

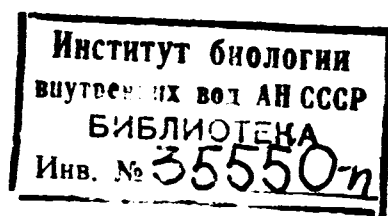
**Гидрохимические исследования  
волжских водохранилищ**

# Гидрохимические исследования волжских водохранилищ

**Ответственные редакторы:**

Кандидат географических наук **А. С. Литвинов:**

Кандидат географических наук **Н. А. Зимникова.**



**ИТ,-321**

# ОСОБЕННОСТИ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СВЯЗИ С ОБЪЕМОМ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕМ ВОДНОГО СТОКА

Наблюдения, проведенные на Иваньковском водохранилище, позволяют провести сравнение гидрохимических данных в годы, различающиеся по водности и внутригодовому распределению стока. В 1974 г. объем стока приближался к среднему многолетнему при нормальном его распределении (максимум весной), тогда как в 1980 г. годовой сток был на 65% выше и основная масса воды поступила в летне-осенний период. По данным Рыбинской ГМО, сумма приходных элементов водного баланса (км<sup>3</sup>) в рассматриваемые годы распределялась следующим образом:

	I—III	IV—V	VI	VII—VIII	IX—X	XI—XII	Год
1974 г.	1.145	3.132	0.675	1.338	0.590	0.813	7.693
1980 г.	0.912	2.980	0.647	4.200	2.565	1.506	12.800

Объем Иваньковского водохранилища — 1.12 км<sup>3</sup>, площадь зеркала — 327 км<sup>2</sup>. В соответствии с морфометрией и особенностями гидрологического и гидрохимического режима водохранилище подразделяется на 3 плеса: Волжский (русловой), Иваньковский (расширенный приплотинный) и Шошинский (мелководный, представляющий боковую ветвь). Последний составляет 34% общей площади и лишь 17% объема. В связи с этим основное внимание уделялось волжскому потоку. Более подробные сведения по морфометрии и гидрологии водоема приведены в книге «Иваньковское водохранилище и его жизнь» [2], где также дана и общая гидрохимическая характеристика.

Сбор материала проводился в мае, июле и октябре. Станции отбора проб расположены преимущественно в русловой части, по 2—6 в каждом плесе. Одновременно отбирались пробы в Волге и Тверце — основных притоках, дающих 82% общей приточности. При химическом анализе использовались в основном стандартные методы исследований [1]. Аммонийный азот определялся микродиффузионным методом [4].

Результаты представлены в виде обобщающих таблиц, содержащих средние значения показателей для каждого плеса и стандартные отклонения.

В период половодья общая минерализация воды (сумма солей) в исследуемые годы имела близкие значения, что обусловлено одинаковыми объемами весеннего стока. В 1974 г. в основном волжском потоке сумма солей колебалась в пределах 158—160 мг/л, в 1980 г. — от 170 до 179 мг/л. Незначительное превышение всех компонентов солевого состава в 1980 г. (табл. 1), по-видимому, объясняется не только особенностями снеготаяния, но и режимом работы расположенных выше гидроузлов.

Летом 1974 г. наблюдалось обычное для этого сезона увеличение содержания солей. По сравнению с весенним периодом минерализация возросла почти на 30%, при этом увеличилось содержание всех ионов (табл. 1). В 1980 г. вследствие обильных летних паводков, превосходящих по объему весеннее половодье, содержание солей в конце июля в основном сохранялось на уровне весенних значений. Небольшое увеличение, преимущественно за счет бикарбоната кальция, произошло лишь в речном Волжском плесе. Некоторое повышение концентрации натрия и хлоридов под влиянием бытовых стоков, обычно наблюдаемое здесь в летний период, в 1980 г. из-за большого разбавления речными водами обнаружить не удалось (табл. 1).

Осенью минерализация воды продолжает возрастать: в 1974 г. она увеличилась на 11% по сравнению с летним периодом, в 1980 г. — на 27%, в результате чего сумма солей в среднем для водохранилища в этом году оказалась почти такой же (235 мг/л), как и в 1974 г. (214 мг/л). В первом случае увеличение содержания солей закономерно и объясняется большим участием грунтовых вод в питании водохранилища, о чем свидетельствует постепенное понижение суммы солей от верховьев к плотине с 318 до 222 мг/л. Относительно высокие концентрации солей в 1980 г. несколько неожиданны, поскольку в осенний период этого года объем стока был примерно в 4 раза выше, чем в 1974 г. Вероятно, такой уровень минерализации характеризует почвенно-поверхностный сток данного региона в условиях необычно высокого увлажнения.

Осенью более отчетливо, чем в другие сезоны, проявляется влияние сточных вод на содержание ионов натрия и хлора. Концентрация этих элементов возрастает от плотины к верховью, где расположен основной источник их поступления. В 1980 г. это влияние менее заметно, доля натрия и хлоридов от общей суммы солей значительно меньше, чем в 1974 г.

#### ГАЗОВЫЙ РЕЖИМ

Для водохранилищ Верхней Волги в период вегетации характерна относительно небольшая (15—25%) недонасыщенность воды кислородом, что обусловлено преобладанием деструкционных процессов над продукционными. Однако в отдельные периоды вследствие массового развития водорослей в поверхностном слое

Содержание солей в воде водохранилища, мг л

Основные притоки, плесы	1974 г.			1980 г.		
	Весна	Лето	Осень	Весна	Лето	Осень
Сумма солей						
Волга	162.7	181.5	301.4	186.4	201.5	204.0
Тверца	153.1	188.8	225.4	198.4	225.7	215.6
Волжский	158.4±6.8	208.6±3.6	264.5±37,6	178.8±3.5	202.4±10.5	234.1±3.5
Иваньковский	160.3±9.7	203.9±4.3	225.5±4.4	170.4±5.4	172.2±1.6	231.2±7.6
Шошинский	181.0±16.3	221.8±18.0	263.7±5.4	196.6±10.0	204.7	248.4
Ca <sup>2+</sup>						
Волга	30.8	31.8	49.6	32.6	36.6	36.6
Тверца	29.6	34,2	41.6	36. 4	41.8	38.6
Волжский	28.8±0.6	34.5±1.1	43.8±5.0	30.2±0.0	36.4±2.5	39.7±0.7
Иваньковский	29.1±2.3	33.6±0.7	37.9±0.1	29.5±0.1	31.6±0.3	39.6±0.6
Шошинский	31.9±3.2	37.4±2.3	43.7±1.8	32.8±2.0	35.8±13.7	42.4
Mg <sup>2+</sup>						
Волга	5.2	7.1	11.7	7.7	7.5	8.2
Тверца	3.9	6.7	6.8	7.2	7.9	8.6
Волжский	5.4±0.1	8.1±0.9	7.5±1.7	7.5±0.0	7.2±0.0	9.0±1.0
Иваньковский	5.4±0.2	7.9±0.6	7.0±0.2	6.6±0.3	6.0±0.1	9.1±0.4
Шошинский	7.0±0.3	10.4±0.4	11.5±0.4	9.9±0.3	8.1±3.4	11.2

В период половодья общая минерализация воды (сумма солей) в исследуемые годы имела близкие значения, что обусловлено одинаковыми объемами весеннего стока. В 1974 г. в основном волжском потоке сумма солей колебалась в пределах 158—160 мг/л, в 1980 г. — от 170 до 179 мг/л. Незначительное превышение всех компонентов солевого состава в 1980 г. (табл. 1), по-видимому, объясняется не только особенностями снеготаяния, но и режимом работы расположенных выше гидроузлов.

