 18303–18315.
77. Savchuk, O. Biogeochemical Transformation of nitrogen and phosphorus in the marine environmental. Coupling hydrodynamic and biogeochemical process in models for the Baltic proper. 1996 / O. Savchuk, F. Wulff. – System ecology contribution. – № 2. – Stockholm Univ. – 79 p.
78. Steel, J. H. The structure of plankton communities / J. H. Steel, B. W. Frost // Phil. Trans. Roy. – London A., 1977. – Vol. 280. – P. 248–534.
79. Trolle, K. Landschaftskologie und Biogeocenologie. Eine terminologische Studie / K. Trolle // Revue roumaine de geol., geoph. et geogr. Serie de geogr. – 1970. – № 14.

80. Vinogradov, M. E. On mathematical simulation of a pelagic ecosystem in tropical waters of the ocean / M. E. Vinogradov, V. V. Menshutkin, E. A. Shushkina // *Mar. Biol.*, 1972. – Vol. 16. – № 4. – P. 261–275.

81. Watt, W. D. Tracer study of the phosphorus cycle in sea water. *Limnol. Oceanography*. 1963 / W. D. Watt, F. R. Hayes. – Vol. 8. – № 2. – P. 276–287.

82. Wyrski, K. The oxygen minima in relation to oceanic circulation / K. Wyrski // *Deep Sea Res.*, 1962. – Vol. 9. – № 1. – P. 11–28.

### ГЛАВА 3.

## МАТЕМАТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ОТКРЫТЫХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Исследования морских экосистем в 1920–1930-е гг. проводились на основе интегральных показателей трансформации ОВ – рассмотрения динамики концентраций растворенного кислорода в зависимости от содержания легкоокисляемого ОВ (в единицах химического или биохимического потребления кислорода (соответственно ХПК, или БПК)). Подобные модели при незначительном загрязнении природных вод позволяли достаточно надежно исследовать экологическое состояние водных объектов. Однако при высоком загрязнении природных вод и достаточно интенсивном антропогенном влиянии на окружающую среду интегральные показатели качества морской воды не в полной мере отвечают актуальным задачам изучения состояния природных вод. В этом случае адекватное рассмотрение задач качества и состояния природных вод возможно только на основе применения системного подхода.

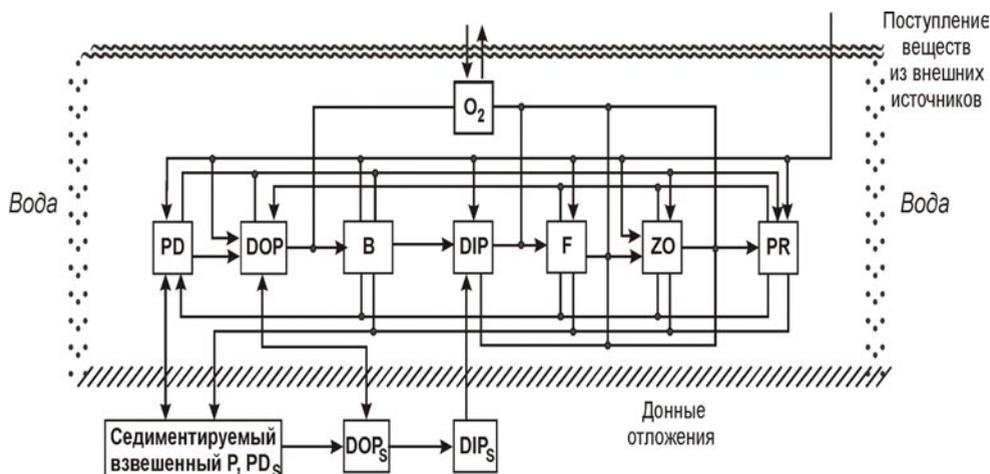
В водной среде присутствует обширный ассортимент химических и биологических Р-содержащих веществ. Р как химический элемент включается в клеточный состав водных микроорганизмов, входит в компоненты растворенных, взвешенных минеральных и органических веществ. Фосфатные группы являются основными в составе нуклеиновых кислот, фосфолипидов, низкомолекулярных нуклеотидов. Усвоение форм Р в водной среде гидробионтами происходит в результате осуществления процессов фото- и хемосинтеза, а также деградации РОВ различного происхождения. Наличие в водной среде фосфатов часто лимитирует развитие микроорганизмов низших трофических уровней. Поэтому их содержание непосредственно определяет условия трансформации РОВ, включая антропогенного генезиса. Биотрансформация форм Р изучается, как правило, в связи с исследованиями процессов евтрофирования природных вод и первичного продуцирования в водной среде РОВ.

### 3.1. ИМИТАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ФОСФОРНОЙ СИСТЕМЫ

Разработанная имитационная модель фосфорной системы предназначена для изучения широкого класса задач, связанных с изменчивостью концентраций форм Р в водной среде. Перспективно ее использовать не только для отдельных акваторий водоемов, но и разных водных объектов (одно- и разнотипных), отличающихся по антропогенному воздействию и характеризующихся разным трофическим статусом.

Модель фосфорной системы основана на синтезе химических и биологических представлений о механизме трансформации форм Р в водной среде. По имеющимся данным о состоянии среды обитания, модель объясняет режим трансформации форм Р в водоеме, сезонные и межгодовые условия функционирования водной экосистемы и тенденции колебаний трофических показателей при изменяющихся в широких пределах нагрузках по Р.

Взаимодействия и последовательность учитываемых в модели форм Р показаны на рис. 3.1. Модель учитывает те фракции и процессы, которые имеют первостепенное значение в динамике Р, развитии биомасс гидробионтов в водной среде и в евтрофировании водоемов в целом. Она воспроизводит



**Рис. 3.1.** Блок-схема взаимодействий компонентов численной модели фосфорной системы: PD – детритный P; DOP – растворенный органический P; DIP – растворенный неорганический P; B, F, ZO, PR – P в биомассах гетеротрофных бактерий, фито-, зоопланктона и простейших, соответственно; PD<sub>s</sub>, DOP<sub>s</sub> и DIP<sub>s</sub> – соединения P в осадках

важные экологические процессы: продукцию фитопланктона и потребление им растворенных форм P (DIP и DOP), бактериальную продукцию и деструкцию бактериями DOP, продукцию зоопланктона и выедание им организмов низших трофических уровней, метаболические выделения бактерий (BP), фито- (FP) и зоопланктона (ZOP), их отмирание и образование детрита (PD), распад детрита, обмен P на границе вода–дно.

Принцип построения модели предусматривает возможность ее применения для анализа динамики форм P в любом мелком водоеме. Специфичность трансформации форм P определяется внешней нагрузкой и активностью гидробионтов при совокупном действии важнейших факторов среды обитания. Имеющаяся информация о состоянии среды обитания, используемая в качестве входных данных, при реализации имитационной модели должна отразить особенности динамики соединений P в результате влияния учитываемых внешних факторов (водный режим, температура воды, освещенность водной поверхности, прозрачность воды, ветровой режим), а также информации о фосфорной нагрузке – поступлении DIP, DOP и PD с притоками, атмосферной влагой, городскими стоками, DIP и DOP со сбрасываемыми в природные воды сточными водами, DIP и PD из донных отложений.

Общая структура уравнений данной модели задается следующим уравнением:

$$dC_{ij}/dt = R_{ij} + \text{LOAD}_{ij} + T_{ij}, \quad (3.1)$$

где  $C_{ij}$  – концентрации форм P ( $i = 1 \dots 6$  для PD, DOP, DIP, BP, FP и ZOP соответственно) в изучаемой акватории  $j$  рассматриваемого водоема, мг P/л;  $R_{ij}$ ,  $\text{LOAD}_{ij}$ ,  $T_{ij}$  – соответствующие скорости биохимической трансформации компонентов P, поступления его форм (нагрузка) и пространственного переноса форм P в изучаемом водоеме, мг P/(л сут). Скорости биохимической трансформации для каждой фракции P задаются следующими выражениями:

$$R_{PDj} = M_{FPj} FP_j + M_{BPj} BP_j + M_{ZOPj} ZOP_j - K_3 PD_j - S_j, \quad (3.2)$$

$$R_{DOPj} = K_3 PD_j + L_{FPj} FP_j - UP_{BPj} BP_j, \quad (3.3)$$

$$R_{DIPj} = L_{BPj} BP_j - UP_{FPj} FP_j, \quad (3.4)$$

$$R_{BPj} = (UP_{BPj} - L_{BPj} - M_{BPj}) BP_j - G_{BPj} ZOP_j, \quad (3.5)$$

$$R_{FPj} = (UP_{FPj} - L_{FPj} - M_{FPj}) FP_j - G_{FPj} ZOP_j, \quad (3.6)$$

$$R_{ZOPj} = (UP_{ZOPj} - L_{ZOPj} - M_{ZOPj}) ZOP_j, \quad (3.7)$$

где  $UP_{BPj}$ ,  $L_{BPj}$ ,  $M_{BPj}$  – удельные скорости потребления форм P, выделения продуктов метаболизма и отмирания, соответственно, у бактерий,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $UP_{FPj}$ ,  $L_{FPj}$ ,  $M_{FPj}$  – удельные скорости потребления форм P, выделения продуктов метаболизма и отмирания, соответственно, у фитопланктона,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $UP_{ZOPj}$ ,  $L_{ZOPj}$ ,  $M_{ZOPj}$  – удельные скорости потребления форм P, выделения продуктов метаболизма и отмирания, соответственно, у зоопланктона,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $G_{BPj} ZOP_j$ ,  $G_{FPj} ZOP_j$  – соответственно удельные скорости выедания бактерий и фитопланктона зоопланктоном,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $S_j$  – скорость седиментации детрита в соответствующей акватории водоема,  $\text{мг P}/(\text{л сут})$ .

Уравнения, используемые для описания функций организмов – потребления веществ, метаболических выделений, отмирания и выедания гидробионтов, представлены в табл. 3.1.

Скорость пространственного горизонтального переноса форм P задается в модели как результат двух характерных для мелководных водоемов доминирующих процессов – адвективного переноса основным водным потоком, а также течениями, инициированными ветровым воздействием. Общее выражение для описания пространственного переноса веществ имеет вид:

$$T_{ij} = (1/V_j) \{ (Q_{INj} + Q_{WINj}^a) C_{ij-1} - ((Q_{OUTj} + Q_{WOUTj}^b) C_{ij} - Q_{WOUTj}^a C_{ij} + Q_{WINj}^b C_{ij+1}) \}, \quad (3.8)$$

где  $Q_{INj}$ ,  $Q_{OUTj}$  – скорости водных потоков на входе и выходе в акваторию водоема соответственно,  $\text{м}^3/\text{сут}$ ;  $Q_{WINj}^a$ ,  $Q_{WOUTj}^a$  – скорости инициированных ветровым воздействием водных потоков, обеспечивающих поступление и вынос веществ через границу раздела (поперечное сечение) на левом участке,  $\text{м}^3/\text{сут}$ ;  $Q_{WINj}^b$ ,  $Q_{WOUTj}^b$  – то же на правом участке,  $\text{м}^3/\text{сут}$ ;  $V_j$  – объем вод рассматриваемой акватории водоема,  $\text{м}^3$ .

Таблица 3.1

### Уравнения, используемые для описания основных метаболических функций бактерий

Метаболические функции	Уравнения
Удельная скорость выделения DOP бактериями	$UP_{Bj} = \frac{K_2 R_{TB}}{1 + B_j / DOP_j}$
Удельная скорость выделения DIP бактериями	$L_{Bj} = r_{Bj} UP_{Bj}$
Доля выделения метаболитов от потребляемого субстрата	$r_{Bj} = \frac{(a_3 / a_4) UP_{Bj}}{(1/a_4) + UP_{Bj}} + (1 - a_3 / a_4)$
Удельная скорость отмирания бактерий	$M_{Bj} = v_2 + (v_3 B_j) / UP_{Bj}$

**Примечание:** здесь  $K_2$  – максимальная скорость потребления DOP бактериями,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $R_{TB}$  – коэффициент для коррекции  $K_2$  на температуру (безразмерный);  $a_3$  и  $a_4$  – константы для регулирования выделительной активности бактерий,  $\text{сут}$ ;  $v_2$  – константа скорости естественного отмирания бактерий,  $\text{сут}^{-1}$ ;  $v_3$  – регулятор скорости отмирания бактерий,  $(\text{мгP}/\text{л})^{-1} (\text{сут}^{-2})$ .

Скорости инициированного ветровым воздействием водного потока  $Q_w$  ( $m^3/сут$ ), определяющего перенос форм Р через границу раздела (поперечное сечение) между акваториями водоема, рассчитываются по данным за ветровым режимом с помощью выражения:

$$Q_w = abc |k W A_j \cos(\tau - \phi)|, \quad (3.9)$$

где  $k$  – коэффициент пропорциональности (безразмерный);  $W$  – скорость ветра, м/с;  $A_j$  – площадь поперечного сечения на границе между рассматриваемыми акваториями,  $m^2$ ;  $\tau$  – направление ветра;  $\phi$  – угол отклонения оси пространственной ориентации водоема от оси координат.

Уравнения для описания нагрузки по Р на водоем ( $LOAD_j$ ) в модели задаются в виде скоростных параметров и могут отражать влияние ряда важных источников (внешних и внутренних) на режим изменения концентраций компонентов. К важным источникам могут быть отнесены сбрасываемые в водоем сточные воды, городские и сельскохозяйственные стоки, атмосферные осадки, донные отложения. Общее выражение для описания биогенной нагрузки задается в виде:

$$LOAD_{ij} = \sum_{m=1}^n CZ_{ij}, \quad (3.10)$$

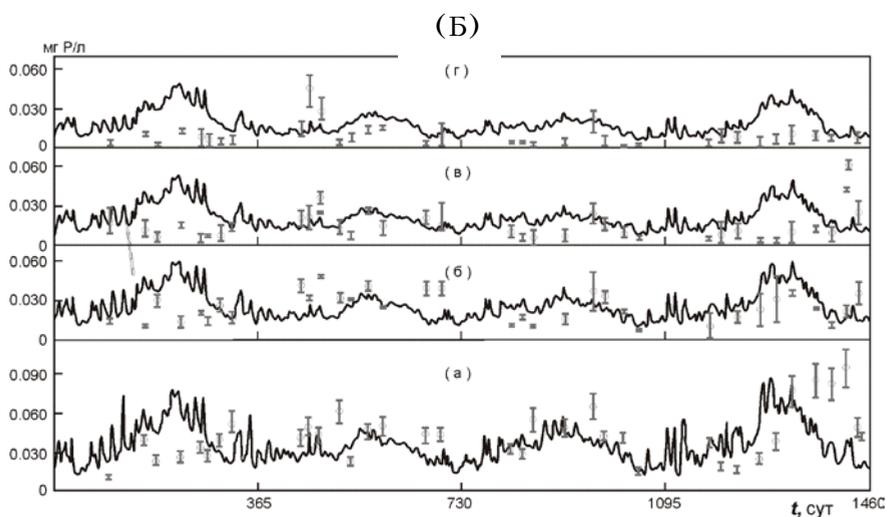
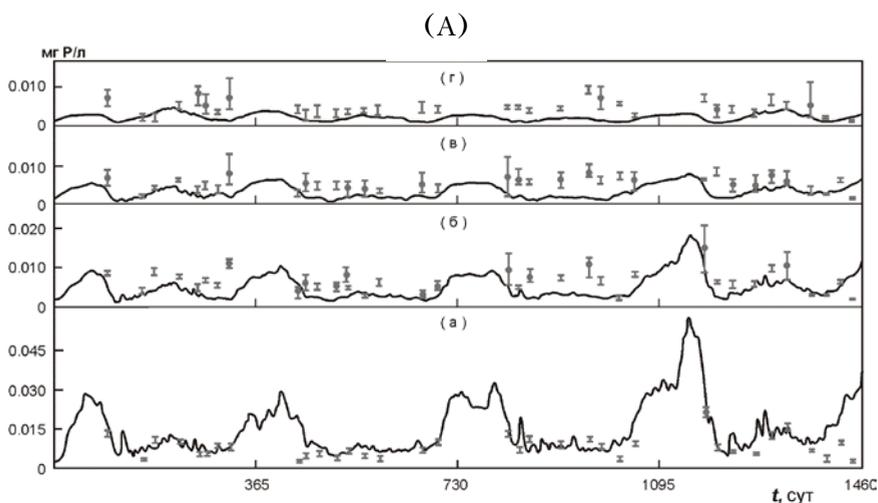
где  $CZ_{ij}$  – суммарная скорость поступления форм Р в изучаемую акваторию водоема из учитываемых источников, общее число которых меняется от  $m$  до  $n$ , мг Р/(л сут).

Уравнения (3.1–3.10) и представленные в табл. 3.1 выражения дают достаточно полное представление о структуре имитационной модели фосфорной системы. Отметим, что влияние зоопланктона на трансформацию форм Р в ряде случаев применения модели не рассматривалось.

### 3.1.1. Применение модели фосфорной системы для оз. Балатон (Венгрия)

Исследования были выполнены с целью анализа динамики и круговорота форм Р в отличающихся по нагрузке и трофности четырех акваториях (Кестхели, Зиглигет, Шиофок, Тихани) водоема. Возможности модели сначала проверялись на ограниченном наборе данных для наиболее загрязненной акватории – б. Кестхели [Leonov, 1980]. Идентификация параметров модели была осуществлена по детальным наблюдениям (температура воды, освещенность, водный и ветровой режимы, нагрузка в четырех акваториях озера за 1977 г. [Leonov, Vasiliev, 1981]), а проверка имитационных возможностей модели – сначала на данных наблюдений в четырех акваториях за 1976–78 гг. [Leonov, 1981, 1982], а затем за 1976–79 гг. [Leonov, 1985; Леонов, 1985, 1986].

На рис. 3.1.1 показаны результаты моделирования (кривые) для четырех акваторий озера в сравнении с наблюдениями (точки) за концентрациями DIP и общего Р (ТР). Сопоставление расчетов с наблюдениями для продуктивного сезона за изменением концентраций форм Р при меняющихся в указанный период условиях среды и антропогенной нагрузке позволили выявить статистические критерии адекватности модели [Leonov, 1985; Леонов, 1986]. Средние концентрации форм Р в сравниваемых сериях имеют близкое к нормальному распределение, и колебания средних концентраций форм Р находятся в пределах  $\pm 2\sigma$ . Приемлемое соответствие обнаруживают величины 95-процентного доверительного интервала средних концентраций форм Р. Это подтверждено использованием статистического  $F$ -теста. В трех дополнительных статистических тестах сравнивались: стандартные отклонения концентраций форм Р от средних в двух сериях (расчеты и наблюдения); концентрации форм Р в регрессионном анализе; степень различий наблюдений и расчетов по коэффициенту соответствия. Показана адекватность модели имеющимся натурным на-



**Рис. 3.1.1.** Сравнение результатов моделирования (кривые) и наблюдений (точки) за изменением концентраций:  
 А – DIP; Б – общего Р в бассейнах I – IV оз. Балатон в 1977–79 гг.  
 (а – I (зал. Кестхели); б – II (Зиглигет); в – III (Семеш); г – IV (Шиофок))

блюдениям и установлено, что внутриводоемные процессы динамики и трансформации Р описываются моделью с той же точностью, что и наблюдения. В целом лучше модель описывает наблюдаемые изменения концентраций форм Р в воде б. Кестхели (рис. 3.1.1, акватория 1), наиболее обеспеченной информацией о поступлении Р с водосборной территории.

Анализ расчетов позволил получить информацию, объясняющую условия трансформации форм Р в разных акваториях водоема в 1976–79 гг. Оценено влияние идентифицированных внешних источников загрязнения (притоки, городские стоки, сточные воды) и донных отложений на динамику форм Р в экосистеме озера. Специальная информация по внешним и внутренним потокам Р получена для сравнения роли внешних источников нагрузки и внутриводоемных процессов в годовом круговороте Р. Расчетная нагрузка для всего водоема за четыре года менялась в диапазоне 2.12–3.38 (средняя – 2.69) тыс. т Р/год, а

на единицу объема вод – 1.11–1.78 (1.46) мг P/(л год). Для индивидуальных сезонов были оценены времена оборота отдельных фракций P, которые позволяют выявить мобильность компонентов фосфорной системы и их изменчивость в разных частях озера.

Проведены численные эксперименты и получены простые регрессионные связи для оперативной оценки среднесезонных и среднегодовых концентраций форм P по известной внешней нагрузке для б. Кестхели – наиболее загрязненной акватории водоема. Также были найдены регрессионные зависимости для оценки внутренних потоков P по отдельным каналам трансформации при меняющихся значениях нагрузки. Полученная информация об особенностях динамики и круговорота форм P помогает всесторонне изучить формирующиеся в водоеме условия евтрофирования вод и складывающийся режим трансформации форм P, а также оценить их сезонную изменчивость при меняющихся год от года факторах среды и антропогенной нагрузке. Результаты расчетов использовались при решении комплекса вопросов по планированию водоохраных мероприятий с целью сокращения антропогенного воздействия и снижения евтрофирования водоема.

### **3.1.2. Применение модели фосфорной системы для оз. Куортаниньярви (Финляндия)**

Работы проводились с целью получения информации о специфичности условий евтрофирования водоема [Varis et.al., 1986; Леонов и др., 1987]. Он расположен на срединных участках р. Лапуньоки в плотно заселенном районе. В последние годы возросло евтрофирование озера, активное цветение синезеленых водорослей в нем ухудшает использование водных ресурсов для рекреации и рыболовства.

Модель реализовывалась на достаточно детальных наблюдениях 1980 г. за изменчивостью гидрометеопоказателей в двух сильно отличающихся друг от друга по составу фитопланктона и гидрологическому режиму акваториях озера (южной и северной). Ряд параметров модели, в частности, описывающих динамику фитопланктонных организмов, седиментацию детрита и условия освещенности водной среды, был скорректирован с учетом имеющейся информации об условиях функционирования водоема и состоянии его экосистемы. При реализации модели получена эмпирическая зависимость величины константы максимальной скорости потребления DIP фитопланктоном от меняющегося в течение года в диапазоне 4–30 соотношения N/P. Модель детально описывает динамику TP, общего органического P ( $TOP = TP - DIP$ ) и DIP, оценивает приближенно концентрацию хлорофилла «а» – обобщенного показателя биомассы фитопланктона без учета особенностей, вызванных сукцессиями его отдельных групп. Оцененные статистические критерии свидетельствуют о высокой адекватности модели наблюдениям (рис. 3.1.2).

Для исследованных акваторий озера была оценена изменчивость по кварталам года нагрузки по P и определена роль отдельных биогенных источников – речного стока, атмосферных осадков, донных отложений. Ежегодное поступление P в воды южной акватории составляет 54.3 т, причем 46.2 % поступает с водами основного притока (44.2 и 54.3 % в форме DIP и PD), 53 % выделяется из донных отложений (36.9 и 63.1 % в форме DIP и PD) и 0.7 % поступает с атмосферными осадками. В годовой нагрузке южной акватории на DIP приходится в целом 40.2 %, на PD – 53.8 %. От общегодового поступления P 65.5 % теряется в донные отложения. Годовые потери P в южной акватории озера на 0.345 т выше поступления, невязка баланса P составляет 0.6 %. Акватория теряет за год 54.7 т P – 65.1 % за счет седиментации PD и 34.9 % за счет выноса водным потоком в северную часть озера (55.5, 27.2, 11.3 и 6 % в форме DIP, PD биомасс и DOP соответственно).

Годовая нагрузка северной акватории составляет 32.2 т P: 63.1 % приходится

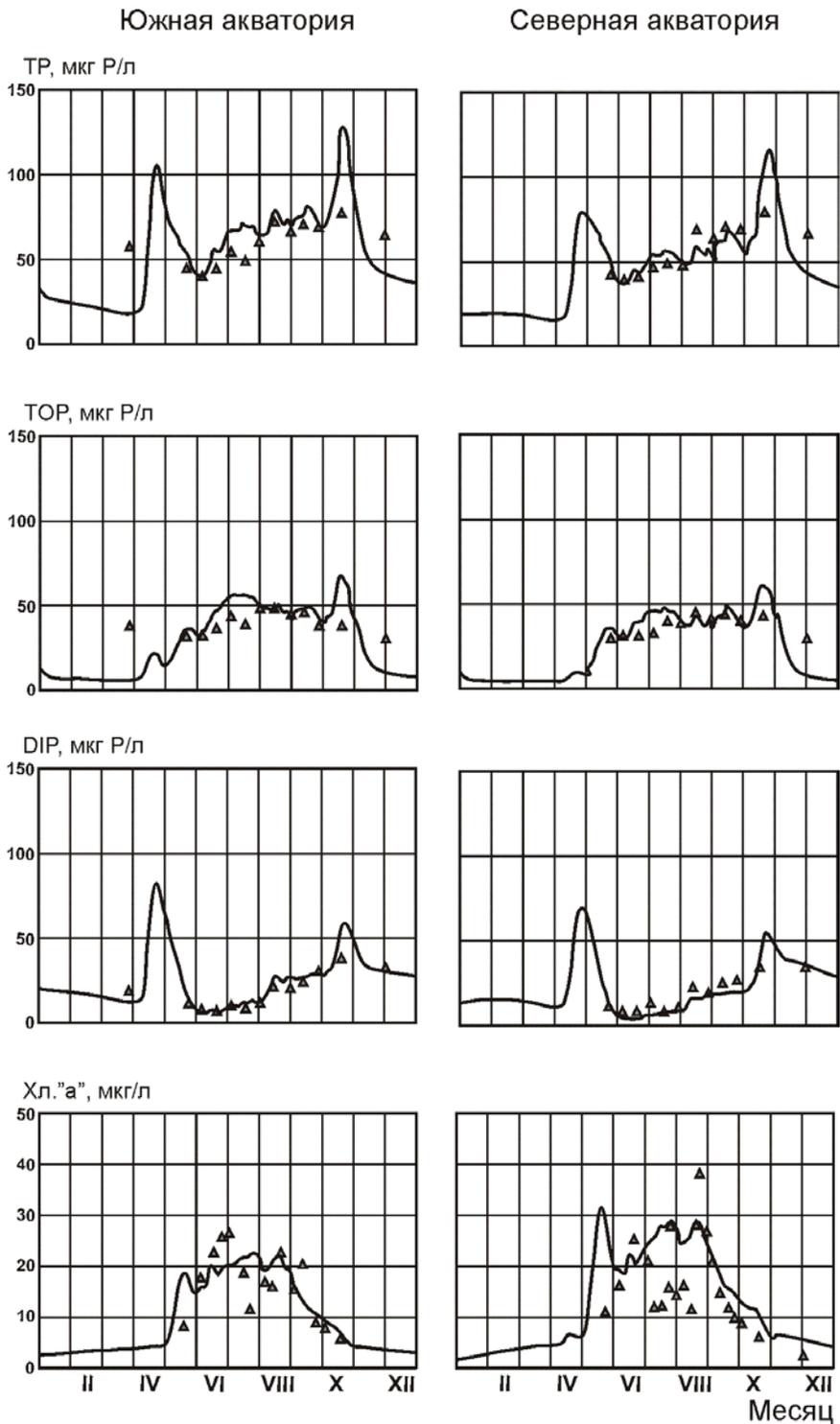


Рис. 3.1.2. Сравнение расчетов с наблюдениями для оз. Куортанинъярви

на поступление с водами из южной акватории, 36.3 % выделяется из донных отложений (14 и 86 % в форме DIP и PD), 0.6 % поступает из атмосферы. Потери P за год в донные отложения составляют 41.9 %. Поступление P в эту часть озера за год на 0.005 т превышает его потери и свидетельствует о практической сбалансированности нагрузки по P. От общего количества потерь (32.2 т P) 41.9 % приходится на седиментацию, 58.1 % – на вынос водным потоком из озера (54.5, 26.4, 12.3 и 6.8 % в форме DIP, PD биомасс и DOP соответственно).

От ежегодной нагрузки по P южной акватории на I–IV кварталы соответственно приходится 1.3, 41.3, 30.2 и 27.2 %; аналогичные оценки для северной акватории составляют 1.9, 36.4, 24.8 и 35.8 %.

Расчеты показывают, что внутренняя циркуляция P, исходя из значений потоков вещества на единицу объема вод в разных акваториях, отличается мало. Однако в южной части озера круговорот P несколько выше по тем каналам трансформации, где участвует фитопланктон, тогда как в водах северной акватории выше оборачиваемость P за счет деятельности бактерий. Это в определенной мере объяснимо распределением нагрузки по P для указанных акваторий озера. Годовая нагрузка южной акватории по DIP в 1.7 раза выше, а по DOP – в 9.8 раза ниже нагрузки северной акватории. Особенности нагрузки акваторий по P проявляются в наблюдаемых отличиях состава групп фитопланктонных организмов в южной и северной частях озера.

Использование модели дает возможность объяснить наблюдаемые особенности функционирования экосистемы водоема и динамики P в его акваториях на основе полученной информации о внутренних и внешних потоках P и его перераспределении по отдельным акваториям озера.

### **3.1.3. Применение модели фосфорной системы для Учинского водохранилища (Россия)**

Исследования проводились с целью выявления особенностей динамики и круговорота P, причин и закономерностей формирования его баланса в различные периоды года, а также изучения возможностей использования модели фосфорной системы для анализа поведения сообщества гидробионтов в зависимости от меняющихся условий среды обитания. Особенность Учинского водохранилища в практическом отсутствии площади водосбора, а также в незначительных колебаниях уровня водоема, отмечаемых преимущественно зимой. Это означает, что нет существенного внешнего воздействия на основные экологические процессы в этом водоеме. Водохранилище можно рассматривать как типичный объект канала им. Москвы (составной части Волжского источника водоснабжения Москвы), на примере которого можно не только выявить основные закономерности в механизме биохимических процессов, но и исследовать условия применимости различных уравнений для описания экологических процессов с помощью математических моделей.

Расчеты на модели фосфорной системы для Учинского водохранилища выполнялись на том наборе коэффициентов, который был ранее определен при исследовании процессов трансформации P в других водоемах с использованием результатов достаточно детальных наблюдений за изменчивостью характеристик водной среды и концентраций форм P.

При определении значений коэффициентов модели для Учинского водохранилища использовались данные наблюдений за изменением концентраций TP, P в биомассе фитопланктона (FP) и DIP в 1985 г. Так как в этом случае учитывались роль зоопланктона в трансформации компонентов фосфорной системы и зависимость скорости потребления биогенов от соотношения N/P, то были уточнены значения коэффициентов в функциях, описывающих динамику фитопланктона и зависимость развития зоопланктона от температуры. Значения коэффициентов для фитопланктона были получены с использованием данных о среднемесячных величинах N/P, осредненных за период 1983–86 гг. Общий

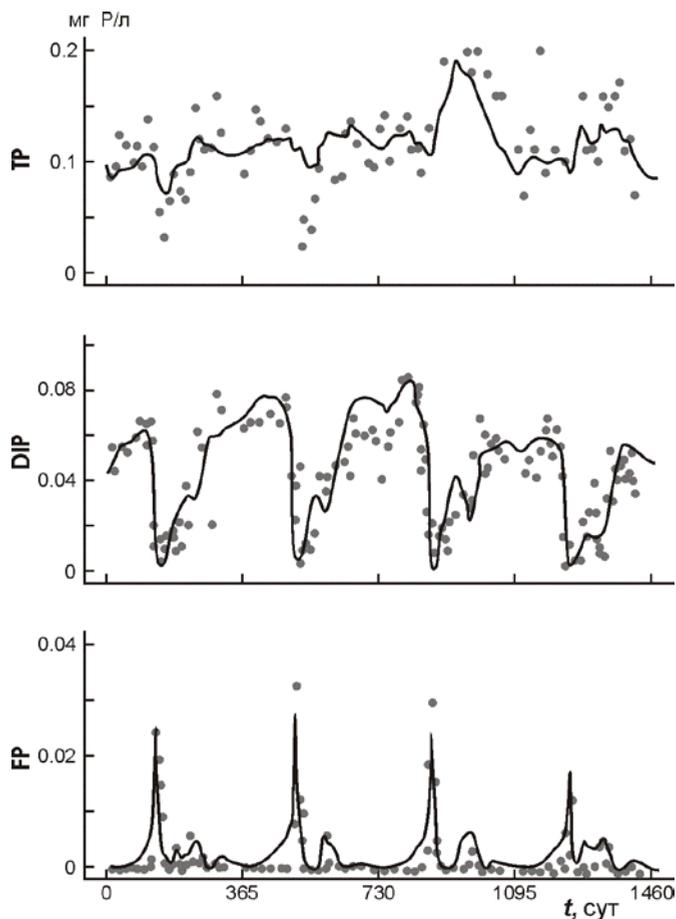
вид уравнения, описывающего удельную скорость потребления P-содержащих веществ фитопланктоном, имеет вид:

$$RNP = k_{N1} + k_{N2} (N/P).$$

При значениях  $N/P < 15$  величина удельной скорости потребления субстратов фитопланктоном  $k_{N1} = 1.36$  и  $k_{N2} = 0.04$ . О всех других уточнениях коэффициентов модели более подробная информация представлена в работе [Булдовская, Леонов, 1995].

При реализации модели для условий Учинского водохранилища использованы данные наблюдений за температурой и освещенностью воды, водным режимом и концентрациями DIP, FP и TP в притоке, а также среднееголетние данные о фотопериоде и ветровом режиме за 1983–86 гг. Изменения температуры воды и концентраций веществ проводились два-четыре раза в месяц (в зависимости от сезона), водный режим и освещенность характеризовались среднедекадными данными. Для оценки поступления отдельных форм P с водами притоков предполагалось, что 90, 9.5 и 0.5 % разности ( $TP - DIP - FP$ ) приходится соответственно на взвешенную фракцию P (PD), DOP и BP.

При отсутствии натуральных данных о поступлении P со дна водоема выделение DIP и ресуспендирование взвешенного P в форме PD задавались путем подбора величин осредненных по времени потоков, компенсирующих недоста-



**Рис. 3.1.3.** Сравнение расчетов с наблюдениями для Учинского водохранилища

ток Р в водной среде. Этот поток корректировался на температуру воды, среднюю глубину водоема и ветровые условия.

Сопоставление результатов расчетов с имеющимися данными наблюдений для четырехлетнего периода (1983–86 гг.) показано на рис. 3.1.3. Можно считать, что модель удовлетворительно воспроизводит внутригодовую динамику концентраций форм Р в соответствии с использованной информацией о состоянии водной среды в 1983–86 гг. и отражает основные тенденции в изменении концентраций TP, DIP и FP. Отметим, что сопоставление модельных и натуральных данных о концентрациях фитопланктона затруднено из-за несоответствия единиц выражения его концентрации. Отношение же FP к биомассе фитопланктона (BF), выраженной в весовых единицах, – величина довольно изменчивая, зависящая от видовых различий водорослей и от физиологического состояния клеток. Тем не менее, исходя из сопоставления рассчитанных по модели величин FP и измеренных биомасс BF, были приняты осредненные за четырехлетний период значения FP/BF. Для диатомовых оно составило 0.0031, а для сине-зеленых – 0.0018. Значения этих коэффициентов использовались для пересчета измеренных величин биомассы фитопланктона в единицы Р. Некоторые отклонения в описании моделью «цветения» сине-зеленых могут быть объяснимы влиянием на его развитие факторов, не учтенных в модели (во-первых, возможно наличие летом токсичных для сине-зеленых доз Mn, который выпадает из водной среды при высоких рН и способен тормозить (или полностью остановить) их развитие в водохранилище; во-вторых, частая смена доминирующего вида в течение лета осложняет определение констант модели для этого периода; в-третьих, возможна зависимость развития сине-зеленых от условий их зимовки на дне водоема) [Булдовская, Леонов, 1996].

Наблюдаемая динамика концентраций TP колеблется в большем диапазоне, чем рассчитанная с помощью модели. Это вызвано использованием осредненных за продолжительные периоды данных по ветровому режиму: ветер определяет мелкомасштабную флуктуацию взвешенного Р за счет интенсификации обменных процессов на границе вода–дно. В целом же результаты моделирования удовлетворительно соответствуют результатам натуральных измерений (концентраций DIP, TP и FP), проведенных в 1983–86 гг. Это служит достаточно весомым основанием для изучения особенностей круговорота Р в экосистеме Учинского водохранилища с применением полученной с помощью модели информации о внешних и внутренних потоках трансформации Р, а также о процессах, определяющих их.

Таблица 3.1.1

### Оценка баланса форм Р для Учинского водохранилища

Составляющие баланса Р	1983 г.	1984 г.	1985 г.	1986 г.	Среднее
<i>Приход (П)</i>					
PD					
поступление с притоком	<u>0.319</u> 46.57	<u>0.433</u> 63.22	<u>1.129</u> 164.83	<u>0.638</u> 93.15	<u>0.630</u> 91.98
ресуспензия отложений	<u>1.122</u> 163.81	<u>1.122</u> 163.81	<u>1.122</u> 163.81	<u>1.122</u> 163.81	<u>1.122</u> 163.81
Сумма	<u>1.441</u> 210.39	<u>1.555</u> 227.03	<u>2.251</u> 328.65	<u>1.760</u> 256.96	<u>1.752</u> 255.79
DIP					
поступление с притоком	<u>0.371</u> 54.17	<u>0.464</u> 67.71	<u>0.423</u> 61.76	<u>0.336</u> 49.06	<u>0.398</u> 58.11
выделение из ДО	<u>0.185</u> 27.01	<u>0.188</u> 27.45	<u>0.190</u> 27.74	<u>0.196</u> 28.62	<u>0.190</u> 27.74

Продолжение таблицы 3.1.1

Составляющие баланса Р	1983 г.	1984 г.	1985 г.	1986 г.	Среднее
Сумма	<u>0.556</u> 81.18	<u>0.652</u> 95.19	<u>0.613</u> 89.50	<u>0.532</u> 77.67	<u>0.589</u> 85.99
DOP, поступление с притоком	<u>0.053</u> 7.74	<u>0.042</u> 6.13	<u>0.057</u> 8.32	<u>0.055</u> 8.03	<u>0.052</u> 7.59
FP+BP, то же	<u>0.018</u> 2.63	<u>0.011</u> 1.61	<u>0.010</u> 1.46	<u>0.018</u> 2.63	<u>0.014</u> 2.04
Сумма	<u>2.068</u> 301.93	<u>2.260</u> 329.96	<u>2.931</u> 427.93	<u>2.365</u> 345.29	<u>2.407</u> 357.42
<i>Расход (P)</i>					
PD					
вынос со стоком	<u>0.175</u> 25.55	<u>0.190</u> 27.74	<u>0.265</u> 38.69	<u>0.313</u> 45.70	<u>0.210</u> 30.66
седиментация	<u>1.425</u> 207.9	<u>1.514</u> 221.04	<u>2.070</u> 302.22	<u>1.663</u> 242.8	<u>1.668</u> 243.53
Сумма	<u>1.600</u> 233.6	<u>1.704</u> 248.78	<u>2.335</u> 240.91	<u>1.875</u> 273.75	<u>1.878</u> 274.19
DIP, вынос со стоком	<u>0.327</u> 47.74	<u>0.416</u> 60.74	<u>0.393</u> 57.38	<u>0.313</u> 45.70	<u>0.362</u> 52.85
DOP, то же	<u>0.097</u> 14.16	<u>0.112</u> 16.35	<u>0.186</u> 27.16	<u>0.145</u> 21.17	<u>0.135</u> 19.71
FP+HP+ZOP	<u>0.062</u> 9.05	<u>0.068</u> 9.93	<u>0.087</u> 12.70	<u>0.076</u> 11.10	<u>0.073</u> 10.66
Сумма	<u>0.371</u> 351.71	<u>0.371</u> 335.8	<u>0.371</u> 438.14	<u>0.371</u> 438.14	<u>0.371</u> 357.41
Невязка* *[(П-Р)/П]×100 %	-0.9	-1.8	-2.3	-1.9	-1.7

По результатам моделирования оценен баланс форм Р в водохранилище за 1983–86 гг. (табл. 3.1.1). Эти расчеты показывают, что в водную среду водохранилища поступает от 301.93 до 427.97 т Р/год (или от 2.068 до 2.931 мг Р/(л год)). С адвективным потоком из Пестовского водохранилища в Учинское поступает от 111.11 до 246.89 т Р/год, при этом его доля в общем поступлении TP тем больше, чем больше суммарное поступление. Так, в 1983–86 гг. она составляла 36.8, 42, 57.7 и 44.3 % соответственно. Это характеризует адвективную составляющую приходной части баланса TP в Учинском водохранилище как более изменчивую по сравнению с величинами выделения Р со дна водоема.

Более половины поступающего с притоком Р составляет PD (в среднем 57.6 %), несколько меньше DIP (36.4 %), на долю DOP приходится 4.8 %. Межгодовые различия в поступлении Р в Учинское водохранилище довольно значительны: отклонение поступления TP в 1985 г. от среднего составляло 44 %. При этом данный показатель для DIP, DOP и BP не превышал 19 %, а для PD и FP – 79 и 33 % соответственно. Таким образом, наиболее изменчиво год от года поступление взвешенного Р в форме детрита.

Поступление Р со дна составляло за моделируемый период от 241.48 до 259 т Р/год, в основном во взвешенной форме. При использовании среднесезонных данных по ветровому режиму установить межгодовую изменчивость поступления PD со дна нельзя. Очевидно, что поток PD будет еще более изменчив, чем его адвективное поступление, если при его расчете использовать более подробные данные о ветровом режиме. Доля DIP в TP, поступающем со дна, менялась от 32.2 (1986 г.) до 36.8 % (1983 г.).

Основные потери Р из водной среды водохранилища связаны с его седиментацией (от 207.9 до 302.22 т Р/год), что соответствует в среднем 68 %

расходной части баланса ТР. С водным потоком из водохранилища выносилось от 96.5 до 135.93 т Р/год. Сравнение количеств Р, поступающего и выносимого из водохранилища с водным потоком (рис. 3.1.4), показывает, что ежегодно из водохранилища выносится в среднем на 29 % меньше Р, чем поступает, а межгодовые колебания выноса Р из водохранилища значительно меньше, чем колебания поступления (не > 20 %). Таким образом, чем больше Р поступает в водоем, тем активнее в нем происходят процессы его внутриводоемной трансформации. Так, разница между поступлением и выносом ТР из водоема составляла в 1983–1986 гг. 13, 17, 42 и 29 % соответственно. Частично это обусловлено отстойным эффектом Учинского водохранилища (наблюдается прямая зависимость седиментации Р от его адвективного поступления) и влиянием жизнедеятельности сообщества гидробионтов, реагирующего определенным образом на колебания внешних условий. Изменение же соотношения форм Р в воде, поступающей в водохранилище и вытекающей из него (заметное увеличение доли DOP параллельно со снижением доли PD и BP), объясняется, по-видимому, изменением условий трансформации Р в Учинском водохранилище по сравнению с Пестовским (в этих водоемах отмечены различия в сезонном ходе и других показателях качества воды) [Булдовская, Леонов, 1996].

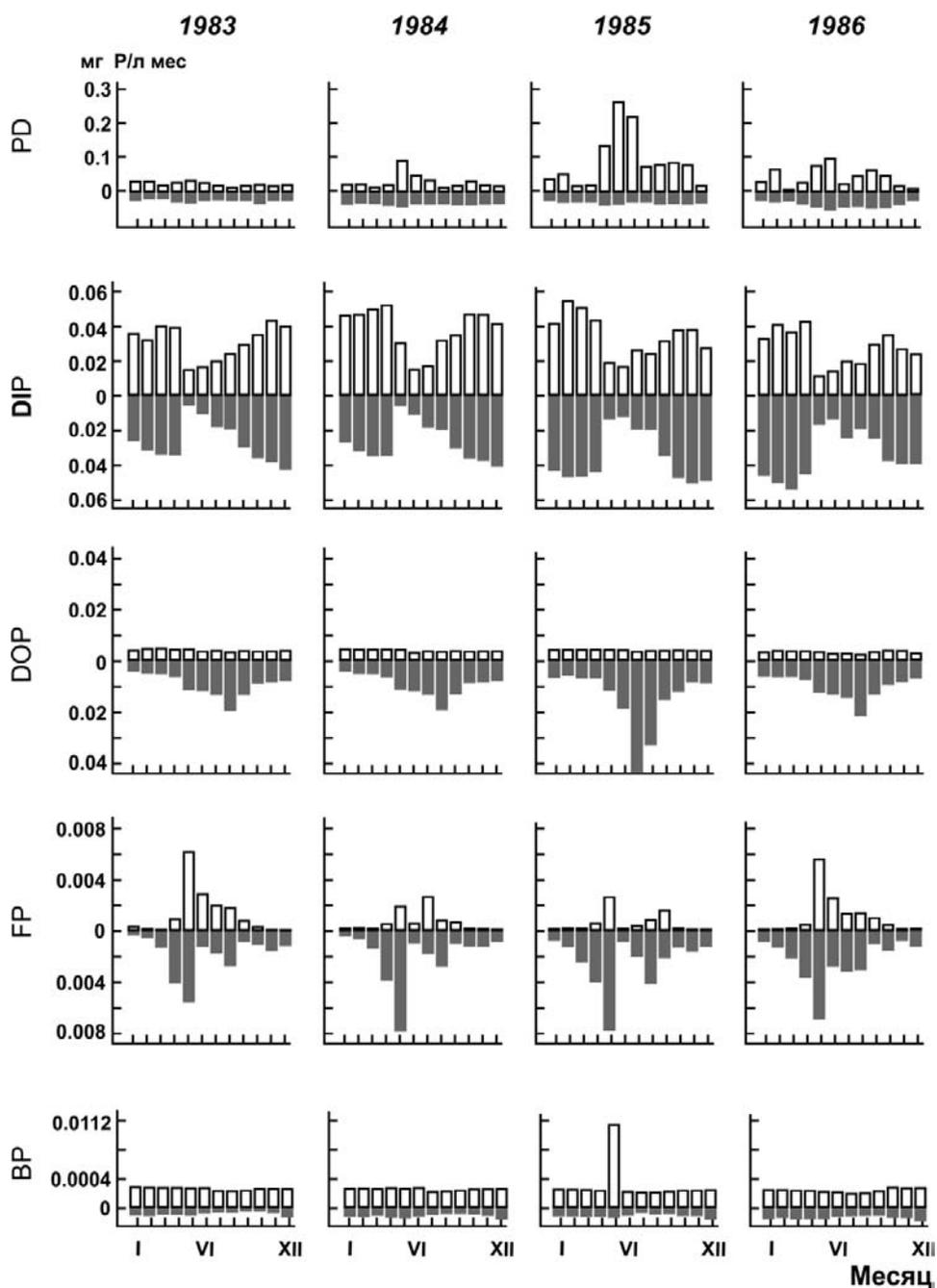
Результаты анализа потоков трансформации форм Р в Учинском водохранилище свидетельствуют о том, что сообщество гидробионтов оказывает большое влияние на формирование качества воды (за год в среднем около 50 % ТР в этом водоеме трансформируется в процессе внутреннего круговорота). Суммарная внутренняя нагрузка по Р на водную среду составляет от 0.978 до 1.777 при внешней от 2.07 до 2.93 мг Р/(л год). Установлено, что чем больше Р поступает в водохранилище, тем активнее участвует сообщество гидробионтов в его внутриводоемной трансформации, в результате чего поддерживается запас Р в водной среде, а выявленная межгодовая изменчивость выносимого из водохранилища Р значительно меньше, чем внешняя нагрузка по Р на водоем.

Полученные зависимости удельной скорости роста биомассы фитопланктона от значений отдельных факторов среды обитания указывают на важную роль температуры воды в сукцессии доминирующих групп водорослей в Учинском водохранилище при второстепенном влиянии на этот процесс освещенности воды. Развитие диатомовых существенно определяется обеспеченностью субстратом питания (или соотношением FP/DIP). Тормозящее влияние этого фактора на этот процесс проявляется при спаде весеннего «цветения». В период развития летней группы фитопланктона дефицита DIP в водохранилище не наблюдается и его развитие сдерживается главным образом влиянием зоопланктона и недостатком в среде минерального N.

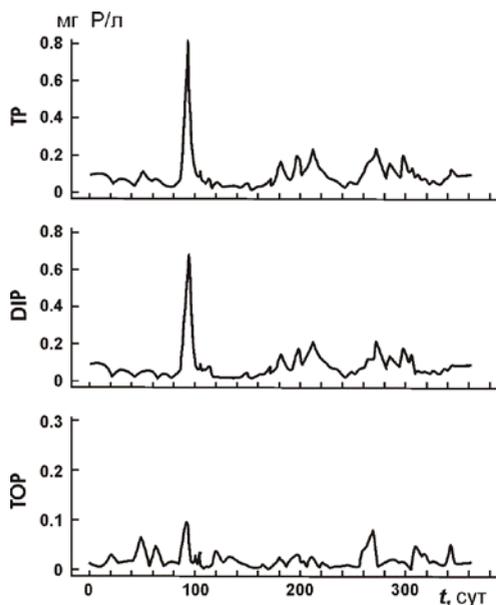
### **3.1.4. Применение модели фосфорной системы для Можайского водохранилища (Россия)**

Исследования проводились для выяснения особенностей динамики и условий изменения концентраций форм Р, а также определения характеристик нагрузки по Р и потоков его форм [Фаст и др., 1996]. Это водохранилище долинного типа, один из объектов Москворецкой водной системы питьевого водоснабжения. Площадь его акватории при НПУ – 30.68 км<sup>2</sup>, длина – 28.0 км, средняя глубина – 7.66 м, наибольшая – 22.6 м, средний уклон дна водоема – 3 град. Площадь водосборной территории водоема – 1335 км<sup>2</sup>. Развитие фитопланктонного сообщества в водной среде водохранилища лимитируется Р.

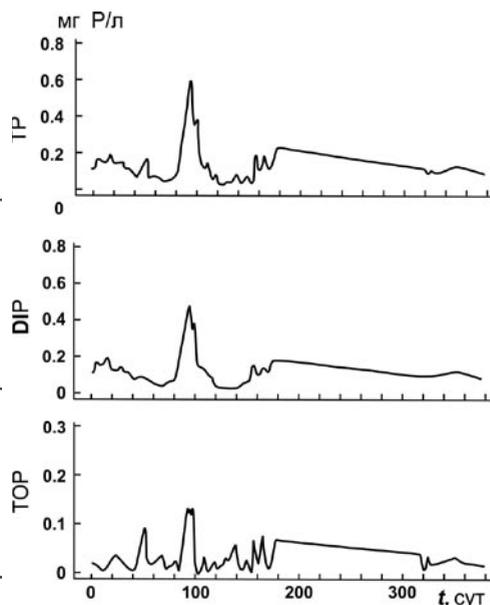
Из-за вытянутой формы и увеличивающейся от верховьев к плотине глубины (и, следовательно, меняющихся по длине гидродинамических характеристик) водоем был условно подразделен на четыре участка: 1 – район выклинивания подпора (находится под воздействием стока Москвы-реки и р. Лусьянка),



**Рис. 3.1.4.** Адвективные потоки P в экосистеме Учинского водохранилища (светлые колонки – поступление, темные – вынос)



**Рис. 3.1.5.** Среднесуточные концентрации форм Р в общем притоке (р. Москва + р. Лусьянка) в водохранилище (1984 г.)



**Рис. 3.1.6.** Среднесуточные концентрации форм Р в воде р. Колочь (1984 г.)

2 – верхний, 3 – средний и 4 – нижний приплотинный (с зарегулированным стоком р. Колочь) (рис. 1.2.1).

Для водохранилища накоплены достаточно длинные ряды наблюдений за характеристиками состояния водной среды. В этой работе использованы данные наблюдений 1984 г., выполненных по специальной программе «водобалансового года». Они включают среднесуточные значения температуры и освещенности воды, а также среднесуточные скорости ветра (получены на основе трехчасовых наблюдений). Скорость ветра и температура воды – результаты наблюдений на гидрометеостанции с. Красновидово (участок 3).

Данные о водном режиме 1984 г. включают суточные значения расходов воды основного (объединенного) притока Москвы-реки и р. Лусьянка в водохранилище, сбросов Колочского и Можайского гидроузлов, а также среднемесячные значения расходов воды на границах между участками 1–4 водохранилища [Фаст и др., 1996]. Показатели водного режима используются в модели для описания горизонтального переноса форм Р стоковым течением. Данные по атмосферным осадкам (компоненты приходной части водного баланса) не использовались при реализации модели из-за отсутствия информации о содержании форм Р в атмосферной влаге, а также вследствие ее малой доли в приходной части водного баланса.

Информация о поступлении в водоем соединений Р с территории водосбора включает сведения о концентрациях фракций Р в водах Москвы-реки, Лусьянки и Колочи. Динамика концентраций общего Р (TP), растворенных ортофосфатов (DIP) и суммарного органического Р (TOP) в воде притока показана на рис. 3.1.5. Во входных данных гидрографы стока Москва-реки и Лусьянки на участке 1 были объединены, а концентрации форм Р в них осреднены с учетом соответствующих весовых коэффициентов. Для участка 4 учитывался приток в водохранилище вод р. Колочь. Внутригодовые колебания концентраций форм Р в воде этого притока показаны на рис. 3.1.6.

Информация о содержании в воде притоков органических форм Р отсутствует, поэтому предполагалось, что доля растворенного органического Р (DOP)

составляет 10 % TOP (TOP = TP – DIP), концентрации P в биомассах бактерий (BP) и фитопланктона (FP) в воде притока были приняты постоянными и равными небольшой величине (0.0003 мг P/л). Концентрация детритного P (PD) рассчитывается по разности:

$$PD = TP - (DIP + DOP + FP + BP).$$

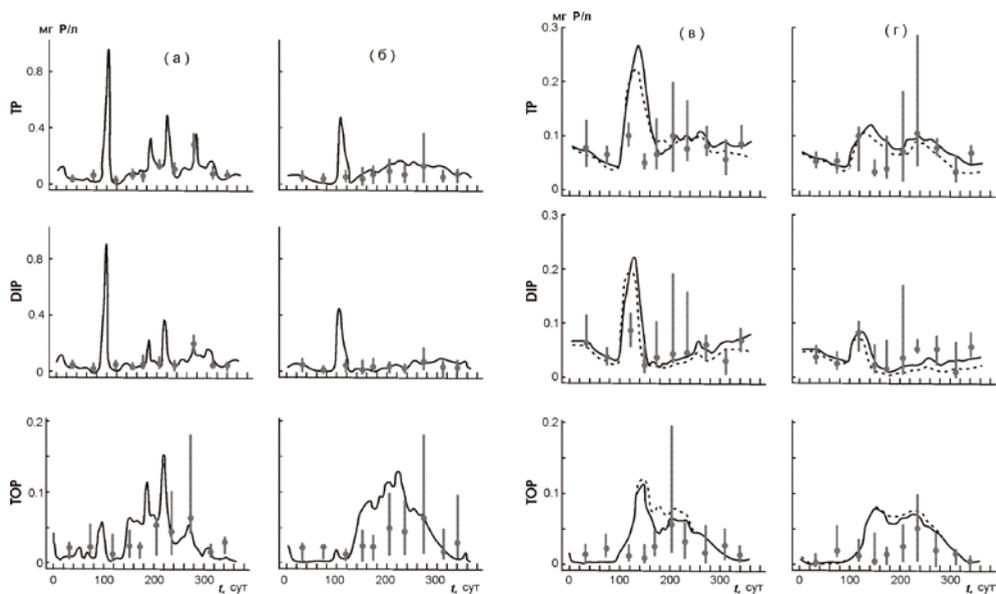
Во входных данных учитывались также морфометрические показатели выделенных участков – среднемесячные значения глубин и объемов воды, скоростей седиментации взвешенного P (оценены по эмпирической зависимости от глубины, полученной при обобщении результатов исследований разных водоемов с помощью модели фосфорной системы). Скорости выделения DIP из донных отложений на участках 1–4 принимались соответственно равными 0.00028, 0.00035, 0.00030 и 0.00020 мг P/(л сут). Скорость взмучивания PD и его выделения со дна в воду принималась равной  $7 \cdot 10^{-5}$  мг P/(л сут). При реализации модели скорости выделения DIP и PD со дна в водную среду корректировались на температуру, скорость ветра и глубину [Леонов, 1986]. Изменения в скоростях обменных процессов на разных участках водоема вызваны, очевидно, существенными различиями гидродинамического режима, так как резкое снижение проточности на выделенных участках увеличивает значения скорости седиментации взвешенного P.

При анализе результатов моделирования выяснилось, что невязка баланса P для участков 3 и 4 составляет ~ 20 % и обусловлена прежде всего высокой скоростью накопления здесь P в седиментах. В сообществе фитопланктона в средней и нижней частях водоема преобладают сине-зеленые водоросли. Поэтому во втором варианте расчета константы скоростей потребления DIP фитопланктоном и образования детрита были снижены для участков 3 и 4 на 20 % и составили соответственно 1.9 и 0.4. Динамические кривые расчетных значений концентраций форм P для участков 1–4 первого и второго вариантов расчетов представлены на рис. 3.1.7.

Оцененные значения статистического коэффициента Тейла по результатам сравнения наблюдаемых и расчетных концентраций форм P показывают, что лучше всего модель воспроизводит динамику TP, а по акваториям водохранилища – участок 1. Связано это с тем, что на входе на участок 1 используется более детальная информация о водном режиме и нагрузке по P [Фаст и др., 1996]. Расчеты показывают, что модель в целом адекватно воспроизводит изменчивость концентраций P в Можайском водохранилище для условий 1984 г. и результаты моделирования можно использовать для выявления особенностей изменения форм P по акваториям водоема. Анализ результатов моделирования (информации о динамических изменениях концентраций форм P, внешних источниках загрязнения водной среды, вкладах внутренних процессов биохимической циркуляции P) позволяет объяснить условия функционирования экосистемы Можайского водохранилища при его выраженном евтрофировании. Количественные данные о внешней нагрузке, обменных процессах на границе вода–дно и о трансформации P в водной среде могут считаться наиболее важными с экологической точки зрения для качественного объяснения и изучения особенностей круговорота P в экосистеме водоема.

Доминирующую роль во внешней фосфорной нагрузке водоема в целом играет DIP (его поступление с речным стоком составляет 0.211 мг P/(л год), или 83.9 % поступления TP). Доли PD, DOP и связанного в биомассах P соответствуют 14.2, 1.5 и 0.3 %. Основное количество P поступает в экосистему водоема с речным стоком в апреле (56.2 % TP и 87.7 % годового поступления DIP).

Наибольшее количество PD и DOP поступает в водоем со стоком в мае (48.5 и 3.9 % общегодовой нагрузки соответственно). В пространственном распределении внешней нагрузки по различным фракциям отмечается тенденция к снижению доли минерального P и возрастанию роли органического P. Доля DIP во



**Рис. 3.1.7. Сравнение расчетов**  
(штриховые кривые – первый вариант расчетов, сплошные – второй)  
с наблюдениями (точки) на участках а–г Можайского водохранилища

внешней нагрузке для участков 1–4 составляет соответственно 84.2, 83.6, 76.9 и 72.5 % суммарной нагрузки за год, или 15.219, 1.317, 0.465, 0.204 мг Р/(л год). Напротив, роль биологически связанного Р растет, доли его во внешней нагрузке для участков 1–4 составляют 0.3, 6.3, 13.7, 15.4 %, или 0.054, 0.099, 0.083 и 0.043 мг Р/(л год). Соответствующие поступления PD в исследуемые акватории водоема составляют 2.505, 0.110, 0.039, 0.020 мг Р/(л год), или 13.8, 7.0, 6.5 и 7.1 % общего поступления Р.

Оцененные поступления в водохранилище соединений Р из учитываемых источников приведены в табл. 3.1.2. В целом в экосистему водохранилища за год поступает 0.908 мг Р/л TP (или 164.41 т Р) преимущественно в форме DIP (93.2 %). Значительное количество DIP выделяется из седиментов (0.636 мг Р/(л год), или 75.1 % годового поступления DIP в водоем). Роль остальных фракций в нагрузке не столь значительна (доли PD, DOP и связанного в биомассах Р соответственно равны 6.3, 0.4 и 0.1 %).

Таблица 3.1.2

**Годовые внешние потоки Р и его баланс для Можайского водохранилища (1984 г.)**

Составляющие баланса Р	DIP		PD		DOP		(F+B)		TP	
	мг/л т Р	% TP % DIP	мг/л т Р	% TP % PD	мг/л т Р	% TP % DOP	мг/л т Р	% TP % (F+B)	мг/л т Р	% TP %
<b>Поступление</b>										
Со стоком Москвы-реки и Лусьянки	0.17067 30.894	84.2 20.2	0.02809 5.085	13.8 49.0	0.00339 0.614	1.7 87.3	0.00061 0.110	0.3 80.3	0.20276 36.703	10.0 22.3
Колочи	0.0006 7.251	82.8 4.7	0.00770 1.393	15.9 13.4	0.00049 0.8089	1.0 12.7	0.00015 0.027	0.3 19.7	0.04840 8.760	100 5.3

Продолжение таблицы 3.1.2

Составляющие баланса Р	DIP		PD		DOP		(F+B)		TP	
	<u>мг/л</u> т Р	<u>% TP</u> % DIP	<u>мг/л</u> т Р	<u>% TP</u> % PD	<u>мг/л</u> т Р	<u>% TP</u> % DOP	<u>мг/л</u> т Р	<u>% TP</u> % (F+B)	<u>мг/л</u> т Р	<u>% TP</u> %
из ДО	<u>0.63559</u> 115.049	<u>96.7</u> 75.1	<u>0.02156</u> 3.903	<u>3.3</u> 37.6	–	–	–	–	<u>0.65715</u> 118.952	<u>100</u> 72.4
Сумма	<u>0.84632</u> 153.194	<u>93.2</u> 100	<u>0.05735</u> 10.381	<u>6.3</u> 100	<u>0.00388</u> 0.703	<u>0.4</u> 100	<u>0.00076</u> 0.134	<u>0.1</u> 100	<u>0.90831</u> 164.415	<u>100</u>
<b>Потери</b>										
Седиментация	–	–	<u>0.81441</u> 147.416	<u>100</u> 97.9	–	–	–	–	<u>0.81441</u> 147.416	<u>100</u> 89.5
Вынос водным потоком	<u>0.04848</u> 8.776	<u>50.6</u> 100	<u>0.01756</u> 3.178	<u>18.3</u> 2.1	<u>0.00431</u> 0.700	<u>4.5</u> 100	<u>0.02553</u> 4.622	<u>26.6</u> 100	<u>0.09588</u> 17.356	<u>100</u> 10.5
Сумма	<u>0.04848</u> 8.776	<u>5.3</u> 100	<u>0.83197</u> 150.594	<u>91.4</u> 100	<u>0.00431</u> 0.700	<u>0.5</u> 100	<u>0.02553</u> 4.622	<u>2.8</u> 100	<u>0.91029</u> 164.772	<u>100</u>

Общегодовое поступление Р (22.3 %) в водоем обеспечивается речным стоком и 72.4 % – выделением со дна. Этим подтверждается известный факт, что в мелких водоемах поступление Р из седиментов непосредственно оказывает воздействие на евтрофирование водоемов. Однако многочисленные исследования показывают, что имеются значительные трудности в измерении обмена Р на границе вода–дно. Расчеты на модели позволяют сделать это. Расчетное годовое поступление Р со дна почти вдвое выше его поступления в водоем с речным стоком. Только на участке 1 из-за высокой проточности роль седиментов в обеспечении водной среды фосфором незначительна.

Поступление DIP из седиментов составило для участков 1–4 соответственно 12.1, 48.9, 58.7, 69.5 % общего поступления DIP из внешних источников. Выделение DIP из седиментов – наиболее существенная составляющая нагрузки по Р на водоем, так как доли PD в нагрузке на участки 1–4 составляют соответственно 9.1, 4.8, 3.0 и 2.1 % общего потока Р со дна.

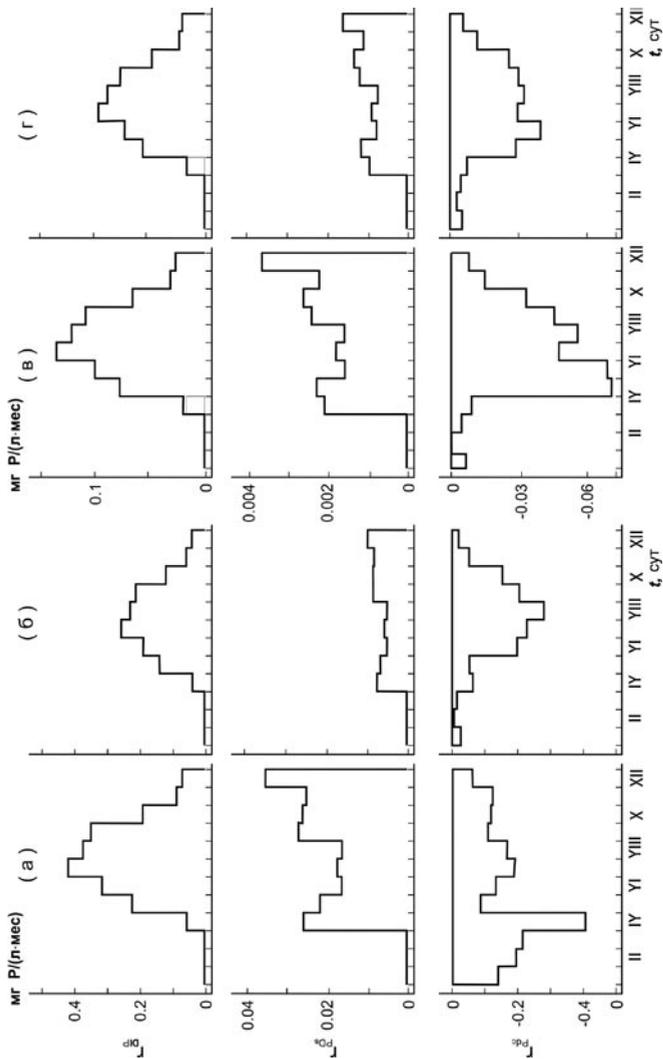
Динамика выделения DIP со дна носит упорядоченный характер. Скорость выделения увеличивается по мере прогревания водной толщи и достигает максимума в июле, когда на участках 1–4 в водную среду в форме DIP из седиментов выделяется соответственно 0.421, 0.254, 0.121 и 0.068 мг Р/(л мес.) (рис. 3.1.8).

Возрастание глубины водоема предопределяет снижение скорости поступления PD со дна от верховья водохранилища к плотине (рис. 3.1.8), так как этот поток определяется взмучиванием аккумулированного PD в седиментах, инициируется ветровым перемешиванием вод и зависит от глубины рассматриваемого участка водохранилища.

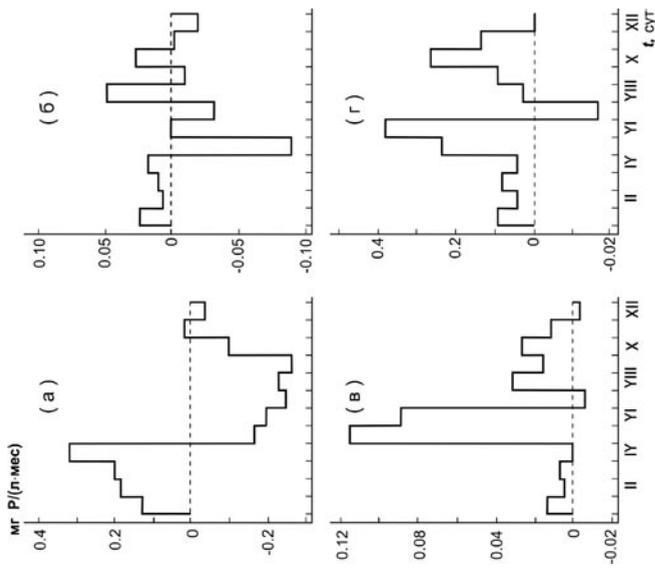
Внутригодовое распределение скорости ресуспендирования (взмучивания донных отложений) PD хорошо согласуется с динамикой скорости ветра. Максимум скорости взмучивания PD приходится на декабрь и составляет на участках 1–4 соответственно 0.036, 0.009, 0.004 и 0.002 мг Р/(л мес.). Минимальные скорости выделения PD за счет взмучивания приходятся на летние месяцы.

Потери Р вследствие седиментации более существенны в теплый период (рис. 3.1.8). Динамика «чистых» потерь Р из водной толщи в седименты, обусловленных взаимодействием двух противоположно направленных процессов (седиментация PD и поступление PD и DIP в водную среду), на различных участках водохранилища меняется по-разному (рис. 3.1.9).

Так, на участке 1 накопление Р в седиментах весной, характеризующееся



**Рис. 3.1.8.** Оцененные потоки  $P$  на границе вода–дно для участков 1–4 (а–г) Можайского водохранилища (1984 г.):  
 $\Gamma_{DIP}$  – выделение DIP из осадков,  $\Gamma_{PDS}$  – взмучивание PD,  
 $\Gamma_{PDS}$  – седиментация PD



**Рис. 3.1.9.** Оцененные скорости чистой седиментации PD на участках 1–4 (а–г) Можайского водохранилища (1984 г.)

низкими температурами воды и ледовым покровом, сменяется летне-осенним «вымыванием» Р из грунта в основном за счет интенсивного выделения DIP. Седиментация РD в эти месяцы здесь незначительна, что в определенной степени связывается с высокой проточностью водоема. Максимальная скорость «чистой» седиментации Р отмечается в апреле (0.320 мг Р/(л мес.)), а максимальная скорость «чистого» поступления Р из седиментов – в сентябре (0.261 мг Р/(л мес.)).

На участке 2 в течение года нет выраженной закономерности в распределении скорости чистой седиментации Р, и знак ее в значительной степени определяется тем, какой процесс превалирует в рассматриваемый месяц. Расчеты показывают, что на участке 2 за год в целом потоки Р на границе вода–дно практически сбалансированы. Скорость выделения Р со дна составляет здесь 1.327, а седиментации Р – 1.301 мг Р/(л год).

На участках 3 и 4 в течение всего года (за исключением июля и декабря на участке 3 и июля на участке 4) преобладает процесс седиментации Р в седименты. В целом за год скорость чистой седиментации Р на участке 3 значительно выше, чем на участке 4, и составляет 0.304 мг Р/(л год). Максимальная скорость составляет 0.175 мг Р/(л мес.) и отмечается в мае. Скорость накопления Р в седиментах на участке 4 равна 0.130 мг Р/(л год) с максимумом в июне (0.038 мг Р/(л мес.)).

Таким образом, скорости чистой седиментации Р на участках 1–4 составляют соответственно –0.413, –0.025, 0.304 и 0.130 мг Р/(л год), а в абсолютных величинах –0.84, –0.56, 16.41 и 13.45 т Р/год. Накопление Р в седиментах происходит в среднем и нижнем участках водоема, причем интенсивнее этот процесс на участке 3, что подтверждается экспериментальными данными [Мартынова, 1984]. Суммарная аккумуляция Р в седименты Можайского водохранилища в 1984 г., согласно расчетам на модели, составила 28.4 т. Полученные в расчетах данные по обменным процессам на границе вода–дно могут быть сопоставлены с информацией по седиментации ила. С 1959 по 1969 г. в Можайском водохранилище произошло накопление 930 тыс. т ила [Комплексные исследования..., 1979]. С учетом относительного содержания органического Р в илах водоемов, составляющего 0.049 % [Мартынова, 1984], скорость накопления Р составляет в среднем 45.6 т Р/год, что близко оценке, полученной на модели. Согласованность результатов экспериментальных исследований и расчетных косвенных оценок с результатами моделирования в целом свидетельствует об адекватности имитационной модели фосфорной системы.

Анализ значений внешних составляющих баланса Р для 1984 г. позволяет заключить, что соотношения поступлений Р из внешних источников к его выносу практически сбалансированы на участках 1 и 2 и составляют 0.98 и 1.02 соответственно. Для участков 3 и 4 аналогичные отношения равны 1.64 и 1.68. Расчетное значение общего баланса Р для всего водоема свидетельствует о том, что в 1984 г. его поступление из внешних источников превышало вынос в 2.62 раза. Однако невязка годового баланса Р, учитывающего его общие поступления и потери, для водоема в целом невелика (–0.00198 мг Р/(л год), или –0.21 т Р).

Превращения соединений Р в водной экосистеме зависят от его поступлений из внешних источников и круговорота по индивидуальным каналам трансформации. В табл. 3.1.3 представлены годовые значения внутренних потоков Р на участках 1–4 и в водохранилище в целом. Участие компонентов Р на отдельных стадиях трансформации существенно меняется в зависимости от погодных условий. Расчеты показывают, что в отдельных стадиях (с учетом фитопланктона) трансформация Р пропорциональна внешней нагрузке: от участка 1 к участку 4 отмечается одинаковая тенденция снижения фосфорной нагрузки и активности фитопланктона в потреблении субстрата. Формирование фитопланктоном детрита, однако, наиболее интенсивно происходит в водах на участке 2, где на общую биомассу фитопланктона существенно влияют стоковые течения, привносящие в эту акваторию водоема фитопланктон из участка 1 с более интенсивным водообменом.

Таблица 3.1.3

**Внутренние потоки Р на участках 1–4 Можайского водохранилища и в целом для водоема (числитель – мг Р/ (л год), знаменатель – т Р/год)**

Процесс	1	2	3	4	Водоем в целом
Потребление DIP фитопланктоном	<u>1.89052</u> 5.3	<u>1.66666</u> 44	<u>1.12114</u> 61	<u>0.85419</u> 88	<u>1.09552</u> 198
Выделение DOP фитопланктоном	<u>0.51232</u> 1.4	<u>0.43406</u> 11	<u>0.28924</u> 16	<u>0.21759</u> 22	<u>0.27623</u> 50
Потребление DOP бактериями	<u>0.30253</u> 0.8	<u>0.66351</u> 18	<u>0.49746</u> 27	<u>0.45418</u> 47	<u>0.51268</u> 93
Выделение DIP бактериями	<u>0.18696</u> 0.5	<u>0.37604</u> 10	<u>0.26153</u> 14	<u>0.25185</u> 26	<u>0.27623</u> 50
Образование детрита фитопланктоном	<u>0.51547</u> 1.4	<u>1.13636</u> 30	<u>0.79867</u> 43	<u>0.60829</u> 63	<u>0.75907</u> 137
Образование детрита бактериями	<u>0.03406</u> 0.1	<u>0.24330</u> 6.4	<u>0.22113</u> 12	<u>0.19798</u> 20	<u>0.21269</u> 38
Разложение детрита до DOP	<u>0.08306</u> 0.2	<u>0.23614</u> 5.4	<u>0.27400</u> 15	<u>0.23591</u> 24	<u>0.24639</u> 45

Внутриводоемное распределение скоростей биохимической трансформации Р определяется в большей степени комплексом гидрофизических характеристик – температурой и прозрачностью воды, также освещенностью водной поверхности. Активность фитопланктона достигает максимума на участках 1 и 2 в августе, а на участках 3 и 4 – в июле и в мае соответственно. Максимальные скорости потребления DIP фитопланктоном составляют в водах участков 1–4 соответственно 0.594, 0.383, 0.315 и 0.173 мг Р/(л мес.), выделения DOP – 0.162, 0.099, 0.081 и 0.044 мг Р/(л мес.), образования фитопланктоном детрита – 0.164, 0.280, 0.189 и 0.109 мг Р/(л мес.). Периоды максимальной активности фитопланктона в водах участков 3 и 4 совпадают с периодами наибольших концентраций DIP в водной среде. На участках 1 и 2 периоды максимальной активности гидробионтов отмечены на один-два месяца позднее максимальных концентраций форм Р. Как правило, это приходится на моменты прохождения волн половодья, когда развитие гидробионтов лимитируется низкой освещенностью водной среды из-за высокой мутности талых вод.

Имеются также различия в условиях развития бактериального сообщества по акваториям водохранилища, причем наиболее интенсивно бактериальная трансформация Р осуществляется в средней части водоема. Максимальные значения скоростей изменения форм Р бактериопланктоном и разложения PD в DOP для условий 1984 г. показаны в табл. 3.1.4.

Таблица 3.1.4

**Максимальные потоки Р, мг Р/ (л мес.), для участков 1–4 Можайского водохранилища (в скобках указаны месяцы)**

Процесс	1	2	3	4
Потребление DOP бактериями	0.089 (VII)	0.092 (VIII)	0.120 (V)	0.104 (VIII)
Выделение DIP бактериями	0.056 (VII)	0.109 (VIII)	0.068 (V)	0.057 (VIII)
Образование детрита бактериями	0.009 (VII)	0.074 (VIII)	0.055 (VI)	0.048 (VIII)
Разложение детрита до DOP	0.032 (VIII)	0.085 (VIII)	0.078 (VI)	0.067 (VIII)

### **Выводы по результатам исследований Можайского водохранилища**

Математическая модель фосфорной системы воспроизводит динамику форм Р в экосистеме водохранилища по данным наблюдений 1984 г. Лучше модель воспроизводит динамику форм Р на речном участке, водный режим которого характеризуется наблюдениями достаточно подробно. Гидродинамика исследуемых водоемов речного типа служит важным фактором, определяющим точность описания моделью химических и биологических параметров экосистемы.

По результатам моделирования оценена изменчивость концентраций форм Р на четырех участках водоема, получены данные по выносу форм Р с речным стоком и по их накоплению в седиментах водохранилища. На среднем и нижнем его участках в балансе Р существенна роль седиментов. Основное поступление Р из седиментов происходит в форме DIP (75 % общего поступления Р). На участках 1–4 доли DIP в общей фосфорной нагрузке водоема меняются и составляют соответственно 12, 51, 87 и 88 %.

На среднем и нижнем участках водоема количество осаждавшегося Р превышает его поступление, что свидетельствует о существенной роли внутриводоемных процессов, обеспечивающих многократный круговорот Р в экосистеме водоема. В целом за год накопление Р в седиментах водоема оценено равным 28.5 т.

Фитопланктон в течение года потребляет 198 т Р в форме DIP, а бактерии – 93 т в форме DOP. Метаболические выделения фитопланктона и бактерий количественно равны и составляют по 50 т Р/год, а их вклад в детрит оценен в 137 и 38 т Р/год соответственно. За счет разложения детрита в водную среду поступает 45 т Р в форме DOP.

Расчеты для среднего и нижнего участков водоема по двум вариантам демонстрируют важность учета видового состава гидробионтов. Так, незначительная (20 %) коррекция значений констант скоростей потребления субстрата фитопланктоном и образования им детрита существенно улучшила описание моделью динамики концентраций форм Р и уменьшила невязку баланса Р для водоема от 17 до 0.2 %.

Перспективы дальнейшего использования модели фосфорной системы не ограничиваются рассмотренными в данном исследовании проблемами. Любые аспекты (химические, биологические, физические) развития и динамики внутриводоемных процессов, обеспечивающих трансформацию форм Р и ответственных за формирование качества природных вод, могут исследоваться с помощью этой модели. Практическое применение модели фосфорной системы может иметь важное значение при решении задач охраны и рационального использования природных вод.

### **3.2. РЕЗУЛЬТАТЫ ОБОБЩЕНИЯ ДАННЫХ МОДЕЛИРОВАНИЯ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ Р В РАЗНЫХ ВОДОЕМАХ**

При анализе результатов моделирования получены общие эмпирические уравнения связей между годовыми величинами внутренних и внешних потоков Р, а также среднегодовых концентраций его форм в экосистемах шести озер и четырех водохранилищ умеренной зоны с нагрузкой по Р и гидроморфометрическими характеристиками водных объектов. Проведено сравнение полученных эмпирических уравнений с традиционными зависимостями, используемыми для прогноза трофического состояния водоемов. Исследованы возможности применимости полученных уравнений для 53 других водоемов, отличающихся по географическому положению, трофическому статусу, морфометрии и гидрологическому режиму.

Для расчета биогенной нагрузки предложено много эмпирических моделей,

в которых отражена взаимосвязь различных внешних и внутренних характеристик водных экосистем. Для изучения проблем евтрофирования водоемов наиболее часто применяются модель Фолленвайдера и ее многочисленные модификации [Jorgensen, 1980]. Эти модели основаны на балансовых связях. Первая версия модели была предложена на основе изучения 20 озер, и она отражала связь между ежегодным поступлением биогенных веществ, глубиной и трофическим состоянием водоемов [Vollenweider, 1969]:

$$TP = L_{wTP} / (h_a k_w + S), \quad (3.2.1)$$

где TP – среднегодовая концентрация общего P, г P/м<sup>3</sup>; L<sub>wTP</sub> – нагрузка по P, г P/(м<sup>2</sup> год); S – скорость седиментации P, м/год; k<sub>w</sub> – коэффициент водообмена или отношение объема воды, поступающей в водоем, к объему воды в самом водоеме, год<sup>-1</sup>; h<sub>a</sub> – средняя глубина изучаемого водоема, м. Предполагается, что скорость осаждения P пропорциональна его концентрации в воде, содержание P на выходе из водоема равно его содержанию в водоеме, а поступающие в водоем из внешних источников воды сразу полностью смешиваются с водой водоема. Уравнение (3.2.1) применяется, как правило, для условий стационарного режима водоема или для описания межгодовых изменений его состояния по содержанию P [Vollenweider, 1969].

Многие модификации модели Фолленвайдера включают от двух до шести параметров, и они удовлетворительно описывают входные и выходные характеристики по P в неглубоких водоемах умеренной зоны [Багоцкий, 1990]. Однако для глубоких водоемов и водных объектов высоких широт, имеющих низкие температуры воды, подобные модели не применимы.

К настоящему времени накоплен достаточный опыт использования имитационных математических моделей для изучения состояния водных экосистем. Однако часто отсутствие или недостаток информации (о метеоусловиях, температуре, освещенности, по гидрологии, гидрохимии, гидробиологии) значительно ограничивают возможности применения имитационных моделей. В таких случаях для многих задач оценки состояния водоемов можно и полезно использовать статистические зависимости, описывающие общие закономерности изменений внешних и внутренних характеристик водных экосистем. Такие зависимости можно получить при обобщении результатов численных экспериментов на имитационных моделях. Данные имитационного моделирования вместе с измерениями в натуральных (или лабораторных) условиях позволяют судить о скорости трансформации веществ и внутренних их потоках в водоемах. Полученные при анализе таких данных зависимости характеризуют состояние водоемов, взаимодействия между химико-биологическими компонентами и влияние на экосистему внешних условий среды обитания.

Для получения статистических связей между характеристиками водных экосистем были проанализированы данные моделирования динамики форм P в разных по трофическому статусу водных объектах умеренной зоны: озерах Балатон [Леонов, 1985, 1986], Кубенское [Леонов, 1987], Увильды, Котоярви [Леонов, 1991], Туусуланъярви [Леонов, Ниemi, 1989], Куортанинъярви [Леонов и др., 1987] и водохранилищах Ивановское [Леонов, 1985], Можайское [Фаст и др., 1996], Учинское [Булдовская, Леонов, 1996], Южно-Уральское [Леонов и др., 1996], Загорской ГЭС [Леонов и др., 1992]. Указанные водоемы были исследованы с помощью модели фосфорной системы [Леонов, 1986]. Они относятся либо к мелким водоемам, либо к водоемам со средними глубинами, но отличаются по географическому положению (широтный диапазон 64–45° с. ш.), морфометрии, гидрологическому режиму, водному балансу, использованию водосборов, составу и типу донных отложений, антропогенной нагрузке и трофическому статусу. Для выявления статистических связей были составлены ряды анализируемых характеристик (38 значений). Озера Балатон и Куортанинъярви, а также Ивановское водохранилище при моделировании были подразделены на отдельные акватории (соответственно 4, 2 и 4), каждая

из которых рассматривалась самостоятельно. Для оз. Кубенское рассматривались данные расчетов для мало-, средне- и многоводного годов естественного и проектного гидрологических режимов функционирования экосистемы водоема. Для оз. Балатон и Учинского водохранилища отдельно рассматривались данные расчетов для четырех исследованных лет (соответственно 1976–79, 1983–86 гг.).

При моделировании изучалось изменение в течение года концентраций форм Р – растворенных – органического (DOP) и минерального (DIP), а также взвешенных – детрита (PD), биомасс бактерий (BP), фито- и зоопланктона (FP, ZOP). Их внутригодовая динамика определяется изменениями температуры и прозрачности воды, освещенности водной поверхности, водного режима, биогенной нагрузки. Для исследованных водных экосистем были оценены скорости изменения концентраций форм Р (мг Р/л), внутренние и внешние его потоки в водоемах, а также общая нагрузка по Р (мг Р/(л год)), учитывающая поступления Р в водоемы из внешних источников и внутренний круговорот Р в водных экосистемах.

Для получения статистических связей использовались данные моделирования по расчетным годовым внутренним и внешним потокам Р, а также среднегодовые концентрации форм Р в водных экосистемах. Оцененные величины потоков Р сопоставлялись с морфометрическими характеристиками ( $h_a$ ,  $k_w$ ) водоемов, которые были выбраны по следующим причинам:

- $h_a$  определяет потоки обмена биогенными веществами на границе раздела вода–дно, скорости седиментации веществ, корректирует степень влияния ветрового режима на скорости соответствующих обменных процессов;

- $k_w$  характеризует интенсивность поступления аллохтонного вещества в водоемы и время его удержания в водной экосистеме, регулирует водный режим; с помощью этого параметра можно оценить последствия предполагаемых изменений гидрологического режима водоемов и реакцию водной экосистемы на эти изменения;

- $h_a$  и  $k_w$  в целом влияют на процессы трансформации веществ в водоемах;
- информация о значениях  $h_a$  и  $k_w$  для водоемов, как правило, имеется.

Проведенный статистический анализ информации для указанных водоемов показал, что имеются существенные различия концентраций форм Р в водах, поступающих в водные объекты, однако годовые значения внешней нагрузки по Р (или поступление аллохтонного Р,  $L_w$ ) в значительной мере определяются величинами  $k_w$ , при этом наибольшая корреляция отмечается в отношении растворенных фракций Р – DIP и DOP (рис. 3.2.1):

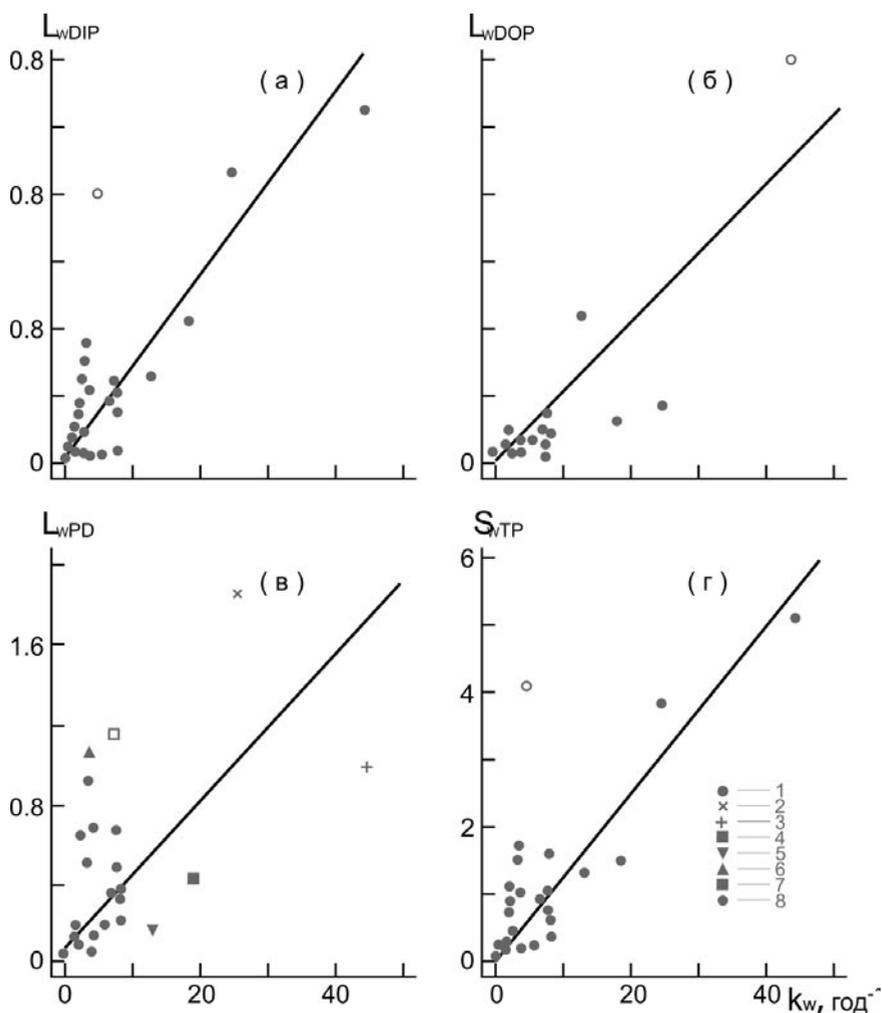
$$\text{– рис. 3.2.1 а : } L_{\text{WDIP}} = 0.0534 k_w, \quad r = 0.872, \quad (3.2.2)$$

$$\text{– рис. 3.2.1 б : } L_{\text{WDOP}} = 0.0160 k_w, \quad r = 0.890, \quad (3.2.3)$$

$$\text{– рис. 3.2.1 в : } L_{\text{WPD}} = 0.0407 k_w, \quad r = 0.836, \quad (3.2.4)$$

$$\text{– рис. 3.2.1 г : } L_{\text{WTP}} = 0.1280 k_w, \quad r = 0.870. \quad (3.2.5)$$

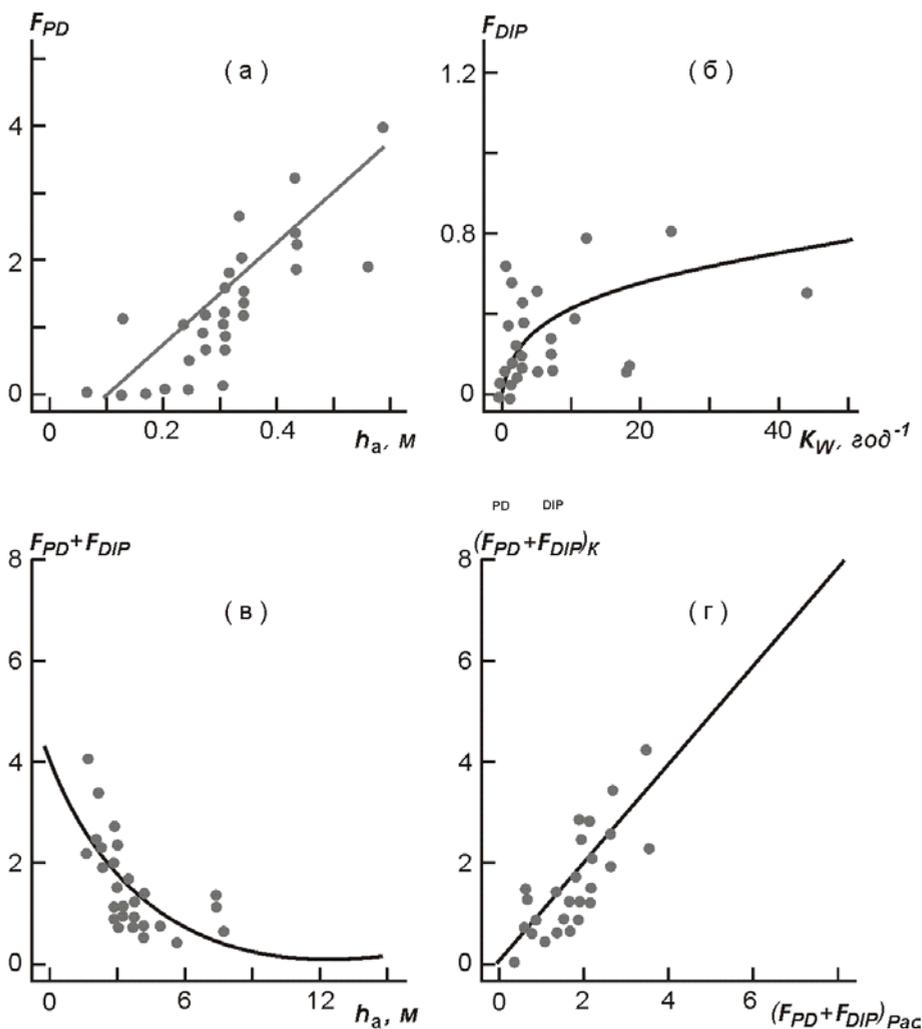
Зависимости (3.2.2)–(3.2.5) (рис. 3.2.1 а–г) характеризуют средние для данной группы водоемов концентрации форм Р в воде, поступающей в водоемы. Максимальное отклонение расчетных концентраций форм Р от линии связи (рис. 3.2.1) получено для Шошинского плеса Ивановского водохранилища, у которого в нагрузке по Р велика роль дополнительных источников (78.3 % годовой нагрузки). Наибольший относительный разброс значений около линии связи наблюдается для PD в диапазоне изменений  $k_w = 0\text{--}10 \text{ год}^{-1}$ . В верхней части рис. 3.2.1 сосредоточены данные по тем водоемам, где относительное содержание PD в поступающих водах выше содержания других форм Р. Например, для Загорского и Учинского (1975 г.) водохранилищ  $L_{\text{WPD}} / L_{\text{WDIP}} = 1.5$  и 2.62 соответственно. Для водоемов  $L_{\text{WPD}} / L_{\text{WDIP}} < 0.5$  данные центрируются (для Центрального и Ивановского плесов Ивановского водохранилища они составляют 0.45 и 0.31 соответственно, а для северной части оз. Куортаниньярви – 0.5) (рис. 3.2.1 в). Для Волжского плеса Ивановского водохранилища доля поступающего PD несущественно превышает



**Рис. 3.2.1.** Поступление разных форм аллохтонного Р, мг Р/(л год), в зависимости от коэффициентов водообмена:  
 а – DIP (светлая точка – Шошинский плес Иваньковского в-ща);  
 б – DOP (светлая точка – Центральный плес Иваньковского в-ща);  
 в – PD (1–3 – Шошинский, Волжский, Центральный плесы Иваньковского в-ща; 4 – северная акватория оз. Куортанинъярви; 5 – Иваньковский плес Иваньковского в-ща; 6 – в-ще Загорской ГАЭС; 7 – Учинское в-ще; 8 – здесь и на рис. 2–3 данные для других обследованных акваторий);  
 г – TP (светлая точка – Шошинский плес Иваньковского в-ща)

ет долю других форм Р, но абсолютное значение  $L_{wPD}$  для данной акватории значительно отличается от среднего. Таким образом, для этой серии зависимостей положение точек на графиках (рис. 3.2.1) может быть объяснено не только отклонениями соответствующих значений концентраций форм Р от средних величин, связанных с природными особенностями поступающих в водоемы вод, но также и антропогенным влиянием на водоемы и соотношением форм Р в поступающих в водоемы водах.

Для расчетов концентраций DIP и PD предложены зависимости, учитывающие преобладание в общей нагрузке водоемов той или иной фракции Р. Нарушение связи  $L_w$  с  $k_w$  возможно при существенной доле Р в дополнительных источниках (антропогенная нагрузка) в сравнении с естественным поступлением Р в водоемы.



**Рис. 3.2.2.** Поступление форм P, мг P/(л год), со дна в водную среду в зависимости от гидрологических параметров водоемов

Кроме потоков аллохтонного P (внешние источники по отношению к водной массе водоемов) в данном исследовании оценены потоки P со дна водоемов во взвешенной (PD) и растворенной (DIP) формах. Поток PD ( $F_{PD}$ ) определялся в зависимости от содержания P в донных отложениях (ДО), глубины водоема и скорости ветра, а поток DIP ( $F_{DIP}$ ) – также и от температуры воды.

Анализ данных показал, что годовой поток  $F_{PD}$  зависит от  $h_a$  (рис. 3.2.2 а):

$$F_{PD} = -0.376 + 5.92/h_a, r = 0.714, \quad (3.2.6)$$

а выделение DIP в водную среду из ДО определяется величиной  $k_w$  (рис. 3.2.2 б):

$$F_{DIP} = 0.134 k_w, r = 0.814. \quad (3.2.7)$$

Для большинства рассматриваемых водоемов  $F_{PD} > F_{DIP}$ , а суммарный поток P со дна хорошо взаимосвязан с величиной  $h_a$  (рис. 3.2.2 в):

$$F_{PD} + F_{DIP} = \exp(1.43 - 0.29 h_a), r = -0.765. \quad (3.2.8)$$

Учет  $k_w$  позволяет улучшить точность расчетных оценок потока  $P$  со дна, который в исследуемом диапазоне изменений, влияющих на этот  $h_a$  и  $k_w$  (рис. 3.2.2 г):

$$F_{PD} + F_{DIP} = 6.098 / h_a - 0.015 k_w, r = 0.903. \quad (3.2.9)$$

Внешняя нагрузка по общему  $P$  (TP) на водную среду,  $EL_{TP}$  определяется с приемлемой точностью для исследованных водоемов зависимостью от  $h_a$  и  $k_w$ :

$$EL_{TP} = 0.101 k_w + 6.544 / h_a, r = 0.941. \quad (3.2.10)$$

Наибольшее отклонение от этой зависимости отмечено для акватории Шошинского плеса, так как в его фосфорном балансе велика роль дополнительных источников нагрузки по  $P$ .

По  $h_a$  и  $k_w$  была оценена важнейшая составляющая расходной части годового баланса  $P$  – седиментация PD ( $S_{PD}$ ) (рис. 3.2.3 а, в):

$$S_{PD} = 6.826 / h_a, r = 0.927. \quad (3.2.11)$$

$$S_{PD} = 0.579 / h_a + 0.019 k_w, r = 0.928. \quad (3.2.12)$$

Анализ данных моделирования динамики форм  $P$  для Учинского водохранилища показал, что процесс седиментации – характерный для данного водоема регулятор поддержания содержания  $P$  в водной среде. С увеличением нагрузки на водоем поток  $P$  из водной среды на дно возрастает наряду с потоками разложения PD до DOP и потребления  $P$  гидробионтами [7]. Обобщенная для исследованных водоемов зависимость  $S_{PD}$  от величины  $EL_{TP}$  (рис. 3.2.3 а) имеет вид:

$$S_{PD} = 0.808 EL_{TP}, r = 0.969. \quad (3.2.13)$$

При сильной проточности вод и при максимальной нагрузке (соответственно Центральный и Шошинский плесы Ивановского водохранилища) отмечено наибольшее отклонение расчетных данных от линии связи (рис. 3.2.3 а–в). Подобные расхождения исчезают, если величину  $S_{PD}$  оценивать по трем показателям ( $EL_{TP}$ ,  $k_w$  и  $h_a$ ) (рис. 3.2.3 г):

$$S_{PD} = 0.594 / h_a - 0.074 k_w + 0.914 EL_{TP}, r = 0.999. \quad (3.2.14)$$

Вынос  $P$  из водоемов адвективным потоком ( $OUT_{TP}$ ) определяется скоростью годового водообмена (рис. 3.2.3 д):

$$OUT_{TP} = 0.085 k_w, r = 0.966. \quad (3.2.15)$$

Угол наклона линии связи характеризует среднегодовую для исследованных водоемов концентрацию  $P$ . Сравнение рис. 3.2.1 г и рис. 3.2.3 д показывает, что колебания значений концентрации TP в водоемах меньше, чем в питающих их водах.