Летом 1974 г. наблюдалось обычное для этого сезона увеличение содержания солей. По сравнению с весенним периодом минерализация возросла почти на 30%, при этом увеличилось содержание всех ионов (табл. 1). В 1980 г. вследствие обильных летних паводков, превосходящих по объему весеннее половодье, содержание солей в конце июля в основном сохранялось на уровне весенних значений. Небольшое увеличение, преимущественно за счет бикарбоната кальция, произошло лишь в речном Волжском плесе. Некоторое повышение концентрации натрия и хлоридов под влиянием бытовых стоков, обычно наблюдаемое здесь в летний период, в 1980 г. из-за большого разбавления речными водами обнаружить не удалось (табл. 1).

Осенью минерализация воды продолжает возрастать: в 1974 г. она увеличилась на 11% по сравнению с летним периодом, в 1980 г. — на 27%, в результате чего сумма солей в среднем для водохранилища в этом году оказалась почти такой же (235 мг/л), как и в 1974 г. (214 мг/л). В первом случае увеличение содержания солей закономерно и объясняется большим участием грунтовых вод в питании водохранилища, о чем свидетельствует постепенное понижение суммы солей от верховьев к плотине с 318 до 222 мг/л. Относительно высокие концентрации солей в 1980 г. несколько неожиданны, поскольку в осенний период этого года объем стока был примерно в 4 раза выше, чем в 1974 г. Вероятно, такой уровень минерализации характеризует почвенно-поверхностный сток данного региона в условиях необычно высокого увлажнения.

Осенью более отчетливо, чем в другие сезоны, проявляется влияние сточных вод на содержание ионов натрия и хлора. Концентрация этих элементов возрастает от плотины к верховью, где расположен основной источник их поступления. В 1980 г. это влияние менее заметно, доля натрия и хлоридов от общей суммы солей значительно меньше, чем в 1974 г.

#### ГАЗОВЫЙ РЕЖИМ

Для водохранилищ Верхней Волги в период вегетации характерна относительно небольшая (15—25%) недонасыщенность воды кислородом, что обусловлено преобладанием деструкционных процессов над продукционными. Однако в отдельные периоды вследствие массового развития водорослей в поверхностном слое

Т а б л и ц а 1

Содержание солей в воде водохранилища, мг л

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	Весна		Лето		Осень		Весна	
Сумма солей								
Волга	162.7	181.5	301.4	186.4	201.5	204.0		
Тверца	153.1	188.8	225.4	198.4	225.7	215.6		
Волжский	158.4±6.8	208.6±3.6	264.5±37,6	178.8±3.5	202.4±10.5	234.1±3.5		
Иваньковский	160.3±9.7	203.9±4.3	225.5±4.4	170.4±5.4	172.2±1.6	231.2±7.6		
Шошинский	181.0±16.3	221.8±18.0	263.7±5.4	196.6±10.0	204.7	248.4		
Ca <sup>2+</sup>								
Волга	30.8	31.8	49.6	32.6	36.6	36.6		
Тверца	29.6	34,2	41.6	36. 4	41.8	38.6		
Волжский	28.8±0.6	34.5±1.1	43.8±5.0	30.2±0.0	36.4±2.5	39.7±0.7		
Иваньковский	29.1±2.3	33.6±0.7	37.9±0.1	29.5±0.1	31.6±0.3	39.6±0.6		
Шошинский	31.9±3.2	37.4±2.3	43.7±1.8	32.8±2.0	35.8±13.7	42.4		
Mg <sup>2+</sup>								
Волга	5.2	7.1	11.7	7.7	7.5	8.2		
Тверца	3.9	6.7	6.8	7.2	7.9	8.6		
Волжский	5.4±0.1	8.1±0.9	7.5±1.7	7.5±0.0	7.2±0.0	9.0±1.0		
Иваньковский	5.4±0.2	7.9±0.6	7.0±0.2	6.6±0.3	6.0±0.1	9.1±0.4		
Шошинский	7.0±0.3	10.4±0.4	11.5±0.4	9.9±0.3	8.1±3.4	11.2		



Основные притоки, плесы	1974 г.			1980 г.		
	Весна	Лето	Осень	Весна	Лето	Осень
	Na <sup>+</sup>					
Волга	4.1	4.1	8.6	3.8	3.3	3.7
Тверца	4.0	4.0	5.1	3.9	3.8	3.9
Волжский	4.9±0.4	7.6±0.8	14.2±3.0	5.2±0.6	4.9±0.7	7.7±0.7
Иваньковский	5.2±0.7	6.9±0.4	10.2±0.7	5.0±0.2	3.7±0.03	6.5±1.1
Шошинский	3.8±0.3	5.0±0.1	5.9±0.1	3.6±0.2	3.7±0.0	4.1±0.0
K <sup>+</sup>						
Волга	1.6	1.6	2.4	2.1	2.4	2.2
Тверца	1.6	1.6	1.8	1.6	2.1	1.9
Волжский	1.8±0.2	1.9±0.1	2.3±0.2	2.8±0.2	2.8±0.03	2.5±0.07
Иваньковский	2.0±0.4	2.0±0.1	2.0±0.0	2.4±0.2	2.7±0.04	2.6±0.07
Шошинский	2.4±0.1	2.5±0.1	2.4±0.0	2.8±0.0	3.2±0.07	3.4
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>						
Волга	104.9	113.4	208.0	117.7	125.7	123.2
Тверца	97.6	119.6	148.8	127.5	145.2	134.2
Волжский	93.9±5.0	125.8±3.2	155.7±18.9	103.4±3.0	119.9±5.7	136.7±5.2
Иваньковский	94.6±7.7	120.5±3.0	134.6±2.8	97.3±7.4	99.4±0.8	138.5±0.8
Шошинский	115.9±10.4	151.6±4.7	180.3±7.3	120.2±7.8	123.2±41.4	148.2

Продолжение табл. 1

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	Весна		Лето		Осень	Весна	Лето	Осень
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>							
Волга	11.5	18.7	12.5	14.8	19.7	23.5		
Тверца	12.9	17.7	15.6	14.9	18.6	21.6		
Волжский	16.6±1.8	23.0±4.1	28.5±4.6	20.8±0.8	22.8±1.7	30.0±1.7		
Иваньковский	16.8±2.4	25.0±2.9	24.1±1.7	21.6±3.3	21.9±0.7	26.7±4.5		
Шошинский	13.8±0.8	16.1±0.7	13.7±4.1	19.9±0.1	23.9±11.3	31.7		
	Cl <sup>-</sup>							
Волга	4.6	4.7	8.6	7.0	5.8	6.2		
Тверца	4.5	4.9	5.4	6.4	5.9	6.5		
Волжский	5.2±0.6	7.0±0.4	10.9±2.2	7.6±0.5	7.8±0.1	8.1±0.3		
Иваньковский	5.4±1.7	6.7±0.4	8.5±0.6	6.6±0.6	6.5±0.4	7.7±0.2		
Шошинский	5.7±1.1	6.4±0.2	6.2±0.1	7.1±0.1	6.6±0.2	7.3		