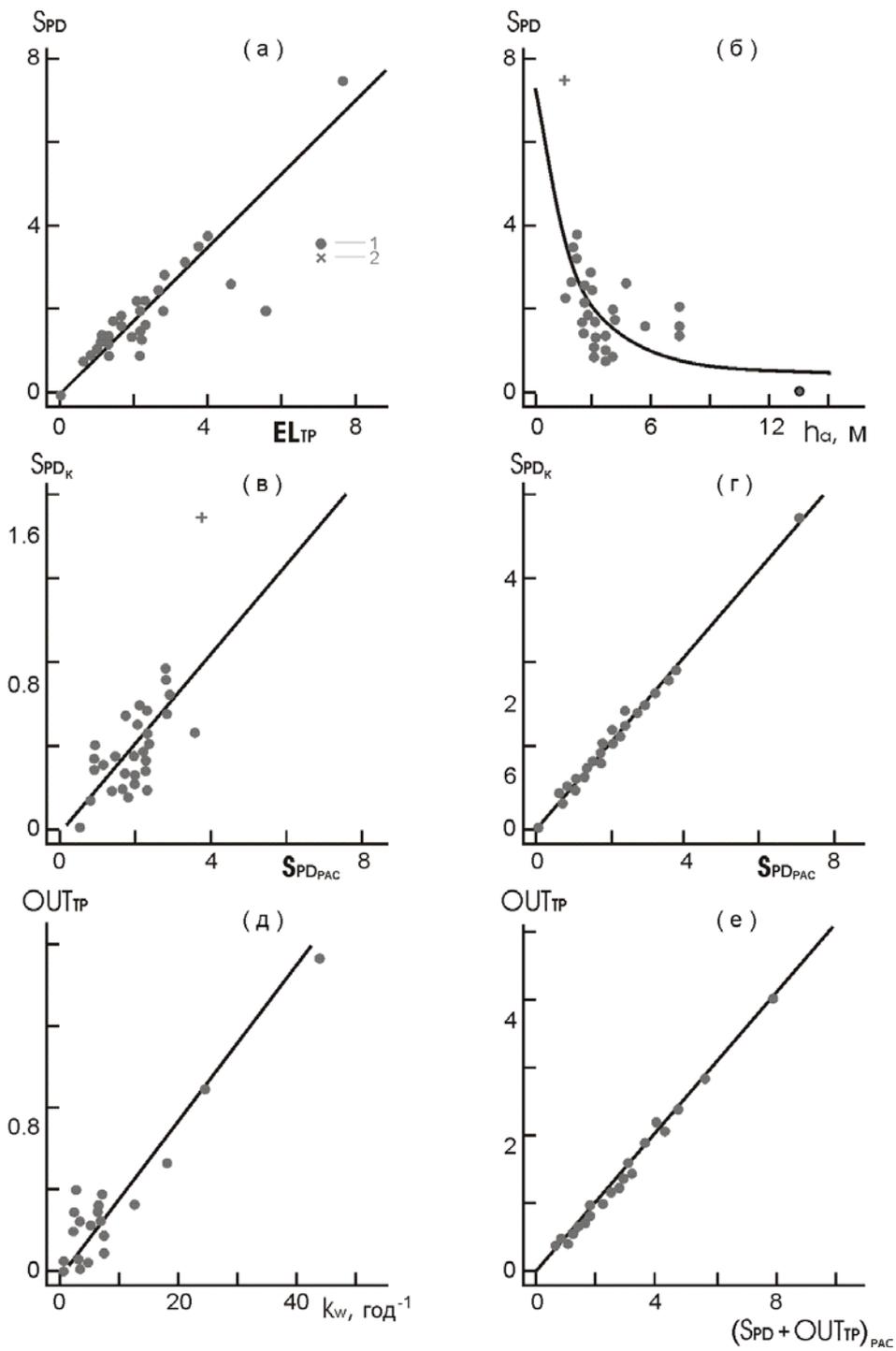
Учет  $EL_{TP}$  и  $h_a$  в зависимостях для расчета  $OUT_{TP}$  лишь немного улучшает точность оценки адвективного выноса TP:

$$OUT_{TP} = 0.082 k_w + 0.161 / h_a, r = 0.967, \quad (3.2.16)$$

$$OUT_{TP} = 0.072 k_w - 0.510 / h_a + 0.103 EL_{TP}, r = 0.973 \quad (3.2.17)$$

Для оценки суммарных годовых потерь  $P$  ( $S_{PD} + OUT_{TP}$ ) из водной среды получены зависимости, включающие различные комбинации параметров  $EL_{TP}$ ,  $k_w$  и  $h_a$ :

$$S_{PD} + OUT_{TP} = 1.022 EL_{TP}, r = 0.941, \quad (3.2.18)$$



**Рис. 3.2.3.** Потери  $P$ , мг  $P$ /л год, в зависимости от гидрологических параметров водоемов и показателей нагрузки на водоемы по  $P$

$$S_{PD} + OUT_{TP} = 0.101k_w + 6.74/h_a, \quad r = 0.941 \quad (3.2.19)$$

$$S_{PD} + OUT_{TP} = -0.017k_w + 0.084/h_a + 1.017 EL_{TP}, \quad r = 0.999. \quad (3.2.20)$$

Сопоставление правых частей уравнений (3.2.13) и (3.2.18) показывает, что в исследуемых водоемах седиментация служит основным механизмом устранения Р из водной среды – на нее приходится 79 % общих потерь Р. Годовое устранение Р в этих водоемах в целом выше его годового поступления. Для водоемов с большим диапазоном изменения  $h_a$  и  $k_w$  (среди рассмотренных только один достаточно глубокий и малопроточный водоем – оз. Увильды). По разности зависимостей вида (3.2.10) и (3.2.19) можно выяснить, при каких комбинациях параметров  $h_a$  и  $k_w$  происходит аккумуляция/расходование Р в водной среде.

Полученные выше эмпирические зависимости доказывают, что  $h_a$  – основной параметр регуляции обменных потоков на границе вода–дно, а  $k_w$  преимущественно влияет на формирование внешней нагрузки по Р на водоемы и на адвективный вынос Р из водоемов.

Внутренние потоки Р в экосистемах водоемов, рассчитанные с помощью модели фосфорной системы, были использованы для расчета величин внутренней нагрузки по Р (IL). Эта нагрузка определяется внутриводоемными процессами трансформации и круговорота Р в водной среде водоемов. Внутренний поток DIP ( $IL_{DIP}$ ) в экосистеме определяется преимущественно интенсивностью его выделения бактериями, DOP ( $IL_{DOP}$ ) – разложением PD и выделением DOP фито- и зоопланктоном, а PD ( $IL_{PD}$ ) – отмиранием гидробионтов. Значения внутренних потоков указанных форм Р характеризуют активность сообщества водных организмов в трансформации Р: выделение Р-содержащих продуктов метаболизма пропорционально удельным скоростям потребления его форм микроорганизмами в качестве субстратов питания (или скоростям роста биомассы), а количество детрита служит показателем биомассы, сформировавшейся в водоеме за данный период. Таким образом, внутренняя нагрузка по Р косвенным образом отражает и его расходование, а также рециклинг (многократное его циркулирование) в экосистеме за счет функционирования сообщества гидробионтов.

Рециклинг Р гидробионтами определяет внутреннюю нагрузку водных экосистем по Р и является реакцией экосистемы на поступление Р из внешних источников. Получены линейные зависимости для описания внутренней нагрузки по Р по общему его поступлению в экосистему из внешних источников:

$$IL_{TP} = 0.388 EL_{TP}, \quad r = 0.917, \quad (3.2.21)$$

$$IL_{DIP} = 0.0514 EL_{TP}, \quad r = 0.858, \quad (3.2.22)$$

$$IL_{PD} = 0.216 EL_{TP}, \quad r = 0.905, \quad (3.2.23)$$

$$IL_{DOP} = 0.121 EL_{TP}, \quad r = 0.900. \quad (3.2.24)$$

Наибольшие отклонения от линий связи по всем фракциям Р отмечены при повышенных значениях IL для Ивановского плеса Ивановского водохранилища, а при пониженных значениях IL – для Кубенского озера (по всем фракциям Р) и для Учинского водохранилища (по DOP). Расхождения для Учинского водохранилища объясняются особенностями развития в водоеме зоопланктона, активно потребляющего бактерии (вследствие этого поток  $IL_{DIP}$  очень мал) и имеющего повышенное выделение DOP (соответственно поток  $IL_{DOP}$  повышен).

Анализ данных моделирования показал, что активность организмов определяется влиянием ряда факторов среды обитания (температура воды, освещенность водной поверхности) и лимитируется содержанием в водной среде других биогенных элементов (в данной модели для ряда водоемов учитывается лимитирование развития фитопланктона азотом). Влияние температурного фактора, однако, не столь однозначно, как биогенной нагрузки, так как для многих групп гидробионтов пределы толерантных температур довольно узки и увеличение температуры выше заданного диапазона может вызвать сукцессию групп, сопровождающуюся снижением активности сообщества.

В отличие от годового поступления  $P$  в водную среду среднегодовая температура воды не может служить репрезентативной характеристикой, влияющей на годовую внутреннюю нагрузку экосистемы по  $P$ . Существенное влияние на нее могут оказывать лишь значения температуры в периоды активизации развития организмов (во многих водоемах это довольно непродолжительные периоды). Кроме того, внутренняя нагрузка экосистемы по  $PD$ ,  $DOP$  и  $TP$  отражает одновременно активность различных организмов сообщества (бактерий, фито- и зоопланктона), которые развиваются при разных оптимальных температурах, а  $IL_{DIP}$  формируется в процессе развития только бактериального звена (в расчетах предполагается, что фито- и зоопланктон выделяют только  $DOP$ ).

Таким образом, между среднегодовой температурой и показателями активности бактерий должна быть определенная связь. Однако она может быть существенно осложнена убылью бактерий из-за их выедания зоопланктоном. Из этого следует, что даже при благоприятных температурных условиях количество бактерий и, следовательно, их участие в годовом круговороте  $P$  реально будет невелико.

Влияние среднегодовой освещенности, как и температуры, на активность гидробионтов и круговорот  $P$  имеет смысл оценивать для отдельных периодов года (например, периода активизации развития организмов). Для годового цикла определяющим фактором внутренней нагрузки по  $P$  следует считать суммарное поступление  $P$  в водную среду. Однако отклонения от установленных эмпирических зависимостей могут быть в определенной мере связаны с температурой воды (и/или освещенностью) в периоды активного развития тех или иных групп организмов.

Внешняя нагрузка по  $P$  ( $EL_{TP}$ ) существенно зависит от гидрологических характеристик водоемов ( $k_w$  и  $h_a$ ), а влияние этих показателей на формирование внутренних потоков  $P$  (или внутренней нагрузки водных экосистем по  $P$ ) можно оценить по следующим уравнениям:

$$IL_{DIP} = 0.0024 k_w + 0.427 / h_a, \quad r = 0.873, \quad (3.2.25)$$

$$IL_{PD} = 0.029 k_w + 1.235 / h_a, \quad r = 0.841, \quad (3.2.26)$$

$$IL_{DOP} = 0.0101 k_w + 0.821 / h_a, \quad r = 0.831, \quad (3.2.27)$$

$$IL_{TP} = 0.0415 k_w + 2.483 / h_a, \quad r = 0.856. \quad (3.2.28)$$

Значения  $IL_{DIP}$ , рассчитанные по  $k_w$  и  $h_a$ , лучше соответствуют контрольным величинам, чем рассчитанные с помощью  $EL_{TP}$ . Это связано с тем, что  $DIP$  – единственная фракция  $P$ , для которой лучше использовать при определении внутренней нагрузки поступления этой фракции из внешних источников, а не  $TP$ . Внешняя нагрузка по  $DIP$  достаточно точно определяется значением  $k_w$ , а роль других показателей менее значима.

Расчеты показывают, что вычисление значений  $IL_{DIP}$ ,  $IL_{PD}$ ,  $IL_{TP}$  по эмпирическим зависимостям, учитывающим одновременное влияние  $k_w$ ,  $h_a$  и  $EL_{TP}$ , позволило получить надежные прогностические уравнения ( $r > 0.88$ ) для расчета внутренних потоков  $P$  в водоемах:

$$IL_{DIP} = -0.00018 k_w + 0.26 / h_a + 0.0255 EL_{TP}, \quad r = 0.881, \quad (3.2.29)$$

$$IL_{DIP} = -0.007 k_w + 0.312 / h_a + 0.15 EL_{DIP}, \quad r = 0.932, \quad (3.2.30)$$

$$IL_{DIP} = 0.0067 k_w + 0.028 / h_a + 0.171 EL_{TP}, \quad r = 0.914, \quad (3.2.31)$$

$$IL_{TP} = 0.00025 k_w + 0.057 / h_a + 0.327 EL_{TP}, \quad r = 0.927. \quad (3.2.32)$$

Трехфакторная зависимость не улучшает оценок величины  $IL_{DOP}$  по сравнению с однофакторной зависимостью (3.2.24) и здесь не приводится.

Полученная зависимость для оценки суммарной нагрузки по  $P$  на водную среду ( $L_{TP}$ ), учитывающая поступление  $P$  из внешних источников и его циркуляцию в самой водной экосистеме, имеет вид:

$$L_{TP} = EL_{TP} + IL_{TP} = 0.143 k_w + 9.027 / h_a, \quad r = 0.933. \quad (3.2.33)$$

Эмпирические уравнения для расчета среднегодовых концентраций форм фосфора в водоемах

№	Уравнение	r	№	Уравнение	r
(3.2.34)	$TP = 0.017 L_{TP}$	$r = 0.900$	(3.2.51)	$TP = 0.021 k_w + 0.146/h_a$	$r = 0.804$
(3.2.35)	$PD = 0.004 L_{TP}$	$r = 0.879$	(3.2.52)	$TP = 0.065 k_w^{0.2} - 0.046/h_a$	$r = 0.886$
(3.2.36)	$PD = 0.009 L_{TP}^{0.4}$	$r = 0.926$	(3.2.53)	$PD = 0.000121 k_w + 0.0458/h_a$	$r = 0.838$
(3.2.37)	$DIP = 0.0056 L_{TP}$	$r = 0.727$	(3.2.54)	$PD = 0.0133 k_w^{0.1} + 0.00043/h_a$	$r = 0.911$
(3.2.38)	$DIP = 0.012 L_{TP}^{0.5}$	$r = 0.739$	(3.2.55)	$DIP = 0.0008 k_w + 0.004/h_a$	$r = 0.734$
(3.2.39)	$DOP = 0.004 L_{TP}$	$r = 0.950$	(3.2.56)	$DIP = 0.0063 k_w^{0.5} + 0.0026/h_a$	$r = 0.766$
(3.2.40)	$POP = 0.008 L_{TP}$	$r = 0.947$	(3.2.57)	$DOP = 0.00059 k_w + 0.0035/h_a$	$r = 0.808$
(3.2.41)	$TP = 0.072/h_a^{0.1}$	$r = 0.830$	(3.2.58)	$DOP = 0.006 k_w^{0.4} + 0.016/h_a$	$r = 0.837$
(3.2.42)	$PP = 0.021 k_w^{0.2}$	$r = 0.892$	(3.2.59)	$POP = 0.00071 k_w + 0.080/h_a$	$r = 0.867$
(3.2.43)	$DIP = 0.023/h_a$	$r = 0.672$	(3.2.60)	$POP = 0.021 k_w^{0.2} + 0.054/h_a^2$	$r = 0.920$
(3.2.44)	$DOP = 0.0182/h_a^{0.2}$	$r = 0.782$	(3.2.61)	$TP = 0.083 L_{TP}^{0.5} - 0.0016 k_w - 0.25/h_a$	$r = 0.949$
(3.2.45)	$POP = 0.09/h_a$	$r = 0.852$	(3.2.62)	$PD = 0.022 L_{TP}^{0.5} - 0.0009 k_w - 0.0583/h_a$	$r = 0.958$

№	Уравнение	r	№	Уравнение	r
(3.2.46)	$TP = 0.054 k_w^{0.2}$	$r = 0.885$	(3.2.63)	$DIP = 0.037 L_{TP}^{0.5} - 0.0006 k_w - 0.14/h_a$	$r = 0.839$
(3.2.47)	$PD = 0.015 k_w^{0.1}$	$r = 0.908$	(3.2.64)	$DIP = 0.08 L_{DIP}^{0.4} - 0.0014 k_w - 0.1106/h_a$	$r = 0.888$
(3.2.48)	$DIP = 0.0187 k_w^{0.2}$	$r = 0.753$	(3.2.65)	$DIP = 0.072 L_{DIP}^{0.5} - 0.0015 k_w - 0.085/h_a$	$r = 0.871$
(3.2.49)	$DOP = 0.012 k_w^{0.2}$	$r = 0.838$	(3.2.66)	$POP = 0.032 L_{TP}^{0.5} - 0.00086 k_w - 0.073/h_a$	$r = 0.972$
(3.2.50)	$POP = 0.028 k_w^{0.1}$	$r = 0.911$			

Тенденции евтрофирования водоемов обычно оценивают по изменению среднегодовых концентраций форм Р и показателей биогенной нагрузки на экосистемы [Mahamah, Bhagat, 1983]. Поэтому были сопоставлены среднегодовые концентрации форм Р с показателями нагрузки водных экосистем по Р, а также с гидрологическими характеристиками водных экосистем. Результаты этого анализа и полученные эмпирические зависимости представлены в табл. 3.2.1. Среднегодовые концентрации TP, DOP и POP (POP = PD + FP + ZOP + BP) в зависимости от суммарной нагрузки  $L_{TP}$  достаточно хорошо воспроизводятся линейными зависимостями, а среднегодовой концентрации PD от  $L_{TP}$  – степенной функцией. Наибольшие отклонения от линии связи отмечаются при описании концентрации DIP. Для этой фракции коэффициент корреляции возрастает при использовании вместо величины нагрузки по TP нагрузки по DIP ( $L_{DIP} = EL_{DIP} + IL_{DIP}$ ) (уравнения 3.2.64 и 3.2.65, табл. 3.2.1).

Среднегодовые концентрации форм Р для исследованной группы водоемов в большой степени (соизмеримо с влиянием нагрузки по Р) зависят от величины их годового водообмена (уравнения 3.2.46–3.2.50, табл. 3.2.1). Отклонения расчетных величин среднегодовых концентраций TP, DIP, PD и DOP от их контрольных значений – наименьшие при одновременном включении в эмпирические зависимости факторов нагрузки по Р и гидрологических показателей  $k_w$  и  $h_a$  (уравнения 3.2.61–3.2.66, табл. 3.2.1).

Предлагаемые для расчета среднегодовых концентраций Р уравнения отличаются от большинства известных и используемых подобных эмпирических моделей тем, что учитывают влияние круговорота Р (с помощью внутренней нагрузки по Р) на формирование его концентраций в водной среде. В широко используемых моделях (типа модели 3.2.1) рассматривается в основном нагрузка по Р (или поступление аллохтонного Р) и только в некоторых в качестве внутренней нагрузки рассматривается поток Р в водную среду со дна водоемов [Mahamah, Bhagat, 1983].

На следующем этапе анализа для исследованных водоемов сравнивались среднегодовые концентрации TP, оцененные по полученным зависимостям и наиболее широко применяемым эмпирическим моделям – Фолленвайдера (модель (3.2.1)) и Диллона–Кархнера [Mahamah, Bhagat, 1983]:

$$TP = L_{wTP} (1 - R) / (h_a k_w), \quad (3.2.67)$$

где R – коэффициент удержания Р в водоеме.

Многочисленные модификации этих моделей различаются в основном по формализации их параметров (R и скорости седиментации S). Расчет TP выполнялся по нескольким формулам, отличающимся определением S и R [Mahamah, Bhagat, 1983] (табл. 3.2.2). Скорость седиментации S рассчитывалась по уравнению Фолленвайдера [Vollenweider, 1969]:

$$S = h_a \sqrt{1 / k_w}, \quad (3.2.68)$$

Рекхау и др. [Mahamah, Bhagat, 1983]:

$$S = 11.6 + 0.2 h_a k_w. \quad (3.2.69)$$

Величина R определялась по уравнениям Ларсена и Мерсьера [Larsen et al., 1973]:

$$R = 1 / (1 + \sqrt{k_w}) \quad (3.2.70)$$

и Диллона–Кирхнера [Mahamah, Bhagat, 1983]:

$$R = 0.426 \exp(-0.271) + 0.574 \exp(0.000949 h_a k_w). \quad (3.2.71)$$

Таблица 3.2.2

## Сравнительный расчет среднегодовых концентраций ТР по некоторым эмпирическим уравнениям

Водоемы	$L_{\text{втр}}^{\text{г}}$ г/(м <sup>2</sup> ·год)	$L_{\text{втр}}^{\text{л}}$ г/(м <sup>3</sup> ·год)	$h_{\text{в}}$ , м	$K_{\text{вв}}$ , год <sup>-1</sup>	$\text{ТР}^{\text{к}}$ г/м <sup>3</sup>	$\text{ТР} = L_{\text{втр}} / (h_{\text{в}} \cdot k_{\text{в}} + S)$			$\text{ТР} = L_{\text{втр}} \cdot (1-R) / (h_{\text{в}} \cdot k_{\text{в}})$													
						$S^{\text{к}}$ м/год	Расчет по (3.2.36)		$R^{\text{к}}$	Расчет по (3.2.38)			Расчет по (3.2.40)			$\text{ТР}^{\text{рас}}$ %	$\Delta \text{ТР}^{\text{рас}}$ %					
							$S^{\text{рас}}$	$\Delta S^{\text{рас}}$ , %		$\text{ТР}^{\text{рас}}$	$\text{ТР}^{\text{рас}}$ , %	$R^{\text{рас}}$	$\Delta R^{\text{рас}}$ , %	$\text{ТР}^{\text{рас}}$	$\Delta \text{ТР}^{\text{рас}}$ , %			$R^{\text{рас}}$	$\Delta R^{\text{рас}}$ , %	$\text{ТР}^{\text{рас}}$	$\Delta \text{ТР}^{\text{рас}}$ , %	
<b>Акватории оз. Балатон</b>																						
Кестхели	1.86	5.57	2.3	2.46	0.066	22.57	1.47	12.73	44	0.101	53	0.80	0.39	51	0.20	203	0.57	29	0.141	114	0.095	44
Зиглигет	0.55	3.20	2.9	0.83	0.044	10.11	3.18	12.08	19	0.038	14	0.77	0.52	32	0.110	149	0.57	36	0.098	123	0.054	23
Семеш	0.45	2.56	3.2	0.51	0.037	10.48	4.48	11.92	14	0.033	10	0.87	0.58	33	0.116	213	0.57	35	0.119	221	0.044	19
Шиофок	0.41	2.06	3.7	0.33	0.032	11.50	6.44	11.84	3	0.031	3	0.10	0.63	534	0.123	285	0.57	470	0.145	352	0.035	9
<b>Плесь Иваньковского водохранилища</b>																						
Волжский	19.01	6.73	4.9	24.66	0.105	60.24	1.00	35.77	41	0.121	16	0.33	0.17	48	0.131	24	0.60	82	0.063	40	0.114	9
Шошинский	6.88	11.28	1.7	5.35	0.155	34.01	0.73	13.42	61	0.297	91	0.79	0.30	62	0.514	232	0.57	28	0.315	103	0.192	24
Центральный	20.87	7.75	4.1	44.50	0.095	37.22	0.61	48.09	29	0.091	5	0.17	0.13	24	0.100	5	0.62	262	0.044	54	0.132	39
Иваньковский	4.42	4.06	3.3	12.55	0.080	13.86	0.93	19.88	43	0.072	10	0.25	0.22	12	0.83	4	0.58	132	0.045	44	0.069	14
<b>Озера</b>																						
Кубенское	0.55	3.36	2.9	1.74	0.044	7.47	2.20	22.61	69	0.031	29	0.60	0.43	28	0.62	41	0.57	5	0.047	6	0.057	30
<b>Куртанинъярви</b>																						
южная	2.60	1.89	4.0	7.45	0.050	22.20	1.47	17.56	21	0.055	10	0.43	0.27	37	0.64	27	0.58	34	0.037	26	0.032	36
северная	4.70	2.75	3.2	18.25	0.045	46.13	0.75	23.28	50	0.058	28	0.44	0.19	57	0.65	45	0.58	33	0.034	25	0.047	4
Туусуланъярви	1.08	3.84	3.1	1.66	0.095	6.27	2.47	12.63	101	0.061	36	0.55	0.44	20	0.119	24	0.57	4	0.090	5	0.065	32
Котоярви	0.38	3.23	1.8	3.02	0.070	0	1.04	12.68	-	0.021	70	0	0.36	-	0.45	36	0.57	-	0.030	57	0.055	31
Увильды	0.81	0.24	13.5	0.07	0.012	66.65	51.02	11.79	82	0.064	430	0.99	0.79	20	0.180	-	0.57	42	0.370	297	0.004	67

Водоемы	$L_{\text{втр}}^{\text{р}}$ г/(м <sup>2</sup> · год)	$L_{\text{втр}}^{\text{р}}$ г/(м <sup>3</sup> · год)	$h_{\text{г}}$ , м	$K_{\text{в}}^{\text{р}}$ год <sup>-1</sup>	$\text{ТР}^{\text{к}}$ г/м <sup>3</sup>	$\text{ТР} = L_{\text{втр}}^{\text{р}} / (h_{\text{г}} \cdot k_{\text{в}} + S)$			$\text{ТР}_{\text{рас}} = L_{\text{втр}}^{\text{р}} (1 - R) / (h_{\text{г}} \cdot k_{\text{в}})$													
						$S_{\text{к}^{\text{р}}}$ м/год	$S_{\text{рас}}^{\text{рас}}$ (35)	Расчет по (3.2.36)			$R_{\text{к}}$	Расчет по (3.2.38)			Расчет по (3.2.40)			$\text{ТР}_{\text{рас}}$ %	$\Delta \text{ТР},$ %			
								$S_{\text{рас}}$	$\Delta S, \%$	$\text{ТР}_{\text{рас}}$		$\text{ТР}, \%$	$R_{\text{рас}}$	$\Delta R, \%$	$\text{ТР}_{\text{рас}}$	$R_{\text{рас}}$	$\Delta R, \%$			$\text{ТР}_{\text{рас}}$	$\Delta \text{ТР},$ %	
<b>Водохранилища</b>																						
Учинское	5.70	3.05	7.5	6.74	0.099	7.03	2.89	21.71	209	0.079	20	0.12	0.28	133	0.081	18	0.58	384	0.047	52	0.052	47
Заторской ГАЗС	10.1	3.90	5.7	3.23	0.211	29.40	3.17	15.28	48	0.299	42	0.61	0.36	41	0.351	66	0.58	6	0.234	11	0.066	69
Южно- Уральское	1.76	3.19	4.2	1.35	0.076	17.54	3.61	12.73	27	0.096	26	0.76	0.46	39	0.168	121	0.57	25	0.333	75	0.054	29

**Примечание:** прочерк – нет данных.

Отметим, что зависимости (3.2.69) и (3.2.70) были получены для северных озер умеренных широт, а (3.2.71) – для 15 канадских озер.

Рассчитанные по данным уравнениям параметры  $S$ ,  $R$  и концентрации  $TP$  были сопоставлены с их контрольными значениями ( $S_k$ ,  $R_k$  и  $TP_k$ ):

$$S_k = L_{wTP} / TP_k - h_a k_w, \quad (3.2.72)$$

$$R_k = 1 - TP_k h_a k_w / L_{wTP}, \quad (3.2.73)$$

здесь  $TP_k$  – среднегодовые концентрации  $TP$ , определяемые по данным имитационного моделирования или по натурным наблюдениям.

Расчетные значения  $S_k$  для рассматриваемых водоемов меняются в диапазоне от 0 (оз. Котоярви) до 66.55 м/год (оз. Увильды) и составляют в среднем 23.7 м/год. Это довольно высокий показатель в сравнении с величинами для швейцарских и канадских озер (соответственно 10 и 13.2–16 м/год) [Mahamah, Bhagat, 1983]. Зависимость (3.2.68) в целом нельзя использовать для данной группы водоемов: только для оз. Увильды  $S_{расч} = 51.02$  м/год (в сравнении с  $S_k = 66.55$  м/год). Для других водоемов значения  $S$  получаются в несколько раз заниженными. Для отдельных акваторий оз. Балатон, Центрального плеса Ивановского водохранилища, южной акватории оз. Куортанинъярви и Южно-Уральского водохранилища расхождение  $\Delta S = (S_k - S_{расч})/S_k$  оценено < 30 % при определении  $S_{расч}$  по уравнению (3.2.69).

Использование уравнений (3.2.1) и (3.2.69) для расчетов  $TP$  в этих водоемах вполне приемлемо: отклонения в расчетах  $TP$  ( $\Delta TP = (TP_k - TP_{расч})/TP_k$ ) близки к  $\Delta TP$  при определении  $TP_{расч}$  по уравнению (3.2.34). Существенные отклонения отмечаются для бухты Кестхели (оз. Балатон), Шошинского плеса (Ивановское водохранилище), озер Котоярви и Увильды (соответственно 53, 91, 70 и > 100 %). Общей особенностью уравнения (модели) (3.2.1) является то, что в большинстве случаев  $\Delta S < \Delta TP$ .

Ошибки в расчетах  $R$  ( $\Delta R = (R_k - R_{расч})/R_k$ ) по уравнению (3.2.70) в целом ниже, чем  $\Delta S$ . В отличие от модели (3.2.1) в модели (3.2.67)  $\Delta TP$  преимущественно >  $\Delta R$ , а для водоемов с большими значениями произведения ( $h_a k_w$ ) значение  $\Delta TP < \Delta R$ . Вследствие этого величины  $TP$ , рассчитанные по уравнениям (3.2.67) и (3.2.70), значительно отличаются от  $TP_k$ . Таким образом, при отсутствии надежных данных об удержании  $P$  в водоеме для прогноза изменения  $TP$  лучше использовать модель вида (3.2.1), чем уравнение (3.2.67).

Для всех исследованных водоемов значения  $R$ , рассчитанные по зависимости (3.2.71), составляет ~ 0.57 (близко величинам  $R_k$  для озер Кубенское, Туусуланъярви и водохранилища Загорской ГАЭС).

Для Центрального и Ивановского плесов Ивановского водохранилища, оз. Котоярви и Учинского водохранилища приемлемо использовать модель Осборна [Mahamah, Bhagat, 1983]:

$$TP = L_{wTP} / (h_a k_w). \quad (3.2.74)$$

В этом случае для указанных водоемов  $\Delta TP$  меняется в диапазоне 0–33 % и в среднем составляет 17 %.

Применять эмпирические модели к водоемам, которые не принимали во внимание при идентификации модельных параметров, следует достаточно осторожно. Для изучения границ применимости уравнений, полученных в этой работе, значения  $TP$  были рассчитаны по уравнениям (3.2.34) и (3.2.61) для 23-х североамериканских озер (16 из них находятся на территории штата Айова), 13 тропических африканских озер и 8 альпийских озер с учетом  $L_{wTP}$ ,  $h_a$  и  $k_w$  [Dillon, 1975; Jones, Bachman, 1976; Thornton, Walmsley, 1982]. Для вычисления суммарной нагрузки по  $P$  ( $L_{TP}$ ) поток  $P$  со дна рассчитывался по уравнению (3.2.9), а внутренняя нагрузка по  $P$  – по уравнению (3.2.21). В работах [Dillon, 1975; Jones, Bachman, 1976; Thornton, Walmsley, 1982] приведены расчетные концентрации  $TP$ , оцененные по разным эмпирическим моделям и характеризующиеся высокими

ми коэффициентами корреляции ( $r > 0.9$ ). С этими расчетными величинами сопоставлялись значения TP, полученные по уравнениям, приведенным в данной работе. Для некоторых водоемов (в частности, озер Глумсе (Дания) [Jorgensen, 1980], Шагава (штат Миннесота) [Larsen et.al., 1973], бухта Такахамари (Токио) на оз. Касумигаура [Otsuki et.al., 1981]) расчетные среднегодовые концентрации сравнивались с осредненными данными натуральных наблюдений.

При расчетах концентраций TP и DIP в Шекснинском (отдельно для озерной и речной частей) [Экологические исследования..., 1982], Угличком, Рыбинском и Куйбышевском [Волга и ее жизнь, 1978] водохранилищах использовались лишь значения  $h_a$  и  $K_w$ . Для проверки расчетные концентрации сравнивались с измерениями TP и DIP в указанных водоемах. Внешняя нагрузка по P ( $EL_{TP}$ ) вычислялась в этом случае по уравнению (3.2.10), внутренняя нагрузка по P и средние концентрации TP – по уравнениям (3.2.21), (3.2.34) и (3.2.61), а среднегодовая концентрация DIP – по уравнению (3.2.38).

Сравнение расчетных данных (табл. 3.2.3) показало, что для мелководных водоемов штата Айова лучшее соответствие получено с помощью уравнения (3.2.34), при использовании зависимости (3.2.61) ошибки расчетов были достаточно велики. Для глубоководных малопроточных альпийских озер и других североамериканских озер получена обратная картина. Для Шекснинского и волжских водохранилищ получены удовлетворительные результаты по обеим зависимостям, однако ошибки при расчетах по уравнению (3.2.61) для них меньше, чем по уравнению (3.2.34).

Расчетные значения концентраций DIP удовлетворительно совпадают с измеренными для Шекснинского [Экологические исследования..., 1982] и волжских водохранилищ [Волга и ее жизнь, 1978], оз. Шагава [Larsen et.al., 1973] и бухты Такахамари [Otsuki et.al., 1981]. Для гиперевтрофного оз. Баутцен расчетные концентрации DIP занижены. Для бухты Такахамари среднегодовая концентрация DIP, вычисленная по уравнению (3.2.39), составила 0.013 мг/л, а измеренная была несколько выше (0.018 мг/л).

Полученные совпадения концентраций  $TP_{расч}$  с  $TP_k$  для тропических озер Африки (Нью-Дорингпорт, Кариба, Меелвейне), очевидно, случайны, а большие ошибки в расчетах могут быть связаны с возможным существенным несоответствием в составе компонентов в ДО водоемов этих и умеренных широт различий содержания в них P и ошибок в вычислении потоков P со дна. Разная активность доминирующих групп гидробионтов в водоемах тропических и умеренных широт может вызвать ошибки в определении внутренней нагрузки по P для этих водоемов.

Сравнение уравнений (3.2.61) и (3.2.34) показывает, что есть довольно узкий интервал применения, характеризующийся соответствующим сочетанием показателей глубины, проточности и нагрузки. Это не подходит для очень мелких ( $h_a \sim 1$  м) водоемов (например, озера Хай, Ловер Кар, Трамбел), для которых  $TP_{расч}$  могут быть даже отрицательными. Для глубоководных водоемов (альпийские озера, Скаха, Каламалка) результаты расчетов по этому уравнению даже лучше, чем по уравнению (3.2.34). Очевидно, что при  $h_a > 8-10$  м в расчетах среднегодовых концентраций P глубину водоемов надо учитывать.

Таблица 3.2.3

**Расчет среднегодовых концентраций форм фосфора в водоемах по эмпирическим формулам**

Водоемы	$L_{TP}^{втрP}$ г/(М <sup>2</sup> год)	$L_{TP}^{рP}$ г/(М <sup>3</sup> год)	$h_a$ , М	$K_w$ , год <sup>-1</sup>	R, %	$TP_{расч}$ г/М <sup>3</sup>	$TP_{расч}$	DIP <sub>k</sub> г/М <sup>3</sup>	DIP <sub>по</sub> (4.2.38)
<b>Североамериканские озера</b>									
Себастикук	0.21	1.34	6.0	0.39	48	0.046	0.023/0.053	–	–

Водоёмы	$L_{wTP}^*$ г/(м <sup>2</sup> год)	$L_{TP}^*$ г/(м <sup>3</sup> год)	$h_{э}$ , м	$K_{wTP}$ , год <sup>-1</sup>	R, %	$TP_{рас}$ г/м <sup>3</sup>	$TP_{рас}$	DIP <sub>к<sup>р</sup></sub> г/м <sup>3</sup>	DIP по (4.2.38)
227 (ELA)	0.34	2.03	4.4	0.24	89	0.036	0.034/0.061	–	–
Скаха	2.20	0.42	26.5	0.89	65	0.033	0.007/0.042	–	–
Каламалка	0.32	0.15	58.0	0.01	90	0.061	0.003/0.028	–	–
Менона	2.14	1.44	7.8	0.83	71	0.096	0.023/0.066	–	–
Уобиса	9.93	4.57	4.8	3.33	0	0.621	0.078/0.103	–	–
Кегонса	6.64	3.78	4.6	2.86	9	0.459	0.064/0.096	–	–
Шагава	0.63	1.61	5.7	1.58	–	–	–	0.018	0.015
<b>Озера штата Айова</b>									
Зап. Окобои	0.17	0.73	11.9	0.05	94	0.017	0.012/0.050	–	–
Вост. Окобои	0.49	3.26	2.8	0.92	51	0.093	0.055/0.059	–	–
Биг Спирит	0.26	0.38	5.2	0.21	79	0.049	0.010/0.015	–	–
Ловер-Гар	1.13	9.13	1.1	6.25	23	0.125	0.155/0.013	–	–
Хай	0.36	7.94	1.0	1.37	43	0.150	0.135/<0	–	–
Трамбел	2.06	11.13	1.0	9.09	22	0.178	0.189/0.012	–	–
Лун	0.57	6.13	1.5	2.56	33	0.099	0.104/0.034	–	–
Сильвер	0.54	5.09	1.8	1.19	46	0.137	0.086/0.052	–	–
Сентер	0.12	3.19	2.7	0.13	86	0.048	0.054/0.055	–	–
Блек-Хаак	0.58	6.58	1.4	1.67	40	0.150	0.122/0.031	–	–
Сторм	0.20	3.96	2.2	0.33	72	0.078	0.067/0.051	–	–
Лост-Айленд	0.39	2.89	3.1	0.49	64	0.093	0.049/0.059	–	–
Ингхам	0.60	6.19	1.5	0.86	52	0.223	0.105/0.038	–	–
Сев. Твин	0.29	2.94	3.0	0.37	70	0.080	0.050/0.059	–	–
Корнелия	0.11	6.16	1.4	0.25	77	0.073	0.104/0.027	–	–
Клир	0.14	3.21	2.7	0.17	83	0.053	0.055/0.056	–	–
<b>Южноафриканские озера</b>									
Блоемхоф	7.90	4.29	4.5	1.82	0	0.963	0.073/0.113	–	–
Хазелмере	0.10	0.74	10.8	2.86	0	0.003	0.013/0.044	–	–
Верворд	0.60	0.53	16.3	2.00	0	0.019	0.009/0.042	–	–
Хартбиспурт	16.80	3.29	9.6	1.16	73	0.468	0.056/0.123	–	–
Тонтелдус	1.30	1.93	3.9	33.30	60	0.004	0.033/<0	–	–
Кариба	0.10	0.26	31.4	0.25	65	0.004	0.004/0.034	–	–
Робертсон	0.60	1.50	6.0	2.78	74	0.010	0.025/0.055	–	–
Аппер-Умгуса	11.20	6.29	3.8	1.64	43	1.000	0.107/0.140	–	–
Нью-Дорингпурт	0.30	1.07	8.1	1.14	57	0.014	0.018/0.053	–	–
Алберт-Фалс	0.02	0.67	12.4	0.67	3	0.002	0.011/0.048	–	–
Лоскоп	0.90	0.95	9.6	2.78	93	0.031	0.016/0.050	–	–
Рудеплаат	11.90	2.35	10.6	0.67	28	0.490	0.040/0.103	–	–
Макилвейн	11.00	2.53	9.4	0.08	1	0.138	0.043/0.096	–	–

Водоёмы	$L_{wTP}^*$ г/(м <sup>2</sup> год)	$L_{p}^*$ г/(м <sup>3</sup> год)	$h_a$ , м	$K_w$ , год <sup>-1</sup>	R, %	$TP_k$ г/м <sup>3</sup>	$TP_{рас}$	$DIP_k$ г/м <sup>3</sup>	$DIP_k$ по (4.2.38)
<b>Альпийские озера</b>									
Аегерзее	0.16	0.17	49.0	0.12	68	0.009	0.003/0.029	–	–
Турлерзее	0.30	0.63	14.0	0.46	80	0.009	0.011/0.049	–	–
Халлвилерзее	0.53	0.32	28.0	0.26	36	0.048	0.005/0.038	–	–
Бодензее-Оберзее	4.06	0.14	100.0	0.20	65	0.069	0.002/0.028	–	–
Пфаффикерзее	1.36	0.57	18.0	0.38	77	0.045	0.010/0.048	–	–
Цюрихзее	1.32	0.19	50.0	0.68	25	0.029	0.003/0.030	–	–
Грайфензее	1.56	0.54	19.0	0.49	62	0.064	0.009/0.047	–	–
Балдеггерзее	1.75	0.32	34.0	0.22	61	0.091	0.005/0.040	–	–
<b>оз. Касумигаура (Япония)</b>									
бухта Такахамари	1.28	3.15	3.2	1.67	–	0.200	0.054/0.067	0.022	0.021
<b>Североевропейские озера</b>									
оз. Глумсо (Дания)	6.06	8.43	2.0	2.35	–	1.500	0.143/0.112	1.100	0.035
оз. Норрвикен (Швеция)	4.03	2.57	5.4	1.75	49	0.217	0.044/0.084	–	–
оз. Баутцен (Германия)	16.50	5.81	7.0	–	–	–	–	0.100	0.029
<b>Водохранилища</b>									
Шекснинское	–	2.44	3.9	0.83	–	0.066	0.041/0.064	0.17	0.019
озерная часть	–	2.32	4.1	0.72	–	0.075	0.039/0.064	0.17	0.018
речная часть	–	3.00	3.3	1.74	–	0.050	0.051/0.065	0.17	0.021
Угличское	–	3.40	5.0	11.30	–	0.073	0.058/0.085	0.039	0.022
Рыбинское	–	1.82	5.6	1.34	–	0.047	0.031/0.065	0.017	0.016
Куйбышевское	–	1.60	8.9	4.09	–	0.072	0.027/0.070	0.028	0.015

**Примечание:** в числителе – расчет по уравнению (3.2.34),  
в знаменателе – по уравнению (3.2.61).  
Прочерк – нет данных.

Получены значительные ошибки расчетов  $TP$  при его фактическом содержании  $< 0.010$  (озера Хазелмере, Тонтелдус, Алберт-Фалс, Аегерзее) и  $> 0.2$  мг/л (водохранилище Загорской ГАЭС, озера Ингхам, Уобиса, Кегонса и др.). При малых концентрациях  $TP_{расч}$  превышает  $TP_k$  в 2–24 раза. Учитывая, однако, точность измерения малых концентраций  $P$  и возможные отличия этих  $TP_k$  от наблюдаемых значений, в ряде случаев получены достаточно близкие значения  $TP_{расч}$  и  $TP_k$  (например, для озер Хазелмере, Алберт-Фалс). При концентрации  $TP > 0.2$  мг/л значения  $\Delta TP$  составляют 53–90 %. Примерно в десять раз занижены  $TP_{расч}$  и  $DIP_{расч}$  для гипертрофного оз. Глумсо. Значительны отличия сравниваемых  $TP_k$  и  $TP_{расч}$  в водоемах с малым коэффициентом удержания  $P$  (озера Хазелмере, Алберт-Фалс, Кегонса, Уобиса, Блоемхоф).

Анализ показал, что зависимости (3.2.21) и (3.2.34) можно использовать для прогноза изменения  $TP$  в неглубоких, хорошо перемешиваемых мезоэвтрофных водоемах умеренных широт. Применимость уравнения (3.2.61) для глубоководных водоемов требует дополнительных подтверждений. Для водоемов с

концентрациями  $TP > 0.2$  мг/л (и особенно гипертрофных водоемов) ошибки расчетных значений  $TP$  довольно высоки, очевидно, зависимости  $IL_{TP}$  от  $EL_{TP}$  и  $TP$  от  $L_{TP}$  будут отличаться для водоемов разной трофности. Более универсальные зависимости для водоемов можно получить при наличии разнообразных гидрологических, гидрохимических и гидробиологических данных.

### **Выводы по обобщению результатов модельных расчетов для разных водоемов**

Проанализированы данные моделирования, полученные с помощью модели фосфорной системы, по динамике форм  $P$  в разных по трофическому статусу водоемах. Проведено исследование полученных зависимостей, отражающих закономерности изменений внешних и внутренних характеристик водных экосистем.

Для выявления тенденций эвтрофирования водоемов оценена роль гидрологических характеристик водоемов (скорость водообмена и средняя глубина) в формировании внешних потоков  $P$ . Годовые поступления аллохтонного  $P$  и адвективный его вынос из экосистем водоемов в значительной мере определяются годовыми значениями коэффициента водообмена. Обменные процессы на границе вода–дно регулируются средней глубиной водоемов. Выявлено соответствие между годовой седиментацией  $P$  и его поступлением в водную среду. Седиментация  $P$  служит основным фактором, компенсирующим влияние биогенной нагрузки по  $P$  на его содержание в водной среде водоемов.

Расчитанные моделью фосфорной системы внутренние потоки  $P$  в экосистемах водоемов использовались для установления внутренней нагрузки по  $P$  (результат метаболических процессов гидробионтов – реакция экосистем на внешнюю нагрузку по  $P$  или поступление в водоемы  $P$  из внешних источников и со дна). Связь между этими показателями может быть описана линейными уравнениями.

Среднегодовые концентрации форм  $P$  в водной среде определяются преимущественно суммарной (внешней и внутренней) нагрузкой по  $P$ .

Годовые потоки  $P$  и среднегодовые концентрации его форм в водоемах могут быть оценены с помощью зависимостей, включающих разные показатели водоемов (коэффициент водообмена, средняя глубина, нагрузка по  $P$ ). Наибольшие коэффициенты корреляции между указанными характеристиками отмечаются при учете этих трех факторов. Диапазон применимости эмпирических уравнений довольно узок и определяется ограниченным сочетанием величин показателей  $kw$ ,  $h_a$  и  $L_{TP}$ .

Изучение применимости полученных эмпирических уравнений для расчета среднегодовых концентраций форм  $P$  показало, что возможность использования линейных зависимостей от  $L_{TP}$  находится в ограниченных интервалах изменения концентраций  $P$  (например, для уравнения  $TP = 0.017 L_{TP}$  этот интервал был определен до концентраций  $P$  не  $> 0.2$  мг  $P$ /л). Предложенные уравнения могут использоваться для неглубоких олиго- и мезотрофных водоемов, а также водоемов умеренных широт, находящихся на начальной стадии эвтрофирования.

### **Вопросы для закрепления материала**

1. Для изучения каких водоемов была предложена имитационная модель фосфорной системы?
2. Какие типичные вопросы изучаются с помощью моделей, описывающих динамику форм  $P$ ?
3. Какой источник поступления форм  $P$ , вызывающий вторичное загрязнение водоемов, особенно важен для моделирования условий функционирования мелководных экосистем?
4. Что характеризует внутренние потоки соединений  $P$ , оцениваемые с помощью моделирования?

5. Какой поток Р определяет основные его потери в мелких водоемах?
6. Какой внешний фактор особенно важен в регуляции активности микроорганизмов в мелких водоемах умеренных широт?
7. Какая доминирующая форма Р поступает в водную среду из донных отложений в мелких водоемах?
8. Какие морфометрические параметры водоемов учитываются в эмпирических моделях, используемых для оценки среднегодовых концентраций форм Р в водоемах?
9. На основе какой информации по результатам модельных исследований были предложены эмпирические модели для прогноза концентраций форм Р в природных водоемах?