Таблица 2  
Содержание растворенного кислорода и свободной углекислоты

Основные притока, плесы	1974 г.				1980 г.			
	Весна	Лето	Осень		Весна	Лето	Осень	
O <sub>2</sub> , мг/л								
Волга	9.92	7.03	10.12		9.69	7.02		10.08
Тверца	9.57	6.53	8.32		9.45	6.47		10.08
Волжский	9.63±0.26	6.68±0.76	8.68±0.40		9.51±0.06	6.00±0.08		9.52±0.28
Иваньковский	9.83±0.63	8.34±0.77	8.26±0.05		9.17±0.04	6.50±0.47		9.32±0.01
Шошинский	11.26±0.02	7.04±0.69	8.79±0.80		12.62	7.98±2.90		10.57
O <sub>2</sub> , % насыщения								
Волга	84.6	76.0	87,5		82.4	72.4		80.2
Тверца	80.0	68.3	72.0		89.8	67.2		79.2
Волжский	80.2±2.3	73.8±9.0	79.8±3.8		79.8±0.4	61.2±2.2		76.9±0.0
Иваньковский	85.2±4.8	96.3±11.7	78.1±3.2		79.8±2.4	66.5±4.0		78.9±3.3
Шошинский	92.2±1.8	71.4±7.3	77.6±5.6		104.6	84.0±33.0		84.7
CO <sub>2</sub> , мг/л								
Волга	6.2	7.6	4.7		12.5	14.5		8.2
Тверца	9.2	8.0	8.4		17.0	10.9		8.0
Волжский	8.2±0.7	8.7±1.1	9.1±1.1		10.4±1.1	26.9±3.4		6.5±0.8
Иваньковский	6.2±2.1	6.2±1.9	7.6±0.4		16.3±1.3	20.1±4.9		8.3±1.3
Шошинский	6.0±5.5	9.1±1.2	10.4±0.4		1.6±0.1	8.7±6.2		3.5

Некоторые физико-химические свойства воды

Основные притоки, плесы	1974 г.			1980 г.		
	весна	лето	осень	весна	лето	осень
Температура, °С						
Волга	9.0	20.9	9.6	8.9	18.2	6.1
Тверца	8.2	19.0	9.5	8.6	18.6	5.5
Волжский	8.0±0.2	22.1±1.3	11.6±0.5	8.3±0.1	18.3±0.6	6.7±0.1
Иваньковский	9.8±0.9	23.8±2.8	13.8±1.9	10.0±1.6	18.3±0.0	8.8±1.9
Шошнинский	7.3±0.7	17.3±0.2	10.6±0.8	7.8±0.0	19.1±1.8	6.4
Прозрачность, см						
Волга	110	100	300	110	95	120
Тверца	100	110	100	100	100	70
Волжский	90±10	77±6	125±28	103±22	90±6	113±4
Иваньковский	105±15	85±18	123±23	113±25	80±7	100±21
Шошнинский	90±14	28±4	65	80±0	55±0	80

Основные притоки, плесы	1974 г.						1980 г.		
	весна	лето	осень	весна	лето	осень	весна	лето	осень

Мутность, мг/л

Волга	8.0	13.0	2.6	8.0	10.0	5.3
Тверца	9.5	12.0	4.8	10.0	9.8	9.4
Волжский	12.6±2.1	16.8±2.8	10.6±1.7	10.7±1.9	8.9±0.3	7.5±0.6
Иваньковский	11.2±8.1	13.2±6.6	10.9±2.8	9.8±4.0	11.7±0.6	8.4±4.0
Шошинский	24.0±1.4	56.0±6.7	17.9±2.0	18.7	19.3±0.4	13,2

pH

Волга	7.60	7.55	8.02	7.35	7.32	7.55
Тверца	7.40	7.55	7.62	7.25	7.50	7.60
Волжский	7.44±0.02	7.54±0.05	7.61±0.00	7.38±0.03	7.02±0.03	7.70±0.71
Иваньковский	7.56±0.14	7.68±0.16	7.61±0.00	7.15±0.00	7.07±0.10	7.60±0.71
Шошинский	8.20±0.07	7.60±0.07	7.61±0.00	8.25±0.00	7.63±0.45	8.00

может иметь место перенасыщение воды кислородом. Летом 1980 г. газовый режим существенно отличался от обычного. В основной части водохранилища содержание растворенного кислорода снизилось в среднем до 6.3 мг/л, что соответствовало 65% насыщения. В то же время наблюдались относительно высокие концентрации  $\text{CO}_2$  (табл. 2). Ухудшению газового режима способствовало окисление аллохтонной органики, в большом количестве поступавшей с водосбора в течение всего лета. Следует отметить, что более низкая, чем в 1974 г., температура воды (табл. 3) в какой-то мере препятствовала интенсификации этого процесса. Влияние подогретых вод Конаковской ГРЭС на температурный режим Иваньковского плеса в 1980 г. также было ослаблено вследствие уменьшения доли воды, используемой для охлаждения. При средней потребности Конаковской ГРЭС, равной 90 м<sup>3</sup>/с, в июле 1980 г. через агрегаты станции проходило примерно 13% воды, поступавшей в водохранилище, в июле 1974 г. примерно в 2 раза больше (27%). Кроме того различия в содержании кислорода в годы наблюдений сглаживаются еще и тем, что в 1980 г. имело место обогащение воды кислородом в результате работы ГРЭС, поскольку количество кислорода в исходной воде составляло немногим более 60%. Ранее было установлено [3], что при содержании кислорода в поступающей воде менее 78% после ее прохождения через агрегаты ГРЭС происходит увеличение концентрации  $\text{O}_2$  за счет аэрации.

В осенний период заметных различий в содержании растворенных газов не наблюдалось (табл. 2).

### ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО

Полученные нами данные подтверждают наличие прямой зависимости цветности воды от объема поверхностного стока. При нормальном распределении водного стока максимальные величины цветности приходятся на весенний период. От весны к осени, по мере увеличения роли грунтовых вод в питании водохранилища, цветность снижалась примерно на 40%. В 1980 г. высокие величины цветности сохранялись в течение всего периода вегетации и в летне-осенний период даже превышали весенние значения (табл. 4).

Водам поверхностного стока данного региона свойственна высокая перманганатная окисляемость, характеризующая в основном содержание органического вещества гумусовой природы. Обогащение водохранилища органическими соединениями за счет автохтонных процессов преимущественно отражается на величинах бихроматной окисляемости и биохимического потребления кислорода. Доля легкоусвояемой органики от суммарного ее содержания ( $\text{БПК}_5:\text{БО}$ , %) в годы наблюдений выражалась следующими величинами:

Показатели содержания органического вещества в воде

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	весна		лето		весна		лето	
								осень
Цветность, градусы								
Волга	90	70	17	70	95	95	95	95
Тверца	130	80	57	100	100	100	100	102
Волжский	107±23	80±4	49±7	93±10	113±4	113±4	100±0	100±0
Иваньковский	88±10	75±4	56±2	90±0	135±0	135±0	98±2	98±2
Шошинский	85±0	60±0	55±0	85±0	135	135	100	100
Перманганатная окисляемость, мгО/л								
Волга	17.6	16.9	5.1	11.8	15.5	15.5	16.4	16.4
Тверца	22.5	20.4	18.7	17.2	16.0	16.0	17.1	17.1
Волжский	19.1±2.4	19.0±1.5	13.8±1.8	14.0±0.8	19.3±0.7	19.3±0.7	16.8±1.4	16.8±1.4
Иваньковский	15.8±0.6	18.3±2.8	15.4±0.5	15.2±0.3	20.6±0.4	20.6±0.4	15.5±2.1	15.5±2.1
Шошинский	12.8±1.0	22.6±0.0	15.0±0.8	10.6	21.7±0.4	21.7±0.4	15.9	15.9