### Литература к главе 3

1. Багоцкий, С. В. Математическое моделирование изменения структуры экосистем при эвтрофировании водоемов : дис. .... канд. биол. наук / С. В. Багоцкий. – М. : Лаборатория мониторинга природной среды и климата Госкомгидромета и АН СССР, 1989. – 144 с. (прил. 66 с.).
2. Булдовская, О. Р. Динамика и круговорот соединений фосфора в Учинском водохранилище: исследование с помощью имитационной математической модели фосфорной системы / О. Р. Булдовская, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1995. – Т. 23. – № 2. – С. 176–188.
3. Волга и ее жизнь. – Л. : Наука, 1978. – 348 с.
4. Комплексные исследования водохранилищ. Можайское водохранилище / под ред. : В. Д. Быкова, К. К. Эдельштейна. – М. : изд-во МГУ, 1979. – Вып. 3. – 400 с.
5. Леонов, А. В. Изучение условий эвтрофирования и трансформации соединений фосфора в экосистеме оз. Балатон (Венгрия) / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1985. – № 1. – С. 131–146.
6. Леонов, А. В. Математическое моделирование динамики форм фосфора в мелководных экосистемах (на примере оз. Балатон) / А. В. Леонов. – М. : Наука, 1986. – 152 с.
7. Леонов, А. В. Динамика форм фосфора при разных водных режимах в экосистеме оз. Кубенское / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1987. – № 4. – С. 41–51.
8. Леонов, А. В. Кинетика биотрансформации соединений органических элементов в природных водах (математическое моделирование и анализ закономерностей их круговорота) : дис. ... д-ра хим. наук / А. В. Леонов. – М. : ИВП РАН, 1991. – 65 с.
9. Леонов, А. В. Динамика и баланс соединений фосфора в экосистеме оз. Куортанинъярви (Финляндия) / А. В. Леонов, Ю. Кеттунен, О. Варис // Водные ресурсы. – 1987. – № 6. – С. 141–158.
10. Леонов, А. В. Применение имитационной модели для оценки условий трансформации форм фосфора в оз. Туусуланъярви (Финляндия) / А. В. Леонов, Е. Ниemi // Водные ресурсы. – 1989. – № 6. – С. 77–90.
11. Леонов, А. В. Применение имитационной математической модели фосфорной системы для расчета скоростей продукционно-деструкционных процессов в водохранилище Загорской ГАЭС / А. В. Леонов, Г. Л. Марголина, А. Г. Соколов // Гидротехн. строительство. – 1992. – № 8. – С. 40–45.
12. Мартынова, М. В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ / М. В. Мартынова. – М. : Наука, 1984. – 158 с.
13. Фаст, С. Г. Динамика соединений фосфора и его внутренние потоки в экосистеме Можайского водохранилища / С. Г. Фаст, А. В. Леонов, Ю. С. Даденко // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23. – № 1. – С. 44–58.
14. Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. – Л. : Наука, 1982. – 299 с.

15. Dillon, P. J. *Limnol. & Oceanogr* / P. J. Dillon. – 1975. – Vol. 20. – № 1. – P. 29–51.
16. Jones, J. R. *Water Poll. Contr. Federation* / J. R. Jones, R. W. J. Bachman. – 1976. – Vol. 48. – № 9. – P. 2176–2194.
17. Jorgensen, S. E. *Lake Management (Water development, supply and management)* / S. E. Jorgensen. – Oxford : Pergamon Press, 1980. – Vol. 14. – 167 p.
18. Larsen, D. P. *Proc. Workshop “Modeling the eutrophication process”* / D. P. Larsen, H. T. Mersier, K. W. Malueg. – Logan : Utha State Univ., 1973. – P. 15–40.
19. Leonov, A. V. *Mathematical modeling of phosphorus transformation in relation to eutrophication of Lake Balaton. Proc. of the 2-nd Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling. Veszprem, 27–30 Aug. 1979* / A. V. Leonov. – Hungary, 1980. – Vol. 1. – P. 111–175.
20. Leonov, A. V. *Applying the Balaton sector model for analysis of phosphorus dynamics in Lake Balaton, 1976–1978. Rep. of the Internat. Inst. For Applied System Analysis / A. V. Leonov. – Austria. Laxenburg. 1981. RR-81-118. – 81 p.*
21. Leonov, A. V. *Transformation and turnover of phosphorus compounds in the Lake Balaton ecosystem, 1976–1978. Rep. of the Internat. Inst. For Applied System Analysis / A. V. Leonov. – Austria. Laxenburg. 1982. RR-82-27. – 72 p.*
22. Leonov, A. V. *Modeling and explaining the phosphorus dynamics in Lake Balaton, 1976–1979. Rep. of the Internat. Inst. For Applied System Analysis / A. V. Leonov. – Austria. Laxenburg. 1985. RR-85-3. – 59 p.*
23. Leonov, A. V. *Simulation and analysis of phosphorus transformation and phytoplankton dynamics in relation to the eutrophication of Lake Balaton. In “Progress in ecol. eng. and management by mathematical modeling”. Proc. of the 2-nd Internat. conf. on ecol. modeling”. 18–24 Apr. 1980* / A. V. Leonov, O. F. Vasiliev. – Belgium, Liege. 1981. – P. 627–656.
24. Mahamah, D. S. *Analysis ecological systems: state-of-the-art ecological modeling* / D. S. Mahamah, S. K. Bhagat. – Amsterdam, 1983. – 593 p.
25. Otsuki, A. *Verh. Int. Limnol.* 1981 / A. Otsuki, S. Kasuga, T. Kawai. – Vol. 21. – P. 634–647.
26. Thornton, J. A. *Hydrobiology.* 1982 / J. A. Thornton, R. D. Walmsley. – Vol. 89. – P. 237–254.
27. Varis, O. *On the adequacy of large-scale models identified with incomplete field data. A case study with two models. Aqua Fennica.* 1986 / O. Varis, J. Kettunen, A. V. Leonov. – Vol. 16. – № 2. – P. 157–165.
28. Vollenweider, R. A. *Arch. Hydrobiol* / R. A. Vollenweider. – 1969. – B. 66. – № 1. – S. 1–36.

## ГЛАВА 4. МОДЕЛЬ ТРАНСФОРМАЦИИ СОЕДИНЕНИЙ C, N, P, Si (CNPSi-МОДЕЛЬ)

Возрастающее загрязнение природных вод соединениями биогенных элементов из-за поступления недостаточно очищенных сточных вод нарушает сложившиеся в них равновесия между продукционно-деструкционными процессами, которые определяют режимы функционирования водных экосистем и условия трансформации веществ в них. Это приводит к изменениям трофического состояния природных вод и к ухудшению их качества. Оценить возможные изменения водных экосистем можно с помощью адекватных математических моделей, описывающих функционирование основных звеньев трофической цепи (бактерии, фито- и зоопланктон, макрофиты) и трансформацию соединений биогенных элементов за счет деятельности гидробионтов.

Здесь рассматривается модель системы из десяти взаимосвязанных участков водоема (такowymi могут быть море, озеро, водохранилище). Некоторые из участков могут служить приемниками загрязненных вод, прошедших очистное сооружение, или частично очищенных хозяйственно-бытовых стоков. Эти воды, как правило, содержат определенное количество не удаленных в процессе обработки соединений биогенных элементов (C, N, P, Si). Водный поток с некоторой скоростью перемещается от одной акватории водоема в этой системе в другую. При этом свойства воды меняются, так как содержание биогенных веществ (БВ) за счет активности гидробионтов непрерывно изменяется. Такие изменения концентраций БВ и биомасс гидробионтов происходят в течение года как в природных водных объектах, так и в созданных человеком водоемах гидротехнического назначения (например, в системах взаимосвязанных прудов-отстойников).

На основе опыта предварительных исследований проблем трансформации БВ с помощью методологии математического моделирования и системного анализа была построена обобщенная модель совместной трансформации соединений C, N, P, Si и режима  $O_2$  (CNPSi-модель), достаточно краткое описание которой приводится в данном разделе для изучения указанных проблем в открытых водных экосистемах.

### 4.1. ПЕРЕЧЕНЬ МОДЕЛЕЙ, НА ОСНОВЕ КОТОРЫХ БЫЛА РАЗРАБОТАНА CNPSi-МОДЕЛЬ

Разработанная CNPSi-модель была создана на основе объединения ряда моделей, предложенных для изучения конкретных частных задач качества природных вод. Далее следует перечень этих моделей:

– **имитационная модель фосфорной системы (BALSECT)** – была разработана в Международном институте прикладного системного анализа в 1981 г. (программист С. Медов, Канада) [Леонов, 1981 с; Леонов, 1986]. Модель использовалась для изучения условий евтрофирования и трансформации форм P в разных водных объектах умеренной зоны (64–45 ° с. ш.):

- **озер:** Балатон (Венгрия) [Леонов, 1981; Леонов, 1986], финских озер – Куортаниъярви [Varis et al, 1986; Леонов и др., 1987]; Туусуланъярви [Леонов, Ниemi, 1989; 1991], Котоярви [Леонов, 1991] и Кубенское (Россия) [Леонов, 1987];

- **водохранилищ в России:** Ивановское [Леонов, 1985; Леонов, 1989],

Загорской ГАЭС [Леонов и др., 1992], Можайское [Фаст и др., 1996], Учинское [Булдовская, Леонов, 1996], Южно-Уральское [Леонов и др., 1996].

Данные моделирования для указанных водоемов были обобщены, получены эмпирические уравнения связей между годовыми величинами внутренних и внешних потоков  $P$ , а также среднегодовыми концентрациями его форм в экосистемах шести озер и четырех водохранилищ умеренной зоны, нагрузкой по  $P$  и гидрометеорологическими характеристиками водных объектов. Также было проведено сравнение полученных эмпирических уравнений с традиционными зависимостями, используемыми для прогноза трофического состояния водоемов. Исследованы возможности применения полученных уравнений для 53 других водоемов, отличающихся по географическому положению, трофическому статусу, морфометрии и гидрологическому режиму [Леонов, Булдовская, 1997];

– **модель трансформации соединений N** – с детальным воспроизведением важнейших каналов преобразования форм N в водной среде при аэробных условиях. Разработана в Международном институте прикладного системного анализа (Австрия) в 1980 г. (программист С. Медов, Канада). Проверена при анализе достаточно детальных экспериментальных наблюдений по трансформации соединений N в речной, озерной, морской и сточной водах (литературные данные) [Leonov, 1980 a].

Возможности ее применения были также показаны при анализе специально выполненной в Словакии широкой серии экспериментов с разными исходными концентрациями форм N в речной воде [Toth, Leonov, 1981];

– **модель совместной трансформации соединений N, P и режима  $O_2$** . Разработана в Международном институте прикладного системного анализа (Австрия) в 1980 г. (программист С. Медов, Канада). Использовалась для анализа данных экспериментов по анализу изменений концентраций биогенных веществ в воде евтрофного оз. Бива (Япония) [Леонов, 1989]. Модификация этой модели была применена для прогноза условий трансформации соединений указанных элементов в проектируемом Катунском водохранилище [Цхай, Леонов, 1995];

– **модель трансформации органического вещества и соединений биогенных элементов**. Разработана в ИВП РАН (Москва) в 1991 г. (программист М. М. Осташенко, Россия). Апробирована на обобщенных наблюдениях 1976–1979 гг. на Ладожском оз. (Россия), использовалась по весьма ориентировочным данным по биогенной нагрузке для этого озера. Получено достаточно хорошее соответствие расчетных концентраций веществ имеющимся наблюдениям в отдельные сезоны в восьми акваториях водоема. Результаты моделирования позволили охарактеризовать специфичность внутригодовой изменчивости концентраций биогенных веществ, объяснить особенности формирования биогенной нагрузки и балансы веществ в выделенных акваториях Ладожского оз. [Леонов и др., 1991].

*Особенности этой модели:*

- с начала года модель воспроизводит условия трансформации биогенных веществ и растворенного  $O_2$  в однослойной экосистеме (условия полного перемешивания по вертикали), а по мере прогрева верхнего слоя переходит на расчет компонентов в двухслойной экосистеме (учет формирующейся при прогреве стратификации вод в глубоком водоеме);

- в модели унифицировано описание процессов водообмена и переноса веществ через границы выделенных акваторий. Матричный ввод данных по водному режиму предусматривает возможность описания входными данными любого подразделения водоема на акватории и их меняющихся взаимодействий по водообмену в течение изучаемого периода времени. Такой ввод в модель данных по водному режиму исключает необходимость ее корректировки в описании подразделения водоема на акватории при переходе с уже исследованного водного объекта на другой, который только предстоит исследовать и подразделение которого на участки может существенно отличаться (по числу выделяемых акваторий и их взаимодействию) от ранее исследованного водоема;

– модель трансформации соединений С, N, P и режима  $O_2$  – разработана для серии десяти прудов-отстойников, принимающих сточные воды санаториев (район Планерское, Крым) (ИВП РАН, 1995 г., программист В. М. Николаев, ИНБЮМ). Модель имитировала прохождение сточных вод через серию прудов (расход биогенов в процессах их трансформации и перевод их в биомассу) перед тем, как вода из последнего пруда будет сбрасываться в Черное море. Особенность модели – включение в нее системы отображения результатов моделирования (основа – база данных PARADOX-3.5 (русифицированная версия) для оперативной обработки результатов расчетов – построения графиков, диаграмм и таблиц) [Леонов и др., 1994].

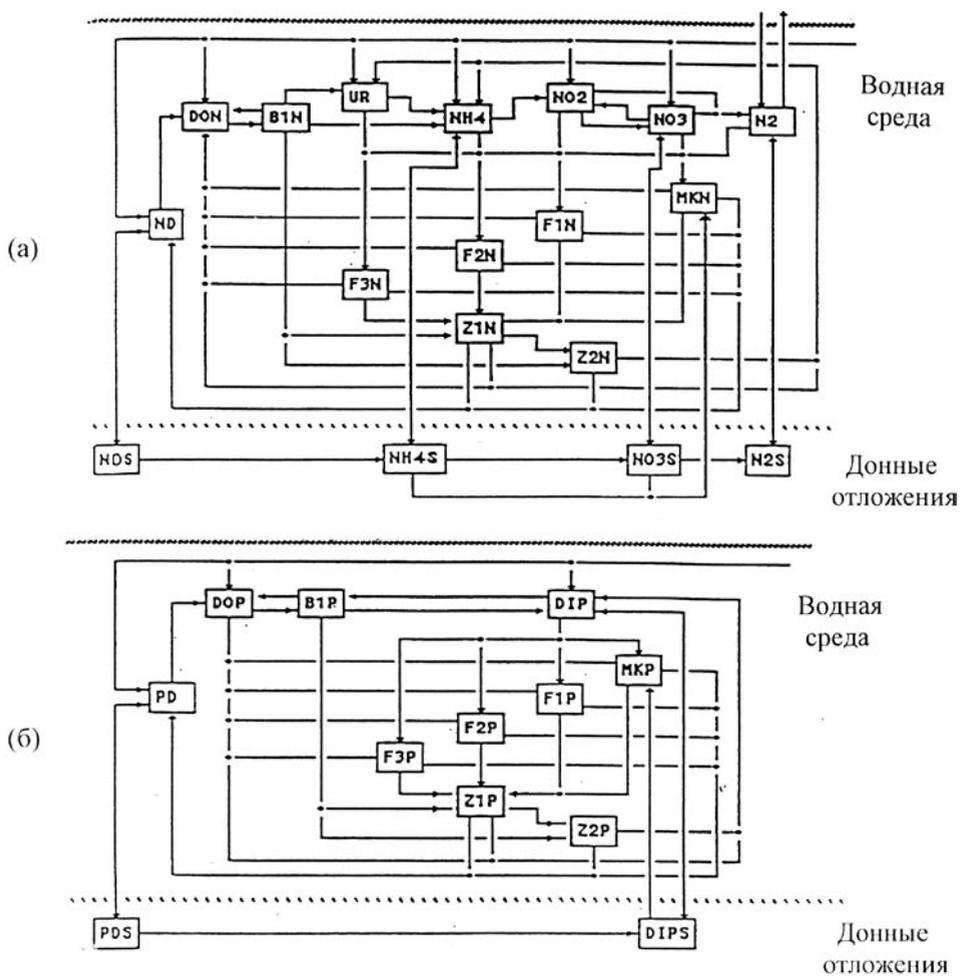
Математическая CNPSi-модель позволяет проследить за изменением концентраций соединений биогенных элементов при движении водного потока по системе взаимодействующих участков (водоемов). Модель основана на принципах и методологии системного анализа: в ней учитываются многообразие форм нахождения веществ разного происхождения в водной среде, различные взаимодействия компонентов химической и биологической природы и влияние на них физических, химических и биологических внутриводоемных процессов. Последние воздействуют на скорости изменения концентраций веществ в этой среде. Таким образом, модель воспроизводит развитие процессов биотрансформации и круговорота соединений биогенных элементов (С, N, P, Si), а также отражает изменчивость содержания кислорода (интегрального показателя состояния водной среды).

## **4.2. ОСНОВНЫЕ РАБОЧИЕ ГИПОТЕЗЫ, НА ОСНОВЕ КОТОРЫХ СТРОИЛАСЬ CNPSi-МОДЕЛЬ**

В отличие от традиционных подходов, практикуемых при разработке экологических моделей, разрабатываемая в этой модели рабочая гипотеза предполагает развитие процессов биотрансформации веществ при взаимосвязанности основных функций гидробионтов – потребление ими веществ (субстратов питания), выделение продуктов метаболизма (обмена веществ) и отмирания (образование детрита). При этом функции выделения и отмирания принимаются зависящими от потребления гидробионтами веществ-субстратов, обеспечивающих их рост и нормальные условия функционирования даже при лимите питательных веществ в водной среде. Такой подход позволяет воспроизвести широкий спектр условий жизнедеятельности гидробионтов при меняющемся трофическом состоянии водных объектов. В модели биотрансформации веществ скорости роста гидробионтов качественно связываются с концентрациями компонентов – растворенными и взвешенными соединениями биогенных элементов, включаемых в оборот гидробионтами и расходуемых ими в своем развитии на построение своей биомассы.

Экологическая полноценность модели – важнейшее требование к подобным разработкам. Она достигается с учетом взаимодействия компонентов и зависит от параметров среды обитания (температура, освещенность, прозрачность воды, водный и ветровой режимы, биогенная нагрузка). Последние определяют условия развития гидробионтов, которые своими прижизненными выделениями и детритообразованием формируют состав компонентов водной среды. Заложенная в модель взаимосвязь основных функций гидробионтов – гибкий механизм регуляции их активности, который определяет «подстройку» гидробионтов и формирует в целом их адаптацию к конкретным условиям среды обитания. Такой механизм дает возможность использовать одну модель без существенной корректировки ее параметров для исследования отличающихся по своим химико-биологическим свойствам отдельных участков или взаимосвязанных водных экосистем. Перспективность подобного подхода к изучению проблем евтрофирования разных водоемов была показана на примере использования имитационной модели фосфорной системы (раздел 4.1).

В качестве примера на рис. 4.1 показаны блок-схемы взаимосвязей соединений N и P в данной модели. Уточненная исходная версия модели [Леонов, Сапожников, 1997] рассматривает взаимосвязанные биогеохимические циклы соединений N и P и включает упрощенное описание важнейших потоков трансформации Si, DOC и O<sub>2</sub> в двухслойной водной системе. Модель отражает влияние основных природных и антропогенных факторов на водную экосистему. Входными данными, характеризующими внутригодовые изменения основных показателей распределения химических и биологических переменных, служат показатели состояния водной среды в разных акваториях изучаемого водного объекта. Поэтому модель можно использовать при решении водно-экологических задач и изучении особенностей поведения аквасистем. Анализ данных моделирования, полученных для разных акваторий морского объекта, позволяет выявлять различия и особенности условий трансформации и круговорота биогенных и органогенных веществ, а также специфику формирования биопродуктивности морской среды при заданных внешних воздействиях на морскую экосистему.



**Рис. 4.1.** Используемые с CNPSi-модели схемы взаимодействия соединений N (а) и P (б)

Модель рассчитывает внутригодовую динамику концентраций DOC, O<sub>2</sub>, N-, P- и Si- содержащих веществ. Они изменяются в результате развития процессов биотрансформации и переноса веществ через границы между выделенными акваториями, а также обменных процессов на поверхностях раздела вода–воздух и вода–дно. В модель включены следующие соединения P, N и Si: взвешенные компоненты детрита в единицах P (PD), N (ND) и Si (SiD), растворенные органические P (DOP), N (DON) и Si (DOSi), свободный N (N<sub>2</sub>), растворенные минеральные формы P (DIP), Si (DISi) и N – аммоний (NH<sub>4</sub>), нитриты (NO<sub>2</sub>) и нитраты (NO<sub>3</sub>). Включенная в модель концентрация нефтяных углеводородов (НУ) служит показателем загрязнения морской среды, и их содержание и изменение могут представлять особый интерес для шельфовой зоны о. Сахалин при изучении режима трансформации компонентов в естественных условиях и при их нарушении, вызванных разработкой морских месторождений нефти и газа.

Процессы биотрансформации веществ в модели формализованы на основе имеющихся представлений о круговороте веществ в водной среде и развитии процессов биотрансформации вещества – потреблении соответствующими микроорганизмами отдельных субстратов, выделении ими продуктов метаболизма и образовании детрита. Учитывается, что соединения одного элемента, потребляемые микроорганизмами в процессе роста биомассы, взаимозаменяемы (например, минеральные компоненты N), соединения разных элементов таковыми не являются. Это означает, что в среде соединения одного элемента не могут компенсировать недостаток других элементов или их соединений (например, соединения P не могут компенсировать формы N или Si).

Формализованные в модели процессы биотрансформации веществ осуществляются сообществом микроорганизмов – гетеротрофными бактериями (B<sub>1</sub>), тремя группами фитопланктона (F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> и F<sub>3</sub>) и двумя группами зоопланктона (Z<sub>1</sub> и Z<sub>2</sub>). Бактерии B<sub>1</sub> потребляют органические соединения и детрит и в процессе обмена формируют запас минеральных веществ. Нефтеоокисляющие бактерии B<sub>2</sub> потребляют НУ. Три группы фитопланктона при формировании своей биомассы способны потреблять минеральные, а при их недостатке и органические компоненты. Например, в зал. Анива идентифицированы три доминирующие группы фитопланктона – диатомовые, динофитовые и мелкожгутиковые водоросли (F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> и F<sub>3</sub> соответственно) [Поезжалова, Шевченко, 1997]. Две группы зоопланктона, которые подразделены на растительный Z<sub>1</sub> и хищный Z<sub>2</sub>, регулируют динамику других микроорганизмов, таким образом влияя на развитие процессов биотрансформации веществ в водной среде. Развитие всех групп микроорганизмов сопровождается потреблением O<sub>2</sub> и образованием соответствующих метаболитов.

Биомасса B<sub>1</sub> вычисляется в модели в единицах C (B<sub>1C</sub>), N (B<sub>1N</sub>), P (B<sub>1P</sub>) и Si (B<sub>1Si</sub>); нефтеоокисляющих бактерий B<sub>2</sub> – в единицах C (B<sub>2C</sub>), диатомовых водорослей – в единицах Si (F<sub>1Si</sub>), N (F<sub>1N</sub>) и P (F<sub>1P</sub>); динофитовых, мелкожгутиковых водорослей – в единицах N (F<sub>2N</sub>, F<sub>3N</sub>) и P (F<sub>2P</sub>, F<sub>3P</sub>); растительного зоопланктона – в единицах Si (Z<sub>1Si</sub>), N (Z<sub>1N</sub>) и P (Z<sub>1P</sub>), а хищного зоопланктона – в единицах N (Z<sub>2N</sub>) и P (Z<sub>2P</sub>).

При реализации модели заданные во входных данных внешние характеристики (водный режим и показатели водообмена, температура, освещенность, прозрачность водной среды, биогенная нагрузка) воспроизводят развитие переходных состояний изучаемой экосистемы. Они могут быть прослежены по внутригодовому изменению концентраций химических веществ и биомасс микроорганизмов. Таким образом, модель способна воспроизвести реакцию водной экосистемы на меняющиеся условия среды обитания или на изменение хотя бы одного из учитываемых в модели внешних факторов. Переходное состояние может рассматриваться для каждой выделенной акватории внутри водного объекта (максимальное их число – 10). Оно может быть охарактеризовано широким набором расчетных показателей (концентрации веществ, скорости отдельных процессов, внутренние потоки веществ по всем рассматриваемым каналам трансформации, биогенная нагрузка,

продуктивность отдельных звеньев трофической цепи, балансы веществ) для выявления особенностей развития процессов биотрансформации веществ в морских акваториях.

### 4.3. ОБЩАЯ СТРУКТУРА УРАВНЕНИЙ CNPSi-МОДЕЛИ

В общем виде изменение концентраций любого компонента  $C_{ijk}$  в модели описывается уравнением:

$$dC_{ijk} / dt = R_{ijk} + LOAD_{ijk} + TR_{ijk}, \quad (4.1)$$

где  $i$  – счетчик числа выделенных акваторий (максимально возможное число акваторий равно 10);  $j$  – счетчик модели для рассмотрения выделенных слоев ( $j = 2$ );  $k$  – счетчик для рассматриваемых компонентов модели ( $k = 29$ );  $R_{ijk}$ ,  $LOAD_{ijk}$ ,  $TR_{ijk}$  – скорости изменения концентраций веществ  $C_{ijk}$ : соответственно за счет биотрансформации компонентов, поступления веществ из внешних источников и пространственного (горизонтального и вертикального) переноса, все мг Элемента/(л сут).

Скорости процессов биотрансформации веществ  $R_{ijk}$  для каждой из групп гидробионтов задаются исходя из принятых концептуальных схем взаимодействия компонентов с учетом процессов потребления веществ, выделения продуктов обмена и отмирания гидробионтов в соответствии с принятыми. Схемами биотрансформации биогенных веществ (рис. 4.1) принимались во внимание также основные потоки трансформации соединений Si, растворенного органического углерода (DOC) и  $O_2$ , а также биотрансформации загрязняющих веществ – нефтепродуктов и пестицидов.

Модель включает четыре основных блока уравнений.

**Блок 1** содержит уравнения для описания процессов биотрансформации веществ,  $R_{ijk}$ , структура которых для динамики биомасс  $B_k$  имеет вид:

$$dB_k / dt = (UP - L - S) B_k - G ZO, \quad (4.2)$$

где UP, L, S, G – для микроорганизмов соответственно удельные скорости суммарного потребления веществ, суммарного выделения продуктов обмена, отмирания биомасс и ее выедания зоопланктоном, все сут<sup>-1</sup>. Общая форма уравнения для описания процессов потребления веществ задана в модели модифицированным уравнением Михаэлиса–Ментен–Моно (вместо значений констант Михаэлиса в нем используются значения биомасс микроорганизмов, вычисляемых в единицах биогенных элементов – C, N, P, Si):

$$UP = K(T, LGT) / (1 + B_C/PoolC + B_N/PoolN + B_P/PoolP + B_{Si}/PoolSi). \quad (4.3)$$

Физический смысл этого уравнения состоит в том, что развитие биомасс микроорганизмов лимитируется соотношением «биомасса к количеству имеющихся субстратов» (потребляемых соединений биогенных элементов C, N, P, Si). Если наступает момент недостатка субстрата на единицу биомассы, то это приводит к общему снижению роста биомассы (для каждой ее составляющей, вычисляемой в единицах разных элементов – C, N, P, Si).

Уравнения для запасов биогенных веществ в единицах разных элементов имеют вид:

$$PoolC = \sum d_k C_k, \quad (4.4)$$

$$PoolN = \sum d_k N_k, \quad (4.5)$$

$$PoolP = \sum d_k P_k, \quad (4.6)$$

$$PoolSi = \sum d_k Si_k, \quad (4.7)$$

где PoolC, PoolN, PoolP, PoolSi – запасы соответственно соединений C, N, P и Si для микроорганизмов,  $d_k$  – коэффициенты предпочтения в потреблении отдельных субстратов.

Уравнение для выделения продуктов обмена микроорганизмами (L) представлено в виде доли от значения UP, и эта доля (или выделительная активность, r) определяется значением общего потребления БВ:

$$L = r UP, \quad (4.8)$$

$$r = a UP / (1 + b UP) + (1 - a / b). \quad (4.9)$$

Уравнение для описания отмирания биомассы микроорганизмов задано составным уравнением, в котором учитываются естественные потери биомассы и потери в зависимости от их активности и условий питания:

$$S = q + m r + g B / UP. \quad (4.10)$$

На основе метаболических уравнений (4.3)–(4.10) в данной модели формализован механизм регуляции жизнедеятельности и подстройки активности микроорганизмов под условия среды обитания. Этот механизм определяется следующими формализованными критериями, совместно на каждом временном интервале определяющими условия развития биомасс микроорганизмов:

- комбинацией соотношений биомасса/субстрат, выраженных в разных элементах ( $B_C/PoolC$ ;  $B_N/PoolN$ ;  $B_P/PoolP$ ;  $B_{Si}/PoolSi$ ) и определяющих возможности питания микроорганизмов;

- выделительной активностью микроорганизмов, зависящей от значений удельных скоростей потребления субстратов,  $r = f(UP)$ ;

- интенсивностью отмирания микроорганизмов, определяемой условиями развития биомасс,  $S = f(r, UP)$ ;

- общей зависимостью удельных скоростей выделения продуктов обмена и отмирания от скорости потребления субстратов,  $L = f(UP)$ ,  $S = f(UP)$ .

**Блок 2** включает уравнения для описания динамики концентраций химических веществ  $C_{ijk}$  и детрита, которые в общем виде представлены следующими уравнениями:

$$- \text{органических фракций} - d C_{ijk} / dt = L_o B_k - UP_o B_k + K_k D, \quad (4.11)$$

$$- \text{минеральных фракций} - d C_{ijk} / dt = L_m B_k - UP_m B_k, \quad (4.12)$$

$$- \text{детрита } D (P, N) - d C_{ijk} / dt = \sum S_k B_k - K_k D - \sum UP_d B_k - K_{sed} D, \quad (4.13)$$

где  $UP = UP_o + UP_m + UP_d$  ( $UP_o$ ,  $UP_m$  и  $UP_d$  – соответственно потребление микроорганизмами органических, минеральных фракций и детрита, сут<sup>-1</sup>);  $L = L_o + L_m$  ( $L_o$ ,  $L_m$  – соответственно выделение микроорганизмами органических и минеральных веществ, сут<sup>-1</sup>);  $K$ ,  $d_k$ ,  $a$ ,  $b$ ,  $q$ ,  $m$ ,  $g$  – константы.

**Блок 3** содержит уравнения для расчета нагрузки (или скоростей поступления веществ,  $LOAD_{ijk}$ ). Они задаются в виде скоростных параметров и могут отражать влияние ряда важных источников (внешних и внутренних) на режим изменения концентраций веществ. К таким источникам могут быть отнесены сбрасываемые в водоем сточные воды (в частности, городские, промышленные и сельскохозяйственные стоки), атмосферные осадки, донные отложения:

$$LOAD_{ijk} = fl_{ijk} (Q_{pr} C_r / V_l) + CZ_{ijk} + W_{ijk}, \quad (4.14)$$

$$W_{ijO_2} = -K_{O_2} (O_2 - O_{2n}), \quad (4.15)$$

$$O_{2n} = 14.61996 - 0.4042 T + 0.00842 T^2 - 0.00009 T^3, \quad (4.16)$$

$$W_{ijN_2} = -K_{033} (N_2 - N_{2atm}), \quad (4.17)$$

$$N_{2atm} = 22.33 \exp(-0.0207 Tw). \quad (4.18)$$

Первый, второй и третий члены в правой части уравнения (4.14) показывают соответственно скорости поступления веществ в изучаемую акваторию с атмосферной влагой, из рассредоточенных источников (загрязненные стоки из разных источников) и за счет обмена с атмосферой (для растворенных газов), все мг Элемента / (л сут);  $V_i$  – объемы вод изучаемой акватории водоема, км<sup>3</sup>;  $O_{2n}$  и  $N_{2atm}$  – концентрации растворенных в воде кислорода и азота при насыщении;  $Tw$  – температура водной среды, °C;  $K_{014}$ ,  $K_{033}$  – константы скоростей реэрации водной среды (соответственно по кислороду и азоту) за счет обмена с атмосферой.

**Блок 4** включает уравнения для описания процессов пространственного переноса,  $TR_{ijk}$ , соединений биогенных элементов, который рассматривается в модели как результат адвективного переноса основным водным потоком:

$$TR_{ijk} = fl_k [TRIN_{ijk} + TRUP_{ijk} + TRSEC_{ijk} + TROUT_{ijk}], \quad (4.19)$$

$$TRIN_k = QWIN_{ij} CIN_{ki} / V_{ij}, \quad (4.20)$$

$$TRUP_k = \text{abs}(QWUP_i) (CM_{ki3-j} - Y_k) / V_{ij}, \quad (4.21)$$

$$TRSEC_{ki} = [(QW_{ij} CM_{ki}) - (QW_{ij} Y_k)] / V_{ij}, \quad (4.22)$$

$$TROUT_k = -(QWOUT_{ij} Y_k) / V_{ij}, \quad (4.23)$$

где  $TRIN_{ijk}$ ,  $TRUP_{ijk}$ ,  $TRSEC_{ijk}$  – соответственно скорости поступления веществ в рассматриваемые акватории извне с водами притоков; за счет вертикального обмена с нижележащим слоем и переноса из соседних районов в пределах морской экосистемы;  $TROUT_{ijk}$  – потери веществ при выносе водным потоком через внешние границы водной системы, все мг Элемента/(л сут);  $QWIN_{ij}$  – расходы воды внешних притоков в соответствующих акваториях моря, км<sup>3</sup>/мес.;  $QWUP_i$  – составляющая вертикального переноса веществ, км<sup>3</sup>/мес.;  $QWOUT_{ij}$  – расходы воды на внешних границах моря для расчетов выноса веществ из экосистемы моря, км<sup>3</sup>/мес.;  $QW_{ij}$  – расходы воды через границы выделенных акваторий моря, км<sup>3</sup>/мес.;  $Y_k$  – мгновенные концентрации веществ в соответствующих акваториях моря в рассматриваемом слое воды, мг Элемента/л;  $CM_{ki3-j}$  – мгновенные концентрации веществ в соответствующих акваториях моря в нижнем (или верхнем) слое столба воды, мг Элемента/л (требуется для расчета количества вещества, участвующего в переносе по вертикали);  $CIN_{ki}$  – концентрации рассматриваемых компонентов в водах притоков, мг Элемента/л;  $V_{ij}$  – объем вод рассматриваемых акваторий и слоев, км<sup>3</sup>;  $fl_k$  – управляющие параметры адвективного переноса веществ (безразмерные).

Подробное описание уравнений CNPSi-модели приведено в работе [Леонов, Сапожников, 1997], а также в специальном руководстве [Леонов, 2008].

#### 4.4. Общее описание программы CNPSi-модели

CNPSi-модель рассчитывает для разных акваторий изучаемой экосистемы водоема: внутригодовую динамику концентраций химических и биологических показателей состояния водной среды; мгновенные скорости процессов, ответ-

ственных за изменение концентраций веществ; внутренние и внешние потоки веществ; времена оборота всех рассматриваемых в модели химических и биологических компонентов; удельные скорости продукции гидробионтов; значения продуктивности рассматриваемого в модели сообщества водных микроорганизмов, осуществляющих биотрансформацию РОВ и БВ. На основе полученной при реализации CNPSi-модели информации представляется возможным корректно рассчитать балансы соединений биогенных элементов в разных акваториях изучаемой водной экосистемы.

CNPSi-модель включает в себя пакет программ для расчета концентраций веществ, биомасс гидробионтов (бактерий, фито- и зоопланктона, макрофитов), скоростей их изменения, времени оборота биогенных веществ и биомасс гидробионтов, внутренних и внешних потоков веществ, баланса кислорода, органических и минеральных компонентов N, P, Si, DOC по входным данным (внутригодовым изменениям температуры, освещенности, прозрачности водной среды, фотопериода, ветрового и водного режимов, биогенной нагрузке).

Процессы биотрансформации веществ описаны с учетом предположения об утилизации соответствующими группами гидробионтов отдельных субстратов и образовании своей биомассы, выделении продуктов обмена и формировании детрита. Фактически модель воспроизводит переходные процессы и описывает реакцию водной экосистемы на изменение условий среды обитания или хотя бы одного из ее факторов (водный режим, температура воды, освещенность водной поверхности, прозрачность столба воды, фотопериод, биогенная нагрузка). Переходные процессы рассматриваются одновременно для всех участков водоема в пределах данной экосистемы водоема.

Программа модели составлена на языке REM-FORTRAN и состоит из двух частей. Первая часть – непосредственно модель, описывающая функционирование взаимосвязанных участков водоема, на выходе из которых выдаются концентрации переменных, времена их оборота, продукция гидробионтов, потоки преобразований веществ, мгновенные суммарные концентрации веществ и величины баланса P, C, N, Si и O<sub>2</sub> в водной экосистеме. Основная программа модели содержит набор подпрограмм, взаимосвязь которых показана на рис. 4.2.

Функциональное предназначение основных подпрограмм модели:

BALPHOS – основная программа, обеспечивающая ввод данных, организация циклов по акваториям для всего периода расчетов;

BAL – вычисление концентраций переменных модели в заданный момент времени для данного участка водоема, формирование данных для вывода информации (выходного файла);

FUN – расчет правых частей дифференциальных уравнений, описывающих динамику концентраций переменных модели;

RKK – решение дифференциальных уравнений методом Рунге-Кутты-4 с постоянным шагом;

DOSUMS, DOSUMS1, DOSUMS2 – вычисление внутренних и внешних потоков трансформации веществ в экосистеме;

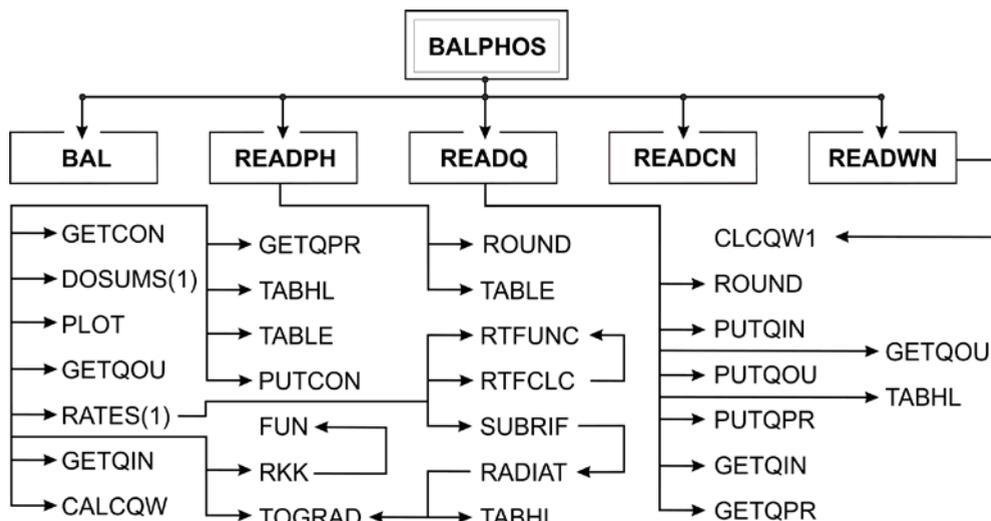
PLOT – подготовка выходных файлов, содержащих значения концентраций переменных и времена их оборота для последовательных моментов времени с целью их дальнейшего отображения и анализа;

RATES, RATES1 – вычисление скоростей биотрансформации веществ;

READWN – считывание с входных файлов для каждого участка водоема данных по скорости и направлению ветра в задаваемые моменты времени, вычисление расходов воды потока, переносимого из одного участка в другой под воздействием ветра через границы участков;

CLCQW1 – осреднение данных по ветровому переносу (за сутки, неделю, месяц или сезон, шаг осреднения задается по желанию пользователя);

PUTCON – запоминание значений концентраций переменных модели для рассматриваемого участка водоема в заданный момент времени при переходе к расчетам этих показателей для следующего участка;



**Рис. 4.2.** Взаимосвязь программ и функций в CNPSi-модели

GETCON – считывание концентраций веществ, которые запоминаются в подпрограмме PUTCON;

READCN – считывание значений констант из файла CONSTANTS;

READQ – считывание данных по водному режиму для каждого участка (расходы воды на входе и выходе из участка, поступление атмосферной влаги) для всех заданных моментов времени, интерполяция данных для получения информации в сроки, когда наблюдения не проводились;

PUTQIN – запоминание значений расходов воды для потока на входе в участок в заданные моменты времени;

PUTQOUT – запоминание значений расходов воды для потока на выходе из участка в заданные моменты времени;

PUTQPR – запоминание значений поступления влаги с атмосферными осадками в заданные моменты времени для рассматриваемого участка водоема;

GETQIN – считывание значений расходов воды на входе в участок в заданные моменты времени;

GETQOUT – считывание значений расходов воды на выходе из участка в заданные моменты времени;

GETQPR – считывание значений поступления влаги с атмосферными осадками в заданные моменты времени для рассматриваемого участка водоема;

READPH – считывание с входных файлов для каждого участка физических характеристик (температура, освещенность, фотопериод и др.) для всех заданных моментов времени, интерполяция данных и их осреднение с шагом сутки, неделя, месяц, сезон (задается по желанию пользователя);

SUBRIF – вычисление коэффициентов экстинкции света RI;

RTFUNC, RTFCLC – вычисление коэффициентов температурной коррекции констант скоростей RT;

RADIAT – вычисление величины освещенности в заданный момент;

TOGRAD – вычисление температуры воды в заданный момент времени с помощью интерполяции;

TABLE – выбор помесечных значений величин переменных;

ROUND – осреднение входных величин с возможным шагом сутки, неделя, месяц, сезон.

Общие данные для модели содержатся в файлах COMMON с блоками (COMMON, COMM2, COMVEC). Входные данные программы расположены в директории \DATA и состоят из следующих файлов:

Q1...Q10 – характеристики водного режима (расходы воды на входе в уча-

сток и на его выходе, поступление атмосферной влаги) для каждого участка и каждых суток года (предусмотрена возможность интерполяции данных внутри файла, если наблюдения в конкретные сроки не проводились);

PHYS1....PHYS10 – величины физических характеристик (температура, освещенность водной среды, фотопериод и др.) для каждого участка водоема по суткам за год (предусмотрена возможность интерполяции данных внутри файла, если наблюдения в конкретные сроки не проводились);

CONSTANTS – величины постоянных коэффициентов;

CONC1....CONC10 – значения исходных концентраций переменных для каждого участка и величины параметров, индивидуальных для разных участков;

WIND1....WIND10 – величины силы ветра и его направления для заданных моментов времени для каждого участка;

FLows – концентрации переменных в главном притоке первого участка;

TIMES – задаваемый режим работы программы (начальное и конечное время, шаг по времени, дискретность вывода расчетных данных на печать и занесения их в файл для графирования).

Выходные данные модели формируются в директории \MODELREZ и включают следующие файлы:

OUT – значения исходных данных модели и всех рассчитываемых в модели величин параметров, выдаются на печать в начальный момент, а в последующие сроки – с заданным во входных данных (в TIMES) шагом по времени;

PLOT1...PLOT10 – величины концентраций переменных для каждого участка для всех моментов времени с заданной дискретностью;

PROD – расчетные величины мгновенной продукции гидробионтов в модели для всех участков и моментов времени с указанной дискретностью;

PLOTTRN – величины мгновенных времен оборота переменных для всех участков во все моменты времени с указанной дискретностью;

POTOK – величины потоков трансформации веществ для всех переменных модели по всем участкам (считаются с накоплением для каждого месяца);

SUMVAL – вычисленные для текущего момента времени значения суммарных величин концентраций P, N, Si и C на каждом участке;

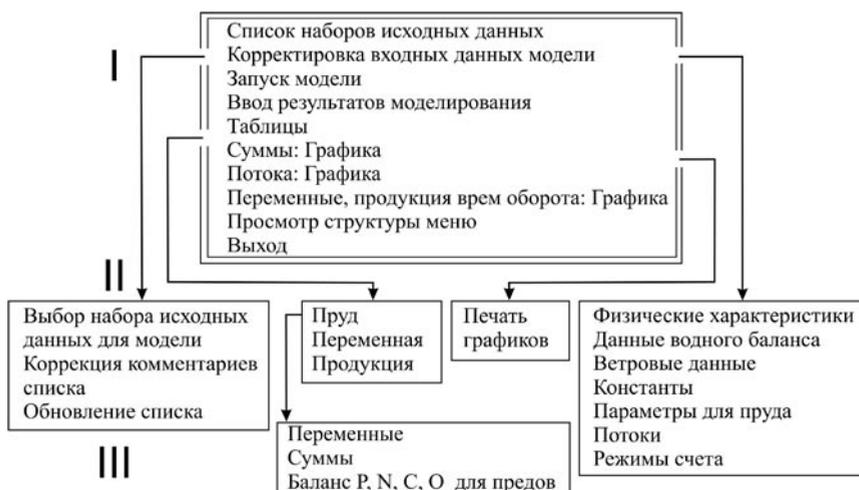
InpotC, InpotN, InpotO<sub>2</sub>, InpotSi, InpotP – накопленные на конец месяца значения составляющих баланса C, N, O<sub>2</sub>, Si, P в воде, донных отложениях и в целом для экосистемы каждого участка.

Вторая часть программного комплекса позволяет отображать полученную в результате моделирования информацию в виде графиков, таблиц, диаграмм на экране дисплея или на принтере. Система отображения результатов модельных расчетов создана на основе базы данных PARADOX (русифицированная версия 3.5). Диалог пользователя с системой организован с помощью «сценариев», написанных на языке PAL: пользователю предлагаются возможные варианты действий в соответствии со структурой меню модели (рис. 4.3); неприемлемые в данной ситуации команды пользователя отвергаются (издается соответствующий звуковой сигнал).

Отображение результатов моделирования инициируется импортом информации в базу данных (командой «**Ввод результатов моделирования**») для задаваемого числа участков. При этом в базе PARADOX формируются таблицы, содержащие значения концентраций всех переменных и времен оборота для всех моментов в заданном временном интервале, мгновенные значения значения продукции гидробионтов, величины потоков трансформации веществ для всех переменных (итоговые за расчетный период суммы), мгновенные значения суммарных величин (для N, P, C, Si) и балансы по P, N, C, Si, O<sub>2</sub>, вычисленные на конец каждого месяца.

Возможные варианты отображения информации задаются в меню из следующих опций (разделов) первого уровня: «**Таблицы**»; «**Суммы: Графика**»; «**Потоки: Графика**»; «**Переменные, продукция, время оборота: Графика**».

Выбор различных показателей из указанных разделов меню позволяет на



**Рис. 4.3.** Структура меню CNPSi-модели  
(I–III – разделы меню программного комплекса)

экране дисплея отображать, а на принтере распечатывать информацию, характеризующую состояние изучаемого участка водоема.

В режиме «**Таблицы**» есть несколько уровней, с которых происходит считывание информации в системе отображения:

- в разделе меню второго уровня «**Пруд**» (или номер акватории) задается номер участка, по которому пользователь желает получить информацию (может меняться от одного до десяти);

- в разделе меню третьего уровня «**Переменная**» указывается аббревиатура переменной модели изучаемого участка, информацию о которой пользователь желает просмотреть на экране одновременно в выбранном диапазоне времени;

- в разделе меню третьего уровня «**Суммы**» просматриваются значения мгновенных суммарных величин по P, N, C, Si в последовательные моменты времени для выбранного участка;

- в разделе меню третьего уровня «**Баланс P, N, C, Si, O<sub>2</sub> для участков (прудов)**» на экране пользователь может видеть изменения величин балансов биогенных элементов (итоговые суммы на конец каждого месяца) для заданного участка в водной среде, донных отложениях и в целом для участка (возможен просмотр информации по месяцам);

- в разделе меню второго уровня «**Переменная**» просматриваются значения одной выбранной переменной в последовательные моменты времени для всех участков; выбор переменной осуществляется передвижением курсора на экране по высвечиваемому перечню;

- в разделе меню второго уровня «**Продукция**» просматриваются величины продукции гидробионтов за требуемый интервал времени.

В режиме «**Суммы: Графика**» можно строить в одном масштабе до шести графиков, отражающих суммарные величины изменений концентраций соединений P, N, C, Si и O<sub>2</sub> на указываемых участках за требуемый интервал времени с заданной дискретностью отображения данных.

В режиме «**Потоки: Графика**» отображаются суммарные ежемесячные потоки трансформации выбранной переменной на определенном участке в фиксированном интервале времени. Другая возможность – просмотреть итоговые величины разных потоков для одной или нескольких переменных модели.

В режиме «**Переменные, продукция, время оборота: Графика**» может быть отображено в одном масштабе до шести графиков изменения концентраций переменных модели, времен их оборота или величин мгновенной удельной

продукции гидробионтов для разных участков в указываемом интервале времени с требуемой дискретностью представления данных.

Отображение графиков переменных, величин потоков или суммарных величин может осуществляться дополнительно и на принтере при выборе опции «**Печать необходима**» из меню, предлагаемого пользователю после завершения просмотра характеристик на экране.

Перед построением графиков пользователь может получить помощь в идентификации переменных, суммарных величин или потоков веществ по учитываемым в модели каналам их трансформации (клавиша *F1*). Не выходя из системы отображения, пользователь может просмотреть и откорректировать содержащуюся во входных файлах модели информацию о константах, физических характеристиках, водном режиме, ветровых условиях для любого из изучаемых водоемов (участков) в определенный момент времени.

Коррекция данных по физическим характеристикам, водному и ветровому режиму осуществляется при этом для задаваемого дня; необходимую константу в файле находят по вводимому ее обозначению. Переход к указанному режиму осуществляется через меню выбором опции «**Корректировка входных данных модели**» и одного из последующих подразделов меню второго уровня: «**Физические характеристики**», «**Данные водного баланса**», «**Ветровые данные**».

CNPSi-модель была апробирована на данных для Охотского моря [Леонов, Сапожников, 1997] и его акваторий [Пищальник, Леонов, 2003], Каспийского моря [Леонов, Стыгар, 1999; 2001], а также Белого моря [Леонов и др., 2004–2006] и других водных объектов [Назаров, Леонов, 1999; Леонов и др., 1996]. Для иллюстрации возможностей данной модели в следующем разделе представлены результаты ее применения для зал. Анива (Охотское море) [Леонов, Пищальник, 2005] и для Татарского прол. (Японское море) [Леонов и др., 2010].