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	весна		лето		весна		лето	
Бихроматная окисляемость, мг О/л								
Волга	35.0	30.1	12.5	27.8	30.6	29.9		
Тверца	45.7	35.7	37.3	36.3	47.5	—		
Волжский	40.5±2.3	38.8±1.3	34.2±3.3	32.9±0.3	45.1±2.1	41.1±5.7		
Иваньковский	35.8±4.5	41.0±3.4	34.2±0.0	30.0±0.2	47.2±0.4	44.9±6.5		
Шошинский	33.4±2.6	61.9	41.0±0.7	45.0±5.2	59.7±1.3	44.9		
БПК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л								
Волга	1.01	1.10	1.01	1.01	0.58	0.75		
Тверца	—	1.13	0.77	1.40	0.79	1.16		
Волжский	2.18±0,59	1.74±0.38	1.54±0.08	1.31±0.13	1.16±0.14	0.62±0.13		
Иваньковский	1.82	2.49±0.98	1.29±0.19	1.16±0.00	2.09±0.28	0.64±0.00		
Шошинский	—	5.52	2.28	5.12	3.76±1.13	0.76		



Плеса	Весна		Лето		Осень	
	1974	1980	1974	1980	1974	1980
Волжский	5.5	4.0	4.3	2.6	4.5	1.5
Иваньковский	5.6	3.9	6.6	4.4	3.8	1.4
Шошинский	—	11.3	8.9	6.3	5.6	1.7

Из приведенных данных следует, что продукционные процессы менее интенсивно протекали в 1980 г. Возможно, это связано не только с более низкими температурами, но и тормозящим воздействием высоких концентраций гумусового вещества [5]. По-видимому, с этим же связана относительно малая насыщенность воды кислородом, поскольку фотосинтетические процессы в водохранилище не компенсировали в достаточной мере расход кислорода на окисление аллохтонной органики, поступавшей в большом количестве с водосбора.

### БИОГЕННЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ

Следует отметить некоторые особенности хода половодья рассматриваемых лет. В 1980 г. основная масса весенних вод поступила в водохранилище в последнюю декаду апреля, тогда как чаще всего максимум приходится на середину этого месяца. Поверхностный сток по оттаявшей почве, возможно, и обусловил высокое содержание азота, в основном нитратного, в водах, заполнивших водохранилище весной 1980 г. (табл. 5). В годы наблюдений концентрации общего фосфора в весенних водах весьма близки, однако фосфатный фосфор в 1980 г. составлял значительно большую долю (табл. 5).

Различия в поведении соединений азота и фосфора прежде всего объясняются особенностями миграционной способности этих элементов. Если соединения азота поступают с площади водосбора преимущественно в растворенном состоянии, то фосфор в основном мигрирует вместе со взвешенными веществами — продуктами эрозии почв, крупная фракция которых быстро оседает в водохранилище в условиях замедленного водообмена. Высокое содержание азота нитратов свойственно поверхностному стоку с водосборов, освоенных в сельскохозяйственном отношении, и является, таким образом, результатом антропогенного воздействия.

Воды наиболее продуктивного мелководного Шошинского плеса отличались низкими концентрациями минеральных форм азота и фосфора.

Летом воздействие основных факторов, формирующих режим биогенов, в годы наблюдений проявлялось по-разному. В 1974 г. в питании водохранилища значительная роль принадлежала грунтовому стоку, водам которого свойственно низкое содержание биогенов; в 1980 г. летом продолжали поступать воды поверхностного стока, в значительной мере обогащенные азотом и

Таблица 5

Содержание биогенных элементов в водохранилище

Основные притоки, плесы	1974 г.			1980 г.		
	весна	лето	осень	весна	лето	осень
N общий, мг/л						
Волга	1.12	0.84	0.48	1.38	1.22	1.19
Тверца	1.16	0.95	1.26	1.00	1.22	1.18
Волжский	1.29±0.05	1.36±0.08	1.30±0.21	2.16±0.03	1.37±0.27	1.48±0.06
Иваньковский	1.20±0.11	1.25±0.20	1.09±0.03	2.04±0.00	1.53±0.06	1.50±0.03
Шошинский	1.14±0.17	2.11±0.08	1.20±0.01	1.78±0.08	1.45±0.04	1.24
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л						
Волга	0.09	0.03	0.04	0.02	0.06	0.04
Тверца	0.07	0.04	0.06	0.02	0.07	0.04
Волжский	0.14±0.02	0.14±0.05	0.23±0.20	0.23±0.14	0.22±0.20	0.29±0.10
Иваньковский	0.17±0.05	0.08±0.06	0.06±0.03	0.13±0.03	0.20±0.11	0.23±0.01
Шошинский	0.05±0.01	0.29±0.03	0.07±0.00	0.01	0.11±0.07	0.06
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/л						
Волга	0.005	0.005	0.001	0.008	0.008	0.003
Тверца	0.005	0.010	0.007	0.042	0.008	0.004
Волжский	0.005±0.001	0.008±0.001	0.008±0.003	0.011±0.004	0.010±0.001	0.003±0.001
Иваньковский	0.006±0.001	0.014±0.006	0.010±0.001	0.007±0.003	0.012±0.006	0.003±0.000
Шошинский	0.007±0.001	0.018±0.001	0.002±0.000	0.011	0.013±0.007	0.011

Продолжение табл. 5

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	весна		лето		весна		лето	
								осень
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л								
Волга	0.45	0.10	0.02	0.76	0.46	0.49		
Тверца	0.30	0.10	0.32	0.46	0.48	0.38		
Волжский	0.40±0.04	0.14±0.10	0.36±0.15	1.36±0.06	0.51±0.13	0.48±0.06		
Иваньковский	0.44±0.09	0.09±0.06	0.28±0.03	1.14±0.10	0.35±0.01	0.51±0.01		
Шошинский	0.10±0.02	0.04±0.01	0.005±0.003	0.60	0.12±0.08	0.16		
Р общий, мкг/л								
Волга	60	80	20	59	61	59		
Тверца	80	97	62	59	51	94		
Волжский	100±17	114±18	77±4	88±10	96±6	78±21		
Иваньковский	80±28	90±24	74±11	83±13	83±1	70±14		
Шошинский	86±35	278±3	81±16	72±10	104±31	50		
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мкг P/л								
Волга	26	71	6	25	36	30		
Тверца	33	73	27	20	46	35		
Волжский	32±11	58±18	41±19	50±16	58±4	42±4		
Иваньковский	30±11	40±19	40±4	39±3	52±6	56±1		
Шошинский	12±3	28±2	11±1	14±6	25±21	11		

2 Заказ 1971

Основные притоки, плесы	1974 г.				1980 г.			
	весна		лето		весна		лето	
								осень
Fe реактивное, мг/л								
Волга	0.23	0.23	0.23	0.06	0.27	0.28	0.30	
Тверца	0.55	0.44	0.14	0.50	0.40	0.52		
Волжский	0.31 ± 0.02	0.29 ± 0.07	0.15 ± 0.03	0.27 ± 0.07	0.33 ± 0.01	0.34 ± 0.03		
Иваньковский	0.26 ± 0.006	0.27 ± 0.06	0.13 ± 0.03	0.27 ± 0.06	0.35 ± 0.04	0.33 ± 0.03		
Шошинский	0.33 ± 0.03	1.02 ± 0.02	0.20 ± 0.06	0.27	0.46 ± 0.11	0.34		
Si реактивный, мг/л								
Волга	—	2.1	0.8	1.6	1.9	1.7		
Тверца	—	2.3	1.8	1.2	1.9	1.3		
Волжский	—	2.3 ± 0.3	0.8 ± 0.4	1.5 ± 0.3	1.9 ± 0.1	1.6 ± 0.1		
Иваньковский	—	1.6 ± 0.5	0.5 ± 0.3	1.6 ± 0.4	1.9 ± 0.1	1.6		
Шошинский	—	2.8 ± 0.1	0.6 ± 0.1	0.2	2.3 ± 0.3	1.1		