## **Вопросы для закрепления материала**

1. На основе объединения каких ранее разработанных экологических моделей создана CNPSi-модель?
2. Какая методология составляет основу CNPSi-модели?
3. Биогидрохимические циклы каких биогенных элементов, как правило, изучаются в экологических моделях?
4. Какие формы N, присутствующие в водной среде, включены в CNPSi-модель?
5. Какие формы P, присутствующие в водной среде, включены в CNPSi-модель?
6. Какие формы Si, присутствующие в водной среде, включены в CNPSi-модель?
7. Какие процессы учитываются в CNPSi-модели при описании динамики биомасс микроорганизмов (гетеротрофных бактерий, фито- и зоопланктона)?
8. Какие показатели состояния водной среды могут быть вычислены с помощью CNPSi-модели?
9. Какое максимальное количество акваторий и слоев может быть исследовано с помощью CNPSi-модели?
10. В чем основная суть описываемых CNPSi-моделью процессов биотрансформации веществ?
11. Какие основные факторы среды включены в модель и какое они оказывают воздействие на развитие микроорганизмов в водной среде?
12. В чем состоит влияние микроорганизмов на водную экосистему?
13. Как в модели формализован механизм регуляции активности микроорганизмов и в чем состоит его суть?
14. Из чего складывается фактическая биогенная нагрузка на водную экосистему?

15. В чем основная суть круговорота вещества, который воспроизводится CNPSi-моделью?

16. В чем суть переходных процессов в состоянии водной экосистемы, которые воспроизводит CNPSi-модель?

17. Из каких двух частей состоит программный комплекс, позволяющий пользователю работать с CNPSi-моделью?

#### **Литература к главе 4**

1. Булдовская, О. Р. Динамика и круговорот соединений фосфора в Уччинском водохранилище: исследование с помощью имитационной математической модели фосфорной системы / О. Р. Булдовская, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23. – № 2. – С. 176–188.

2. Леонов, А. В. Анализ динамики и условий круговорота форм фосфора в мелких водоемах с помощью математической модели / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1985. – № 5. – С. 115–128.

3. Леонов, А. В. Математическое моделирование динамики форм фосфора в мелководных экосистемах (на примере оз. Балатон) / А. В. Леонов. – М. : Наука, 1986. – 152 с.

4. Леонов, А. В. Динамика форм фосфора при разных водных режимах в экосистеме оз. Кубенское / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1987. – № 4. – С. 41–51.

5. Леонов, А. В. Математическая модель совместной трансформации соединений азота, фосфора и кислорода: ее применение для анализа динамики компонентов в евтрофном озере / А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1989. – № 2. – С. 106–123.

6. Леонов, А. В. Кинетика биотрансформации соединений органо-генных элементов в природных водах (математическое моделирование и анализ закономерностей их круговорота) : дис. на соиск. уч. ст. д-ра хим. наук / А. В. Леонов. – Ростов-н/Д. : ГХИ, 1991. – 65 с.

7. Леонов, А. В. Моделирование природных процессов на основе имитационной гидроэкологической модели трансформации C, N, P, Si : учебное пособие / А. В. Леонов. – Южно-Сахалинск : СахГУ, 2008. – 168 с.

8. Леонов, А. В. Математическая модель совместной трансформации соединений углерода, азота, фосфора и режима кислорода во взаимосвязанных водоемах повышенной трофности / А. В. Леонов, Н. С. Абросов, В. М. Николаев // Водные ресурсы. – 1994. – Т. 21. – № 4–5. – С. 513–522.

9. Леонов, А. В. Анализ данных моделирования динамики и потоков фосфора в разных по трофности водных экосистемах: выявление статистических связей для прогноза концентраций, потоков и нагрузки по фосфору / А. В. Леонов, О. Р. Булдовская // Водные ресурсы. – 1997. – Т. 24. – № 3. – С. 277–291.

10. Леонов, А. В. Динамика и баланс соединений фосфора в экосистеме оз. Куортанинъярви (Финляндия) / А. В. Леонов, Ю. Кеттунен, О. Варис // Водные ресурсы. – 1987. – № 6. – С. 141–158.

11. Леонов, А. В. Анализ особенностей функционирования экосистемы Рыбинского водохранилища / А. В. Леонов, А. С. Литвинов, С. М. Разгулин // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23. – № 6. – С. 739–753.

12. Леонов, А. В. Применение имитационной математической модели фосфорной системы для расчета скоростей продукционно-деструкционных процессов в водохранилище Загорской ГАЭС / А. В. Леонов, Г. Л. Марголина, А. Г. Соколов // Гидротехн. строительство. – 1992. – № 8. – С. 40–45.

13. Леонов, А. В. Применение имитационной модели для оценки условий трансформации форм фосфора в оз. Туусуланъярви (Финляндия) / А. В. Леонов, Ер. Ниemi // Водные ресурсы. – 1989. – № 6. – С. 77–90.

14. Леонов, А. В. Влияние водного фактора на внутригодовые изменения концентраций форм фосфора в экосистеме оз. Туусуланъярви (Финляндия) /

А. В. Леонов, Ер. Ниemi // Водные ресурсы. – 1991. – № 1. – С. 176–185.

15. Леонов, А. В. Математическое моделирование процессов трансформации органического вещества и соединений биогенных элементов в водной среде: предварительный анализ условий функционирования экосистемы Ладожского озера / А. В. Леонов, М. М. Осташенко, Е. Н. Лаптева // Водные ресурсы. – 1991. – № 1. – С. 61–72.

16. Леонов, А. В. Биотрансформация органогенных веществ в водах залива Анива: оценка с помощью математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – № 5. – С. 558–574.

17. Леонов, А. В. Трансформация биогенных веществ в водах Татарского пролива (Японское море): анализ результатов математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник, О. В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2010. – Т. 37. – № 1. – С. 33–57.

18. Леонов, А. В. Биогидрохимическая модель трансформации органогенных веществ и ее использование для расчета первичной продукции в экосистеме Охотского моря / А. В. Леонов, В. В. Сапожников // Комплексные исследования Охотского моря. – М. : изд-во ВНИРО, 1997. – С. 143–166.

19. Леонов, А. В. Оценка влияния антропогенных воздействий на экосистему Южно-Уральского водохранилища / А. В. Леонов, М. А. Соколова, Т. Н. Абрамова // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23. – № 4. – С. 424–437.

20. Леонов, А. В. Сезонные изменения концентраций биогенных веществ и биопродуктивность вод северной части Каспийского моря / А. В. Леонов, О. В. Стыгар // Водные ресурсы. – 1999. – Т. 26. – № 6. – С. 743–756.

21. Леонов, А. В. Математическое моделирование процессов биотрансформации органогенных веществ для изучения условий евтрофирования вод поверхностного слоя Каспийского моря / А. В. Леонов, О. В. Стыгар // Водные ресурсы. – 2001. – Т. 28. – № 5. – С. 587–605.

22. Леонов, А. В. Функционирование экосистемы Белого моря: исследование на основе математической модели трансформации органогенных веществ / А. В. Леонов, Н. Н. Филатов, Р. Э. Здоровеннов и др. // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31. – № 5. – С. 556–575.

23. Леонов, А. В. Математическое моделирование условий функционирования экосистемы губы Чупа Белого моря: трансформация органогенных веществ и биопродуктивность морской среды / А. В. Леонов, Н. Н. Филатов, Р. Э. Здоровеннов и др. // Водные ресурсы. – 2006. – Т. 33. – № 5. – С. 589–614.

24. Леонов, А. В. Трансформация органогенных веществ в экосистеме Белого моря: оценка по результатам математического моделирования / А. В. Леонов, Н. Н. Филатов, О. В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – № 4. – С. 435–451.

25. Назаров, Н. А. Моделирование водного и биогеохимического циклов лесного водосбора в течение года / Н. А. Назаров, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1999. – Т. 26. – № 1. – С. 35–47.

26. Пищальник, В. М. Изучение условий функционирования экосистемы залив Анива – пролив Лаперуза / В. М. Пищальник, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 2003. – Т. 30. – № 5. – С. 616–636.

27. Фаст, С. Г. Динамика соединений фосфора и его внутренние потоки в экосистеме Можайского водохранилища / С. Г. Фаст, А. В. Леонов, Ю. С. Даценко // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23. – № 1. – С. 44–58.

28. Цхай, А. А. Прогноз качества воды проектируемого водохранилища на основе модели трансформации соединений азота и фосфора / А. А. Цхай, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 1995. – Т. 22. – № 3. – С. 261–272.

29. Leonov, A. V. Modelling and explaining the phosphorus dynamics in Lake Balaton, 1976–1979. Austria / A. V. Leonov. – Laxenburg. Inst. For Applied System Analysis, 1981. RR-85-3. – 59 p.

30. Leonov, A. V. Phosphorus transformation and water quality in the Ivankovo Reservoir: study by means of a simulation model. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 1989 / A. V. Leonov. – Vol. 33. – P. 157–168.

31. Toth, D. Aerobic nitrogen transformation in water environment: experiments and their mathematical modelling. *J. Env. Protection Eng.* 1981 / D. Toth, A. V. Leonov – Vol. 7. – № 2–4. – P. 167–184.

32. Varis, O. On the adequacy of large-scale models identified with incomplete field data. A case study with two lake models. *Aqua Fennica* / O. Varis, J. Kettunen, A. V. Leonov. – 1986. – Vol. 16. – № 2. – P. 157–165.

## ГЛАВА 5. СРАВНЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ СОСТОЯНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ И РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ ДИНАМИКИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ ДЛЯ ЗАЛИВА АНИВА И ТАТАРСКОГО ПРОЛИВА

Первые океанографические исследования на шельфе о. Сахалин были проведены два столетия назад, а к настоящему времени выполнено в целом ~45 тыс. глубоководных наблюдений. Однако большая часть опубликованных теоретических обобщений, практических работ по систематизации информации, а также по моделированию была выполнена преимущественно для Охотского моря в целом, тогда как шельфовые зоны были охвачены исследованиями лишь фрагментарно.

Шельфовая зона о. Сахалин – зона активного развития морских биоресурсов. Здесь традиционно издавна велась интенсивная их добыча. Однако она интересна и тем, что на охотоморском шельфе Сахалина сосредоточено 384 млн т нефти, газоконденсата и ~1 триллиона м<sup>3</sup> газа. Общий предполагаемый объем извлекаемых запасов превышает разведанный более чем в три раза [Фащук и др., 2003]. Первая поисковая скважина была пробурена на северном своде структуры Одопту–море в 1977 г. Промышленная добыча нефти с нефтедобывающей платформы началась в 1999 г., а с берега (наклонное бурение) – на два года раньше. К 2005 г. на шельфе было пробурено > 70 поисково-разведочных и 14 эксплуатационных скважин, а добыто > 8 млн т нефти. Зафиксированы были и первые чрезвычайные ситуации, связанные с аварийными разливами добываемой и транспортируемой нефти.

В связи с изложенным выше чрезвычайно актуальным представлялось проведение исследований с использованием математического моделирования и методологии системного анализа для изучения современного состояния морской среды и возможности ее самоочищения до начала интенсивной промышленной эксплуатации шельфовых участков о. Сахалин. Для изучения закономерностей изменения концентраций биогенных веществ (БВ), нефтяных углеводородов (НУ) и биомасс микроорганизмов низших трофических уровней (гетеротрофных и НУ-окисляющих бактерий, фито- и зоопланктона – основных трансформаторов БВ и НУ), а также особенностей биогеохимии морской среды на шельфовых участках о. Сахалин была использована гидроэкологическая CNPSi-модель [Леонов, 2008]. Эта модель позволяет рассчитывать изменения концентраций БВ и НУ, изучать условия трансформации растворенных органических и минеральных компонентов – соединений N, P и Si, растворенного органического C (DOC) и НУ, взвешенных компонентов (детрита и биомасс гидробионтов – гетеротрофных бактерий, фито- и зоопланктона), а также оценивать внутренние и внешние потоки веществ, включая их перенос водными массами.

CNPSi-модель к 2011 г. уже применялась для изучения условий биотрансформации соединений органогенных элементов в южных акваториях о. Сахалин – в прол. Лаперуза [Пищальник, Леонов, 2003] и в зал. Анива [Леонов, Пищальник, 2005 а], а также на западном участке его шельфа – в Татарском прол. [Леонов и др., 2010 а]. В связи с разработкой месторождений нефти и газа на шельфе о. Сахалин и началом регулярных танкерных перевозок углеводородного сырья указанная модель также использовалась для оценки условий загрязнения НУ водной среды и их последующей деградации при развитии

процессов самоочищения морской среды в зал. Анива [Леонов, Пищальник, 2005 б] и в Татарском прол. [Леонов и др., 2010 б].

В этом разделе далее будут представлены и рассмотрены полученные с помощью CNPSi-модели данные, наглядно демонстрирующие изменения в течение года концентраций БВ в зал. Анива и в Татарском прол. Эти данные будут кратко охарактеризованы, чтобы объяснить наблюдаемые отличия в динамике основных гидрохимических показателей водной среды – концентраций соединений биогенных элементов (С, N, P, Si).

## 5.1. КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДОВАННЫХ АКВАТОРИЙ О. САХАЛИН

**Зал. Анива** – наиболее океанологически изученная прибрежная зона о. Сахалин. За последние 50 лет в зал. Анива на стандартных разрезах было выполнено > 6 тыс. гидрологических станций (из них > 2 тыс. в бух. Лососей, расположенной в вершине залива). Сложившиеся ранее представления о заливе как о районе с антициклоническим круговоротом вод и их опусканием в центре неполные, так как океанологические условия в разных частях залива имеют отличительные особенности. Пространственная неоднородность залива была подтверждена данными нескольких тематических съемок (по 20–25 станций) в 2001–2002 гг. Поэтому было принято решение при изучении акватории залива с помощью математического моделирования для большей детализации провести районирование залива по характерным параметрам, а именно – с учетом особенностей годового хода температуры воды ( $T_w$ ) на стандартных станциях (в частности, сроков наступления максимума  $T_w$  и его значений в поверхностном слое). При этом также были приняты во внимание особенности сезонного характера пространственного распределения планктонных организмов [Брагина, 2002].

**Татарский прол.** – северная часть Японского моря (длина пролива – 633 км, ширина – 342 км (на юге) и 40 км (на севере), наименьшая глубина – 7.2 м [Справочник..., 2003]), омывает западное побережье о. Сахалин и отделяет его от материка. Регулярные океанологические исследования в проливе начались с 1948 г. и проводились с середины 1950-х гг. до конца 1980-х гг. с частотой два–восемь раз/год, а с середины 1990-х гг. они выполнялись эпизодически. Всего за указанный период на акватории Татарского прол. было выполнено > 22 тыс. глубоководных наблюдений, из них ~ 7 тыс. станций – на стандартных разрезах; количество наблюдений на акватории пролива составило 22266 и 15571 – соответственно за  $T_w$  и соленостью воды ( $S_w$ ); 5958, 2892, 2903, 2954, 2365, 2325 – соответственно за содержанием растворенного  $O_2$ , фосфатного P, нитритного N, силикатов, NU и фенолов; 5877 и 3021 – за значениями pH и щелочности воды [Пищальник, 2004].

Гидрологический режим пролива зависит от водообмена с прилегающими акваториями (с севера – Охотское море, с юго-востока – прол. Лаперуза и с юга – Японское море) и меняется под воздействием метеорологических и гидрологических факторов. Для северной части пролива характерны полусуточные приливы, для южной – неправильные суточные. Воронкообразная форма в узкой северной части пролива обуславливает возрастание приливных колебаний уровня воды – максимальных в вершине пролива (достигают 2.3–2.8 м) [Проект «Моря СССР»..., 2003; 2004].

Акватория пролива характеризуется контрастностью режима  $T_w$  его водных масс и выраженной во все сезоны антициклональной циркуляцией вод (с характерным диаметром круговорота 40–50 миль) в южной части пролива вокруг о. Монерон. Через западный сектор в Татарский прол. поступают теплые воды северной ветви Цусимского течения. Вдоль северо-западного побережья пролива прослеживается холодное течение Шренка, его скорость от весны к лету

увеличивается с 5–7 до 7–9 см/с, а к осени снижается до 4–5 см/с. Вдоль юго-западного побережья пролива следует Приморское течение, в котором минимальные скорости (1–3 см/с) в поверхностном слое отмечаются летом, а максимальные (до 10 см/с) – осенью [Пищальник и др., 2003].

Особенность Татарского прол. – его ледовый режим. Первый лед появляется в начале ноября в его северной части. Процесс льдообразования смещается на 10 или 15 сут соответственно при теплой или холодной осени. Процесс льдообразования начинается с северо-восточной части пролива, а в декабре он распространяется на центральную и на юго-западную акватории пролива. При минимальном и среднем распространении льда южная часть Татарского прол. всегда остается свободной ото льда, и только в суровые зимы вся его акватория бывает покрыта дрейфующим льдом. Положение кромки льда определяется, с одной стороны, интенсивностью зимнего муссона и постоянного дрейфа льда в южном направлении, а с другой – и интенсивностью теплого Цусимского течения, на границе которого морфометрические непрерывное разрушение льда. К началу апреля лед можно встретить только на отдельных участках Татарского прол.

### **Районирование исследуемых акваторий Сахалина**

Из-за различий и неоднородностей распределения океанологических характеристик по акваториям зал. Анива и Татарского прол. при выполнении расчетов на CNPSi-модели их следует подразделить на отдельные районы. Районирование зал. Анива было проведено с учетом особенностей годового хода  $T_w$  и пространственного распределения планктона [Леонов, Пищальник, 2005 а]. Картирование этих показателей позволило выделить районы 1–5, провести между ними условные границы (рис. 5.1) и оценить морфометрические параметры (табл. 5.1). Отметим характерные особенности выделенных районов:

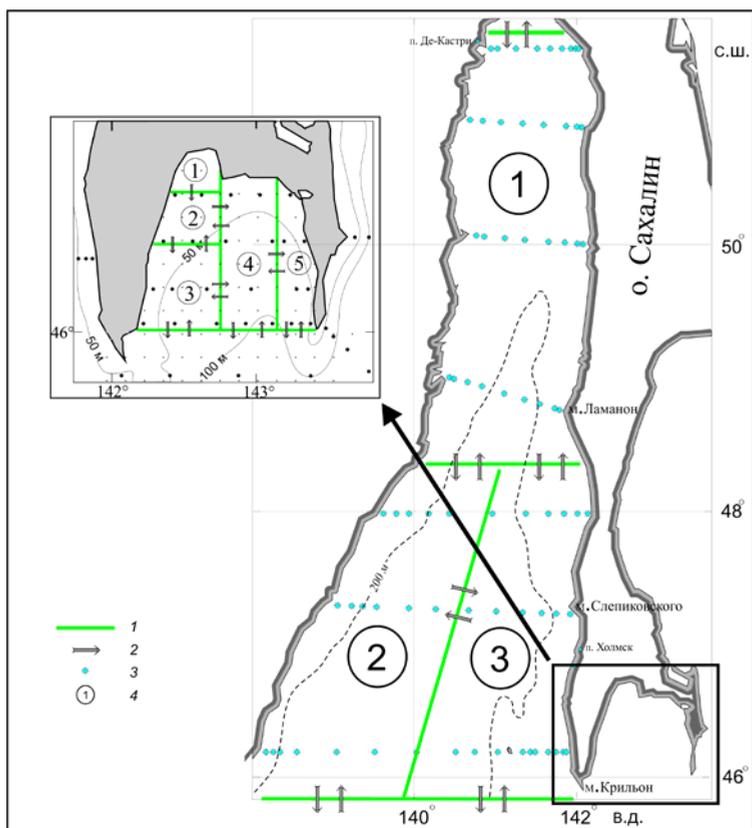
– район 1 (бух. Лососей) – самый мелководный, на него приходится > 50 % речного стока всего залива. Влияние речного стока здесь особенно заметно из-за мелководности, вследствие чего в течение года уровень воды в бухте несколько выше, чем в заливе. Это самая распресненная часть зал. Анива, и здесь по всем показателям наблюдаются резкие отличия от других районов. Интенсивное конвективное и ветровое перемешивание водных масс очень быстро приводит к выравниванию по вертикали и горизонтали гидрологических и гидрохимических параметров. Только в апреле в период начала интенсивного прогрева вод в этом районе можно выделить два самостоятельных слоя – верхний (прогретый) и нижний (охлажденный);

– район 2 – расположен к югу от бух. Лососей, сюда направлен постоянный приток воды из бухты. Характеризуется четко выраженным водообменном с соседними районами 3 и 4. В весенний период (апрель–июнь) в процессе прогрева воды в районе 2 отчетливо прослеживается термоклин и выделяются два слоя. По окончании весеннего прогрева весь столб воды становится однородным с хорошим перемешиванием воды по вертикали;

– район 3 (юго-западная часть залива) – имеет свободный водообмен с открытой частью прол. Лаперуза. Характеризуется поступлением вод преимущественно из пролива, которое непосредственно влияет на гидролого-гидрохимический режим этой акватории;

– район 4 – центральная и наиболее глубокая часть зал. Анива. На его берегу в пос. Пригородное расположены завод по сжижению природного газа и комплекс причальных сооружений для супертанкеров водоизмещением > 100 тыс. т. Отличительная особенность гидрологии района – характерное опускание вод в центре антициклонического круговорота и максимальное заглубление термоклина (до горизонта 60–70 м);

– район 5 – расположен вдоль западного побережья Тонино-Анивского п-ова. Характеризуется наличием постоянного апвеллинга вод в безледный период, что отчетливо выражается в абсолютных значениях  $T_w$ . Из этого района идет преимущественный отток воды в прол. Лаперуза (рис. 5.1).



**Рис. 5.1.** Исследуемые участки шельфовой зоны о. Сахалин: Татарский прол. и зал. Анива (врезка).

1 – граница выделенных районов; 2 – учитываемое направление водообмена; 3 – стандартные гидрологические станции; 4 – номер выделенного района

Таким образом, в зал. Анива наименьшие значения морфометрических параметров имеет район 1 (бухта Лососей), а наибольшие – район 4. В целом диапазоны изменений в зал. Анива средних глубин, площади зеркала воды и объемов воды составляют соответственно 16.4–65.1 м, 0.429–2.010 тыс. км<sup>2</sup> и 0.0076–0.1354 тыс. км<sup>3</sup>. Суммарные значения площади зеркала воды и объема воды для зал. Анива составляют соответственно 5.809 тыс. км<sup>2</sup> и 0.3062 тыс. км<sup>3</sup> (табл. 5.1).

Таблица 5.1

**Морфометрические характеристики исследованных районов в зал. Анива и Татарском прол.**

Характеристика	Зал. Анива					Татарский прол.		
	1	2	3	4	5	1	2	3
Средняя глубина, м	16.4	25.7	50.6	65.1	48.7	119.0	789.0	503.0
Площадь зеркала, тыс. км <sup>2</sup>	0.429	0.600	1.600	2.010	1.170	38.6	25.4	25.2
Объем вод, тыс. км <sup>3</sup>	0.0076	0.0197	0.0847	0.1354	0.0588	4.593	20.041	12.676

**Примечание:** суммарные значения составляют: площади зеркала – 5.809 и 89.2 тыс. км<sup>2</sup> и объема вод – 0.3062 и 37.31 тыс. км<sup>3</sup> соответственно для зал. Анива и Татарского прол.

В Татарском прол. было выделено три района: 1 (северный), 2 (юго-западный) и 3 (юго-восточный) (рис. 5.1). Значения и пределы колебаний морфометрических параметров районов 1–3 в Татарском прол. существенно выше, чем в районах 1–5 зал. Анива. Например, средние глубины меняются в пределах 119–789 м, площади зеркала воды – 25.2–38.6 тыс. км<sup>2</sup>, объемы воды – 4.593–20.041 тыс. км<sup>3</sup>. В целом по акватории пролива район 1 имеет наименьшие глубины (119 м) и объем вод (4.593 тыс. км<sup>3</sup>), а также наибольшую площадь зеркала (38.6 тыс. км<sup>2</sup>); район 2 (юго-западный) отличаются наибольшие средняя глубина (789 м) и объем вод (20.041 тыс. км<sup>3</sup>); а площадь зеркала воды в районах 2 и 3 примерно одинакова (25.2–25.4 тыс. км<sup>2</sup>). Соотношение объемов воды и средних глубин в районах 1–3 Татарского прол. практически одинаково, и при равной толщине поверхностного слоя объемы воды в нем в этих районах близки. Суммарные значения площади зеркала воды и объема воды Татарского прол. составляют 89.2 тыс. км<sup>2</sup> и 37.31 тыс. км<sup>3</sup> соответственно (табл. 5.1).

Таким образом, исследованные с помощью CNPSi-модели акватории Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.) прежде всего существенно различаются своими морфометрическими параметрами. Так, суммарные значения площади зеркала воды и объема воды для Татарского прол. выше соответственно в 15.4 и 121.9 раза, чем для зал. Анива, а глубины выделенных районов 1–3 в акватории Татарского прол. выше в 7.2–12.1 раза в сравнении с районами 1–5 в зал. Анива. В целом акваторию Татарского прол. отличает от зал. Анива также большее разнообразие динамики водных масс.

## **5.2. КРАТКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ МОРСКОЙ СРЕДЫ ЗАЛ. АНИВА И ТАТАРСКОГО ПРОЛ.**

Отличия акваторий зал. Анива и Татарского прол. имеются не только по морфометрическим параметрам, но и по характеристикам состояния морской среды. Так как площадь зеркала и объемов воды Татарского прол. выше, чем зал. Анива (табл. 5.1), то изменение характеристик морской среды в Татарском прол. отличается, и оно определяется существенным разнообразием динамики его водных масс. Поэтому целесообразно дать краткую характеристику особенностям изменения параметров морской среды для указанных акваторий о. Сахалин. Эта информация необходима для выполнения расчетов на CNPSi-модели и выявления особенностей динамики концентраций БВ и биомасс микроорганизмов, осуществляющих их биотрансформацию.

Информация о параметрах морской среды для зал. Анива и Татарского прол. была собрана из разных источников: из справочной литературы [Научно-прикладной справочник. ..., 1990; Справочник. ..., 2003], а также из ГИС «Сахалинский шельф» [Пищальник, Бобков, 2000] (из ГИС при обобщении материалов оперативных съемок можно извлечь среднемноголетние значения гидрологических и гидрохимических параметров морской среды в комплексе для любого интересующего интервала времени в безледный период). Некоторая информация (в частности, по прозрачности морской воды) извлекалась из отчетов отдельных рейсов научно-исследовательских судов гидрометеослужбы и рыбной промышленности.

### ***Выделение верхнего и нижнего слоев в отдельных районах исследуемых акваторий***

Выделение в столбе воды верхнего и нижнего слоев по районам 1–5 зал. Анива проводилось по положению термоклина. Воды во всей акватории залива в результате осенне-зимней конвекции в январе–марте хорошо перемешаны практически до дна. На участке 1 лишь в апреле отмечено формирование тер-

моклина на 10 м. На участке 2 период выраженного термоклина на 20 м сохраняется с апреля по июнь, а на участке 3 – с апреля (20 м) по июль (40 м). На участках 4 и 5 термоклин, образовавшийся в апреле на 20 м, сохраняется до декабря, смещаясь в этих районах соответственно на 50 и 40 м.

По районам 1–3 Татарского прол. выделение в столбе воды верхнего и нижнего слоев проводилось либо по глубине вертикального перемешивания водных масс (для периода ноябрь–апрель), либо по расположению глубины термоклина (для периода май–октябрь). В январе–апреле толщина верхнего слоя была принята равной 100 м, в мае – 12.5 м, в июне – 20 м, в июле–августе – 30 м, в сентябре–октябре – 50 м в районах 1–3; в ноябре–декабре – 100 и 150 м соответственно в районах 1 и 2–3.

В соответствии с изменениями в разные месяцы толщины верхнего слоя в выделенных районах исследуемых акваторий о. Сахалин изменяются и объемы воды, учитываемые в расчетах на CNPSi-модели. Таким образом, между выделенными районами в зал. Анива и Татарском прол. наряду с отличиями морфометрических параметров имеются различия в толщине верхнего слоя, что приводит также к существенным отличиям в отдельные месяцы значений объемов воды в каждом из районов в этом слое. Верхний слой важен тем, что в нем в основном развиваются процессы трансформации БВ. Значения объемов воды верхнего слоя в акватории Татарского прол. выше такового в зал. Анива в 29.1–44.1, в 7.5–10.4 и в 11.2–17.2 раза соответственно в зимние (ноябрь–март), весенние (май–июнь) и в летне-осенние (июль–октябрь) месяцы.

### **Температура воды ( $T_w$ )**

В зал. Анива среднеголетние значения  $T_w$  в поверхностном слое в районе 1 сохраняют отрицательные значения с января ( $-1.1$  °C) по апрель ( $-0.1$  °C), а в районах 2–5 – с января по март ( $-1.5$  ...  $-0.8$  °C). Прогрев вод в бух. Лососей начинается с мая, а в районах 2–5 – с апреля. В районе 1 наибольшая  $T_w$  поверхностного слоя отмечена в октябре ( $12.5$  °C), а в районах 2–5 – раньше (в августе). Среднеголетние значения  $T_w$  в августе в районах 2–5 составляют 12.4, 13.0, 12.8 и 11.6 °C соответственно. Среднеголетняя  $T_w$  поверхностного слоя в декабре в районах 1–5 остается еще положительной ( $1.0$ – $1.3$  °C).

В нижнем слое на всей акватории зал. Анива в апреле  $T_w$  отрицательна ( $-0.8$  ...  $-0.4$  °C). Прогрев подповерхностных вод летом развивается очень медленно, и наибольшие  $T_w$  в районах 4 и 5 достигаются к ноябрю ( $4.3$ – $4.4$  °C), а в декабре отмечено охлаждение вод до  $1.5$ – $1.9$  °C.

В Татарском прол. среднеголетние значения  $T_w$  в верхнем слое в разные месяцы менялись в районах 1–3 в пределах  $-0.2$ ... $+13.2$ ,  $0.3$ – $13.5$  и  $1.4$ – $15.0$  °C соответственно. Наименьшие значения  $T_w$  в районах 1 и 2–3 отмечались в марте ( $-0.3$  °C) и феврале ( $0.3$  и  $1.4$  °C), а наибольшие – в районе 1 в сентябре ( $13.2$  °C), а в районах 2 и 3 – в августе ( $13.5$  и  $15.0$  °C). В нижнем слое значения  $T_w$  менялись в районах 1–3 в небольших пределах: в мае–октябре в районе 1 от  $1.4$  до  $2.6$  °C, в январе–декабре в районе 2 – от  $0.5$  до  $1.5$  °C и в районе 3 – от  $0.6$  до  $1.6$  °C.

Диапазоны изменения  $T_w$  в верхнем слое в зал. Анива в разные месяцы составляют  $-1.3$ ...  $12.5$  °C (среднее за год  $5.4$  °C),  $-1.4$ ... $12.4$  ( $4.3$ ),  $-1.4$ ... $13.0$  ( $4.7$ ),  $-1.4$ ... $12.8$  ( $4.6$ ),  $-1.5$ ... $11.6$  °C ( $4.3$  °C) соответственно в районах 1–5. Для Татарского прол. колебания среднемесячных и среднегодовые значения  $T_w$  составляют  $-0.2$ ... $13.2$  °C ( $4.6$  °C),  $0.3$ – $13.5$  ( $5.6$ ) и  $1.4$ – $15.0$  °C ( $6.7$  °C) соответственно в районах 1–3. В районах 1 и 2–5 зал. Анива наиболее теплые месяцы – это соответственно октябрь и август, а в районах 1 и 2–3 Татарского прол. – сентябрь и август. В целом температурные условия в данных акваториях Сахалина выглядят очень похожими, однако, сопоставление значений  $T_w$  в отдельные месяцы показывает, что чуть выше они в районах Татарского прол. По температурным условиям особенно отличается район 3 Татарского прол. – здесь во все месяцы значения  $T_w$  выше, чем и в районах 1–2 в самом проливе и в районах 1–5 зал. Анива.

### ***Освещенность водной среды и фотопериод***

Для зал. Анива среднемноголетние значения освещенности поверхности моря и фотопериода (или продолжительности светового дня) приняты одинаковыми для районов 1–5. Наибольшие значения освещенности отмечены в мае–июле (274.2–300.0 кал/(см<sup>2</sup> сут)), а наименьшие – в январе и декабре (112.9 кал/(см<sup>2</sup> сут)). Значения фотопериода в разные месяцы колеблются от 0.34 до 0.69; наименьшие они в январе–декабре, наибольшие – в июне–июле.

Для Татарского прол. среднемноголетние значения освещенности поверхности моря в разные месяцы года в районах 1 и 2–3 менялись в диапазонах 90.3–240.0 и 112.9–300.0 кал/(см<sup>2</sup> сут). Наименьшие значения освещенности в районах 1–3 приходились на январь–декабрь, а наибольшие – на май–июль: в районах 1 и 2–3 они были в пределах 219.4–240.0 и 274.2–300.0 кал/(см<sup>2</sup> сут) соответственно. Продолжительность светового дня (фотопериод) в разные месяцы в районах 1 и 2–3 менялась в среднем от 0.32–0.34 (декабрь–январь) до 0.65–0.70 (май–июль).

Таким образом, используемые в расчетах на CNPSi-модели меняющиеся по месяцам значения освещенности и фотопериода отличались мало для акваторий зал. Анива и Татарского прол. Следовательно, с большой долей вероятности можно предположить, что не должно быть различий влияния этих параметров среды обитания на динамику расчетных значений концентраций БВ в водах указанных акваторий Сахалина.

### ***Прозрачность воды (или глубина видимости белого диска Секки)***

В зал. Анива оцененные для районов 1–5 значения прозрачности водной среды меняются в разные месяцы от одного до десяти метров, они наименьшие во всех районах в феврале–марте (1–2 м) и наибольшие в период сентябрь–декабрь (7.4–10 м).

В Татарском прол. общий диапазон изменения прозрачности морской воды в разные месяцы по районам 1–3 составляет 5–22 м. Наименьшие значения прозрачности морской воды в районах 1–3 приходятся на декабрь–март (8 м), январь (5 м) и февраль–май (8–9.6 м), а наибольшие – на апрель–май (12 м), сентябрь–октябрь (22.0–21.6 м) и август–октябрь (13.6–14.0 м) соответственно.

Таким образом, по принятым средним значениям прозрачности вод для разных месяцев акватории зал. Анива и Татарского прол. существенно отличаются. Общий диапазон изменения этого показателя в разные месяцы составляет в водах зал. Анива 1–10 м, а в Татарском прол. – 5–22 м. Отличаются и периоды наблюдаемых экстремальных значений этого показателя. В зал. Анива минимальные значения прозрачности воды приходятся во всех районах на февраль–март (1–2 м), а наибольшие – на сентябрь–декабрь (7.4–10.0 м). В Татарском прол. минимальные и максимальные значения прозрачности воды для каждого района меняются как по величинам, так и по периодам. В районах 1–3 минимальные значения прозрачности воды приходятся на декабрь–март (8 м), январь (5 м) и февраль–май (8–9.6 м), а наибольшие – на апрель–май (12 м), сентябрь–октябрь (22.0–21.6 м) и август–октябрь (13.6–14.0 м) соответственно.

### ***Показатели водообмена***

Значения переносов водных масс через внешние границы зал. Анива и между выделенными районами 1–5 рассчитывались с учетом изменений в течение года среднемноголетних значений уровня воды, площадей зеркала залива, речного стока, атмосферных осадков, испарения и изменения объемов воды в заливе за счет ее термического прогрева [Леонов, Пищальник, 2005 а, б].

Для зал. Анива расчетные значения расходов воды через внешние границы залива и границы между районами 1–5 хорошо согласуются с уточненными представлениями об общей циркуляции вод в заливе и подтверждают вывод о том, что общий характер антициклонической циркуляции вод в заливе нарушается только в зимние месяцы [Пищальник и др., 2005]. При оценке потоков

веществ через границы участков 1–5 было учтено, что расходы воды рассчитывались только по величинам суммарных переносов. Именно по этой причине существенно отличаются полученные расчетные значения расходов воды на границах участков 1–5 внутри зал. Анива и значения расходов воды, вычисленные балансовым методом для разных акваторий прол. Лаперуза [Пищальник, Леонов, 2003].

Полученные расчетные значения расходов воды на границах выделенных районов 1–5 зал. Анива повышены через границы между районами 1 и 2, 2 и 4, 4 и 5. Колебания значений расходов воды в разные месяцы между районами 1 и 2 составляют 0.008–1.533 (среднее – 0.390) км<sup>3</sup>/мес., между районами 2 и 4 – 0.0–1.553 (0.353) и между районами 4 и 5 – 0.0–1.288 (0.359) км<sup>3</sup>/мес. Несколько ниже водообмен на границе между районами 3 и 4 – 0.0–0.482 (0.167) км<sup>3</sup>/мес. Лишь в декабре имеется слабовыраженный обмен на границах районов 4 и 2 (0.018 км<sup>3</sup>/мес.), и только в ноябре имеет место водообмен через границы районов 4 и 3 (0.110 км<sup>3</sup>/мес.), а также 5 и 4 (0.014 км<sup>3</sup>/мес.). Повышенные значения переноса на всех границах отмечены в мае в период весеннего половодья [Леонов, Пищальник, 2005 а].

Поступление вод в зал. Анива из прол. Лаперуза в поверхностном слое имеет место в районах 3 и 4 только в сентябре–октябре (0.080–0.200 км<sup>3</sup>/мес.), а в районе 5 – только в ноябре (0.030 км<sup>3</sup>/мес.). В остальные месяцы направление переноса вод меняется на противоположное, а в отдельные месяцы этот водообмен в поверхностном слое вообще отсутствует [Леонов, Пищальник, 2005 а].

В нижнем слое в январе–марте на границах районов 3, 4 и 5 с прол. Лаперуза водообмена нет. Отсутствует он и с августа по декабрь на границе района 3 с прол. Лаперуза. Поступление вод из прол. Лаперуза в район 4 отмечено в сентябре–декабре (0.017 – 0.088 км<sup>3</sup>/мес.), а в район 5 – только в ноябре (0.007 км<sup>3</sup>/мес.). В нижнем слое вынос вод в прол. Лаперуза из районов 3 и 4 отмечен в апреле–июле (0.008–0.034 км<sup>3</sup>/мес.), а из района 5 – в апреле–октябре (0.10–1.10 км<sup>3</sup>/мес.) и в декабре (0.006 км<sup>3</sup>/мес.) [Леонов, Пищальник, 2005 а].

Расходы воды на границах выделенных районов 1–3 в Татарском прол., вертикальный водообмен между верхним и нижним слоями, а также водообмен на внешних границах Татарского прол. оценивались с помощью океанической гидродинамической модели, разработанной в Бергенском университете (БОМ) [Пищальник и др., 2010]. При расчетах водообмена внутри пролива и на его внешних границах учитывались сила вращения Земли, бароклинность, диффузия, горизонтальная и вертикальная вязкость воды. Принятые граничные условия на поверхности моря учитывали атмосферное давление, ветровое напряжение, речной сток, потоки тепла и соли. Влияние приливов на жидких границах учитывалось по сумме соответствующих гармоник [Пищальник и др., 2009].

В итоге этих расчетов были получены следующие представления о водообмене через внешние границы пролива: с севера из Амурского лимана в Татарский прол. (в район 1) поступает водный сток р. Амур (наиболее интенсивное поступление этих распресненных вод непродолжительно – 1–2 мес. после весеннего половодья и осеннего паводка, но последствия его проявляются во всей северной мелководной акватории пролива) [Пищальник и др., 2003], через южную границу Татарского прол. в районы 2 и 3 происходит поступление вод из Японского моря.

В район 2 Татарского прол. поступление вод в верхний слой с южной стороны (из Японского моря) меняется в разные месяцы в диапазоне 106.5–1202.7 (среднее – 689.5) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее поступление вод в мае, а наибольшее – в ноябре), а вынос из верхнего слоя района 2 в Японское море в разные месяцы меняется в пределах 3.8–3658.8 (684.1) км<sup>3</sup>/мес. (он наименьший в августе, а наибольший – в феврале).

Поступление вод в нижний слой из района 2 Татарского прол. в Японское море в разные месяцы характеризовалось значениями расходов воды 0.0–529.3 (среднее – 187.2) км<sup>3</sup>/мес. (водообмен отсутствовал в июле и был наибольшим в апреле (529.3 км<sup>3</sup>/мес.) и в ноябре (518.0 км<sup>3</sup>/мес.)). Существенно выше в раз-

ные месяцы вынос водных масс из нижнего слоя в район 2 из Японского моря: значения расходов воды были в пределах 103.8–1215.6 (563.8) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшие значения расхода воды характеризуют июнь, наибольшие – июль–август (1215.6–1211.6 км<sup>3</sup>/мес.)).

В район 3 Татарского прол. поступление вод из Японского моря в верхний слой в разные месяцы колеблется от 21.6 до 349.2 (среднее – 125.0) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее поступление в мае, наибольшее – в марте). Вынос из верхнего слоя в Японское море меняется в диапазоне 5.6–485.3 км<sup>3</sup>/мес. (наименьший вынос в мае, наибольший – в августе).

В нижний слой поступление вод в Японское море из района 3 в разные месяцы определялось значениями расходов воды в пределах 18.1–306.8 (среднее – 128.1) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший расход в январе–феврале, наибольший – в сентябре и ноябре). Обратный перенос в нижний слой в район 3 из Японского моря в разные месяцы определяется значениями расходов воды 0.0–701.3 (среднее – 367.9) км<sup>3</sup>/мес. (перенос отсутствовал в августе и был наибольшим в апреле).

В результате расчетов на БОМ были получены также значения расходов воды через границы выделенных районов 1–3, которые определяют перераспределение БВ внутри Татарского прол. Расчеты показали, что ежемесячно перенос вод осуществлялся из района 1 в район 2 (верхний слой), из района 2 в район 1 (нижний слой), из района 2 в район 3 и обратно (верхний и нижний слои). Перенос вод из района 1 в район 3 и обратно в течение года не стабилен (в верхнем и в нижнем слоях) и в отдельные месяцы отсутствует.

Значения расходов воды, характеризующих перенос вод в верхнем слое из района 1 в район 2, в разные месяцы изменялись в диапазоне 5.8–303.8 (среднее – 150.5) км<sup>3</sup>/мес., наименьший расход воды приходится на июнь, а наибольший – на февраль и декабрь. В нижнем слое перенос вод осуществляется с апреля по декабрь, и значения расхода воды колеблются для этого периода в пределах 6.2–221.7 (48.8) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший расход воды в мае, наибольший – в августе).

Перенос воды из района 2 в район 1 в верхнем слое имеет место с апреля по сентябрь, значения расходов воды для этого периода колеблются в пределах 0.0–53.6 (17.3) км<sup>3</sup>/мес. (он отсутствует в мае и наибольший в августе). В нижнем слое перенос вод осуществляется с января по декабрь и характеризуется изменениями расходов воды в диапазоне 10.7–417.8 (153.9) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшие значения расхода воды в августе, наибольшие – в феврале).

Из района 1 в район 3 в верхнем слое перенос вод происходит в январе–марте (значения расходов воды в эти месяцы меняются в пределах 131.6–210.4 (134.9) км<sup>3</sup>/мес.), в апреле перенос отсутствует, в мае–июне он невелик (2.6–7.3 км<sup>3</sup>/мес.), в июле–сентябре – отсутствует, в октябре–декабре – меняется в пределах 13.0–19.6 (15.4) км<sup>3</sup>/мес. Перенос в этом же направлении в нижнем слое имеет место только в апреле (23.1 км<sup>3</sup>/мес.), июне (13.6 км<sup>3</sup>/мес.) и в ноябре–декабре (36.9–49.5 км<sup>3</sup>/мес.).

Перенос вод из района 3 в район 1 в верхнем слое происходит с апреля по декабрь и характеризуется значениями расходов воды, меняющимися в пределах 3.7–129.9 (33.4) км<sup>3</sup>/мес. Наименьшее значение расхода воды приходится на май, наибольшее – на август. В нижнем слое перенос из района 3 в район 1 отсутствует в апреле и ноябре–декабре. В остальные месяцы перенос характеризуется значениями расходов воды, колеблющимися в диапазоне 12.0–116.9 (57.2) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее значение расхода воды приходится на июнь, наибольшее – на июль).

Наиболее интенсивно водообмен внутри Татарского прол. осуществляется между районами 2 и 3. Перенос вод в верхнем слое из района 2 в район 3 характеризуется меняющимися в разные месяцы значениями расходов воды в пределах 63.8–1442.4 (799.5) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший расход воды приходится на май, наибольшие его значения (1442.4–1414.5 км<sup>3</sup>/мес.) – на ноябрь–декабрь). Перенос в нижнем слое характеризуется в разные месяцы значениями

расходов воды, колеблющимися в диапазоне 1.9–4141.9 (1261.9) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший расход воды приходится на август, наибольший – на апрель).

Обратный перенос из района 3 в район 2 в верхнем слое в разные месяцы определяется значениями расходов воды от 57.8 до 2600.0 (795.8) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее и наибольшее значения расхода воды приходятся соответственно на май и апрель). В нижнем слое значения расхода воды меняются в разные месяцы в пределах 317.7–2586.7 (1248.3) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший расход воды получен для марта, наибольший – для июля).

Таким образом, изучаемые акватории Сахалина отличаются условиями и интенсивностью водообмена с соседними акваториями через внешние границы. Этот водообмен обеспечивает поступление в изучаемые акватории БВ, которые в последующем вовлекаются в оборот гидробионтами. В целом водообмен через внешние границы – это важнейший источник БВ для морских акваторий. В зал. Анива такой водообмен осуществляется через внешние границы районов 3–5 с соседним прол. Лаперуза. В поверхностный слой воды в зал. Анива из прол. Лаперуза поступают в районы 3 и 4 только в сентябре–октябре (при расходах воды 0.080–0.200 км<sup>3</sup>/мес.), а в район 5 – только в ноябре (0.030 км<sup>3</sup>/мес.). В остальные месяцы направление переноса в этом слое либо меняется на противоположное, либо водообмен в поверхностном слое отсутствует. В нижнем слое в январе–марте водообмена нет с прол. Лаперуза через границы с районами 3–5, а также в августе–декабре через границу с районом 3. В район 4 воды поступают из прол. Лаперуза в сентябре–декабре (0.017–0.088 км<sup>3</sup>/мес.), а в район 5 – только в ноябре (0.007 км<sup>3</sup>/мес.). Вынос вод в прол. Лаперуза в нижнем слое из районов 3 и 4 происходит в апреле–июле (0.008–0.034 км<sup>3</sup>/мес.), а из района 5 – в апреле–октябре (0.10–1.10 км<sup>3</sup>/мес.) и в декабре (0.006 км<sup>3</sup>/мес.).

В Татарском прол. водообмен через внешние границы акватории происходит более интенсивно, чем в зал. Анива. Поступление вод с севера в район 1 Татарского прол. из Амурского лимана непродолжительно (интенсивное оно в течение одного-двух месяцев после весеннего половодья и осеннего паводка) и характеризуется значениями расходов воды 30.5–128.1 км<sup>3</sup>/мес. С юга в районы 2 и 3 поступают воды из Японского моря: их поступление в верхний слой в район 2 в разные месяцы определяется расходами воды в пределах 106.5–1202.7 (среднее – 689.5) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее оно в мае, наибольшее – в ноябре), обратный перенос характеризуется значениями расходов воды 3.8–3658.8 (684.1) км<sup>3</sup>/мес. (его значения наименьшие в августе, наибольшие – в феврале).

Водообмен в нижнем слое из района 2 в Японское море определяется расходами воды в разные месяцы 0.0–529.3 (средний – 187.2) км<sup>3</sup>/мес.: его нет в июле, наибольший он в апреле и ноябре (529.3 и 518.0 км<sup>3</sup>/мес.). Существенно выше в этом слое в разные месяцы обратный перенос в район 2 из Японского моря: он характеризуется расходами воды в пределах 103.8–1215.6 (563.8) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшие его значения приходятся на июнь, наибольшие – на июль и август (1215.6 и 1211.6 км<sup>3</sup>/мес.)).

В район 3 Татарского прол. поступление вод в верхний слой из Японского моря в разные месяцы характеризуется расходами воды от 21.6 до 349.2 (среднее – 125.0) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее оно в мае, наибольшее – в марте). Обратный перенос из верхнего слоя в Японское море определяется расходами воды 5.6–485.3 (среднее – 118.8) км<sup>3</sup>/мес. (наименьший вынос в мае, наибольший – в августе).

Поступление вод в Японское море из района 3 в нижнем слое в разные месяцы характеризовалось расходами воды 18.1–306.8 (среднее – 128.1) км<sup>3</sup>/мес. (наименьшее оно в январе–феврале, наибольшее – в сентябре и ноябре). Обратный перенос в разные месяцы проходил при расходах воды 0.0–701.3 (среднее – 367.9) км<sup>3</sup>/мес. (отсутствовал в августе и был наибольшим в апреле).