Институт биологии  
русских вод АН СССР  
БИБЛИОТЕКА  
№ 35550-и

ИТ-321

фосфором. Благодаря поступлению бытовых сточных вод в верховья водохранилища содержание биогенов в его водной массе летом 1974 г. оставалось сравнительно высоким, несмотря на малые концентрации их в водах, питающих водоем в этот период. В 1980 г. влияние этого фактора было ослаблено в силу большого разбавления сточных вод. В результате концентрации общего азота и фосфора в годы наблюдений оказались почти одинаковыми (табл. 5).

Из минеральных форм азота летом 1980 г. преобладали нитраты. В заметных количествах присутствовали также аммонийный азот и фосфатный фосфор. Такое содержание минеральных форм биогенов наряду с пониженными величинами других показателей (БПК<sub>5</sub>, насыщение воды кислородом, рН) свидетельствует о низком уровне продукционных процессов.

На распределение общего фосфора существенное влияние оказывает ветровая активность, обуславливающая взмучивание донных отложений и обогащение водной толщи тонкодисперсной их фракцией, с высоким содержанием фосфора. Зависимость содержания общего фосфора от количества взвесей наиболее отчетливо проявляется в мелководном Шошинском плесе:

Дата	Взвесь, мг/л	Р общий, мкг/л
X 1980	13,2	50
X 1974	16.5	92
VII 1980	19.5	126
VI 1976	23.5	134
V 1974	25.0	110
VII 1974	59.0	280

В основной части водохранилища эта зависимость лучше всего прослеживается в осенний период, когда масса гидробионтов составляет минимальную долю от взвеси:

Взвесь, мг/л	Р общий, мкг/л	Взвесь, мг/л	Р общий, мкг/л
5.5	60	11.1	79
7.0	63	11.2	80
8.7	62	11.5	82
9.9	75	12.2	73

Осенью различия в содержании биогенов в речном стоке — основном источнике их поступления усиливаются. В октябре 1974 г. грунтовый сток Волги содержал общего азота 0.48 мг/л, общего фосфора — 20 мкг/л, железа реактивного 0.06 мг/л при относительно высокой сумме солей и малых величинах окисляемости и цветности (17°). В то же время в 1980 г. в период обильных осенних паводков речные воды были значительно обогащены биогенами (табл. 5).

В верхней части Волжского плеса в 1974 г. вследствие малого объема речного стока значительную долю от общего составляли «бытовые» азот и фосфор. По мере продвижения к плотине содержание этих элементов, особенно азота, снижается. Осенью 1980 г. приток воды в водохранилище был примерно в 4 раза больше, чем в 1974 г. В этих условиях Волжский и Ивановский плесы по содержанию биогенных элементов почти не различались (табл. 5). Как и летом, среди минеральных форм азота преобладали нитраты. Их концентрации были в 1,5—2 раза выше, чем в 1974 г. Отсутствие заметных различий в содержании общего фосфора в годы разной водности обусловлены влиянием совокупности ряда перечисленных выше факторов, из которых наиболее действенным в этот период, по-видимому, является гидродинамическая активность водных масс.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При сравнении гидрохимических характеристик Ивановского водохранилища в годы, разные по водности и внутригодовому распределению стока, наиболее существенные различия обнаружены в содержании органического вещества гумусовой природы, растворенного кислорода и нитратного азота. В отношении общего содержания солей значительных изменений не наблюдалось. Некоторые различия отмечены в концентрации хлоридов и натрия, количество которых обычно увеличивается под влиянием стоков в верховьях водохранилища. В многоводном году содержание натрия было примерно в 1,5—2 раза ниже.

Относительный дефицит кислорода в многоводном году обусловлен не только окислением аллохтонной органики, поступавшей с водосбора в течение всего периода вегетации, но и низким уровнем фотосинтетических процессов. Одной из причин малой интенсивности продукционных процессов является ингибирующее действие высоких концентраций гумусовых соединений. Кроме того в многоводный год вследствие больших расходов воды ослаблено воздействие Конаковской ГРЭС на температурный режим приплотинного Ивановского плеса.

Полученные данные показывают, что содержание соединений азота в весенних водах определяется не столько объемом половодья, сколько особенностями снеготаяния.

Несмотря на резкие межгодовые различия в содержании общего азота и фосфора на незарегулированном участке Волги, концентрации их в водохранилище в летне-осенний период этих лет почти одинаковы. Объясняется это тем, что при малых расходах обедненный биогенами грунтовый сток пополняется азотом и фосфором бытовых сточных вод. В многоводный год влияние сточных вод нивелируется большим разбавлением водами поверхностного стока с относительно высокими концентрациями N и P.

На распределение фосфора существенное влияние оказывает также ветровая активность, воздействие которой усиливается мелководностью водоема.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алехин О. А., Семенов С. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973. 269 с.
2. Ивановское водохранилище и его жизнь. Л., 1978. 304 с.
3. Пан Л. Газовый режим охлаждающей воды Конаковской ГРЭС и его влияние на Ивановское водохранилище. — В кн.: Материалы к совещанию по прогнозированию содержания биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах. Рыбинск, 1969, с. 101—110.
4. Трифонова Н. А. Об определении аммонийного азота в природных водах. — Информ. бюлл. «Биол. внутр. вод», 1979, № 43, с. 70—75.
5. Jackson T. A., Hecky B. E. Depression of primary productivity by humic matter in lake and reservoir waters of the boreal forest zone. — Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1980, vol. 37., N 12, p. 2300—2317.

Н. А. ТРИФОНОВА

### О ФОСФАТНОЙ АКТИВНОСТИ ВОД ИВАНЬКОВСКОГО И УГЛИЧСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

Фосфатазная активность природных вод характеризует наличие в воде энзимов, катализирующих гидролиз фосфорорганических соединений, в результате которого отщепляется ортофосфат — непосредственно усваиваемая форма фосфора. Таким образом, фосфатазная активность дает представление о возможности использования в качестве источника усвояемого Р содержащихся в водоеме фосфоэфиров. Исследование фосфатазной активности представляет собой изучение одного из этапов круговорота фосфора в водоеме.

Отщепление ортофосфатов от фосфорорганических соединений, обладающих фосфоэфирной связью  $R-O-P \begin{matrix} \nearrow OH \\ \searrow OH \end{matrix} \begin{matrix} \nearrow O \\ \searrow O \end{matrix}$ , катали-

зируется ферментами фосфогидролазами, или как их обычно называют — фосфатазами. К группе фосфатаз относят целый ряд энзимов, среди которых есть ферменты как с резко выраженной специфичностью, действие которых направлено на один какой-либо субстрат, например, глюкозо-6-фосфатаза, аденозин-3-фосфатаза и другие, так и ферменты с весьма широкой специфичностью, т. е. группового действия. К последним относятся щелочная и кислая фосфатазы, катализирующие, расщепление большого числа моноэфиров ортофосфорной кислоты.