Имеются существенные отличия в водообмене между выделенными районами исследованных акваторий Сахалина, который обеспечивает перераспределение концентраций БВ между районами:

– в зал. Анива в среднем водообмен выше между районами 1 и 2 (средний

расход воды – 0.390 км<sup>3</sup>/мес.), районами 2 и 4 (0.353) и районами 4 и 5 (0.359 км<sup>3</sup>/мес.). Меньшие значения средних расходов воды характеризуют водообмен между районами 3 и 4 (0.167 км<sup>3</sup>/мес.). Наличие водообмена характеризует отдельные месяцы: в ноябре между районами 4 и 3 (0.110 км<sup>3</sup>/мес.) и районами 5 и 4 (0.014 км<sup>3</sup>/мес.), а также в декабре между районами 4 и 2 (0.018 км<sup>3</sup>/мес.);

– в Татарском прол. ежемесячный перенос вод осуществляется между районами 1 и 2 (верхний слой), районами 2 и 1 (нижний слой), районами 2 и 3 и обратно (верхний и нижний слои). Не стабилен водообмен в течение года между районами 1 и 3 и обратно (в верхнем и в нижнем слоях), в отдельные месяцы он через эту границу вообще отсутствует. Водообмен внутри Татарского прол. имеет следующие показатели:

- между районами 1 и 2 водообмен в верхнем слое характеризуется средними значениями расходов воды 150.5 км<sup>3</sup>/мес., в нижнем слое он осуществляется в апреле–декабре при средних значениях расходов воды 48.8 км<sup>3</sup>/мес.;

- между районами 2 и 1 водообмен в верхнем слое имеет место в апреле–сентябре (средний расход воды – 17.3 км<sup>3</sup>/мес.), в нижнем слое – в январе–декабре (153.9 км<sup>3</sup>/мес.);

- между районами 1 и 3 стабильный водообмен в верхнем слое осуществляется в январе–марте (средний расход воды – 134.9 км<sup>3</sup>/мес.), обратный перенос происходит в апреле–декабре (33.4 км<sup>3</sup>/мес.). В нижнем слое обратного переноса нет в апреле и ноябре–декабре, в остальные месяцы водообмен осуществляется со средними расходами воды 57.2 км<sup>3</sup>/мес.;

- между районами 2 и 3 водообмен в верхнем слое характеризуется средними расходами воды 799.5 км<sup>3</sup>/мес., а в нижнем слое – 1261.9 км<sup>3</sup>/мес. Обратный водообмен в верхнем слое осуществляется со средними расходами воды 795.8 км<sup>3</sup>/мес., а в нижнем слое – 1248.3 км<sup>3</sup>/мес.

### ***Поступление биогенных веществ с речным стоком в исследуемые акватории***

Водотоки Сахалина имеют, как правило, смешанный тип водного питания. Доля питания подземными водами на севере острова достигает 60 %, на остальной части – 20–30 % при преимущественном вкладе талых вод – до 40–60 %. Роль в питании водотоков атмосферных осадков на севере наименьшая (10–12 %), а в горных районах на юге острова она достигает 30–35 %.

Основное количество БВ в морские акватории поступает с речным стоком. В зал. Анива поступление БВ с речным стоком учитывалось только для района 1 (бух. Лососей), куда втекает основной объем речной воды, сопоставимый с объемом вод в самой бухте [Пищальник, 1990]. В районах 2–5 соотношения объемов речного стока к объемам вод ничтожно малы, и поэтому для них влияние речного стока можно не учитывать.

С помощью моделирования по заданным концентрациям БВ и значениям расходов речной воды оценивалось ежемесячное их поступление с речным стоком в воды района 1. При этом можно выделить следующие особенности:

- основное (~60–70 %) поступление БВ с речным стоком происходит в апреле–июне; в зимние и летние месяцы оно наименьшее; в октябре–ноябре оно несколько выше, чем зимой и летом;

- в апреле–мае поступление DIP составляет 0.0043–0.0090 мг P/(л мес.), DON – 0.165–0.251 мг N/(л мес.), ND – 0.025–0.040; NO<sub>2</sub> – 0.0026–0.0030; NO<sub>3</sub> – 0.022–0.046 мг N/(л мес.), DOC – 1.08–1.95 мг C/(л мес.); DISi – 0.12–0.18 мг Si/(л мес.); O<sub>2</sub> – 1.6–2.8 мг O<sub>2</sub>/(л мес.);

- в апреле–июне поступление DOP составляет 0.0030–0.0051 мг P/(л мес.), PD – 0.0033–0.0056 мг P/(л мес.);

- вынос с речным стоком NH<sub>4</sub> в апреле–мае наибольший и составляет 0.0092–0.0109, в октябре–ноябре он ниже, чем в апреле–мае, но выше, чем в зимние и летние месяцы, и составляет 0.0065–0.0078 мг N/(л мес.);

- в зимние и летние месяцы вынос в бух. Лососей с речным стоком DIP составляет 0.0002–0.001; DOP – 0.0002–0.0013; PD – 0.0001–0.0015 мг P/(л мес.), DON –

0.005–0.060;  $\text{NH}_4$  – 0.0010–0.0035;  $\text{NO}_2$  – 0.00010–0.00065;  $\text{NO}_3$  – 0.002–0.004;  $\text{ND}$  – 0.002–0.010 мг N/(л мес.); DOC – 0.08–0.56 мг C/(л мес.);  $\text{DlSi}$  – 0.008–0.043 мг Si/(л мес.);  $\text{O}_2$  – 0.15–0.75 мг  $\text{O}_2$ /(л мес.).

Сток водотоков Сахалина в Татарский прол. увеличивается с севера на юг. В этом же направлении возрастает средний сток в весеннее половодье и в дождевые паводки. Наименьшие расходы воды приходятся на период зимней межени. Общий сток рек западного побережья о-ва Сахалин составляет ~ 30 км<sup>3</sup>/год [Многолетние..., 1987]. Учитывая рельеф местности и густоту речной сети западного побережья Татарского прол., можно предположить, что общее поступление пресных вод в пролив (без учета стока р. Амур) не будет превышать 80–90 км<sup>3</sup>/год. В целом соотношения расходов воды рек материкового побережья и Сахалина к объемам воды в районах 1–3 Татарского прол. очень низкие. Для большинства водотоков Сахалина содержание БВ и их изменения в течение года практически не исследованы [Беликов, Католикова, 2008], то же самое можно отнести и к материковым водам. Вместе с тем заселение обоих побережий крайне невелико. Эти факты дают основание на данном этапе не учитывать водотоки Сахалина в качестве потенциальных источников БВ для экосистемы Татарского прол.

Для Татарского прол. имеется фактически один крупный пресноводный приток – р. Амур. На основе сезонных колебаний расхода и уровня воды в реке выделены характерные гидрологические фазы: зимняя межень (февраль–март), весенний максимум (май), летняя межень (июнь–июль), паводки – летний (август–сентябрь) [Ростов, Жабин, 1991] и осенний (октябрь–декабрь) [Yakunin, 1999].

Проникновение вод р. Амур в северную часть Татарского прол. происходит через Амурский лиман. Направления переноса вод в устьевой области Амура определяются режимом его стока, соотношением фоновых уровней воды в Охотском и Японском морях, динамикой приливов и отливов, а также ветровым воздействием и особенностями морфометрии рельефа дна и берегов на границе Амурского лимана и Татарского прол. Пропускная способность узкой и мелководной части пролива ограничена, поэтому значительная часть стока Амура распространяется из лимана в северном направлении вдоль западного берега о-ва Сахалин [Ростов, Жабин, 1991].

Летом водные речные массы в Амурском лимане двигаются в основном в северном направлении (течение прижимается к побережью Сахалина) и следуют в Охотское море. При этом воды Татарского прол. заполняют крайнюю южную часть Амурского лимана. Осенью интенсифицируется поступление речных вод в Татарский прол. Переход на зимний режим происходит после осеннего паводка (в период октябрь–декабрь). Уже в декабре речные воды создают устойчивое течение, направленное на юг. Весной фоновые значения уровней воды на границах Амурского лимана постепенно выравниваются, и в итоге устанавливается режим переноса вод на север, характерный для летнего периода [Пищальник и др., 2003].

В водах Амура, поступающих в Амурский лиман, содержание растворенного  $\text{O}_2$  оценивалось по данным, представленным в [Аникиев и др., 2001; Ресурсы..., 1975; Шестеркин, 2004], аммонийного N – в [Шестеркин, 1990; Шестеркин и др., 2007], нитритного N – в [Аникиев и др., 2001; Ресурсы..., 1975; Шестеркин и др., 2007], нитратного N – в [Аникиев и др., 2001; Шестеркин, 1990; Шестеркин и др., 2007], фосфатного P – в [Аникиев и др., 2001; Ресурсы..., 1975; Шестеркин, 1990; Шестеркин и др., 2007], силикатов – в [Аникиев и др., 2001; Ресурсы..., 1975; Шестеркин, 1990], DOC – в (С. И. Левшина, 2005, 2006, 2007 по [Левшина, 2008]). Концентрации органических фракций БВ (DOP, PD, DON и ND) оценивались по соотношениям БВ с учетом данных, приведенных в (С. И. Левшина, 2005, 2006, 2007 по [Левшина, 2008]). Оцененные для разных месяцев года концентрации БВ в стоке Амура представлены в [Леонов и др., 2010 а].

При расчетах с помощью CNPSi-модели по заданным концентрациям БВ и значениям расходов воды оценивалось ежемесячное поступление в район 1 Татарского прол. из Амурского лимана [Леонов и др., 2011]. Можно выделить следующие особенности поступления БП в район 1 со стоком Амура:

– годовое поступление БВ в район 1 со стоком р. Амур по возрастанию значений (мг Элемента/(м<sup>3</sup> год)) выстраивается в следующий ряд DIP (0.0135) < PD (0.0142) < ND (0.0713) < DOP (0.0974) < NH<sub>4</sub> (0.2473) < NO<sub>3</sub> (0.3628) < DON (0.4986) < DISi (1.7849) < DOC (3.4924) < O<sub>2</sub> (4.1354);

– поступление БВ в район 1 с водами р. Амур неравномерно в течение года. На единицу объема вод наибольшее поступление БВ от общегодового приходится на май–август и составляет для:

– DIP – 0.0023–0.0032 мг P/(м<sup>3</sup> мес.), или 17.1–23.9 % (в сумме 86.2 %);  
– PD – 0.0024–0.0039 мг P/(м<sup>3</sup> мес.), или 16.9–27.5 % (81.9 %);  
– ND – 0.0121–0.0197 мг N/(м<sup>3</sup> мес.), или 16.9–27.5 % (81.8 %);  
– DOP – 0.0169–0.0275 мг P/(м<sup>3</sup> мес.), или 17.3–28.2 % (83.9 %);  
– NH<sub>4</sub> – 0.0410–0.0700 мг N/(м<sup>3</sup> мес.), или 16.6–28.3 % (83.8 %);  
– DON – 0.0843–0.1372 мг N/(м<sup>3</sup> мес.), или 16.9–27.5 % (81.8 %);  
– DISi – 0.2269–0.5193 мг Si/(м<sup>3</sup> мес.), или 12.7–29.1 % (80.2 %);  
– DOC – 0.5903–0.9606 мг C/(м<sup>3</sup> мес.), или 16.9–27.5 % (81.8 %);  
– O<sub>2</sub> – 0.8029–1.0330 мг O<sub>2</sub>/(м<sup>3</sup> мес.), или 19.4–25.0 % (86.4 %);  
– для NO<sub>3</sub> из-за активизации развития планктона в конце весны–начале лета поступление остается наибольшим не в течение всего указанного выше периода (май–август), а только в мае–июне (0.1645–0.0945 мг N/(м<sup>3</sup> мес.), или 45.3 и 26.1 %) (71.4 %).

Для районов 2 и 3 Татарского прол., граничащих с юга с Японским морем, средние по месяцам концентрации БВ в водных массах Японского моря, переносимых в районы 2 и 3, в данном исследовании принимались такими же, как и при моделировании условий функционирования экосистемы зал. Анива–прол. Лаперуза [Пищальник, Леонов, 2003].

Сопоставление количеств БВ, переносимых с севера и юга водными массами через внешние границы в районы 1–3 Татарского прол., показывает, что их количества существенно различаются:

- в район 1 с севера поступает за год больше взвешенных веществ, чем в район 2 с юга, – PD в 1.43 и ND в 2.96 раза, а также минеральных компонентов N – NH<sub>4</sub> в 1.49 и NO<sub>3</sub> в 1.87 раза. Однако поступление таких компонентов, как DOP, DON, DISi, DOC, DIP и O<sub>2</sub>, в район 1 меньше, и доля для указанных веществ от их поступления в район 2 составляет соответственно 0.87, 0.69, 0.38, 0.31, 0.15 и 0.10;

- в район 1 с севера поступает существенно больше БВ, чем в район 3 с юга: в частности, PD – в 9.62 раза, DOP – в 4.51, ND – в 20.44, NH<sub>4</sub> – в 15.64, NO<sub>3</sub> – в 7.99, DON – в 3.69, DISi – в 2.38 и DOC – в 1.83 раза. Меньше годовые поступления в район 1 только DIP и O<sub>2</sub> – их доля по отношению к поступлениям в район 3 составляет 0.72 и 0.56 соответственно;

- в район 2 выше, чем в район 3, привнос БВ из Японского моря: PD – в 6.71 раза, DIP – в 4.84, DOP – в 5.20, ND – в 6.91, NH<sub>4</sub> – в 10.49, NO<sub>3</sub> – в 4.28, DON – в 5.34, DISi – в 6.27, DOC – в 5.94 и O<sub>2</sub> – в 5.92 раза.

За год в районы 1 и 2 поступает через внешние границы пролива больше БВ, чем в район 3. Это достаточно хорошо увязывается с общим характером циркуляции водных масс: с проникновением вод из Амурского лимана на севере пролива, а также с доминирующим переносом вод из Японского моря в пролив на юго-западе (район 2) и их обратным выносом из пролива в Японское море на юго-востоке (район 3) пролива [Пищальник и др., 2010].

Таким образом, выявлены следующие отличия в биогенной нагрузке через внешние границы акваторий Сахалина, определяемые значениями расходов воды и заданными концентрациями БВ:

– основное поступление БВ в зал. Анива происходит с речным стоком в бух. Лососей (для других районов залива нет информации о значимых источниках биогенной нагрузки). В Татарский прол. поступление БВ обеспечивается водообменом из соседних акваторий (с севера в район 1 проникают воды р. Амур через Амурский лиман, с юга в районы 2 и 3 – воды Японского моря). За год в районы 1 и 2 Татарского прол. поступает через его внешние границы больше БВ, чем в район 3;

– поступление БВ в изучаемые акватории Сахалина с речным стоком в течение года неравномерно: 60–70 % годового поступления БВ с речным стоком в район 1 (бух. Лососей зал. Анива) приходится на апрель–июнь; для района 1 (Татарский прол.) основное количество БВ (71–86 % годового выноса со стоком Амура) приходится на май–август;

– на единицу объема вод поступление БВ с речным стоком в соответствующие районы меняется: в сравнении с Татарским прол. в периоды наибольшего поступления БВ с речным стоком оно в среднем выше для зал. Анива по DIP, ND, DOC, DON и PD (соответственно в 2.4, 2.0, 1.95, 1.9 и 1.5 раза), а также для  $O_2$  (в 2.4 раза); и оно в среднем ниже для зал. Анива по DISi, DOP и  $NH_4$  (соответственно в 2.5, 5.5 и 5.5 раза).

### **5.3. СРАВНЕНИЕ РАСЧЕТНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ В ТЕЧЕНИЕ ГОДА КОНЦЕНТРАЦИЙ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И КИСЛОРОДА В АКВАТОРИЯХ ЗАЛ. АНИВА И ТАТАРСКОГО ПРОЛ.**

Анализ изменения в течение года концентраций БВ важен для понимания биогидрохимических закономерностей их трансформации и особенностей пространственного распределения в изучаемых районах моря. Концентрации БВ можно использовать при комплексном анализе состояния морской среды или при выявлении особенностей сезонных изменений концентраций БВ, связанных с различиями в их поступлении и трансформации в разных районах моря. Концентрации БВ могут быть также полезными индикаторами отдельных водных масс при их идентификации, что для изучаемых в данном исследовании акваторий Сахалина до настоящего времени еще не проводилось.

Оцененная с помощью расчетов на модели внутригодовая динамика БВ (органических и минеральных форм P и N, DOC, DISi) и растворенного  $O_2$  для районов 1–5 зал. Анива и районов 1–3 Татарского прол. показана на рис. 5.2–5.7. Отметим, что авторам не известны работы с детальным анализом сезонных изменений концентраций органических и минеральных фракций БВ в изучаемых акваториях Сахалина. Для отдельных месяцев имеются карты распределения фосфатов, силикатов, нитритов и  $O_2$  для зал. Анива и Татарского прол. [Пищальник, Бобков, 2000], а также для всей акватории Японского моря [Проект «Моря СССР»..., 2003, 2004].

В целом можно представить последовательность сезонных изменений концентраций БВ в верхнем слое в акваториях Сахалина в таком порядке: зимой нет активного потребления БВ гидробионтами и имеется общая тенденция увеличения концентраций растворенных органических и минеральных форм P и N, DOC и DISi в этот сезон. С началом весны при активизации роста биомассы гидробионтов (особенно фитопланктона) содержание растворенных органических и минеральных БВ быстро снижается. Летом при развитии в водной среде продукционных процессов в воде увеличивается запас органических веществ. В конце осени–начале зимы, когда активность гидробионтов снижается, содержание органических и минеральных БВ в воде возрастает. Эти общие тенденции сезонных изменений концентраций БВ зависят также от интенсивности поступления БВ в течение года из внешних источников (с речным стоком, из соседних районов, с водами действующих систем течений). В зависимости от комплекса действующих факторов среды, а также условий поступления и расходования концентраций БВ в разных районах исследуемых акваторий Сахалина формируется характерная картина их сезонных изменений. Это можно выявить при анализе расчетных концентраций БВ в разных районах исследованных акваторий Сахалина.

### 5.3.1. Динамика концентраций форм P

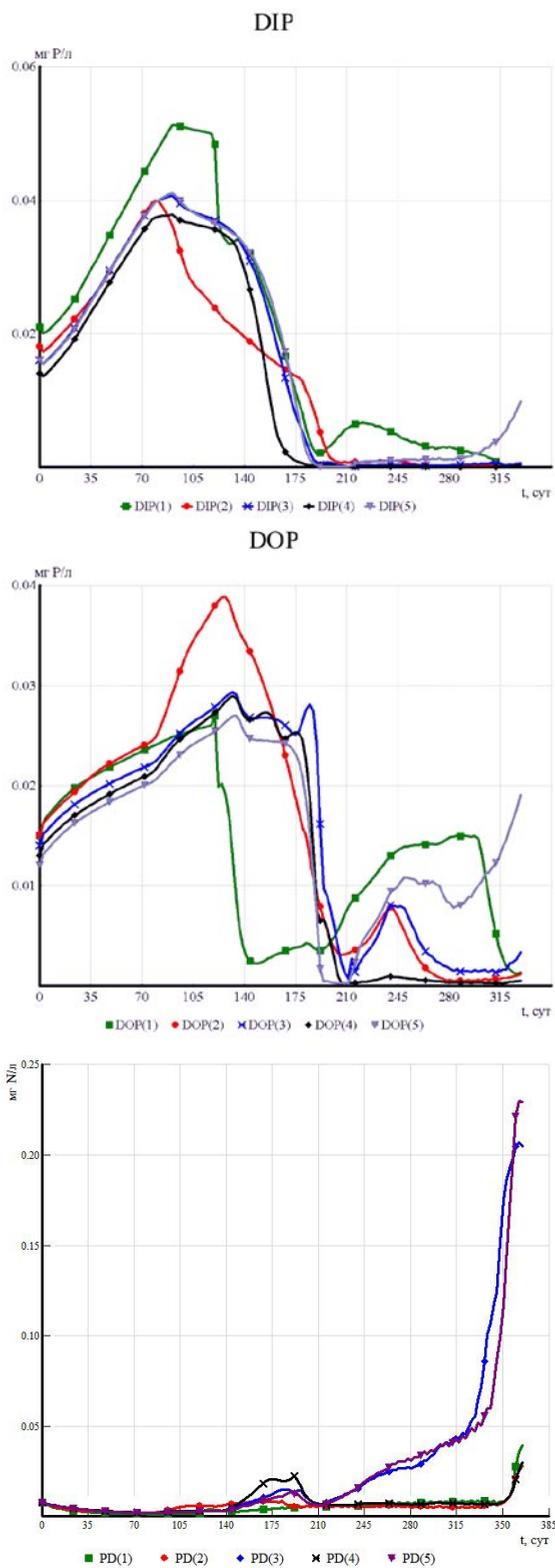
Проведем анализ расчетных картин динамики концентраций форм P (DIP, DOP и PD) для зал. Анива (рис. 5.2) и Татарского прол. (рис. 5.3). По каждой из этих форм можно видеть принципиальные отличия в годовом изменении концентраций форм P. Например, содержание DIP в районах 1–5 зал. Анива с начала года возрастает и в марте–апреле достигает максимума. Наибольшее содержание DIP (~50 мкг P/л) отмечается в район 1 (бух. Лососей) преимущественно за счет влияния речного стока), в других районах оно ниже и колеблется в пределах 36–40 мкг P/л. Интенсивное весеннее снижение концентрации DIP в районе 2 начинается с начала апреля, в других районах – на месяц позже. К концу июня–началу июля содержание DIP во всех районах снижается до минимума (0.5–1.0 мкг P/л), и такие низкие концентрации DIP сохраняются до конца октября (район 1) – конца ноября (районы 2–5). К концу года содержание DIP в водной среде начинает увеличиваться, и особенно это выражено в зоне апвеллинга вод в районе 5 (рис. 5.2).

В районах 1–3 Татарского прол. концентрации DIP в январе–марте увеличиваются очень медленно, так как поступления БВ с водами из соседних районов в этот период практически уравниваются их выносом. В течение года содержание DIP меняется в районах 1 и 2 соответственно в диапазонах 17.4–48.4 и 13.9–30.0 мкг P/л. Результаты расчетов подтверждают вывод [Мокиевская, 1961], что материковый сток не имеет решающего значения в регулировании концентраций фосфатов в япономорской водной массе. К концу года концентрации DIP в районах 1 и 2 снижаются до 1.0–3.0 мкг P/л. В районе 3, в котором более благоприятные условия для развития микроорганизмов в водной среде, содержание DIP с начала года медленно возрастает, а с конца апреля оно возрастает практически по экспоненте (в основном за счет метаболических выделений бактерий  $B_1$  и зоопланктона  $Z_1$ ). К концу года содержание DIP доходит в этом районе до 0.32 мг P/л (рис. 5.3).

Сравнение сезонных изменений расчетных концентраций DIP в акваториях Сахалина показывает, что в районах 1–5 зал. Анива до начала весны отмечается накопление и происходит увеличение концентрации DIP, а в Татарском прол. с начала года нет такого роста концентрации DIP, он начинается к середине апреля и имеет место только в районе 3. В зал. Анива в районах 1–5 с конца июня до октября–ноября содержание DIP сохраняется на низком уровне (0.5–1.0 мкг P/л). В Татарском прол. в районах 1 и 2 содержание DIP лишь к концу года снижается до низких значений (1.0–3.0 мкг P/л), а в районе 3 к концу года оно возрастает до 0.32 мг P/л.

Особое внимание следует уделить анализу изменений расчетных концентраций DOP, которые в водах дальневосточных морей буквально с первых определений служили косвенным индикатором биопродуктивности морской среды (их первые измеренные концентрации были значительно выше, чем в морях североатлантического бассейна [Мокиевская, 1958]).

В зал. Анива в районах 1–5 в расчетной годовой динамике DOP отмечают существенные отличия. С начала года содержание DOP в водной среде на всех участках возрастает и достигает в апреле–мае максимума (наибольшее, 37.5 мкг P/л, в районе 2). В других районах оно в этот период составляет 26–29 мкг P/л. К концу мая содержание DOP в водах района 1 (бух. Лососей) начинает быстро снижаться и к началу июня падает до 3 мкг P/л. В других районах интенсивное уменьшение концентрации DOP происходит в начале июля. В августе–сентябре содержание DOP во всех районах меняется в диапазоне ~ 1–10 мкг P/л (наименьшее – в районе 4, а наибольшее – в районе 5). В этот период основные колебания концентрации DOP связаны с активным развитием продукционных процессов, формирующих летний промежуточный максимум концентрации DOP в районах 1–3 и 5. К концу года содержание DOP начинает возрастать, причем это возрастание довольно интенсивное в районах 3 и 5 и медленное в районах 1, 2 и 4 (рис. 5.2).



**Рис. 5.2.** Расчетная динамика концентраций форм P (DIP, DOP, PD) в районах 1–5 зал. Анива

В Татарском прол. в районах 1 и 2 по результатам расчетов выявлено практически подобное изменение концентраций DOP с некоторым его возрастанием с начала года к середине апреля–началу мая от 37 до 43.5 мкг P/л (на 111-е сут в районе 1) и до 44.7 мкг P/л (на 87-е сут в районе 2). К концу июня–началу июля в этих районах содержание DOP резко уменьшается до 0.8–1.4 мкг P/л (на 180–184-е сут). При активизации процессов первичной продукции к концу августа–середине сентября содержание DOP возрастает соответственно в районах 2 и 1 соответственно до 5.6 и 6.4 мкг P/л. Далее до начала октября следует снижение концентрации DOP в указанных районах до 1–1.4 мкг P/л. К концу года в районе 1 содержание DOP увеличивается до 18.7 мкг P/л, а в районе 2 оно остается низким (2.3 мкг P/л) (рис. 5.3).

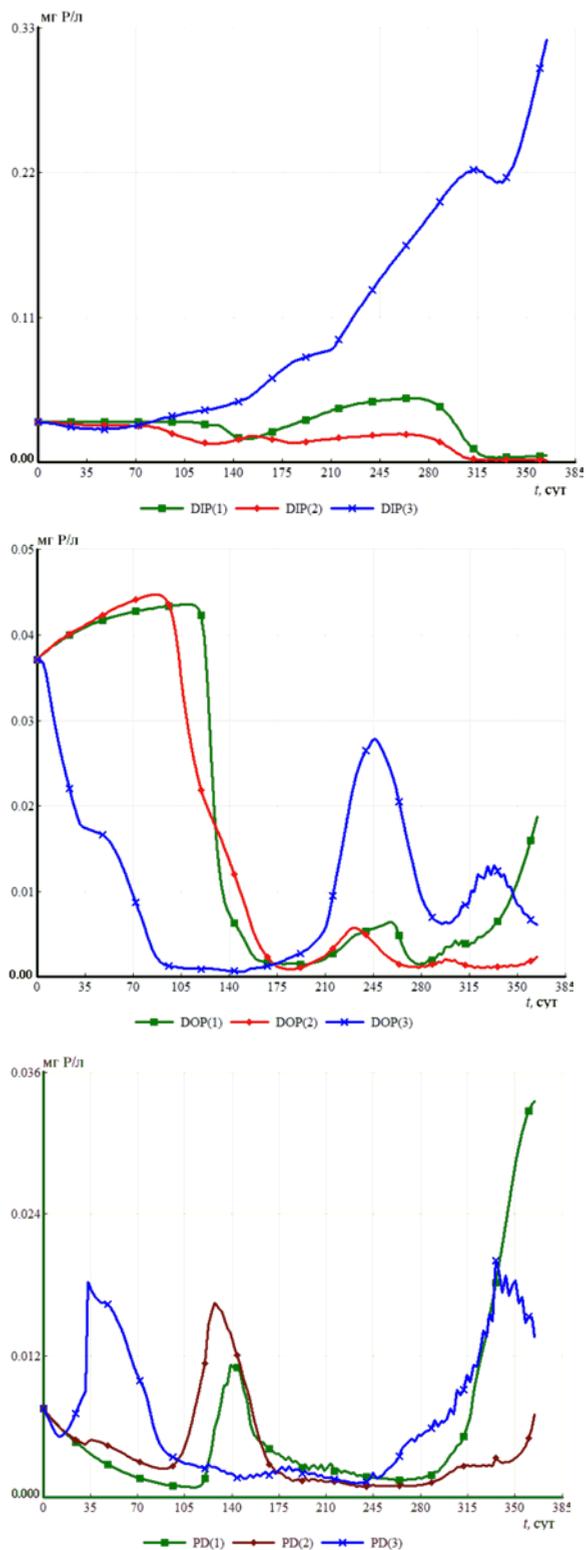
В Татарском прол. в районе 3 содержание DOP с начала года начинает снижаться, и в апреле–мае оно остается низким (0.5–1.5 мкг P/л). К началу сентября (активизация процессов первичной продукции) концентрация DOP в районе 3 возрастает до 27.8 мкг P/л, к концу октября она снижается до 6.1 мкг P/л, в конце ноября – увеличивается до 13.0 мкг P/л и к концу года вновь снижается до 6.1 мкг P/л (рис. 5.3).

Таким образом, внутригодовые изменения концентраций DOP в зал. Анива обнаруживают в районах 1–5 сходные тенденции, но имеются различия в концентрациях DOP. Различия в динамике DOP по районам залива становятся особенно заметными к концу года: в районах 1, 2 и 4 концентрация DOP сохраняется к концу года на низком уровне, а в районах 3 и 5 его содержание начинает возрастать.

В Татарском прол. в районах 1 и 2 тенденции изменения в течение года концентраций DOP до декабря примерно одинаковые: накопление в начале года, быстрое снижение концентрации до небольших значений, увеличение за счет процессов продукции OB и к концу года увеличение концентрации DOP в районе 1 (до 18.7 мкг P/л) и сохранение концентрации DOP в районе 2 на низком уровне (2.3 мкг P/л). В отличие от районов 1 и 2 в районе 3 условия окислительной трансформации здесь предпочтительнее и внутригодовая динамика DOP существенно отличается: с начала года здесь происходит снижение концентрации DOP; в течение лета сохранение содержания DOP на низком уровне, увеличение за счет развития продукционных процессов в конце лета–начале осени и снижение к концу года до 6.1 мкг P/л.

В зал. Анива и в Татарском прол. расчетные внутригодовые изменения концентрации детрита P в целом проявляют сходные черты. В зал. Анива в районах 1–5 в годовой динамике PD отмечается его постепенное повсеместное снижение в зимнее время и промежуточный весенне-летний максимум, связанный с активизацией развития гидробионтов. Наибольшие концентрации PD достигаются в конце июня–начале июля в районе 4 (~21 мкг P/л). Однако уже к концу июля содержание PD во всех районах снижается, но через неделю в районах 3 и 5 оно снова возрастает. Это увеличение прослеживается до конца года как следствие интенсификации в этих районах процессов апвеллинга вод. Вынос БВ в поверхностные слои в результате процессов апвеллинга вод приводит к активизации развития гидробионтов и к интенсивному образованию детрита. В других районах содержание PD в осенний период и до конца года меняется в относительно небольшом интервале (~5–8 мкг P/л) (рис. 5.2).

Во внутригодовой динамике концентраций PD между районами в зал. Анива и в Татарском прол. четко прослеживаются и характерные отличия – в сдвигах сроков формирования промежуточных максимумов PD и в их значениях. Можно предположить, что такие отличия для районов 1–3 Татарского прол. – следствие биогидрохимических условий трансформации БВ в указанных районах. В районе 1 содержание PD с начала года плавно снижается к концу апреля (до 1.6 мкг P/л к 120-м сут). Далее следует возрастание концентраций PD к концу мая (до 11.0 мкг P/л к 144-м сут). В августе–сентябре за счет развития окислительных процессов содержание PD детрита снижается до 1–2 мкг P/л, а с середины осени до конца года следует возрастание концентраций детрита (до 32.0 мкг P/л).



**Рис. 5.3.** Расчетная динамика концентраций форм P (DIP, DOP, PD) и в районах 1–3 Татарского пролива

В районе 2 до конца марта происходят небольшие флуктуации в концентрациях PD; в мае концентрация PD увеличивается до 16.4 мкг P/л (к 128-м сут) за счет активизации развития фитопланктона и образования им детрита. В июле–августе концентрации детрита снижаются до 1–3 мкг P/л. Низкие концентрации детрита сохраняются до конца октября–начала ноября; к концу года происходит некоторое увеличение концентраций PD до 7.0 мкг P/л.

В районе 3 с начала года происходит увеличение концентраций PD до 18.2 мкг P/л (к 34-м сут); до конца сентября содержание PD остается низким, а затем происходит его увеличение. К концу года содержание PD составляет 13.6 мкг P/л.

Таким образом, в динамике концентраций PD в зал. Анива и Татарском прол. можно выделить некоторые общие особенности:

- в течение года во всех выделенных районах указанных акваторий Сахалина в отдельные периоды времени, связанные с ростом биомасс гидробионтов, содержание PD возрастает (в Татарском прол. в районах 1–3 это возрастание отмечается раньше, чем в зал. Анива в районах 1–5);

- с определенного периода времени (в зал. Анива с начала августа в районах 3 и 5, а в Татарском прол. – с середины октября в районе 1) начинается увеличение концентраций PD, продолжающееся до конца года, и содержание PD возрастает (до 0.035 и 0.052 мг P/л соответственно в районах 3 и 5 зал. Анива и до 0.033 мг P/л в районе 1 Татарского прол.);

- в других районах указанных акваторий таких высоких концентраций в течение года не обнаруживается и содержание PD к концу года снижается до 5–7 мкг P/л.

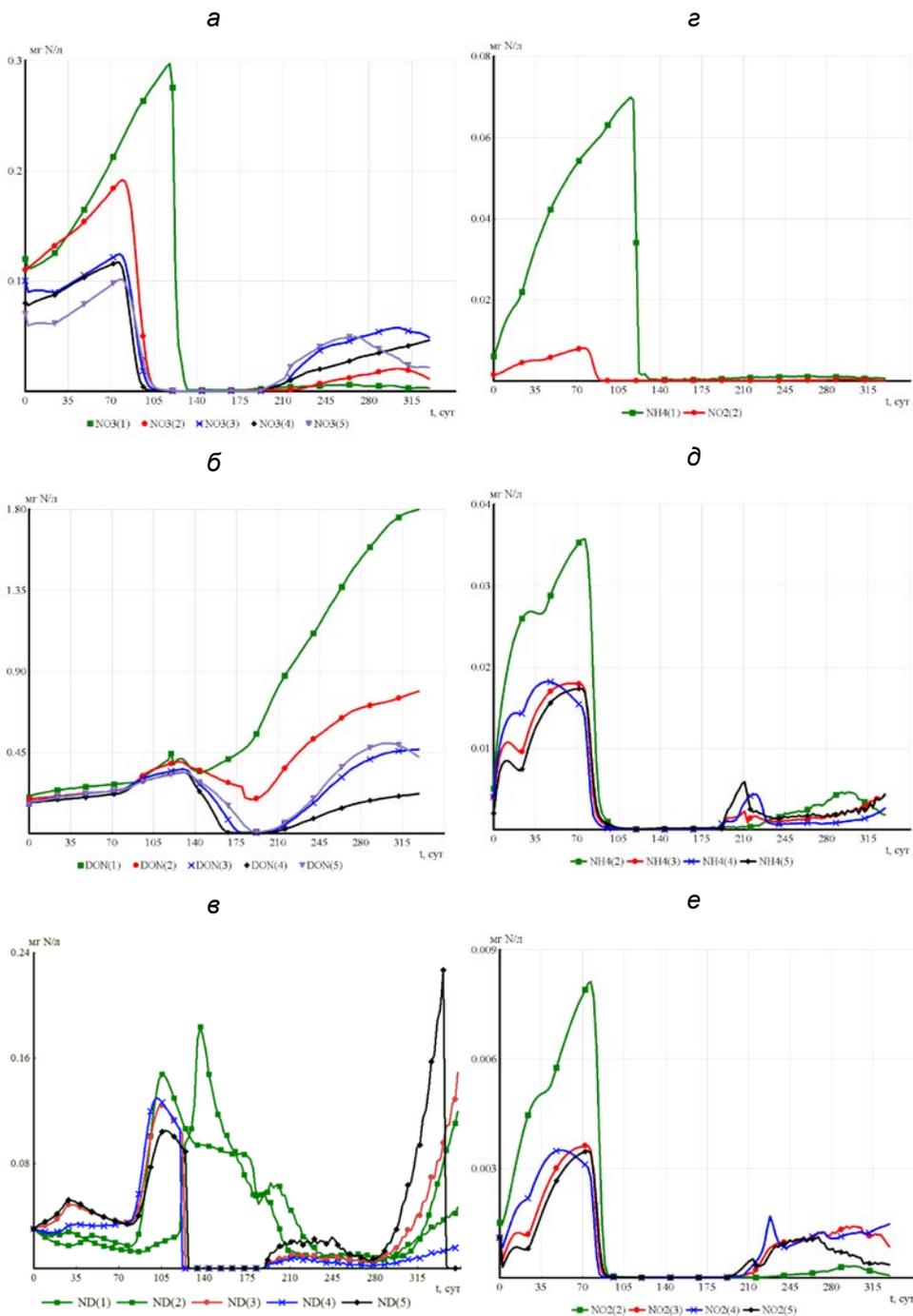
### 5.3.2. Динамика концентраций форм N

В зал. Анива в разных районах в годовой динамике концентраций минеральных форм N отмечаются общие тенденции: возрастание их содержания в воде в зимнее время, резкое снижение с конца марта и в апреле, минимальные концентрации в мае–июне, низкое содержание в июле, увеличение за счет регенерационных процессов в августе–сентябре и накопление в водной среде к концу года. Однако выраженность этих тенденций проявляется в районах 1–5 по-разному – с некоторым сдвигом во времени в пределах одного месяца (рис. 5.4).

В динамике  $\text{NH}_4$  наибольшая концентрация (64 мкг N/л) к середине апреля отмечается в водах района 1 (бух. Лососей). Также повышена она в это время и в водах района 2 (34 мкг N/л), тогда как в районах 3–5 концентрация  $\text{NH}_4$  существенно ниже (15–16 мкг N/л). После весеннего минимума в июле–августе содержание  $\text{NH}_4$  в водной среде повсеместно увеличивается до 3–5 мкг N/л, а в последующие месяцы колеблется в пределах 1–3 мкг N/л. К концу года содержание  $\text{NH}_4$  возрастает, и наиболее энергично это происходит в водах бух. Лососей (здесь оно увеличивается к концу года до 17 мкг N/л), в других районах от осени к зиме содержание  $\text{NH}_4$  увеличивается медленнее (рис. 5.4 а, б).

В водах бух. Лососей в апреле повышено содержание также нитритов (16 мкг N/л), в районе 2 оно ниже (7.5 мкг N/л), а в других районах еще ниже (3–3.2 мкг N/л). После весеннего минимума нитритов в августе–сентябре их содержание в водах районов 3–5 увеличивается до 1 мкг N/л. В районе 2 оно в этот период 0.2–0.3 мкг N/л и остается низким до конца года. В бух. Лососей к концу декабря содержание нитритов возрастает до 1–2 мкг N/л (рис. 5.4 а, в).

К концу марта в водах районов 3–5 и 2 отмечено повышение концентрации  $\text{NO}_3$  (соответственно до 0.10–0.12 и 0.18 мг N/л). Однако уже в начале апреля содержание  $\text{NO}_3$  в водах районов 2–5 резко снижается до весеннего минимума. В водах бух. Лососей от марта к апрелю содержание  $\text{NO}_3$  возрастает, при этом к середине апреля достигается его наибольшая концентрация (0.275 мг N/л), однако в конце апреля оно резко снижается до минимума. За счет процессов регенерации БВ в конце июля содержание  $\text{NO}_3$  во всех районах начинает увеличиваться, и в сентя-



**Рис. 5.4.** Расчетная динамика концентраций форм N:  
 а –  $\text{NH}_4(1)$  и  $\text{NO}_2(2)$  для района 1;  
 б, в –  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  для районов 2–5;  
 г–е –  $\text{NO}_y$ , DON и ND для районов 1–5 зал. Анива

бре–октябре в районах 3–5 оно колеблется в пределах 0.05–0.07 мг N/л. К концу года содержание  $\text{NO}_3$  в районах 1, 3 и 4 увеличивается до 0.04–0.05 мг N/л, в районах 2 и 5 оно не превышает 0.01–0.015 мг N/л (рис. 5.4 г).

В Татарском прол. в районах 1–3 отмечается некоторое внешнее сходство расчетных картин динамики  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  в каждом районе (рис. 5.5). Это объясняется тем, что указанные минеральные фракции N взаимосвязаны между собой и имеют сходные условия трансформации ( $\text{NO}_2$  образуется вследствие окислительного разложения  $\text{NH}_4$ , и оба компонента активно вовлекаются в оборот фитопланктоном). Однако из-за различий в условиях трансформации веществ в каждом из районов 1–3 динамика концентраций этих минеральных фракций N в указанных районах отличается. В районе 1 с начала года происходит увеличение концентрации  $\text{NH}_4$  (до конца февраля) и  $\text{NO}_2$  (до начала марта). Затем начинается снижение концентраций  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  – сначала плавное, а затем быстрое. С середины июня и до середины декабря концентрации  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  остаются низкими, а к концу года возрастают до 1–5 мкг N/л. В районе 2, как и в районе 1, с начала года концентрации  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  испытывают небольшие колебания (увеличиваются или снижаются). С середины марта их содержание быстро снижается. Далее концентрация  $\text{NO}_2$  с конца марта (а  $\text{NH}_4$  с конца июня) держится на низком уровне до конца года.

В районе 3 содержание  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  начинает снижаться с начала года. Примерно с 20-х сут до конца года в водной среде поддерживается низкая концентрация  $\text{NO}_2$  (<1 мкг N/л), а концентрация  $\text{NH}_4$  колеблется в диапазоне 10–50 мкг N/л (рис. 5.5).

Определенное подобие обнаруживается также в расчетной динамике концентраций  $N_{\min}$  ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$ ) и  $\text{NO}_3$  в каждом из районов Татарского прол. Это подобие вполне объяснимо, так как нитраты – доминирующая минеральная фракция N, определяющая картину внутригодовой изменчивости  $N_{\min}$ . Например, до начала весны доля  $\text{NO}_3$  составляла 87.9–90.5 и 89.7–94.3 %  $N_{\min}$  в воде районов 1 и 2 соответственно. Однако в каждом районе динамика сезонной изменчивости концентраций  $N_{\min}$  и  $\text{NO}_3$  имеет свои особенности:

– в районе 1 в январе–апреле содержание  $\text{NO}_3$  и  $N_{\min}$  возрастает ( $\text{NO}_3$  до 0.2742 мг N/л); с середины апреля, когда начинается весеннее развитие фитопланктона, концентрация  $\text{NO}_3$  быстро уменьшается. Это снижение концентрации  $\text{NO}_3$  идет до конца июня и остается низким (1–6 мкг N/л) до конца года;

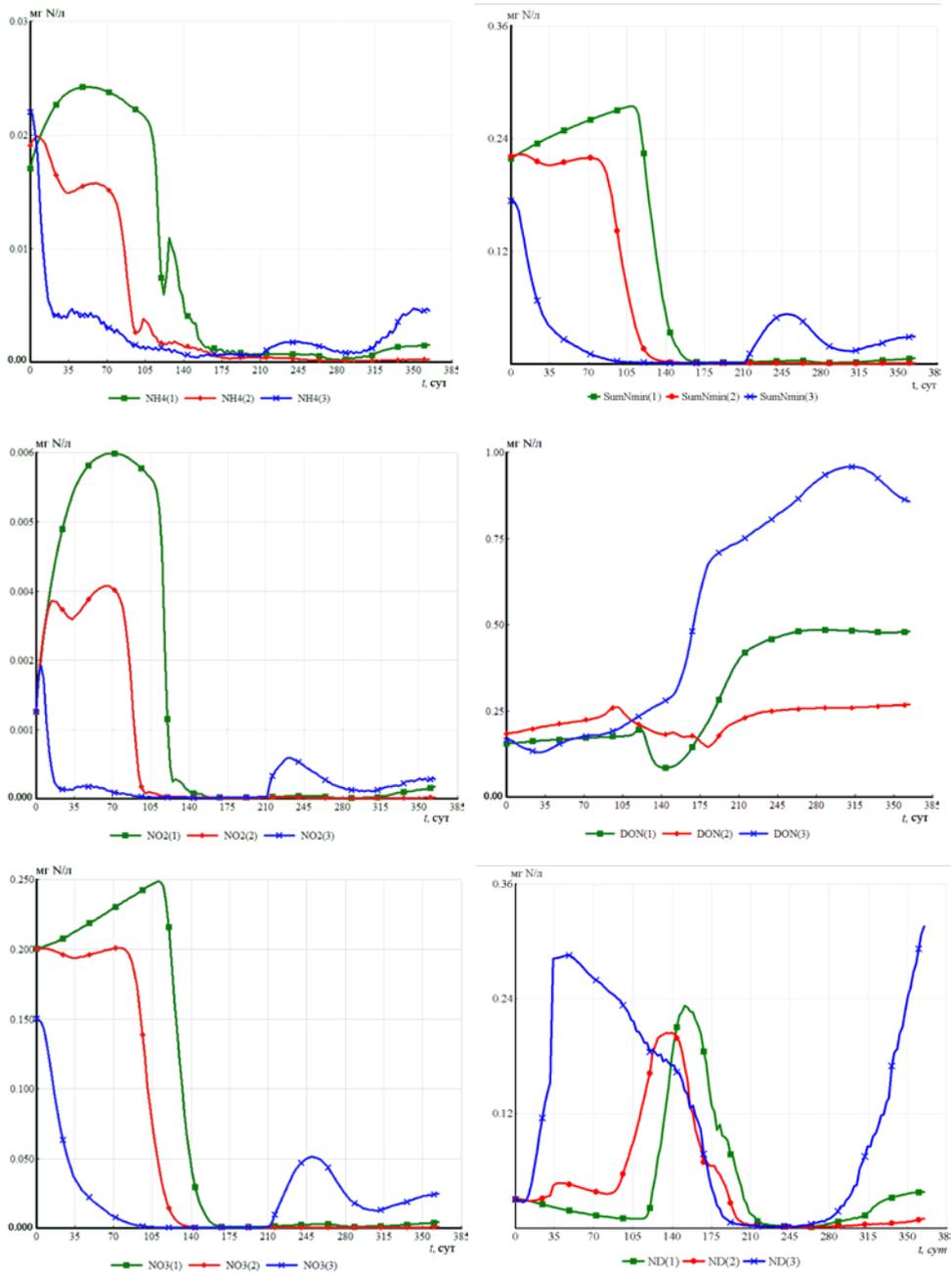
– в районе 2 в январе–марте концентрации  $\text{NO}_3$  и  $N_{\min}$  испытывают небольшие колебания, а в конце марта с началом активного развития фитопланктона содержание  $\text{NO}_3$  и  $N_{\min}$  быстро снижается. Как и в районе 1, в районе 2 снижение концентрации  $\text{NO}_3$  происходит до конца июня и остается низким (< 1 мкг N/л) до конца года;

– в районе 3 концентрации  $\text{NO}_3$  и  $N_{\min}$  начинают уменьшаться с начала года, и к началу апреля содержание  $\text{NO}_3$  снижается до < 1 мкг N/л. В середине сентября концентрация  $\text{NO}_3$  за счет процессов регенерации возрастает до 50 мкг N/л, а к концу года падает до 20 мкг N/л (рис. 5.5).

Таким образом, в целом выявлены сходные тенденции внутригодовых изменений концентраций минеральных форм N в исследованных акваториях Сахалина:

- зимой их содержание накапливается, весной с активизацией развития фитопланктона происходит их резкое снижение, в конце лета–начале осени за счет регенерации происходит частичное восстановление концентраций минеральных форм N, а в конце года оно становится еще более выраженным при снижении активности биосообщества и сокращении потребления ими минеральных фракций N;

- характер сезонных изменений концентраций минеральных фракций N в районах 1–5 зал. Анива и в районе 1 Татарского прол. практически идентичен (есть некоторые отличия только в сроках достижения наибольших концентраций компонентов в конце зимы–начале весны). Следует отметить, что в район 1 Татарского прол. поступает из Амурского лимана в среднем больше  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_3$  (соответственно в 5.5 и 3.8 раза), чем с речным стоком в район 1 зал. Анива;



**Рис. 5.5.** Расчетная динамика концентраций форм N:  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $N_{\text{мин}}$ , DON и ND для районов 1–3 Татарского прол.

– район 1 Татарского прол. также отличается значительным поступлением  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_3$  от соседних районов 2 и 3, которые во вторую половину года характеризуются дефицитом минеральных компонентов N, а с начала года их содержание в этих районах в целом снижается.

В зал. Анива зимой содержание DON постепенно возрастает, и к концу апреля оно достигает максимума (в бух. Лососей – 0.62 мг N/л, в районах 2–5 – 0.35–0.4 мг N/л). В конце апреля–начале мая содержание DON повсеместно снижается. Во вторую половину года содержание DON начинает возрастать: в бух. Лососей и в районах 2–5 соответственно с середины июня и с середины июля. К концу года устанавливаются характерные для каждого района концентрации DON, отвечающие сложившимся равновесным условиям трансформации БВ: наиболее высокие (1.6 мг N/л) в бух. Лососей, средние (0.81 мг N/л) в районе 2 и пониженные (0.2–0.5 мг N/л) в районах 3–5 (рис. 5.4 д).