Активность фермента или его количество определяется по скорости превращения субстрата под действием фермента. Скорость реакции можно определить по количеству прореагировавшего за определенное время исходного вещества или любого образовавшегося продукта.

Определение фосфатазной активности проводилось нами по методу Бессея, Лоури и Брока в модификации Джоунса [8], в котором в качестве субстрата использовался паранитрофенилфосфат. Использование этого соединения в качестве субстрата обусловлено высоким сродством к нему фермента. Кроме того, с этим соединением удобно работать: при энзимном расщеплении его образуется ортофосфат и п-нитрофенол, который при  $pH > 7.6$  (интервал перехода — 5.6—7.6) имеет собственную окраску. Построив калибровочную кривую, можно непосредственно по оптической плотности без проведения дополнительных реакций судить о количестве образовавшегося продукта и гидролизованного субстрата.

В ходе анализа к 20 мл пробы воды сразу после отбора добавляли 1 мл Трис-буфера (0.4 моль/л,  $pH$  8.0) и 1 мл п-нитрофенилфосфата (200 мг/л) и помещали на сутки в термостат при температуре 20°C. Контрольные пробы экспонировались без добавления субстрата. В них п-нитрофенилфосфат вносили после окончания экспозиции, перед фотометрированием. По разности между основной пробой и контрольной определялось количество п-нитрофенола, образовавшегося в результате энзимного гидролиза, и соответствующее ему количество отщепившегося фосфатного фосфора.

Кинетика ферментативных реакций имеет свои особенности, связанные с насыщением энзима субстратом, что и отличает эти реакции от обычных химических. При данной концентрации фермента зависимость между скоростью реакции и концентрацией субстрата может быть представлена в виде гиперболической кривой (рис. 1), показывающей, что при низких concentra-

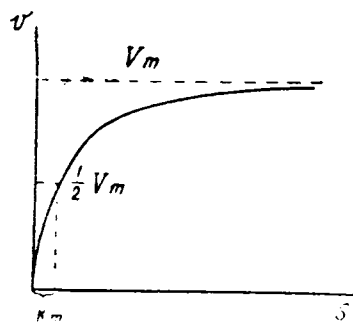


Рис. 1. Зависимость скорости ферментативной реакции от концентрации субстрата.

$V_m$  — максимальная скорость.  $K_m$  — константа Михаэлиса. По оси ординат — скорость реакции, по оси абсцисс — концентрация субстрата.

циях субстрата скорость реакции возрастает пропорционально концентрации, т. е. реакция имеет первый порядок. По мере увеличения концентрации скорость растет медленней, пропорциональность нарушается. При дальнейшем увеличении концентрации происходит насыщение энзима субстратом и скорость реакции становится постоянной, реакция приобретает нулевой порядок.



Количественное соотношение между скоростью ферментативной реакции и концентрацией субстрата описывается уравнением Михаэлиса-Ментен:

$$V = V_m \cdot \frac{S}{K_m + S},$$

где  $V_m$  — максимальная скорость при насыщении энзима субстратом,

$S$  — концентрация субстрата,

$K_m$  — константа Михаэлиса, численно равная концентрации субстрата, при которой скорость равна половине максимальной.

Как уже отмечалось, при избытке субстрата количество образовавшегося продукта, так же как и количество прореагировавшего исходного вещества, пропорционально времени, т. е. количество продукта, образовавшегося за единицу времени, постоянно. При таких условиях скорость реакции определяется концентрацией фермента. Следовательно, для получения сопоставимых данных при определении фосфатазной активности количество п-нитрофенилфосфата должно быть достаточным для насыщения энзима. Концентрации его, используемые разными авторами при проведении лимнологических исследований, колеблются от 5 до 260 мкг/мл пробы, что соответствует 0.6—31 мкг Р. Используемое нами количество паранитрофенилфосфата — 10 мкг/мл (1.18 мкг Р) — укладывается в эти пределы и, по-видимому, достаточно для насыщения энзима: изучение кинетики расщепления п-нитрофенилфосфата энзимами, содержащимися в водохранилищах, показало, что определяемая нами фосфатазная активность примерно соответствует максимальной скорости реакции.

Необходимо помнить, что при энзимном катализе постоянство скорости реакции в условиях насыщения фермента субстратом наблюдается в начальный промежуток времени, пока глубина превращения мала. Со временем скорость реакции снижается, что, в первую очередь, обусловлено уменьшением степени насыщения энзима субстратом по мере снижения концентрации последнего, а также дезактивацией фермента, угнетением продуктами реакции, увеличением роли обратной реакции и т. п. Поэтому для определения ферментативной активности используют данные, полученные в начальный период времени. Длительность этого «начального» периода может быть очень различной — от минут или даже секунд до нескольких суток. Определяется она объектом исследований и концентрацией в нем фермента. В лимнологических исследованиях используется разное, но весьма длительное время — до 96 ч [4, 8, 10], что обусловлено низким содержанием энзима в природных водах и чувствительностью метода, не позволяющей определять скорости менее 0.1—0.2 мкг Р/л в час.

Известно, что количество продукта, образовавшегося за единицу времени, может рассматриваться как показатель скорости ферментативной реакции только до тех пор, пока количество

превращенного субстрата не превышает 20% от исходного.

Наши наблюдения на Шекснинском и Рыбинском водохранилищах [3] показали, что в этих водоемах при фосфатазном гидролизе п-нитрофенилфосфата в сутки, обычно расходуется от 1 до 4% добавленного субстрата, однако в отдельных случаях наблюдалась активность, при которой потреблялось до 7 и даже до 11% добавленного п-нитрофенилфосфата, что заставляет с осторожностью подходить к столь длительной экспозиции. К тому же общеизвестно, что живые клетки более чувствительны к внешним воздействиям, чем большинство химических процессов. Ряд факторов, не оказывающих влияния на изолированные ферменты, может существенно изменить их действие в живой системе. Проведенные нами измерения скорости фосфатазного гидролиза в течение нескольких дней показали, что эти величины не всегда постоянны столь длительное время (табл. 1).

Таблица 1

Изменение фосфатазной активности в зависимости от длительности экспозиции							
Дата	Район наблюдений	Условия опыта	Время экспозиции, сут.				
			0.5	1	2	3	4
			скорость гидролиза п-нитрофенил-фосфата, мкгР/л в час				
Июль 1977 г.							
25	Коприно	На свету при 22°C	2.6	2.7	2.7	4.1	1.4
27	Наволоок		—	3.8	4.5	4.5	5.0
29	Шекснинская ГЭС		—	2.2	3.0	—	—
25	Коприно	В темноте при 20°C	2.4	2.4	2.6	3.4	3.6
27	Наволоок		—	3.7	4.3	4.0	3.7
29	Шекснинская ГЭС		—	2.5	2.9	—	—
Июнь 1978 г.							
8	Камская ГЭС	На свету при 9°C	—	—	0.25	0.33	—
8	р. Чусовая		—	—	0.52	0.69	—

В связи с этим в наших дальнейших опытах время экспозиции было ограничено одними сутками. При такой длительности экспериментов даже в случае максимальной активности, наблюдавшейся нами на Ивановском и Угличском водохранилищах, потреблялось не более 14% субстрата.