В Татарском прол. в каждом районе расчетная динамика DON имеет характерные особенности (свои колебания и амплитуды):

– в районе 1 с начала года и до конца апреля–начала мая (120–123-е сут) содержание DON медленно увеличивается с 0.1530 до 0.1958 мг N/л. К концу мая–началу июня происходит снижение концентрации DON до 0.0841 мг N/л к 144-м сут. В августе–сентябре за счет развития продукционных процессов содержание DON увеличивается до 0.4101 мг N/л к 214-м сут. До конца года содержание DON еще подрастает до 0.4795 мг N/л;

– в районе 2 с начала января до начала апреля (94–99-е сут) происходит медленное увеличение концентраций DON с 0.1830 до 0.2603 мг N/л. К концу мая–началу июня содержание DON снижается до 0.1437 мг N/л (183-е сут). К концу лета–началу осени концентрации DON возрастают до 0.2500 мг N/л (245-е сут), до конца года концентрация DON еще продолжает расти и достигает к концу года 0.2668 мг N/л;

– в районе 3 с начала года до конца января–начала февраля происходят небольшие снижения концентраций DON с 0.1640 до 0.1276 мг N/л, затем они увеличиваются – до середины года увеличение концентрации DON идет со скоростью 0.00139 мг N/(л сут). В июне скорость увеличения концентраций DON возрастает до 0.00412 мг N/(л сут). К середине октября–началу ноября достигаются наибольшие концентрации DON (0.9574 мг N/л), а к концу года содержание DON снижается до 0.8559 мг N/л (рис. 5.5).

По результатам сравнения внутригодовых изменений концентраций DON в акваториях Сахалина выявлено следующее:

- в акватории зал. Анива (а именно в бух. Лососей) поступает больше органических компонентов N (в 1.9 и 2 раза соответственно DON и ND), чем в район 1 Татарского прол. Однако содержание DON повышено только в районе 1 зал. Анива (в конце октября). Из-за отличий в поступлении органических компонентов в бух. Лососей здесь в период весна–лето–осень активно развиваются процессы трансформации органических веществ и в воде поддерживается интенсивный поток минеральных компонентов N (трансформация выделяемого  $\text{NH}_4$  и его окисление сначала до  $\text{NO}_2$ , а затем и до  $\text{NO}_3$ ). В зимний период концентрации  $\text{NH}_4$  и  $\text{NO}_2$  в районе 1 (зал. Анива) в целом выше, чем в акваториях Татарского прол., а в районе 2 (зал. Анива) они сопоставимы с расчетными значениями этих фракций N в районе 1 Татарского прол.;

- внутригодовая динамика концентрации DON практически подобна в районе 2 зал. Анива и в районе 3 Татарского прол.;

- существенные отличия имеются в годовом ходе изменения концентраций DON: в районах 3–5 зал. Анива (наличие минимальных концентраций 1–3 мкг N/л в начале августа и последующий рост до 0.2–0.5 мг N/л к середине–концу октября) и в районе 2 Татарского прол. (здесь минимальная концентрация DON не снижается ниже 0.15 мг N/л, приходится на конец июня с последующим возрастанием концентрации DON к началу августа до 0.25 мг N/л, сохраняющейся до конца года);

- за счет процессов разложения ND, развивающихся активно в летние месяцы, происходит дополнительное образование DON, отмечается возраст

тание содержания DON в указанные месяцы во всех районах зал. Анива и Татарского прол.

В зал. Анива в каждом районе в годовой динамике ND обнаруживаются специфические отличия. В январе–феврале содержание ND меняется в районах 1–5 в пределах 20–50 мкг N/л. В марте отмечено возрастание концентрации ND в районах 2–5 (до 0.10–0.14 мг N/л). В бух. Лососей такая тенденция изменения концентрации ND с начала года смещена во времени на месяц–полтора, и наибольшее содержание ND достигается к середине мая (0.262 мг N/л). В июне–июле концентрация ND в районах 1 и 2 снижается, а в районах 3–5 она уже достигла своих минимальных значений. В июле–сентябре содержание ND во всех районах сопоставимо и колеблется в пределах 5–10 мкг N/л. В октябре концентрация ND начинает возрастать, и к концу года она наибольшая в районе 5 (0.24 мг N/л). В районах 2–3 достигаются значения 0.07–0.10 мг N/л, а в районах 1 и 4 – 0.010–0.017 мг N/л (рис. 5.4 е).

В Татарском прол. в районах 1–3 изменение в течение года концентраций ND имеет определенное сходство с динамикой PD, а их отличия, как и для растворенных органических фракций, связываются с разными условиями трансформации БВ. Исходное содержание ND принималось для районов 1–3 одинаковым (ND = 0.03 мг N/л). Однако расчетная динамика концентраций ND в течение года обнаруживает существенные отличия по районам, проявляющиеся в сдвигах по срокам формирования промежуточных максимумов ND и в их значениях. Как и в случае с динамикой PD, выявленные особенности динамики ND предположительно связаны с биогидрохимическими условиями трансформации БВ в районах 1–3:

– в районе 1 содержание ND с начала года плавно снижается и к концу марта и апреля (с 111-х сут) доходит до 9.5 мкг N/л. К концу мая (к 152-м сут) содержание ND увеличивается до 0.2320 мг N/л. В августе–сентябре за счет развития окислительных процессов содержание ND снижается до 1–2 мкг N/л, а с середины осени до конца года следует возрастание концентраций ND до 0.0377 мг N/л;

– в районе 2 до конца марта происходят небольшие флуктуации в концентрациях ND, в течение мая происходит возрастание его содержания (до 0.2039 мг N/л к 140-м сут) за счет активизации развития фитопланктона. В июле–августе концентрация ND снижается до 1–3 мкг N/л, низкие его концентрации сохраняются до конца октября–начала ноября. К концу года происходит некоторое увеличение концентрации ND до 9.6 мкг N/л;

– в районе 3 с начала года до начала–середины февраля происходит увеличение концентраций ND до 0.2850 мг N/л (к 46-м сут). До конца сентября содержание ND остается низким, затем происходит его увеличение, и к концу года содержание ND составляет 0.3149 мг N/л (рис. 5.5).

Сравнительный анализ изменений концентраций ND в изучаемых акваториях Сахалина показал, что:

- внутригодовая динамика ND в районе 1 зал. Анива и в районе 1 Татарского прол. практически совпадает, есть отличия только в значениях наибольших концентраций ND в указанных районах и в сроках их достижения (несколько выше наибольшая концентрация ND в зал. Анива – достигает 0.26 мг N/л в начале июня, но в Татарском прол. наивысшая концентрация ND, 0.23 мг N/л, достигается на неделю раньше – в конце мая);

- внутригодовая динамика концентраций ND в районах 2–5 зал. Анива и в районах 2–3 Татарского прол. характеризуется своими индивидуальными особенностями. С начала года содержание ND в районах 2–5 зал. Анива колеблется в пределах 0.015–0.050 мг N/л, с развитием биомасс микроорганизмов, которое особенно активно происходит в районе 1 (бух. Лососей) зал. Анива, количество ND в водной среде к середине апреля в районах 2–5 возрастает (до 0.10–0.15 мг N/л). В районе 2 зал. Анива с середины мая до конца июня за счет водообмена с районом 1 поддерживается сравнительно высокое содержание ND (0.10–0.125 мг N/л) в водной среде, тогда как в районах 3–5 в этот период

содержание ND сокращается до минимальных значений. С начала–середины июня до середины сентября в районах 1–5 зал. Анива содержание ND снижается до 5–10 мкг N/л, в октябре начинается увеличение содержания ND из-за отмирания биомасс микроорганизмов. До конца года содержание ND возрастает: в районе 1 – до 0.24 мг N/л, в районах 2–3 – до 0.07–0.10, в районах 1 и 4 – до 0.010–0.017 мг N/л;

- в районах 1–3 Татарского прол. наибольшие значения ND формируются одновременно: в районе 3 максимум ND (0.285 мг N/л) формируется к середине февраля, в районе 2 – в мае (0.2039 мг N/л) и в районе 1 – к концу мая (0.232 мг N/л). Во вторую половину года концентрации ND в водах районов 1–3 Татарского прол. меняются так же, как и в районах зал. Анива: низкие концентрации ND сохраняются в водах всех районов с июля по сентябрь, в октябре содержание ND начинает возрастать, наиболее активно возрастание концентрации ND до конца года происходит в районе 3 (до 0.3149 мг N/л), в районе 1 – до 0.0377 мг N/л, а в районе 2 – до 9.6 мкг N/л.

### 5.3.3. Динамика концентраций форм $DISi$

В зал. Анива в районах 1–5 в течение года отмечается несколько характерных периодов резких изменений концентраций  $DISi$ . Наиболее выражены флуктуации концентраций  $DISi$  в водах района 1 (бух. Лососей), меньшая их амплитуда характерна для района 2 и еще меньшая – для районов 3–5. В начале года во всех районах зал. Анива содержание  $DISi$  снижается, и это совпадает с зимним максимумом развития диатомовых водорослей. С середины января содержание  $DISi$  в водной среде увеличивается, и уже в марте в районах 2–5 достигается его максимум (0.15–0.19 мг Si/л). В бух. Лососей максимум концентрации  $DISi$  отмечается в середине апреля (0.4 мг Si/л). В апреле начинается снижение концентрации  $DISi$  – в районах 3–5 до 0.11–0.12 мг Si/л, а в районе 2 – до 0.01 мг  $DISi$ /л. В бух. Лососей весеннее снижение концентрации  $DISi$  происходит в мае: как и в районе 2, оно снижается здесь до 0.01 мг Si/л, однако почти сразу же начинает возрастать и уже к концу июня–началу июля составляет 0.38 мг Si/л. В последующие месяцы содержание  $DISi$  в водах бух. Лососей снижается и к концу года падает до 0.13 мг Si/л (рис. 5.6).

В районе 2 к началу июля отмечено достижение летнего максимума  $DISi$  (0.125 мг Si/л), в последующие месяцы концентрация  $DISi$  в этом районе снижается. В районах 3–5 летний максимум  $DISi$  отмечен в июне (0.15 мг Si/л), в начале июля содержание  $DISi$  в этих районах резко снижается. С августа–октября и до конца года содержание  $DISi$  в районах 2–5 колеблется в пределах 0.01–0.025 мг Si/л (рис. 5.6).

В Татарском прол. в районах 1–3 изменение в течение года концентраций  $DISi$  внешне сходно с динамикой DIP и в целом взаимосвязано с изменением в течение года концентраций минеральных фракций N (их содержание во вторую половину года невелико, и это негативно влияет на условия вовлечения фитопланктоном компонентов P и Si в оборот). Исходное содержание  $DISi$  принималось для районов 1–3 равным ~ 0.5 мг Si/л (рис. 5.7). В течение года в районах 1 и 2 в содержание  $DISi$  меняется в сравнительно небольших интервалах, а в районе 3 оно постоянно возрастает. Установлены следующие особенности динамики  $DISi$  в районах 1–3:

- в районе 1 содержание  $DISi$  с начала года медленно повышается, а с конца сентября снижается. С середины ноября до конца года оно испытывает слабые колебания – в пределах 0.4176–0.4274 мг Si/л;

- в районе 2 с начала года содержание  $DISi$  плавно увеличивается и к началу июня (на 152-е сут) достигает 0.8084 мг Si/л. К началу июля (на 183-е сут) следует снижение концентрации  $DISi$  до 0.4441 мг Si/л. К концу августа содержание  $DISi$  плавно увеличивается до 0.4740 мг Si/л и затем снижается к концу года до 0.3082 мг Si/л;

– в районе 3 с начала года содержание  $\text{DISi}$  постоянно увеличивается (в основном за счет метаболических выделений гидробионтов), и к концу года достигаются концентрации  $\text{DISi}$  2.3877 мг Si/л. Небольшое снижение концентраций  $\text{DISi}$ , повторяющее соответствующие снижения регенерированных концентраций DIP (рис. 5.3) и  $\text{NO}_3$  (рис. 5.5), отмечается в конце ноября (рис. 5.7).

Сравнение полученных для акваторий Сахалина результатов показало, что в годовом ходе концентраций  $\text{DISi}$  выявлены особенно большие отличия, прежде всего эти отличия проявляются:

– в более высоком содержании Si в целом по акватории Татарского прол. в сравнении с зал. Анива, а также в диапазоне колебаний концентраций  $\text{DISi}$  – в зал. Анива они наибольшие в районе 1 (0.01–0.45 мг Si/л), а в Татарском прол. – в районе 3 (0.50–2.388 мг Si/л);

– в течение года в зал. Анива отмечено несколько периодов резкого снижения концентраций  $\text{DISi}$ : в районе 1 – в январе, мае, конце октября, в районе 2 – в январе, апреле, конце августа и в районах 3–5 – в январе, апреле, середине июля. В акватории Татарского прол. снижения концентраций  $\text{DISi}$  в районе 1 отмечены в начале мая и к середине октября, в районе 2 – в начале июля и к середине октября, а в районе 3 содержание  $\text{DISi}$  с начала года увеличивалось до начала октября, затем немного снижалось и снова стало возрастать до максимальных значений к концу года;

– в целом тенденции внутригодовых изменений концентраций  $\text{DISi}$  в зал. Анива во всех районах сохраняются (отличаются только сроки достижения экстремальных концентраций  $\text{DISi}$ ), тогда как в Татарском прол. есть отличия в годовом ходе  $\text{DISi}$  в каждом районе.

#### 5.3.4. Динамика концентраций форм DOC

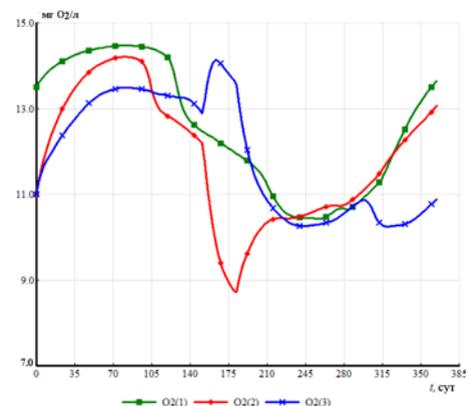
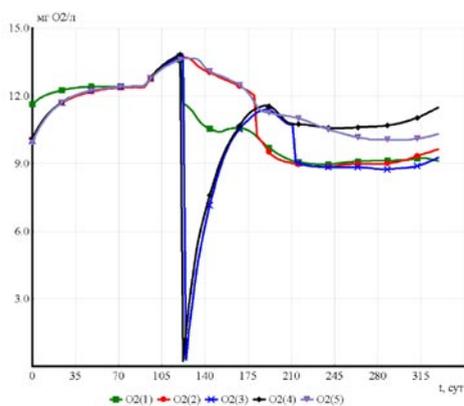
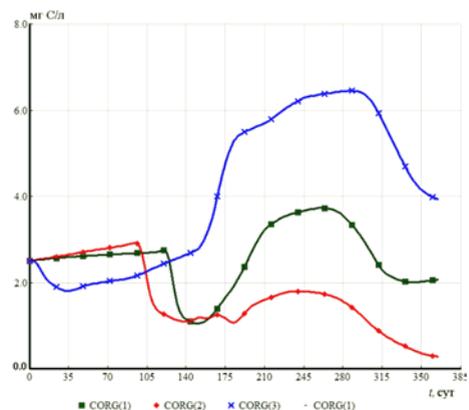
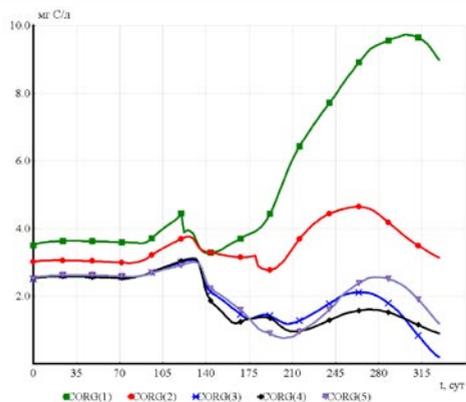
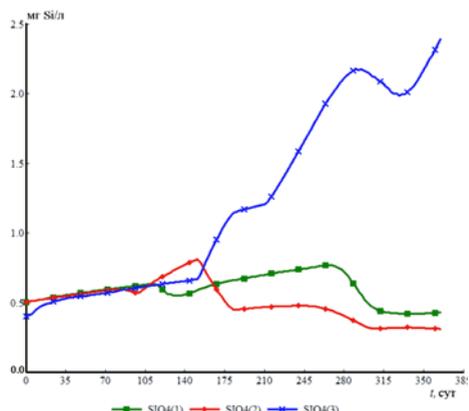
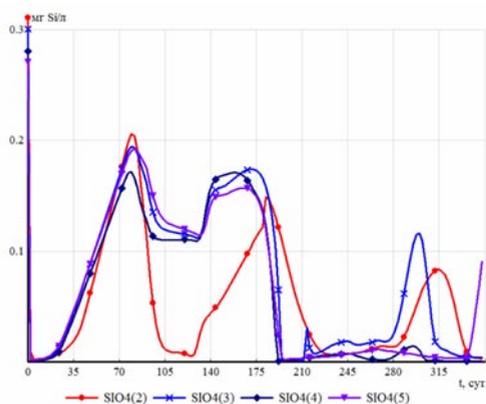
В зал. Анива в районах 1–5 содержание DOC в течение года в принципе повторяет тенденции изменчивости концентрации DON. Промежуточный весенний максимум DOC в районах 1, 2 и 3–5 составляет соответственно 5, 3.4 и 2.9 мг C/л. В сентябре отмечается осенний максимум DOC в бух. Лососей (8.2 мг C/л), в этот же период в районах 3 и 5 он составляет 2.6 мг C/л, а в районе 4 – 1.8 мг C/л. Летний максимум (4.8 мг C/л) в районе 2 отмечен в августе. К концу года содержание DOC начинает снижаться, и в каждом районе достигается свое характерное значение: в районах 1 и 2 – соответственно 7.2 и 3.7 мг C/л, в районах 3 и 5 – примерно равные концентрации (~1.8 мг C/л), а в районе 4 – наименьшее содержание (1.4 мг C/л) (рис. 5.6).

Для каждого района Татарского прол. выявлены характерные изменения расчетных концентраций DOC в течение года. Следует отметить определенное сходство в изменениях в течение года концентраций DOC и DON, а их различия могут быть связаны с разными по районам условиями трансформации БВ:

– в районе 1 с начала года и до конца апреля–начала мая (120–123-е сут) содержание DOC медленно возрастает с 2.5 до 2.74 мг C/л, к концу мая–началу июня (к 153-м сут) оно снижается до 1.04 мг C/л. В августе–сентябре (на 262-е сут) за счет развития продукционных процессов содержание DOC увеличивается до 3.64 мг C/л, и до конца года концентрация DOC снижается до 1.995 мг C/л;

– в районе 2 с начала января до начала апреля (94–99-е сут) происходит медленный рост концентрации DOC – с 2.5 до 2.910 мг C/л. В последующий период происходит снижение концентрации DOC – до 1.09 мг C/л (к 140-м сут). К концу лета–началу осени содержание DOC возрастает (до 1.77 мг C/л к 255-м сут). За оставшееся до конца года время концентрация DOC снижается (до 0.274 мг C/л);

– в районе 3 с начала года до конца января–начала февраля происходят небольшие снижения концентрации DOC (с 2.50 до 1.80 мг C/л), затем они увеличиваются, причем в разные периоды времени скорости возрастания концентрации DOC меняются: до середины года это происходит со скоростью



**Рис. 5.6.** Расчетная динамика концентраций  $DISi$ ,  $DOC$  и  $O_2$  для районов 1–5 зал. Анива

**Рис. 5.7.** Расчетная динамика концентраций  $DISi$ ,  $DOC$  и  $O_2$  для районов 1–3 Татарского пролива

0.00786 мг С/(л сут), в июне она увеличивается до 0.052 мг С/(л сут). К середине октября–началу ноября достигаются наибольшие концентрации в воде ДОС (6.44 мг С/л), а к концу года содержание ДОС уменьшается до 4 мг С/л (рис. 5.7).

В целом сравнение полученных результатов для акваторий Сахалина по изменениям в течение года концентраций ДОС показало, что:

- внутригодовые изменения концентраций ДОС в районах 1–5 зал. Анива и районах 1–2 Татарского прол. принципиально не отличаются: с начала года имеются небольшие колебания концентраций ДОС, в апреле–мае содержание ДОС снижается, затем с развитием продукционных процессов во всех районах отмечается повышение концентрации ДОС, а с середины сентября она начинает снижаться;

- существенные отличия в годовой динамике ДОС можно выделить лишь в районе 3 Татарского прол.: с начала года следует небольшое снижение концентрации ДОС до начала февраля, затем следует ее возрастание – сначала плавное до конца мая, а затем достаточно резкое до конца сентября, после чего до конца года отмечается достаточно быстрое снижение концентрации ДОС.

### 5.3.5. Динамика концентраций растворенного $O_2$

Концентрация растворенного  $O_2$  в водах акватории зал. Анива от зимы к весне возрастает и в апреле повсеместно достигает 14.0 мг  $O_2$ /л. В конце апреля в районах 3–4 отмечено резкое снижение содержания  $O_2$  в поверхностном слое (до 6.2–8 мг  $O_2$ /л) за счет того, что в указанных районах весной резко сокращается его содержание в придонных слоях. Также снижается содержание растворенного  $O_2$  в водах бух. Лососей: в августе оно здесь составляет 9.2 мг  $O_2$ /л, в сентябре после промежуточного максимума – 10.5 мг  $O_2$ /л, в октябре вновь снижается до 9.1 мг  $O_2$ /л, а к концу года возрастает до 10.1 мг  $O_2$ /л. В районе 2 августовский минимум  $O_2$  (9.2 мг  $O_2$ /л) сменяется постепенным увеличением его концентрации к концу года до 10.9 мг  $O_2$ /л. В районах 3–5 летний минимум  $O_2$  составляет 10.6–10.8 мг  $O_2$ /л, к концу года его содержание здесь возрастает до 12.4–12.6 мг  $O_2$ /л (рис. 5.6).

Анализ внутригодовых изменений расчетных концентраций  $O_2$  в районах 1–3 Татарского прол. показывает, что содержание растворенного  $O_2$  в зимний период в указанных районах остается высоким – 13.50–14.47, 11.00–14.18 и 11.00–13.48 мг  $O_2$ /л соответственно. С началом весны содержание  $O_2$  в воде уменьшается, и его наименьшее за год содержание в районе 1 приходится на середину сентября (10.51 мг  $O_2$ /л), а в районе 2 – на начало июля (8.71 мг  $O_2$ /л). В районе 3 весеннее снижение концентрации  $O_2$  начинается с середины марта, но в начале июня за счет развития продукционных процессов содержание  $O_2$  начинает увеличиваться, и к середине июня оно составляет 14.16 мг  $O_2$ /л. Наименьшее содержание  $O_2$  в воде района 3 приходится на начало сентября (10.26 мг  $O_2$ /л). К концу года концентрация  $O_2$  в водах районов 1–3 возрастает и составляет соответственно 13.69, 13.08 и 10.90 мг  $O_2$ /л (рис. 5.7).

Таким образом, основные тенденции изменения концентраций растворенного  $O_2$  в исследованных акваториях Сахалина существенно не отличаются и, очевидно, регулируются условиями растворимости газа в водной среде в зависимости от  $T_w$ :

- в зимний период происходит увеличение концентрации растворенного  $O_2$ ;
- в апреле–мае намечается снижение его концентрации, прослеживаемое до конца августа–середины сентября, после чего концентрация растворенного  $O_2$  начинает увеличиваться;

- в течение года в отдельных районах отмечаются в разные периоды некоторые резкие колебания концентраций растворенного  $O_2$  (в частности, в зал. Анива в районах 3–5 – резкое снижение в середине мая и последующее уве-

личение к середине июня; в районе 1 – увеличение в середине сентября; в Татарском прол. в районе 2 – снижение к концу июня и в районе 3 – увеличение в начале июня).

### **Выводы по динамике БВ**

Рассмотренные выше отличия в сезонных изменениях параметров состояния морской среды оказывают непосредственное воздействие на формирование характерного внутригодового спектра изменения концентраций гидрохимических характеристик в исследованных акваториях Сахалина. Отметим наиболее принципиальные отличия во внутригодовой динамике расчетных концентраций БВ и растворенного  $O_2$  в районах зал. Анива и Татарского прол.:

– тенденции внутригодовых изменений концентраций гидрохимических параметров в целом не отличаются разнообразием в выделенных в зал. Анива районах 1–5, отличия в динамике веществ между районами проявляются лишь в датах отмечаемых по расчетам экстремальных концентраций отдельных компонентов. В Татарском прол. внутригодовые изменения расчетных концентраций веществ в каждом из выделенных районов 1–3 отличаются своей индивидуальностью, лишь по ряду показателей в районах 1 и 2 можно отметить некоторое сходство внутригодовой их динамики;

– в водах зал. Анива особенности формирования запасов веществ и изменения их концентраций в течение года связаны преимущественно с поступлением веществ в бух. Лососей с речным стоком и дальнейшим их перераспределением водными массами по акватории залива (и его отдельным районам), а в Татарском прол. внутригодовая динамика концентраций веществ в значительной степени зависит от многократного водообмена между отдельными районами внутри самого пролива.

## **5.4. СОПОСТАВЛЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ МОДЕЛИРОВАНИЯ С НАБЛЮДЕНИЯМИ В ИЗУЧАЕМЫХ АКВАТОРИЯХ САХАЛИНА**

Традиционно адекватность использованной математической модели изучаемому объекту проверяется сравнением расчетных и наблюдаемых (измеряемых) параметров. Это делается с целью выявления имеющегося соответствия (или расхождения) значений расчетных и наблюдаемых показателей друг другу. При этом также важно оценить, насколько имеющиеся различия в параметрах среды обитания (использованные для расчетов среднесезонные значения параметров среды и их значения в конкретных съемках разных лет) могут повлиять на внутригодовую изменчивость важнейших гидрохимических характеристик – концентраций БВ и  $O_2$ .

В работе [Леонов, Пищальник, 2005 а] проведено сравнение данных моделирования, полученных на основе среднесезонных показателей состояния морской среды (температура, освещенность, прозрачность воды, биогенная нагрузка), с наблюдениями в съемках 2001–2002 гг. в зал. Анива, в которых в районах 2–5 измерялись концентрации  $O_2$ , DIP,  $NO_2$  и DISi. При этом проводилось сопоставление значений температур воды (по районам) в разных съемках и использованных в расчетах на модели их среднесезонных значений, полученных с помощью ГИС «Сахалинский шельф» [Пищальник, Бобков, 2000]: для наблюдаемых характеристик сравнивались диапазоны их изменчивости в конкретные съемки (в районах 2–5) и средние для каждой съемки значения, оцененные с учетом числа выполненных станций в каждом районе зал. Анива. Сравнение наблюдаемых и расчетных гидрохимических параметров в целом охватывает практически полный годовой цикл, а именно период с 17 января по 16 ноября.

В наблюдениях отмечаются существенные перепады значений  $T_w$  и концентраций БВ в пределах изучаемых районов залива практически в каждой съемке, а расчетные концентрации подтверждают, что в течение года на участках залива происходит значительное изменение  $T_w$  и концентраций БВ. Сравнение расчетных параметров с наблюдениями можно проводить с ориентацией на диапазон изменчивости последних в отдельные сроки, а также на оцененные средние наблюдаемые значения в соответствующих районах залива. Следует отметить, что в целом расчетные значения параметров преимущественно попадают в диапазон наблюдаемых значений, однако средние их значения, оцененные по наблюдениям в отдельных съемках, редко обнаруживают хорошее соответствие расчетным их концентрациям.

Сопоставление расчетов с наблюдениями показывает, что значения  $T_w$  во всех случаях, а концентрации растворенного  $O_2$  – в большинстве случаев попадают в диапазон наблюдаемых в разные сроки на отдельных станциях значений. Отметим, что измерения  $T_w$  свидетельствуют о неравномерности вертикальной устойчивости водной массы в зал. Анива. Например, 14.08.2001 г. в пределах районов 2–5 на отдельных станциях отмечались и низкие ( $-0.99 \dots 0.00$  °C), и сравнительно высокие  $T_w$  (18.07–19.10 °C). Подобная неравномерность распределения  $T_w$  отмечалась и в другие сроки наблюдений (01.10.2001 г., 20.04 и 07.08.2002 г.).

Столь существенные колебания измеренных  $T_w$  свидетельствуют о значительных вертикальных перемещениях водных масс и о выносе в поверхностные слои глубинных вод с характерно низкими значениями  $T_w$ . Отметим, что в указанные сроки, когда в пределах одного района на разных станциях наблюдались существенные перепады  $T_w$ , расчетные значения концентраций  $O_2$ , как правило, были выше наибольших наблюдаемых их концентраций. Подобное отмечалось и в сроки наблюдений 27.10. и 16.11.2001 г.

Следует также отметить, что в отдельные съемки на всех участках есть достаточно хорошее соответствие наблюдаемых средних и расчетных значений  $T_w$  (съемки 15.06.2001 и 17.01.2002 г.) и концентраций растворенного  $O_2$  (съемка 02.04.2002 г.).

Анализ наблюдаемых в отдельных съемках концентраций DIP,  $NO_2$  и  $DISi$  показал, что в течение года содержание указанных компонентов меняется довольно значительно не только в пределах залива, но даже внутри выделенных в нем районов:

- расчетные концентрации DIP в большинстве случаев попадают в диапазон наблюдаемых концентраций. Однако результаты аналитических определений концентраций DIP, измеряемых 27.10 и 16.11.2001 г., показывают, что расчетные значения этого показателя (0–2.0 мкг P/л) были существенно ниже наименьших наблюдаемых значений (7.8–9.3 мкг P/л);

- вычисленные с помощью модели концентрации  $NO_2$  во всех съемках попадают в диапазон наблюдаемых на отдельных станциях концентраций, причем большее соответствие расчетов имеется с наименьшими наблюдаемыми концентрациями  $NO_2$  в фиксируемом их диапазоне. Следует отметить, что расчетные концентрации  $NO_2$ , как и DIP, в ряде случаев существенно отличаются от средних значений, оцененных по наблюдениям, из-за сильного перепада измеренных концентраций БВ на отдельных станциях внутри выделенных районов;

- сравнение расчетных и наблюдаемых концентраций  $DISi$  показывает чрезмерную изменчивость этого показателя по акваториям участков и в целом превышение в отдельные сроки наблюдений измеренных концентраций  $DISi$  над расчетными. Очевидно, что в расчетах можно было бы принять более высокие исходные концентрации  $DISi$ , чем они были приняты в проведенной серии расчетов.

Следует отметить, что расчеты концентраций органического P (PD + DOP) и DOP с помощью CNPSi-модели для Татарского прол. близки имеющимся в литературе измеренным концентрациям: в январе–феврале содержание суммарного органического P и DOP в поверхностном 75-метровом слое воды Японского моря составляло соответственно 49 и 31 мкг P/л [Мокиевская, 1958].

По результатам моделирования содержание указанных веществ в водах в северной части Татарского прол. в этот период составляло в районе 1 – 39–49 и 37–42 мкг Р/л, в районе 2 – 41–50 и 37–43, в районе 3 – 15–37 и 29–42 мкг Р/л соответственно.

Сопоставление наблюдаемых концентраций фосфатов, силикатов, нитритов и кислорода, представленных в виде карт распределения этих гидрохимических параметров для отдельных месяцев по акватории Татарского прол. [Пищальник, Бобков, 2000], показывает, что в целом они хорошо согласуются с расчетными значениями указанных характеристик, полученными с помощью CNPSi-модели [Леонов и др., 2010 а].

Отметим, что наблюдаемые в зал. Анива и в Татарском прол. концентрации БВ в целом не учитывались при реализации модели, а использовались лишь на конечном этапе исследования – при их сравнении с результатами моделирования. Выявленное соответствие расчетов и наблюдений свидетельствует об адекватности модели и о ее способности воспроизводить условия биотрансформации БВ в изучаемой морской среде по заданным внутригодовым изменениям показателей ее состояния. Сопоставление расчетов с наблюдениями показало, что модель по среднемноголетним данным с приемлемой точностью описывает динамику концентраций БВ в разных акваториях зал. Анива и Татарского прол.

### **Вопросы для закрепления материала**

1. Какие особенности характеризуют шельфовую зону о. Сахалин?
2. Какая часть шельфа Сахалина на сегодняшний день океанологически наиболее исследована?
3. Для каких целей в исследовании акваторий Сахалина применялась ГИС «Сахалинский шельф»?
4. На сколько районов были подразделены акватории зал. Анива и Татарского прол. при их исследовании в этих акваториях внутригодовой динамики биогенных веществ с помощью CNPSi-модели?
5. В чем состоит существенное отличие акваторий зал. Анива и Татарского прол.?
6. По какому принципу проводилось выделение верхнего и нижнего слоев в районах, на которые были подразделены зал. Анива и Татарский прол. при их исследовании с помощью CNPSi-модели?
7. В чем отличие по температурному режиму акваторий зал. Анива и Татарского прол.?
8. Какой общий диапазон изменчивости прозрачности воды в разные месяцы в районах, выделенных для исследования динамики биогенных веществ с помощью CNPSi-модели в зал. Анива и Татарском прол.?
9. Какая гидродинамическая модель применялась для вычисления в Татарском прол. направлений и скоростей течений, а также условий водообмена?
10. В какой из двух исследованных акваторий Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.) выше интенсивность водообмена с внешними соседними акваториями?
11. Из каких внешних источников происходит основное поступление биогенных веществ в районы, на которые были подразделены исследованные акватории Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.)?
12. Какова основная цель в исследовании внутригодовых изменений концентраций биогенных веществ с помощью CNPSi-модели в акваториях Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.)?
13. Внутригодовая динамика каких соединений Р изучалась с помощью CNPSi-модели в акваториях Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.)?
14. Внутригодовая динамика каких соединений N изучалась с помощью CNPSi-модели в акваториях Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.)?
15. Какие основные факторы определяют выявленные тенденции формиро-

вания запасов и внутригодовых изменений концентраций биогенных веществ в исследованных акваториях Сахалина (зал. Анива и Татарский прол.)?)

16. Какой критерий можно считать главным при характеристике адекватности CNPSi-модели, который позволяет ее использовать для исследования условий биотрансформации биогенных веществ в морской среде и, в частности, в акваториях Сахалина?

## Литература к главе 5

1. Аникиев, В. В. Факторы, определяющие мезомасштабную изменчивость распределения взвешенного вещества и химических элементов в водах эстуария р. Амур–Охотское море / В. В. Аникиев, О. В. Дударев, Г. М. Колесов и др. // Геохимия. – 2001. – № 1. – С. 71–94.

2. Аннин, В. К. Роль абиотических факторов в распределении бентосных фораминифер в Татарском проливе / В. К. Аннин // Океанология. – 2002. – Т. 42. – № 4. – С. 551–554.

3. Беликов, В. Е. Водный режим как фактор руслоформирования (на примере рек Сахалина) / В. Е. Беликов, Н. И. Католикова // Метеорология и гидрология. – 2008. – № 1. – С. 90–97.

4. Брагина, И. Ю. Сезонная и межгодовая изменчивость зоопланктона по результатам исследований 1995–1999 гг. в проливе Лаперуза (Соя) и прилегающих водах / И. Ю. Брагина // Тр. СахНИРО. – 2002. – С. 48–69.

5. Иванов, А. В. Лесные пожары и многолетняя изменчивость химического состава атмосферных осадков со снежного покрова / А. В. Иванов, Н. П. Кашин // Гидрохим. матер. – 1989. – Т. ХСV. – С. 3–14.

6. Левшина, С. И. Растворенное и взвешенное вещество вод Амура и Сунгари / С. И. Левшина // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35. – № 6. – С. 745–753.

7. Леонов, А. В. Моделирование природных процессов на основе имитационной гидроэкологической модели трансформации соединений С, N, P, Si : учебное пособие / А. В. Леонов. – Южно-Сахалинск : изд-во СахГУ, 2008. – 168 с.

8. Леонов, А. В. Биотрансформация органогенных веществ в водах залива Анива: оценка с помощью математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник // Водные ресурсы. – 2005 а. – Т. 32. – № 5. – С. 558–574.

9. Леонов, А. В. Биотрансформация нефтяных углеводородов в водах залива Анива: оценка с помощью математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник // Водные ресурсы. – 2005 б. – Т. 32. – № 6. – С. 712–726.

10. Леонов, А. В. Оценка переноса водными массами биогенных веществ в Татарском проливе / А. В. Леонов, В. М. Пищальник, В. С. Архипкин // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38. – № 1. – С. 65–79.

11. Леонов, А. В. Трансформация биогенных веществ в водах Татарского пролива (Японское море): анализ результатов математического моделирования / А. В. Леонов, В. М. Пищальник, О. В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2010 а. – Т. 37. – № 1. – С. 33–57.

12. Леонов, А. В. Моделирование загрязнения морской среды нефтяными углеводородами и их биотрансформации в водах Татарского пролива / А. В. Леонов, В. М. Пищальник, О. В. Чичерина // Водные ресурсы. – 2010 б. – Т. 37. – № 2. – С. 225–238.

13. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. – Т. 1. – Вып. 22. – Л. : Гидрометеоиздат, 1987. – 227 с.

14. Мокиевская, В. В. О распределении форм фосфора в морской воде / В. В. Мокиевская // Тр. ИО АН СССР. – 1958. – Т. XXVI. – С. 215–233.

15. Мокиевская, В. В. Химическая характеристика водных масс. Сб. Основные черты геологии и гидрологии Японского моря / В. В. Мокиевская. – М. : АН СССР, 1961. – С. 122–131.

16. Научно-прикладной справочник по климату СССР. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – Сер. 3. – Ч. 1–6. – Вып. 34. – 350 с.

17. Пищальник, В. М. Опыт расчета водного баланса залива Анива / В. М. Пищальник // Тр. ДВНИГМИ. – 1990. – Вып. 40. – С. 92–94.
18. Пищальник, В. М. Прогноз геоэкологической обстановки в природно-технических комплексах шельфовых зон на основе моделирования океанографических процессов : дис. на соиск. уч. ст. д-ра техн. наук / В. М. Пищальник. – Южно-Сахалинск : Сах. ф-л Дальневост. геолог. ин-та ДВО РАН, 2004. – 268 с.
19. Пищальник, В. М. Термохалинный анализ вод пролива Лаперуза / В. М. Пищальник, В. С. Архипкин, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32. – № 1. – С. 18–28.
20. Пищальник, В. М. Восстановление термохалинных полей Татарского пролива на основе численного моделирования / В. М. Пищальник, В. С. Архипкин, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 2009. – Т. 36. – № 6. – С. 655–657.
21. Пищальник, В. М. О циркуляции вод в Татарском прол. / В. М. Пищальник, В. С. Архипкин, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 2010. – Т. 37. – № 6. – С. 657–670.
22. Пищальник, В. М. Сезонные вариации циркуляции вод в прибрежных районах Сахалина / В. М. Пищальник, В. С. Архипкин, Г. И. Юрасов и др. // Метеорология и гидрология. – 2003. – № 5. – С. 87–95.
23. Пищальник, В. М. Океанографический атлас шельфовой зоны острова Сахалин / В. М. Пищальник, А. О. Бобков. – Южно-Сахалинск : изд-во Сах. гос. ун-та, 2000. – Ч. I. – 174 с.; Ч. II. – 108 с.
24. Пищальник, В. М. Изучение условий функционирования экосистемы зал. Анива – пролив Лаперуза / В. М. Пищальник, А. В. Леонов // Водные ресурсы. – 2003. – Т. 30. – № 5. – С. 616–636.
25. Проект «Моря СССР». Гидрометеорология и гидрохимия морей. – Т. VIII : Японское море. – Вып. 1. – СПб. : Гидрометеиздат, 2003. – Вып. 1. – 399 с.; 2004. – Вып. 2. – 207 с.
26. Ресурсы поверхностных вод. Основные гидрологические характеристики. – Л. : Гидрометеиздат, 1975. – Т. 18. – Вып. 2. – 136 с.
27. Ростов, И. Д. Гидрологические особенности приустьевой области р. Амур / И. Д. Ростов, И. А. Жабин // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 7. – С. 94–99.
28. Справочник по физической географии Сахалинской области. – Южно-Сахалинск : Сах. кн. изд-во, 2003. – 112 с.
29. Тищенко, П. Я. Временная изменчивость гидрохимических свойств Японского моря / П. Я. Тищенко, Л. Д. Талли, А. П. Недашковский и др. // Океанология. – 2002. – Т. 42. – № 6. – С. 838–847.
30. Фащук, Д. Я. Геоэкологические последствия аварийных разливов нефти / Д. Я. Фащук, С. Н. Овсиенко, А. В. Леонов и др. // Известия АН. Серия географическая. – 2003. – № 5. – С. 57–73.
31. Шестеркин, В. П. Особенности формирования химического состава льда р. Амур / В. П. Шестеркин // Гидрохим. матер. – 1990. – Т. CVIII. – С. 3–12.
32. Шестеркин, В. П. Зимний кислородный режим вод Амура / В. П. Шестеркин // География и природные ресурсы. – 2004. – № 1. – С. 148–151.
33. Шестеркин, В. П. Трансграничное загрязнение Амура в зимнюю межень 2005–2006 гг. / В. П. Шестеркин, Н. М. Шестеркина, Ю. А. Форина и др. // География и природные ресурсы. – 2007. – № 2. – С. 40–44.
34. Yakunin, L. P. Level and ice jams in the Amur Liman. The 14<sup>th</sup> Inter. Symp. on Okhotsk Sea & Sea Ice and Inter Workshop on Rational Evaluation of Ice Force on Structures / L. P. Yakunin. – Hokkaido : Mombetsu, 1999. – P. 241–242.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Накопленный опыт исследования процессов трансформации ОВ и БВ в природных водах позволяет сформулировать рекомендации по использованию как упрощенных, так и более совершенных методов их изучения. В качестве упрощенного метода можно рекомендовать для использования БПК-тест, который отличается простой методологией постановки эксперимента, но сам по себе достаточно емкий и фактически характеризует важнейшие процессы трансформации и круговорота ОВ и БВ, осуществляемые в изучаемой водной среде сообществом микроорганизмов. Можно на основе сложившегося опыта применения БПК-теста дать следующие рекомендации по его практическому применению.

Прежде всего следует выделить как минимум два этапа экспериментально-го изучения БПК на конкретном водном объекте:

- на первом исследуются особенности кинетики процесса БПК (не менее чем за 30 сут срок хранения проб воды);
- на втором определяются упрощенные способы его оценки для практического применения.

На первом/втором этапах исследований условий развития БПК следует:

- сначала наметить несколько реперных станций отбора проб в одном водоеме и на этих станциях проводить регулярный отбор проб с целью выявления характера развития (кинетики) в воде процесса БПК. Цель этих работ – выявить особенности кинетики БПК при долгосрочных его определениях. Кинетическая кривая БПК процесса (продолжительностью не менее чем за 30 сут) сама (по форме кривой) дает характеристику о развитии окислительных процессов в анализируемой воде. Исследования по выявлению развития БПК при долгосрочных его определениях должны повторяться (на месте отбора первых проб) в разные месяцы/сезоны. Крайне желательно проведение параллельно с БПК ряда различных химических и биологических анализов проб воды. Полученные данные таких совместных химико-биологических исследований позволяют выявить соответствие кинетических параметров БПК изучаемым в воде окислительным процессам трансформации ОВ и БВ;

- полученные кривые БПК обрабатываются (при этом учитывается тип кривой) и получают серию кинетических констант, которые характеризуют изменчивость во времени (по месяцам/сезонам) и в пространстве (по акватории водоема) развитие окислительных процессов в зависимости от влияния основных внешних факторов и изменения других химических и биологических характеристик/свойств изучаемых вод и параметров состояния водной среды;

- на основе кинетических данных выявляются возможности оценки трансформации ОВ с помощью БПК по упрощенным схемам (при меньших сроках экспозиции проб, по эмпирическим связям с другими химическими параметрами и т. д.), которые устанавливаются на основе анализа накопленных знаний о развитии процессов трансформации ОВ, БВ, БПК и других химических и биологических параметров в водной среде изучаемого водного объекта. Без первого и второго этапов нельзя выявить условия упрощенного подхода к изучению процессов трансформации ОВ и БВ на основе определения БПК (за фиксированные сроки или при изучении кинетики процесса) в изучаемых водах;

- на основе полученной информации принимаются решения относительно применения данных о БПК для изучения разных вопросов регулирования качества водных ресурсов и контроля их состояния в зависимости от сложности антропогенного воздействия на изучаемый водный объект.

На основе исследований на первых двух этапах строится план обобщающих исследований (третий этап), который должен быть связан с формализацией

комплекса исследуемых экологических процессов в водной среде и использованием математических моделей для воспроизведения особенностей развития процессов трансформации ОВ, БВ, загрязняющих веществ, режима  $O_2$  и БПК, а также влияния внешних факторов среды на скоростные характеристики экологических процессов в изучаемом водоеме. Сбор любой информации о состоянии водной среды должен проводиться с конечной целью возможной формализации экологических процессов и разработки математических моделей для описания пространственно-временных колебаний основных химико-биологических параметров, по которым оценивается качество водной среды и состояние изучаемого водного объекта. При наличии уже разработанных моделей можно найти возможность их апробации для таких водных объектов. В этих случаях можно довести имеющуюся модель до стадии ее применения в качестве надежного электронного инструмента обобщения накопленных данных и применения этого инструмента для оценки качества водных ресурсов в конкретном водном объекте в широком контексте проблем сохранения экологического состояния изучаемого водоема.

На данном этапе можно обобщить полученный с помощью методологии тематического моделирования опыт изучения процессов трансформации ОВ и БВ, а также изменения концентраций растворенного  $O_2$  в водах, прилегающих к Сахалину. Сначала были исследованы акватории прол. Лаперуза и зал. Анива с помощью двух электронных инструментов обобщения и обработки океанологических данных – ГИС «Сахалинский шельф» (использована для получения данных об изменении в течение года температуры и концентраций ряда химических веществ) и CNPSi-модель (была применена для расчетов внутригодовой динамики концентраций ОВ, БВ и растворенного  $O_2$ , биомасс и значений биопродукции микроорганизмов, внутренних и внешних потоков БВ и других показателей). Эти исследования показали, что упрощенный подход к оценке гидродинамических параметров водообмена, описывающих пространственный перенос компонентов внутри исследуемых акваторий и через их внешние границы, существенно влияет на итоговую картину распределения и перераспределения химических компонентов и биомасс микроорганизмов, а также на условия рециклинга и круговорота БВ – важнейшего механизма функционирования морских экосистем.

Для исследования акватории Татарского прол. помимо указанных выше двух электронных инструментов обобщения и обработки океанологической информации была применена океаническая модель Бергенского университета (БОМ) – для воспроизведения по среднемноголетним термохалинным характеристикам направлений и скоростей течений в этой акватории Сахалина. По оцененным с помощью БОМ характеристикам течений были вычислены по специальному алгоритму значения расходов воды через границы трех выделенных районов в Татарском прол., а также через его внешние границы – на севере (с Амурским лиманом) и на юге (с Японским морем). В результате были с хорошей точностью заданы условия гидродинамического переноса химических субстанций и с помощью CNPSi-модели были вычислены для среднемноголетнего года мгновенные значения концентраций ОВ, БВ и растворенного  $O_2$ , зависящие от активности микроорганизмов. В результате практического применения сразу трех инструментов анализа и обработки океанологических данных в целом была более точно воспроизведена океанологическая обстановка, что позволило выявить согласованность результатов с общими представлениями о действующих в этой акватории течениях и влиянии факторов морской среды, определяющих в течение года режим трансформации ОВ и БВ, развитие условий переноса химических веществ и формирование показателей биопродуктивности морской среды. В такой совокупности для данного района обобщения океанологической информации еще никем не проводились, а расчеты внутригодовых изменений значений биопродуктивности морской среды по вычисленным концентрациям химических веществ и биомасс микроорганизмов с учетом внутренних потоков веществ вообще для каких-либо морских акваторий еще никогда не выполнялись.

Подобная серия обобщения океанологических данных в настоящее время начата для исследования всей имеющейся совокупности океанологических данных для двух акваторий Сахалина – для зал. Терпения и восточного шельфа Сахалина. При завершении этих исследований для всех участков шельфа Сахалина будет получен итоговый пакет химико-биологической информации о состоянии морской среды.

Расчетные данные о внутригодовой динамике концентраций гидрохимических и биологических параметров для акваторий Сахалина – это «портретные» характеристики условий функционирования экосистем на разных участках шельфа, оцениваемые на основе среднесноголетней океанологической информации. Картина динамики веществ в будущем будет трансформироваться под влиянием действующих естественных и усиливающихся с каждым годом антропогенных факторов, связанных с разведкой и эксплуатацией шельфовых месторождений минеральных углеводородных ресурсов.

# ГЛОССАРИЙ

## А

**Абиотические факторы** – климатические и физико-химические: температура, освещенность, водный режим, течения, водообмен, перемешивание вод, прозрачность воды, минерализация, газовый режим (содержание кислорода, двуокиси углерода и других газов), pH, биогенные вещества (концентрации форм N, P, Si, C), микроэлементы (Mn, Fe, Co, J и другие), органическое вещество (во взвеси и в растворенном состоянии), значения БПК.

**Автолиз** (разложение, распад) – саморастворение растительных и животных тканей и клеток под действием их собственных гидролитических ферментов. Освобождает организм от отмерших тканей.

**Автотрофные организмы, автотрофы** – фото- и хемосинтезирующие организмы, использующие для своего развития энергию солнечного света (фитопланктон) и для построения своего тела  $\text{CO}_2$  в качестве единственного или главного источника C. К автотрофным организмам относятся наземные зеленые растения, водоросли, фототрофные и некоторые хемоавтотрофные бактерии. Автотрофные организмы противопоставляются *гетеротрофным организмам*.

**Автохтонное органическое вещество (ОВ)** – вещество, образующееся в исследуемом водоеме преимущественно в результате активности фитопланктона и подразделяемое на новообразованное первичное ОВ, а также на вторичное ОВ, образованное за счет активности бактерий, зоопланктона, бентоса и рыб. Автохтонное ОВ – нестойкое по отношению к биохимическому (микробиологическому) воздействию и разлагается сравнительно быстро при температуре  $> 20\text{ }^\circ\text{C}$ .

**Адаптация** – приспособление организма к определенным условиям среды, в частности, к изменениям абиотических факторов.

**Адвекция** – процесс горизонтального перемещения воздушных масс и влаги или водных масс из одного района в другой.

**Адсорбция** – процесс поверхностного поглощения веществ и значительной концентрации растворенных и взвешенных веществ на внешней поверхности клеток организмов, на поверхности донных отложений.

**Акклиматизация** – приспособление организма к новым условиям среды обитания. Определяет условия выживания и размножения организмов в новых условиях, а также нормальное развитие последующих поколений в новых условиях местообитания.

**Аллохтонное ОВ** – вещество, образующееся за пределами изучаемого водоема. Обычно оно стойкое к биохимическому (микробиологическому) воздействию, в нем преобладают компоненты водного гумуса и фульвокислоты. Это может быть вещество антропогенного происхождения (при сбросах в водоемы неочищенных или плохо очищенных сточных вод), на его окисление затрачивается значительное количество растворенного кислорода.

**Аммиак** – бесцветный газ с резким специфичным запахом. Аммиак, растворенный в воде, содержит 16–21 % N; аммиак используется в качестве удобрения и для борьбы с болезнями рыб.

**Аммиачная селитра** (нитрат аммония, азотно-кислый аммоний) – наиболее распространенное азотное удобрение (обычно в виде гранул), содержит 33.6–34.8 % N, боится влаги.

**Аммонификация** – процесс бактериального разложения органических веществ с образованием аммиака, который ядовит для гидробионтов.

**Анабиоз** – состояние, при котором временно прекращаются или резко за-

медляются жизненные функции организма. Характерен для некоторых видов рыб в пересыхающих и перемерзающих водоемах. Особые свойства организмов (в частности, у беспозвоночных организмов известны покоящиеся стадии развития) используются для получения живого корма.

**Аналоговое моделирование** – см. *моделирование*.

**Анаэробные организмы** – эти организмы в отличие от аэробных организмов способны существовать при отсутствии в среде свободного кислорода. К анаэробам относятся многие виды бактерий, грибов, простейших организмов, а также гельминты.

**Антропогенные факторы** – возникают в результате деятельности человека. К ним относятся: мелиорация земель, строительство городов и населенных пунктов, гидротехническое строительство, развитие промышленности и сельского хозяйства, закисление и евтрофирование водных объектов, крупномасштабная переброска стока рек, интродукция (переселение) и акклиматизация гидробионтов в новых условиях обитания.

**Ареал** – часть земной поверхности (территории или акватории), в пределах которой распространен и проходит полный цикл своего развития представитель (вид, род, семейство или какой-либо иной объект) биологического сообщества.

**Ассимиляция** – процесс усвоения питательных веществ организмами. Вместе с обратными процессами (распад и выделение) определяет обмен и круговорот веществ – важнейшее свойство живого вещества в природе.

**Асфиксия** – явление удушья рыбы и ее гибель (замор) при отсутствии или при недостаточном количестве в воде растворенного кислорода.

**Аэрация** – пополнение запасов растворенного кислорода в воде (как правило, за счет обогащения водной среды при проникновении в нее воздуха через поверхность раздела вода–воздух).

**Аэротенк** – замкнутая емкость, используемая для биоочистки воды. Заполняется пористым материалом (коксом, шлаком или другими материалами), на поверхности которого развиваются бактерии, осуществляющие развитие процессов биоочистки воды.

## Б

**Батометр** – устройство, прибор для отбора проб воды с разных глубин. На его стенках крепятся термометры (для измерения температуры) и термоглубомеры (для коррективы глубины погружения прибора).

**Бенталь** – глубоководная часть морской водной экосистемы.

**Бентос** – население дна водоема, включающее хирономиды, олигохеты, моллюски и другие донные организмы.

**Бентофаги** – гидробионты, питающиеся донными организмами. Из представителей рыбного сообщества к бентофагам относятся такие распространенные виды, как осетровые, карп, сазан, лещ, черный амур и другие.

**Биогенные (органогенные) элементы (БЭ) и их минеральные и органические соединения.** Термин «**биогенный**» означает, что элемент связан с живым организмом и непосредственно входит в состав живых организмов. В. И. Вернадский [1934] определял биогенные элементы как *органогенные элементы*, то есть как циклические, подвергающиеся обратимым процессам. При этом он считал, что их циклы обратимы лишь в главной части атомов, а часть атомов выходит из круговорота. К главным из них относятся те, из которых в основном состоят живые организмы – **C, O, P, N, S, Si** и некоторые другие микроэлементы. **Микроэлементы** – син. *следовые элементы, микробиогенные элементы* – химические элементы, присутствующие в тканях человека, животных и растений в следовых количествах (тысячные доли процента и ниже). В отличие от БЭ они необходимые организмам в ничтожных количествах. Важнейшими микроэлементами (всего их около 30) являются **Fe, Mg, Zn, I, Mn** и др.

В практике исследований очень важно понимать различия и правильно применять термины «биогенные элементы» и «биогенные вещества». **Биогенные вещества** (син. *биогены* – греч.: «*bios*» – жизнь, «*genos*» – рождение) – вещества, наиболее активно участвующие в жизнедеятельности водных организмов (ГОСТ 17 403-72). К ним относятся *минеральные соединения* N, P, Si, Fe и соединения некоторых микроэлементов. В то время как БЭ – это химические элементы, постоянно входящие в состав организмов и выполняющие определенные биологические функции. Важнейшие БЭ – O<sub>2</sub> (~ 70 % массы организмов, C (18 %), H (10 %), N, B, S, Ca, R, Na, Cl и др. (~ 2 %)).

**Биогеоценоз** – все население водоема, включающее комплекс биотопов организмов, растений и животных различных видов.

**Биоиндикаторные организмы** – такие организмы, присутствие, количество или особенности развития которых служат показателями естественных процессов и условий, а также антропогенных изменений среды обитания. С помощью биоиндикаторных организмов оценивается степень загрязнения окружающей природной среды, осуществляется постоянный контроль ее качества и изменений.

**Биологическая продуктивность** – способность природных сообществ или отдельных их компонентов поддерживать определенную скорость воспроизводства входящих в их состав живых организмов. Мерой биологической продуктивности служит величина *продукции (биомассы)*, создаваемой за единицу времени. Материально-энергетическую основу биологической продуктивности составляет *первичная продукция*.

**Биологическая продукция** – биомасса органического вещества, создаваемая гидробионтами за единицу времени в результате их жизнедеятельности. Биологическую продукцию автотрофных организмов называют первичной, гетеротрофных (бактерии и животные) – вторичной.

**Биологическое потребление кислорода** (син. *биохимическое*) – количество кислорода, потребляемое при биохимическом окислении содержащихся в воде веществ в аэробных условиях, то есть при наличии кислорода (в анаэробных условиях кислород отсутствует, то есть бескислородная среда).

**Биомасса** (от греч. «*bios*» – жизнь и лат. «*massa*» – ком, кусок) – суммарная масса особей вида, группы видов или сообщества организмов, выражаемая обычно в единицах массы сухого или сырого вещества, отнесенных к единицам площади или объема любого местообитания (кг/га, г/м<sup>2</sup>, г/м<sup>3</sup>, кг/м<sup>3</sup>).

**Биотическая среда** – совокупность живых организмов, оказывающих влияние своей жизнедеятельностью на другие организмы.

**Биотические факторы** – факторы органического мира, взаимодействие между организмами (типа хищник–жертва), обеспеченность источниками питания.

**Биотоп** (от греч. «*bios*» – жизнь и «*topos*» – место) – участок водоема или суши с однотипными условиями рельефа, климата и других абиотических факторов, занятый определенным биоценозом.

**Биоценоз** (от греч. «*bios*» – жизнь и «*koinos*» – общий) – 1) совокупность животных, растений, грибов и микроорганизмов, совместно населяющих участок суши или моря; 2) совокупность организмов, населяющих один *биотоп* и образующих скоррелированное сообщество, состоящее из *продуцентов, консументов и редуцентов*. В районах хозяйственной деятельности человека *биоценоз*, как правило, нарушен.

## В

**Взмучивание** – ресуспендирование донных отложений.

**Вид** – совокупность особей, имеющих морфологическое сходство и представляющих собой высокоорганизованную единицу эволюции организмов, способных к самовоспроизводству.

**Водные экосистемы** – см. *геоэкология*.

**Вторичная продукция** (см. *продукция*) – продукция гетеротрофных организмов, питающихся готовыми органическими веществами.

## Г

**Галобионты** – организмы, обитающие в соленых водах.

**ГИС** – это автоматизированная система, предназначенная для сбора, обработки, анализа, моделирования и отображения данных, решения информационных и расчетных задач с использованием цифровой картографической, аналоговой и текстовой информации о Земле (ГОСТ РФ «Картография цифровая. Термины и определения»).

**Географическая оболочка** – географический комплекс на Земле в зоне взаимопроникновения и взаимодействия *геосфер* (~ 40 км).

**Геосферы** – концентрические оболочки, из которых состоит Земля (атмосфера, гидросфера, литосфера, мантия и ядро). Геосферы различаются по своей структуре, свойствам, составу и строению. По совокупности природных условий и процессам, протекающим в области соприкосновения геосфер, выделяют специфические оболочки: биосферу, ноосферу, географическую оболочку и геологическую среду.

**Геоэкология** – в современном понимании научное направление, возникшее на стыке наук геологии и экологии, изучающее закономерные связи между организмами (в том числе человеком), техногенными сооружениями и геологической средой. Сам термин впервые был предложен в 1939 г. немецким ученым К. Троллем. Объектом и предметом геоэкологии являются все знания о *геосферных оболочках* и их изменениях под влиянием природных и техногенных факторов как многокомпонентных, иерархично построенных, динамичных системах с многоступенчатыми процессами саморегулирования. В плане изучения водных объектов *геоэкология* – это наука, изучающая абиотическую составляющую экосистемы (дно, водную толщу, придонный слой атмосферы), происходящие в ней современные изменения под влиянием природных и антропогенных факторов и воздействие этих изменений на водную биоту и человека.

Поскольку геоэкология зародилась и развивается внутри уже существующих дисциплин, то это приводит к появлению в уже сформировавшихся науках новых разделов, направленных на решение экологических аспектов задач, традиционно решаемых этими науками. Одним из таких разделов является **гидроэкология**. Главный объект исследований *гидроэкологии* – **водные экосистемы**. В современном понимании *водная экосистема* – это локализованная в пространстве и динамичная во времени совокупность совместно обитающих и входящих в сообщества различных организмов и условий их существования, находящихся в закономерной связи между собой и образующих систему взаимоотношений биотических и абиотических процессов.

В результате взаимодействия организмов между собой и окружающей их средой внутри экосистемы организуются *потоки вещества, энергии и информации*. Экосистема может быть представлена как биоразнообразие видов плюс взаимосвязь потоков вещества, энергии и информации, причем последние рассматриваются как организующие и регулирующие. Динамическое взаимодействие потоков вещества, энергии и информации, обеспечивающее стабильность экосистемы во времени в конкретных условиях среды, и есть ее **функционирование**.

**Гетеротрофные организмы, гетеротрофы** (от греч. «*heteros*» – иной и «*trophe*» – пища, питание) – организмы, использующие в качестве источника углерода экзогенные органические вещества. К гетеротрофным организмам относятся все животные, грибы, большинство бактерий, а также бесхлорофилльные наземные растения и водоросли.

**Гидролиз** – химическое взаимодействие вещества с водой, при котором сложные соединения распадаются на более простые. Гидролизом объясняются белящие свойства хлора, моющее действие мыла и др.

**Гидроэкология** – см. *геоэкология*.

**Гиполимнион** – слой воды в озерах, расположенный под металимнионом и простирающийся до дна. В водах этого слоя преобладают окислительные процессы и содержание в нем растворенного кислорода обычно < 90–95 %.

**Грунтоеды** – водные животные, заглатывающие грунт и использующие в пищу содержащиеся в нем частицы органического вещества (детрит), мелких животных и растения.

## Д

**Деструкция** – процесс биохимического окисления (распада) органического вещества до минеральных компонентов. Бактериальная деструкция обеспечивает самоочищение водоемов от избыточного количества автохтонного и аллохтонного органического вещества, включая его компоненты антропогенного происхождения.

**Детерминированные математические модели** – см. *моделирование*.

**Детрит** (лат. «*detritus*» – истертый) – мелкие органические частицы (остатки разложившихся животных, растений и грибов вместе с содержащимися в них бактериями), осевшие на дно водоема или взвешенные в толще воды. Детрит играет важную роль в круговороте органического вещества (*детритная пищевая цепь*) и служит пищей многим пелагическим и донным животным – *фильтраторам* и *детритофагам*.

**Детритная трофическая цепь** (цепь разложения) – см. *трофические цепи*.

**Детритофаги** – водные и сухопутные животные, питающиеся детритом вместе с содержащимися в нем микроорганизмами. К водным детритофагам относятся *грунтоеды* и отчасти *сестонофаги*. Сухопутные детритофаги (дождевые черви, многие двупарноногие многоножки, личинки некоторых насекомых) питаются органическими веществами почвы и живыми микроорганизмами, населяющими ее. Детритофаги относятся к *сапрофагам*.

**Диатомовые водоросли** (*Diatomeae*), кремнистые водоросли (Bacillariophyta) – отдел водорослей. Одноклеточные, микроскопические (от 4 до 2000 мкм), одиночные или колониальные организмы. Характерная особенность – наличие твердой двустворчатой кремнеземной оболочки (панциря). Хлоропласты содержат хлорофиллы *a* и *c* и фукоксантин, придающий диатомовым водорослям бурый цвет.

**Дивергенция течений** – расхождение течений или разделение основного потока на несколько, расходящихся в разные стороны. При этом в поверхностном слое происходит понижение уровня и гидростатическое разрежение, что обуславливает подъем и выход глубинных вод на поверхность или в зоны фотического слоя. Эти явления служат одной из главных причин перемешивания водных масс.

**Дистрофный водоем** – обычно это водоем низкой продуктивности, неглубокий с торфянистыми отложениями, с относительно низкой прозрачностью воды, со значениями pH воды < 7.0. В таких водоемах часто отмечаются заморные явления.

## Е

**Эвтрофирование водной среды** – антропогенное (или целенаправленное) накопление биогенных веществ в водоеме, которое приводит к интенсификации биопродукционных процессов.

## Ж

**Железо** – биогенный элемент, играет важную роль в формировании гидрохимического режима водоема, входит в состав гемоглобина и хлорофилла. В воде присутствует в основном в двух формах: закисной (двухвалентной) и окисной (трехвалентной). Содержание его  $> 0.5$  мг/л в питьевой воде нежелательно, а  $> 2$  мг/л неблагоприятно для целей рыбоводства. Закисное железо в воде встречается при незначительном содержании растворенного кислорода или при его отсутствии.

**Жесткость воды** – результат взаимодействия катионов кальция и магния со слабыми и сильными кислотами. Различают карбонатную, некарбонатную и общую жесткость воды. Оптимальная жесткость воды для целей рыбоводства составляет  $5\text{--}12^\circ \text{H}$ .

## З

**Загрязнение природных вод** – изменение состава и свойств воды в результате естественного процесса или деятельности человека, приводящее к образованию неблагоприятных условий для обитания гидробионтов. Различают первичное и вторичное загрязнение. Загрязняющими веществами служат естественные продукты жизнедеятельности гидробионтов, а также вещества антропогенного происхождения (детергенты, радионуклиды, пестициды, нефтяные углеводороды и другие).

**Зеленые водоросли** (*Chlorophyta*) – отдел низших растений. Одноклеточные, колониальные, многоклеточные (нитевидные и пластинчатые) и неклеточного строения (сифоновые водоросли). Подвижные формы с двумя-четырьмя жгутиками и светочувствительным глазком. Клетки содержат хлорофиллы *a* и *b*, каротины и ксантофиллы, запасное вещество – крахмал.

**Зообентос** – различают нектобентос (обитают у поверхности дна, например, мизиды), микро-, мезо- и макробентос.

**Зоопланктон** – совокупность животных, населяющих толщу морей и пресных вод и пассивно переносимых течениями. Различают макро- и микрозоопланктон. Зоопланктон представлен в основном тремя группами: коловратками (очень мелкие животные, относящиеся к типу червей), копеподами (мелкие рачки, передвигающиеся с помощью ножек-весел) и кладоцерами (ветвистоусые рачки, плавающие при помощи видоизмененных антенн).

## И

**Изолинии** – линии равных значений определенного показателя, нанесенные на карту или график. Примеры – изобаты (линии равных глубин), изооксигены (линии равных концентраций кислорода), изотермы (линии равных значений температуры) и другие.

**Имитационные модели** – см. моделирование.

## К

**Карбонаты** – соли угольной кислоты ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Карбонаты кальция и магния играют важнейшую роль в гидрохимическом режиме водоемов.

**Качественные модели** – см. моделирование.

**Кинетика** – учение о скоростях и механизмах химических реакций.

**Компенсационная точка (слой)** – граница, на которой наступает равно-

весное состояние между окислительно-восстановительными процессами. В точке компенсации скорость образования первичного органического вещества фитопланктоном уравновешена скоростью его распада (деструкции). Часто она расположена в зоне термоклина.

**Комплексные модели трансформации соединений органогенных элементов** – см. *моделирование*.

**Конвекция** (*перенесение, доставка*) – процесс вертикального перемещения воздуха или воды под действием силы тяжести из одного слоя в другой.

**Консументы** (от лат. «*consumo*» – потребляю) – организмы, являющиеся в *трофической цепи* потребителями органического вещества. Все консументы – *гетеротрофы*. В одной цепи могут быть консументы первого порядка (растительноядные животные) и консументы второго, третьего и т. д. порядков (*хищники*).

**Концепция** (от лат. «*conceptio*» – понимание, система) – определенный способ понимания трактовки каких-либо явлений, основная точка зрения, руководящая идея для их освещения; ведущий замысел, конструктивный принцип различных видов деятельности.

**Коэффициент Р/В** – отношение значений продукции к биомассе.

**Кремний** – биогенный элемент. Его концентрация в пресноводных водоемах составляет 5–6 мг/л; используется фитопланктоном в виде кремниевой кислоты (SiO<sub>2</sub>). Необходим для построения створок диатомовых водорослей.

**Креофилы** – холодолюбивые организмы.

**Круговорот** – см. *рециклинг*.

## Л

**Литораль** – прибрежное мелководье.

## М

**Макрофиты** – растения-макроорганизмы, главным образом *высшие* (сосудистые), но также прикрепленные низшие растения (водоросли) и плавающие водоросли.

**Макроорганизмы** – организмы, величина которых больше 500 мкм, а для животных – 10 мм.

**Математическое моделирование** – см. *моделирование*.

**Медь серно-кислая (медный купорос – CuSO<sub>4</sub> 5H<sub>2</sub>O)** – используется для борьбы с цветением водоемов.

**Мезопланктон** – планктонные организмы размером 1–10 мм.

**Мезосапробные водоемы** – водоемы, оцениваемые по шкале сапробности как среднезагрязненные.

**Метаболизм** (греч. «*metabole*» – перемена, превращение) – то же, что *обмен веществ*. В более узком смысле метаболизм – это промежуточный обмен, то есть превращение определенных веществ внутри клеток с момента их поступления до образования конечных продуктов (например, метаболизм глюкозы, белков и т. д.).

**Метаболиты водных организмов** – вещества, возникающие в организме гидробионтов в процессе обмена веществ (метаболизма) и выделяемые в воду. Участвуют в формировании качества воды. Конечными продуктами метаболизма являются вода, кислород, углекислота, фосфаты, аммиак, мочевины и др. Наряду с разложениями редуцентами детрита из трупов и экскрементов – это важный путь возвращения биогенных веществ в круговорот (рециклинга, регенерации).

**Металимнион** – средний переходный слой воды, расположенный глубже

скачка плотности и характеризующийся повышенной концентрацией биогенных элементов в сравнении с вышележащим фотическим слоем.

**Метатенк** – замкнутый бассейн, используемый для очистки воды от загрязнений. В этом бассейне в иловых осадках благодаря искусственному подогреву интенсивно развиваются анаэробные бактерии, минерализующие органическое вещество.

**Метод** (путь исследования, теория, учение) – способ достижения к.-л. цели, решения конкретной задачи; способ практического или теоретического познания действительности.

**Методика** – совокупность методов, приемов целесообразного проведения к.-л. работы.

**Методология** – учение о научном методе познания; принципы и способы организации теоретической и практической деятельности.

**Микроэлементы** – см. *биогенные вещества*.

**Минерализация воды** – оценивается по общей сумме ионов (катионов и анионов), определяющих солевой состав воды. Меняется по сезонам года и в зависимости от широты места расположения водного объекта, увеличиваясь с севера на юг. В водах тропических и субтропических широт (реки, озера, водохранилища) в сумме ионов преобладают сульфаты и хлориды. Минерализация органического вещества – процесс его биохимического распада и химического окисления до минеральных производных (с образованием  $\text{CO}_2$ , воды и минеральных солей).

**Моделирование** (как процесс) – это метод исследования объектов познания на их моделях (другими словами, способ практического или теоретического познания действительности).

Моделирование разделяют по научным направлениям (способам описания объекта исследований) на *аналоговое, математическое, химическое и физическое*. Любое направление моделирования основано на свойстве подобия различных объектов. Подобие может быть *физическим* или *математическим*.

**Аналоговое моделирование** – предусматривает использование информации в аналоговой (непрерывной) форме, которая воспроизводит определенные соотношения между непрерывно изменяющимися физическими величинами, аналогами соответствующих исходных переменных. Применяется главным образом в аналоговых вычислительных машинах для моделирования технических процессов, описываемых дифференциальными уравнениями. Такие задачи часто решаются в реальном режиме времени быстро, но с потерей качества.

**Математическое моделирование** – приближенное описание какого-либо класса явлений внешнего мира, выраженное с помощью математической символики. Характеризуется большим числом вариантов расчетов. В математически подобных объектах процессы описываются одинаковыми уравнениями.

**Химическое моделирование** – метод исследования химико-технологических процессов путем построения и изучения их моделей, отличающихся от объектов моделирования масштабами или физической природой протекающих в них явлений, но достаточно точно (адекватно) отображающих представляющие интерес свойства этих объектов. **Физическое моделирование** – это когда изучение некоего объекта или явления заменяется экспериментальным исследованием его модели, имеющей ту же физическую природу, но много меньшего размера. В основе физического моделирования лежат теория подобия и размерный анализ. В соответствии с основными направлениями моделирования различают следующие классы моделей: *социальные, математические, химические и физические*.

**Модель** (фр. *мера, образец*) – 1) некоторая совокупность объектов (пространственно-временных ячеек – станций, разрезов, матриц и т. д.), описывающая какие-либо параметры исследуемого явления; 2) некоторая совокупность объектов, свойства которых и отношения между которыми удовлетворяют данной системе аксиом; 3) мера, образец, норма – аналог (схема, структура, знаковая система) определенного фрагмента природной (или социальной) реальности.

*Математические модели* по способам *формализации* биогео- и гидро-химических процессов могут быть **детерминированными** (строятся на основе математически выраженных закономерностей, описывающих физико-химические процессы в объекте моделирования), они позволяют однозначно определять значение переменных, однако при построении таких моделей важно разумно сочетать необходимую сложность с допустимыми упрощениями (для слишком сложной модели необходим огромный объем вычислений, а применение упрощений требует выполнения обязательной процедуры проверки адекватности модели реальному процессу); **статистическими** – построенными на основе экспериментальных данных и представляющими собой системы соотношений, связывающих собой значения входных и выходных параметров, и **стохастическими** – которые строятся на основе вероятностных представлений о процессах в объекте исследований и позволяют моделировать его поведение путем вычисления функций распределения вероятности переменных, характеризующих исследуемые свойства.

По способу решения задачи математические модели могут быть **эмпирическими, теоретическими и полуэмпирическими**. *Эмпирические модели* описывают математическими зависимостями связи между отдельными параметрами состояния среды и действующими на них внешними факторами, установленными на основе проведения натуральных экспериментов. *Теоретические модели* строятся на обобщенном фактическом материале и направлены на поиск общих закономерностей и выделение причинно-следственных связей, изучение процессов трансформации вещества и энергии, закономерностей изменения химических и биологических параметров и др. *Полуэмпирические модели* представляют собой синтез первых двух, и большая часть современных моделей может быть отнесена именно к этой категории.

По точности описания объекта исследования *математические модели* можно подразделить на **имитационные** (приурочены к конкретным бассейнам или районам и разрабатываемые для конкретных задач исследований) и **качественные** (используются для выяснения общих закономерностей развития и анализа процессов, их иногда также называют *теоретическими*). В **имитационных** моделях стремятся учесть максимум деталей, а в **качественных** – минимум (но наиболее важных), поэтому для последних главная проблема – выбор приоритетных переменных.

По способу описания временной изменчивости параметров состояния среды модели подразделяются на **стационарные** (характеризуют установившийся режим и неизменное внешнее воздействие) и **нестационарные** (отражают переходное состояние при непрерывно меняющихся внешних воздействиях).

По воспроизведению пространственно-временной дискретности процессов в водном объекте *математические модели* можно подразделить на: **точечные, резервуарные** (или боксовые, секторные, камерные, сегментные) и **непрерывные**. *Точечные модели* (или нульмерные с сосредоточенными параметрами) – в них значения характеристик состояния принимаются средними для всего объема воды; в **одно-, двух- и трехмерных моделях** значения характеристик в водном объекте изучаются соответственно по одной из пространственных осей (вертикальной  $z$  или горизонтальными  $x$  или  $y$ ), в плоскостях  $xz$  или  $xy$  (обычно для мелких водоемов) и в пространстве  $x, y, z$  (крупные водоемы). Применяются, как правило, для описания гидродинамического режима водоемов, параметры которого представлены сеточной структурой.

В **резервуарных** моделях элемент физического пространства описывается осредненными (по пространству, сечению реки, слою океана) характеристиками, распределение которых усреднено в границах рассматриваемых районов (резервуаров или боксов), а компоненты состояния среды (звенья пищевой цепи, взвесь, растворенные компоненты) называют блоками. В таких моделях изучаемый водоем разбивается на отдельные однородные по

физическим, химическим и биологическим параметрам резервуары (боксы, сектора и т. д.). В каждом резервуаре независимо от способа представления пространственной структуры объекта (точечной, одно-, двух- или трехмерной) в конечном итоге строится *точечная модель* с сосредоточенными параметрами. В *непрерывных* моделях параметры водной среды имеют реальное пространственное распределение, они не содержат осреднения по пространству, и результатом решения в каждый момент времени служит гладкая кривая (или поле) распределения характеристик.

По типу изучаемых проблем *математические модели* водных экосистем можно разделить на три больших класса: 1 – **модели самоочищения природных вод**, которые включают широкий спектр моделей, описывающих химические, физико-химические и биологические процессы (в отдельности и совместно) в водной среде, а также режим  $O_2$  и его потребление на окисление ОВ (как правило, лабильного); 2 – **модели евтрофирования водоемов**, которые в первом приближении могут быть подразделены на качественно-аналитические, полуэмпирические и имитационные модели, последние рассматривают процессы трансформации соединений биогенных элементов (преимущественно форм P и N) и развитие фитопланктона, и 3 – **комплексные модели трансформации соединений органогенных элементов**, которые включают  $O_2$  и широкий спектр органических и минеральных компонентов C, N, P, Si, а также биомассы и предназначены практически для решения большинства задач в рамках гео- и гидроэкологических исследований водных объектов.

**Модели самоочищения природных вод** – см. моделирование.

**Модели евтрофирования водоемов** – см. моделирование.

## Н

**Нейстон** – особое сообщество растительных и животных организмов, живущее в поверхностной пленке воды.

**Нектон** – активно плавающие животные организмы, легко преодолевающие силу течения.

**Непрерывные модели** – см. моделирование.

**Нитрификация** – процесс окисления аммиака и аммиачных солей до азотистой и азотной кислот с помощью бактерий-нитрификаторов. Обратный процесс (денитрификация) – восстановление бактериями нитратов до молекулярного азота.

## О

**Окислительно-восстановительный потенциал (редокспотенциал  $E_p$ )** – выраженная в милливольтгах разность потенциалов, возникающая между двумя веществами при окислительно-восстановительных реакциях. При таких реакциях происходит перенос электронов от окисляемого к восстанавливаемому соединению. Эти реакции – основа энергетически эффективных процессов в организме.

**Окисляемость воды** – величина, характеризующая содержание в воде органических и неорганических веществ. Выражается в мг О/л.

**Олигосапробный водоем** – среднезагрязненный водоем.

**Олиготрофный водоем** – обычно это малопродуктивный и малокормный водоем. В естественном состоянии характерны значительные глубины, слабо-развитая литораль. Олиготрофные водоемы расположены обычно в зоне подзолисто-болотных и дерново-подзолистых почв.

## П

**Пастбищная трофическая цепь** (цепь выедания) – см. *трофические цепи*.

**Пелагиаль** – водная толща над подводной террасой (прибрежная пелагиаль), над свалом глубин (естественная пелагиаль) и донной частью водоема.

**Первичная продукция** – см. *продукция*.

**Перидинеевые водоросли** (*Dinophyceae*) – одноклеточные двужгутиковые организмы дорсовентрального строения. Клетки окружены пелликулой или панцирем из целлюлозных щитков. Входят в состав планктона морей и континентальных водоемов, важнейшие продуценты органического вещества.

**Перифитон** – сообщества водных организмов, населяющих поверхность предметов, растений и живых тел, находящихся в толще воды.

**Перманганатная окисляемость** – характеризует содержание в воде органических и неорганических веществ, окисляемых марганцово-кислым калием в кислой, щелочной или нейтральной средах.

**Полуэмпирические модели** – см. *моделирование*.

**Потенциальная рыбопродуктивность** – продуктивные возможности сообщества гидробионтов в наиболее благоприятных абиотических и биотических условиях.

**Продуктивность биомассы** – продукция биомассы, производимая на единицу площади ( $\text{км}^2$ ,  $\text{м}^2$  и т. д.).

**Продукция биомассы** – суммарное количество биомассы, образованное какой-либо совокупностью растущих и размножающихся особей за конкретный период времени, или скорость ее образования. Величину продукции относят обычно к единице площади или объема, например годовую продукцию планктона выражают в  $\text{г/м}^2$  или в  $\text{г/м}^3$  и т. д. Биомассу, производимую *продуцентами* за единицу времени, называют *первичной продукцией*; биомассу, производимую *консументами* в единицу времени, – *вторичной продукцией*. Величина продукции служит мерой *биологической продуктивности* любых сообществ растений и животных.

**Продуценты** (от лат. «создающий») – автотрофные организмы, производящие органическое вещество из неорганического с помощью *фотосинтеза* или *хемосинтеза*.

**Профундаль** – самая глубокая часть бентали.

## Р

**Редуценты** – организмы, главным образом *бактерии и грибы*, потребляющие остатки органического вещества и превращающие их в неорганические. Они замыкают цепочку консументов.

**Резервуарные модели** – см. *моделирование*.

**Ресуспендирование** – взмучивание донных отложений.

**Реофильные организмы** – гидробионты, развитие которых приурочено к водоемам или их участкам, на которых отмечаются высокие скорости течений. Это преимущественно речные виды гидробионтов.

**Рециклинг** – многократное использование метаболитов одной группы гидробионтов в качестве питательных веществ для формирования биомассы других групп гидробионтов.

## С

**Сапротрофные организмы (сапротрофы)** – гетеротрофные организмы, использующие для питания органические соединения мертвых тел или выде-

ления (экскременты) животных. К сапротрофным организмам относятся бактерии, актиномицеты, грибы, а также *сапрофиты* – немногие высшие растения, *сапрофаги* – животные сапротрофы (некоторые насекомые – жуки-мертвоеды, -кожееды, -навозники, личинки ряда мух; дождевые черви; некоторые ракообразные – донные бокоплавы, речные раки; некоторые птицы – грифы, ворон).

**Сапрофаги** – см. *сапротрофные организмы*.

**Сапрофиты** – см. *сапротрофные организмы*.

**Седиментация** – процесс пассивного оседания взвешенных веществ на дно водоема; происходит под воздействием силы тяжести. Наряду с другими формами движения седиментация определяет динамику химических веществ в водных экосистемах. Процесс приводит к накоплению минеральных и органических веществ в донных отложениях прудов, озер, водохранилищ, морей и океанов.

**Сестон** – совокупность взвешенных в воде мелких частиц органоминерального происхождения (детрит) и планктонных организмов.

**Сестонофаги** – водные животные, питающиеся взвешенными в воде частицами детрита с содержащимися в них микроорганизмами и мелким планктоном (сестоном). Многие сестонофаги относятся к фильтраторам, иногда образуют сложные приспособления для улавливания и отфильтровывания из воды пищевых частиц. К сестонофагам относятся планктонные (веслоногие, жаброногие и эвфаузиевые ракообразные, оболочники) и многие донные, обычно прикрепленные к субстрату животные (губки, мшанки, некоторые полихеты, многие двустворчатые моллюски, некоторые иглокожие, погонофоры, асцидии и др.). Донные сестонофаги – характерные обитатели твердых грунтов, обычно в районах со значительным течением.

**Системный анализ** (син. *системный подход*) – общенаучный метод познания. В настоящее время широко применяется в науках, изучающих природную среду. Специфическим методом познания геоэкологии (и гидроэкологии в частности) является экологический подход. В виде оформленной научной дисциплины со строгой методологической концепцией системный подход в настоящее время не существует, а используется в качестве «каркаса» разрабатываемой теории для преодоления односторонности специализированных исследований. Системный подход основан на принципе: *целое не есть простая сумма частей; система обладает свойствами, которые не являются простым объединением свойств составляющих ее частей*. Системный анализ позволяет применять накопленные в разных естественных науках знания для познания закономерностей изменения состояния экосистем и решения практических задач рационального использования и охраны биоресурсов в едином комплексе. Наиболее эффективным инструментом изучения и управления водными экосистемами при таком подходе является математическое моделирование.

**Сорбция** – поглощение газообразных или растворенных веществ твердыми телами или жидкими растворами (например, поглощение биогенных веществ илами).

**Стенобионтные организмы** – организмы, живущие в узких диапазонах действия физико-химических факторов.

**Седиментация** – пассивное оседание взвешенных форм биогенных элементов, наряду с другими формами движения определяют динамику химических веществ в морских экосистемах.

**Статистические математические модели** – см. *моделирование*.

**Стехиометрия** (греч. «*steicheion*» – первоначало, элемент и ...«*метрия*») – учение о количественных соотношениях между массами веществ, вступающих в химическую реакцию. Правило составления химических уравнений, формул на основе законов Авогадро, Гей-Люсака, сохранения массы, кратных отношений, эквивалентов.

**Стратификация** (от лат. «*stratum*» – слой и ...«*фикация*») – вертикальное расслоение водной толщи на слои различной плотности по вертикали, которое возникает обычно в теплую солнечную погоду под влиянием быстрого прогрева поверхностных вод или интенсивной жизнедеятельности фитопланктона. В

устьевых участках она образуется за счет поступления большого количества взвесей и органического вещества, включая антропогенного происхождения. Стратификация характеризуется слоем скачка температуры воды (термоклин) и большинством гидрхимических характеристик. Длительное ее существование приводит к возникновению заморных явлений.

**Стратификация атмосферы** (от лат. «*stratum*» – слой и ...«*фикация*») – разделение атмосферы на слои с характерным распределением температуры воздуха по вертикали.

**Стратификация океана** (от лат. «*stratum*» – слой и ...«*фикация*») – разделение водной толщи на слои различной плотности по вертикали.

**Структура** – совокупность связей объекта, обеспечивающих его целостность и тождественность самому себе, то есть сохранение основных свойств при различных внешних и внутренних изменениях.

**Структура вод** – пространственное расположение различных водных масс, типичное для данной области или зоны океана (моря) в данное время.

**Стохастические математические модели** – см. *моделирование*.

**Сукцессия** – последовательный, определенным образом направленный ход развития сообщества во времени, характеризующийся изменениями видовой структуры популяции, часто до полного исчезновения вида. Наиболее яркий пример – смена (замена, замещение) ведущих форм фитопланктона по сезонам года. В многолетней динамике сукцессии наиболее свойственны ихтиоценозам.

## Т

**Теоретические модели** – см. *моделирование*.

**Токсические вещества** – ядовитые вещества, поступающие в водоемы с промышленными и бытовыми сточными водами, со стоком с сельскохозяйственных угодий, а также образующиеся непосредственно в водоеме (сероводород, аммиак, метан и др.) и приводящие к токсикозам гидробионтов.

**Теоретические модели** – см. *моделирование*.

**Термофильные организмы** – теплолюбивые организмы.

**Толерантность** (лат. «*tolerantia*» – терпение) – способность организма переносить неблагоприятное воздействие того или иного фактора среды. Диапазон между максимумом и минимумом воздействующего фактора представляет собой (предел) зоны толерантности.

**Точечные модели** – см. *моделирование*.

**Трофические цепи, пищевая цепь, цепь питания** – это взаимоотношения между организмами, через которые в экосистеме происходит трансформация вещества и энергии. Существуют два основных типа трофических цепей – *пастбищные* и *детритные*. В *пастбищной трофической цепи* (цепь выедания) основу составляют *автотрофные* организмы, затем идут потребляющие их растительноядные животные – *фитофаги* (напр., *фитопланктон* – *зоопланктон*), потом хищники (*консументы*) первого порядка (рыбы, питающиеся зоопланктоном), далее хищники второго порядка (например, судак, питающийся рыбами) и т. д. В *детритных трофических цепях* (цепи разложения), наиболее распространенных в лесах, большая часть продукции растений не потребляется непосредственно растительноядными животными, а отмирает, подвергаясь затем разложению *сапротрофными организмами* (*сапротрофы*) и минерализации. Таким образом, детритные цепи начинаются от детрита, идут к микроорганизмам, которые ими питаются, а затем к детритофагам и к их потребителям – хищникам. В водных экосистемах (особенно в эвтрофных водоемах и на больших глубинах океана) значительная часть продукции растений и животных также поступает в детритные трофические цепи. При переносе энергии по трофической цепи большая ее часть (80–90 %) теряется, переходя в

тепло, поэтому длина трофической цепи ограничена четырьмя-пятью звеньями.

**Трофность**, или биологическая продуктивность водоема (БПВ), – способность сообщества, населяющего водоем, поддерживать определенную скорость воспроизводства *биомассы* входящих в его состав живых организмов. Изучение трофности – необходимая основа рационального использования, охраны водоемов и обеспечения воспроизводства их биологических ресурсов.

**Турбулентность** (от лат. «*turbulentus*» – бурный, беспорядочный) – явление, часто наблюдаемое при течении жидкости или газа, при котором частицы совершают неупорядоченные, хаотические движения по сложным траекториям, а скорость, температура, давление и плотность среды испытывают хаотические флуктуации.

## Ф

**Физическое моделирование** – см. *моделирование*.

**Фильтраторы** – водные животные, питающиеся мелкими организмами планктона или взвешенными органическими частицами (*детритом*), отцеживаемыми из воды.

**Фитопланктон** (от слов *фито-* и *планктон*) – совокупность растительных организмов, населяющих толщу воды морских и пресных водоемов и пассивно переносимых течением. К фитопланктону относятся протококковые водоросли, диатомовые водоросли, цианобактерии. Обитает в фотической зоне водоема. Фитопланктон является первичным продуцентом органического вещества в водоеме и служит пищей для *зоопланктона*.

**Фитофаги** – животные, питающиеся растениями; консументы первого порядка, обеспечивают первоначальный этап переработки биомассы живых растений в экосистемах.

**Флотация** – процесс разделения мелких твердых тел, основанный на различной их смачиваемости водой.

**Формальность** – соблюдение внешней формы в чем-либо в ущерб существу дела, формализм; действие, необходимое с точки зрения установления порядка, обязательно соблюдаемое при оформлении чего-либо.

**Фотосинтез** – образование клетками высших растений, водорослей и некоторыми бактериями органических веществ (глюкозы) из  $\text{CO}_2$  и  $\text{H}_2\text{O}$  при участии энергии света. При этом выделяется кислород как побочный продукт.

**Функционирование экосистемы** – см. *геоэкология*.

## Х

**Хемосинтез** – тип питания бактерий, основанный на усвоении  $\text{CO}_2$  за счет окисления неорганических соединений.

**Хемотроф** – автотрофный организм, синтезирующий органические вещества за счет энергии окисления аммиака, сероводорода и других неорганических веществ, имеющих в воде, почве и подпочве.

**Химический состав воды** – совокупность растворенных в природных водах минеральных и органических веществ, находящихся в ионном, молекулярном и коллоидном состояниях.

**Химическое моделирование** – см. *моделирование*.

**Химическое потребление кислорода** (ХПК) – количество кислорода, потребляемое при химическом окислении содержащихся в воде органических и неорганических веществ под действием сильного окислителя (бихроматная окисляемость).

**Хищник** – животное или растение, ловящее и поедающее других животных, служащих объектами питания.

**Хлориды** – соли соляной кислоты. Хлористый натрий составляет около 77 % всех солей в океанической воде. В пресноводной аквакультуре используют воду с содержанием хлоридов до 5 мг/л.

**Хлорофилл** – основной фотосинтетический пигмент, содержащийся в макрофитах и микроводорослях. Определение хлорофилла используют для оценки первичной продукции водоема.

## Ц

**Цветение воды** – массовое развитие планктонных водорослей у поверхности воды, главным образом в период высокого прогрева поверхностного слоя.

**Циклоническая циркуляция** – горизонтальные вихревые движения воды против часовой стрелки, образующиеся при взаимодействии основного потока течения со встречным или при изменении атмосферного давления, при встрече течения с неровностями дна, береговой линии. Циркуляции могут возникать или распадаться при изменении направления господствующих ветров, но могут существовать и постоянно. В отличие от антициклонической циркуляции (по часовой стрелке) в центральной части циклона происходит вертикальное перемещение водных масс (восходящее движение) с глубины к поверхности. В самой центральной области наблюдаются отток вод к периферии циклона и некоторое понижение уровня. При антициклоническом круговороте имеет место нагон воды от периферии к центру, уровень здесь повышается и обеспечивается нисходящее движение вод. В первом случае слой скачка плотности расположен ближе к поверхности и выражен резко, во втором он залегает глубже и характеризуется сравнительно небольшими вертикальными градиентами. Циклонические и антициклонические циркуляции наблюдаются в самых различных водоемах – озерах, водохранилищах, прудах. Чем меньше водоем по размерам, тем менее четко выражены циркуляции, тем короче срок их существования. Воды центральных областей циклонических циркуляций обычно продуктивнее центральных областей с антициклоническими круговоротами вод.

**Цикличность** – закономерность многолетней изменчивости природных процессов. В случае с цикличностью система после выхода из определенного квазистационарного состояния обязательно возвращается в исходное состояние.

## Э

**Эпилимнион** – поверхностный продуктивный слой воды, нижняя его граница определяется глубиной слоя скачка температуры (плотности) воды.

**Эвапорация** – один из методов очистки сточных вод путем отгонки с водяным паром.

**Эврибионтные организмы** – организмы, обитающие в широких пределах изменений физико-химических факторов среды обитания.

**Эвтрофный водоем** – высокопродуктивный водоем с хорошо выраженной литоралью и богатой растительностью. Обычно неглубокий. В придонных слоях и в грунте много биогенных и органических веществ. Характерны низкая прозрачность воды и относительно высокая ее минерализация.

**Экологическая ниша** – место (пространство), занимаемое видом (популяцией) в данном сообществе (биогеоценозе). Экологическая ниша определяется совокупностью факторов среды, необходимых для существования данного организма или популяции.

**Экосистема** – совокупное единство биотопа и биоценоза.

**Экстракция** – процесс разделения смеси жидкостей с помощью избирательных (селективных) растворителей (экстрагентов).

**Электролиз** – разложение вещества (воды, солей и кислот в растворе) при пропускании через раствор электрического тока.

**Эмпирические модели** – см. *моделирование*.

**Эскудация** – потеря органического вещества в процессе жизнедеятельности морских водорослей, которая может достигать 40 % от дневной чистой продукции.

### Условные обозначения, принятые в CNPSi-модели А. В. Леонова

Аббревиатура	Расшифровка	Описание процесса
B –	Гетеротрофные бактерии	Потребляют органические соединения и детрит; в процессе метаболизма образуют пул (запас) минеральных веществ
F – F1 – F2 – F3 –	Фитопланктон диатомовые водоросли перидиниевые водоросли зеленые водоросли	Утилизируют минеральные вещества и формируют запас органического вещества в водной среде
МК –	Макрофиты	Высшая водная растительность, влияет на запас биогенных веществ в водной среде
Z – Z1 – Z2 –	Зоопланктон растительноядные организмы хищные организмы	Регулирует динамику организмов сообщества и влияет на развитие продукционно-деструкционных процессов в водной среде
<b>Соединения ФОСФОРА</b>		
P (DOP)	Органический фосфор	Растворенный органический P, потребляется преимущественно бактериями
P (DIP)	Неорганический фосфор	Растворенный минеральный P, потребляется преимущественно фитопланктоном
P (PD)	Детритный фосфор	Остатки отмершей биомассы, разлагаются до растворенного органического P, участвует в процессах седиментации

Аббревиатура	Расшифровка	Описание процесса
<b>Соединения АЗОТА</b>		
N (DON)	Органический азот	Растворенный органический N, потребляется преимущественно бактериями
N (ND)	Детритный азот	Остатки отмершей биомассы, разлагаются до растворенного органического N, участвует в процессах седиментации
N (NH <sub>4</sub> )	Аммонийный азот	Первичный продукт бактериального распада растворенного органического N, активно вовлекается в оборот фитопланктоном, окисляется до нитритного N
N (NO <sub>2</sub> )	Нитритный азот	Промежуточный продукт окисления аммонийного N, ассимилируется фитопланктоном, окисляется до нитратного N
N (NO <sub>3</sub> )	Нитратный азот	Конечный продукт окисления нитритного N, ассимилируется фитопланктоном
N (UR)	Азот мочевины	Промежуточный продукт, образуемый при бактериальном распаде растворенного органического N
N (N <sub>2</sub> )	Свободный азот	Растворенный в воде газ, при нехватке минерального N в воде используется в качестве дополнительного источника N-фиксирующими водорослями
<b>Соединения КРЕМНИЯ</b>		
Si (DOSi)	Органический кремний	Растворенный органический Si, потребляется бактериями, диатомовыми водорослями и растительноядным зоопланктоном
Si (DISi)	Неорганический кремний	Растворенный неорганический Si, потребляется диатомовыми водорослями
Si (SiD)	Детритный кремний	Остатки отмершей биомассы, разлагаются до растворенного органического Si, участвуют в процессах седиментации

### **Использованная литература при составлении глоссария**

1. Бессонов, Н. М. Рыбохозяйственная гидрохимия / Н. М. Бессонов, Ю. А. Привезенцев. – М. : ВО «Агропромиздат», 1987. – 159 с.
2. Зенин, А. А. Гидрохимический словарь / А. А. Зенин, Н. В. Белоусова. – Л. : Гидрометеоиздат, 1988. – 240 с.
3. Леонов, А. В. Моделирование природных процессов на основе имитационной гидроэкологической модели трансформации соединений С, N, P, Si : учебное пособие / А. В. Леонов. – Южно-Сахалинск : СахГУ, 2008. – 168 с.
4. Экологический энциклопедический словарь. – М. : Ноосфера, 2002. – 930 с.

*Учебное издание*

Александр Васильевич ЛЕОНОВ,  
Владимир Михайлович ПИЩАЛЬНИК

**МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРИРОДНЫХ ПРОЦЕССОВ  
В ВОДНОЙ СРЕДЕ.  
ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ**

*Учебное пособие*



Подписано в печать 29.12.2012. Бумага «Mondi».  
Гарнитура «Arial». Формат 70x108<sup>1</sup>/<sub>16</sub>. Тираж 500 экз. (1-й завод 1–150 экз.)  
Объем 14,25 усл. п. л. Заказ № 692-12.

---

Издательство Сахалинского государственного университета.  
693008, г. Южно-Сахалинск, ул. Ленина, 290, каб. 32.  
Тел. (4242) 45-23-16, тел./факс (4242) 45-23-17.  
E-mail: izdatelstvo@sakhgu.ru, polygraph@sakhgu.sakhalin.ru

Отпечатано в полиграфической компании «Кано».  
693020, г. Южно-Сахалинск, ул. Адмирала Макарова, 27, оф. 7.  
Тел. (4242) 43-81-57.