Для разделения активности, обусловленной растворенным в воде энзимом и связанным со взвесью, использована предвари-

Общая фосфатазная активность мгк Р л в час

Район наблюдений	1980 г.			Район наблюдений	1979 г.	1976 г.
	V	VII	X		V	VIII
Угличское водохранилище				Угличское водохранилище		
Углич	0.44	1.91	0.37	Углич	1.33 0.18	0.81 0.90
Калязин	1.06	1.23	0.48	Прилуки	1.32 0.00	2.75 1.14
Иваньковское водохранилище				Калязин	2.40	0.93 4.06
Иваньково	1.25	1.01	0.52			
Корчева	1.38	1.10	0.60	Кимры	1.61	4.98
Свердлово	1.46	0.83	0.64	Иваньково	1.62	1.61
Городня	1.48	0.90	0.65			
Шошинский плес,				Притоки		
Безбородово	7.13	2.34 3.62	0.80	Жабня	1.20	1.19
				Медведица	1.69	0.91
Притоки				Нерль	1.31	0.53
Волга, Мигалово	0.79	0.87	—	Кашинка	2.48	1.19
Тверца	1.21	0.47	—	Дубна	2.00	1.69
Медведица	1.33	1.03	0.72			
Нерль	0.92	1.72	0.21			
Кашинка	1.88	0.00	2.52			
Дубна	2.54	—	—			
Сточные воды	—	222.5	—			

Примечание. Числитель — поверхностные пробы, знаменатель — придонные тельная фильтрация воды через мембранные фильтры № 2 и № 5 с размерами пор 0.5 и 1.2 мкм соответственно.

Несмотря на то, что кислые фосфатазы имеют оптимум рН 4—6, а щелочные — 9—10, диапазон их действия весьма широк и четко не ограничен. Для идентификации этих фосфатаз были использованы специфические ингибиторы — фтористый натрий для подавления кислой и этилендиаминтетраацетат натрия (ЭДТА) - для подавления щелочной фосфатазы. Ингибиторы в количестве, обуславливающим конечную их концентрацию в пробе 2 мм/л,

вносили за 45 мин до внесения субстрата. Фосфатазную активность в ингибированных пробах определяли обычным методом. Большая часть анализов выполнена в 3 повторностях.

При определении фосфатазной активности донных отложений в качестве субстрата использовался глицерофосфат натрия. Скорость реакции оценивалась по количеству выделившихся фосфатов.

Определение фосфатазной активности вод Иваньковского и Угличского водохранилищ проводилось в 1980 г. в 3 рейсах: в мае, июле и октябре. На Угличском водохранилище кроме того были проведены наблюдения в мае 1979 и августе 1976 гг. Донные отложения анализировались в мае 1980 г.

Весной 1980 г. фосфатазная активность воды русловой части водохранилищ изменялась от 0.4 до 1.5 мкг Р/л в час. При этом наблюдалось снижение активности вниз по течению (табл. 2). Наименее низкие ее величины (в районе Углича) были свойственны водным массам, отличающимся от остальной части водохранилища. Судя по величине цветности, содержанию солей, соотношению форм азота, здесь, по-видимому, присутствовали воды первой фазы половодья, смешанные с остатками зимних вод. Такая же ситуация сложилась в это время и ниже Углича в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. В мае 1979 г. на Угличском водохранилище порядок величин фосфатазной активности был примерно таким же, хотя в поверхностном слое столь низких значений как в 1980 г. не наблюдалось. Следует отметить, что весной 1979 г. в период исследований водохранилище было полностью заполнено довольно однородными весенними водами. В большинстве притоков фосфатазная активность была примерно такой же, что и в основной части водохранилищ, лишь в Кашинке и Дубне, наиболее загрязненных реках, величины ее были примерно в 2 раза выше как в 1980, так и в 1979 гг. Максимальная фосфатазная активность (7.1 мкг Р/л в час) наблюдалась в наиболее продуктивном Шошинском плесе при концентрации хлорофилла «а» 24.4 мкг/л.

В июле величины фосфатазной активности в общем колебались в тех же пределах, что и весной, но вниз по течению наблюдалось некоторое увеличение активности. Максимальные значения также были характерны для Шошинского плеса. Лишь в р. Кашинке, вопреки ожиданиям, фосфатазная активность оказалась равной нулю. При внесении в эти пробы паранитрофенола была обнаружена даже его убыль после суточной экспозиции. Вероятно, микрофлора этих вод при высоких концентрациях минеральных соединений азота и фосфора и благоприятной температуре способна активно разрушать это органическое соединение.

В октябре активность фосфатазы снизилась по всей акватории водохранилищ до десятых долей мкг Р/л в час. Даже в Шошинском плесе при высоких концентрациях хлорофилла (16 мкг/л) величина ее почти не отличалась от остальной части во-

дохранилища. Лишь р. Кашинка характеризовалась относительно высоким значением активности.

При определении фосфатазной активности иловых отложений Иваньковского и Угличского водохранилищ в мае 1980 г. скорость гидролиза добавленного глицерофосфата в поверхностном слое колебалась от 0.7 до 2.3 мкг Р/г сырого ила в час (при температуре 35°). В слое 15—20 см фосфатазная активность отсутствовала. Увеличение скорости гидролиза фосфороэфиров от устья Шоши к Угличской плотине не соответствовало содержанию в отложениях ни общего Р, ни органического вещества, но хорошо согласовалось с изменениями концентрации РО<sub>4</sub> в поровом растворе донных осадков (табл. 3).

В экспериментах с культурами некоторых водорослей и микроорганизмов показано, что фосфатазы адаптивно индуцируются, когда концентрация фосфатов становится лимитирующей. С другой стороны, высокие концентрации РО<sub>4</sub> ингибируют ее активность [9, 11]. В связи с этим высказывается предположение, что фосфатазная активность может характеризовать обеспеченность водоема фосфатами и отражать степень трофии водоема [2, 9].

Таблица 3  
Фосфатазная активность донных отложений, май 1980 г.

Район наблюдений	Слой ила, см	Влажность, %	Фосфатазная актив- ность, мкг Р в час/г ила		С, %	Р, %	РО <sub>4</sub> порового раствора мкг Р/л
			сырого	сухого			
Углич	0—1	78.6	2.32	10.8	4.0	0.23	365
Иваньково	0—1	76.0	1.25	5.2	5.6	0.23	236
Корчева	0—1	77.9	0.73	3.3	4.7	0.21	186
	15—20	68.9	0.00	0.0	1.9	0.15	11
Шошин- ский плес	0—1	68.9	0,67	2.2	2.9	0.11	104

Сопоставляя измеренную нами фосфатазную активность вод Иваньковского и Угличского водохранилищ с результатами других определений, можно видеть, что высокие скорости фосфатазного гидролиза, характерные для Шошинского плеса, действительно, соответствуют высоким величинам биохимического потребления кислорода, фотосинтеза, хлорофилла и самым низким концентрациям фосфатов. В волжской части водохранилищ с более низкой фосфатазной активностью наблюдаются и более низкие значения БПК, хлорофилла и относительно высокое содержание фосфатов. Но четкой зависимости фосфатазной активности от этих показателей нет ни на одной и той же станции в разные сроки, ни в разных районах водохранилища. В Шошинском плесе, например, максимальные скорости фосфатазного гидролиза

не соответствуют максимуму хлорофилла и фотосинтетической активности. Наименьшие же концентрации фосфатов совпали с минимальными величинами фосфатазной активности (табл. 4). То же самое можно наблюдать и на других станциях. Так, в притоках самые высокие величины фосфатазной активности наблюдались в р. Кашинке, наиболее обеспеченной фосфатами, и при минимальном БПК (табл. 5). В общем эти связи довольно сложны, особенно в такой многокомпонентной системе как природные воды. Возможно, такие неоднозначные изменения активности вызваны преобладанием в разное время различных фосфатаз.

Результаты определения фосфатазной активности растворенных в воде и связанных со взвесью энзимов показали, что весной как при высокой общей фосфатазной активности (Шошинский плес), так и при низкой (район Углича) свободная активность, обусловленная растворенным в воде энзимом, составляла около 30% от общей. Соответственно со взвесью было связано 70% активности, но при этом в Шошинском плесе примерно 60% активности приходилось на долю взвеси с размером частиц более 1.2 мкм, которая может быть отнесена за счет планктона. В то же время в районе Углича активность этой фракции составляла лишь

Таблица 4

Некоторые гидрохимические и биологические показатели свойств воды  
Угличского и Ивановского водохранилищ

Дата	Фосфатазная активность, мкг Р/л в час	PO <sub>4</sub>	Р раство- ренный органи- ческий	ΣN мин, мг/л	N мин. Р мин.	БПК <sub>6</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	Хлоро- филл, мкг/л	Фото- синтез, мг О <sub>2</sub> /л в сутки
		мкг Р/л						
Выше Углича								
11 V 1979	1.33	25	31	1.03	41	1.37	—	—
14 V 1980	0.44	38	20	1.81	48	1.03	0,7	—
22 VII 1980	1.91	56	3	0.68	12	1.38	1.5	—
14 X 1980	0.37	45	6	0.73	16	0.55	0.7	—
Иваньковский плес								
16 V 1979	1.62	20	32	0.67	34	1.43	—	—
17 V 1980	1.25	20	38	1.23	61	1.16	4.0	0.31
25 VII 1980	1.01	30	10	0.80	27	2.29	7.3	2.18
17 X 1980	0.52	31	14	0.72	23	0.64	—	—
Шошинский плес								
20 V 1980	7.13	6	15	0.62	103	5.12	24.4	2.99
27 VII 1980	2.34	13	10	0.36	30	2.96	18.6	1.39
30 VII 1980	3.62	2	11	0.13	65	4.57	30.0	3.48
19 X 1980	0.80	1	18	0.22	220	0.76	16.0	0.61

Таблица 5  
Некоторые гидрохимические и биологические показатели свойств воды  
притоков Угличского водохранилища

Дата	Фосфатазная активность, мкг Р/л в час	PO <sub>4</sub>	Р раство- рен- ный органи- ческий	Σ N мин, мг/л	N мин Р мин	БПК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /л
		мкг Р/л				
р. Кашинка						
13 V 1979	2.48	35	31	0.49	14	3.26
15 V 1980	1.88	49	4	1.00	20	1.52
23 VII 1980	0.00	94	27	1.15	12	2.18
19 X 1980	2.52	144	10	1.40	10	1.39
р. Нерль						
14 V 1979	1.31	17	32	0.18	11	2.67
16 V 1980	0.92	25	15	1.27	51	0.89
24 VII 1980	1.72	78	22	0.49	6	1.21
15 X 1980	0.21	48	17	0.53	11	0.49
р. Медведица						
15 V 1979	1.69	23	26	0.12	5	1.09
16 V 1980	1.33	20	19	0.18	9	0.92
24 VII 1980	1.03	32	18	0.43	13	1.63
16 X 1980	0.72	14	4	0.30	21	0.56

Таблица 6  
Активность растворенных и связанных со взвесью фосфатаз (1980 г.)

Дата	Станция	Общая актив-ность, мкг Р/л в час	Раство-ренные фосфа-тазы	Фосфатазы взвеси			Хлоро-филл, мкг/л	Относительная актив-ность, мкг P в час: мкг Chl		
				Σ	> 1.2 мкм	1.2— —0.5 мкм		общая	взвеси	планк-тона (> 1.2 мкм)
20 V	Шошинский плес	7.13	33	67	59	8	24.4	0.29	0.20	0.17
14 V	Углич	0.44	30	70	5	65	1.7	0.63	0.44	0.03
27 VII	Шошинский плес	2.34	29	71	55	16	18.6	0.13	0.09	0.07
30 VII	Шошинский плес	3.62	31	69	44	25	30.0	0.12	0.08	0.05
25 VII	Иваньковская ГЭС	1.01	49	51	47	4	7.3	0.14	0.07	0.06
9 X	Шошинский плес	0.80	60	40	39	1	16.0	0.05	0.02	0.02
7 X	Иваньковская ГЭС	0.52	58	42	—	—	—	—	—	—

5%, более 60% фосфатазной активности было обусловлено частицами менее 1.2 мкм, по-видимому, бактериопланктоном (табл. 6.). Концентрация хлорофилла в Шошинском плесе составляла в это время 24.4 мкг/л, а в районе Углича — 1.7 мкг/л.

В июле в Шошинском плесе соотношение свободной и связанной со взвесью фосфатазы как в первый, так и во второй срок наблюдений было примерно таким же, что и весной: около 30% составляла свободная активность, около 70% — связанная со взвесью, несмотря на то, что концентрация хлорофилла во второй срок была почти вдвое выше. В последнем случае лишь несколько увеличилась доля бактериальной активности: с 16 до 25% от общей. В то же время в приплотинном плесе Ивановского водохранилища фосфатазная активность растворенных энзимов и связанных со взвесью была почти одинаковой.

Осенью и в Ивановском, и в Шошинском плесе преобладали растворенные фосфатазы. На их долю приходилось около 60% активности (табл. 6).

Большинство исследователей фосфатазную активность природных вод связывает с щелочной фосфатазой [4, 6, 8], хотя имеются данные и о присутствии кислых фосфатаз. Так, в Тивериадском озере в период весеннего цветения *Peridinium* присутствовали только кислые фосфатазы [13].

В Шошинском плесе Ивановского водохранилища при интенсивном развитии диатомовых активность щелочной фосфатазы (подавляемая ЭДТА) составила 70%, кислая (подавляемая NaF) — всего лишь 9% от общей. Часть активности (21%) ничем не подавлялась. Возможно, что обнаружение этой фракции является результатом неполного ингибирования: исследования, проведенные с фосфатазами, выделенными из *Pseudomonas* sp., показали, что 2-валентные катионы, содержащиеся в природных водах, могут существенно снижать ингибирование щелочной фос-

Таблица 7

Воздействие специфических ингибиторов щелочной и кислой фосфатаз (ЭДТА и NaF, 2 мМ/л)

Дата	Район наблюдений	Фосфатазная активность			
		общая, мкг Р/л в час	щелочная, (подавляемая ЭДТА)	кислая, (по- давляемая NaF)	стойкая
1980 г.					
25 V	Шошинский плес	7.13	70	9	21
27 VII	Шошинский плес	2.34	87	2	11
19 X	Шошинский плес	0.80	100	0	0
25 VII	Иваньковская ГЭС	1.01	76	—	—
23 VII	Калязин	1.23	83	—	—
21 VII	Коприно	1.49	89	—	—



фатазы [7]. Но не исключено и существование какой-то «неподавляемой» активности, скорее всего, связанной с переносом фосфатных групп. Использование п-нитрофенилфосфата в качестве субстрата дает возможность определять сумму фосфатазных активностей, в том числе и трансфосфорилирование [11, 12].

В июле на долю щелочной фосфатазы приходилось от 73 до 90% общей активности. В октябре в Шошинском плесе вся активность была обусловлена щелочной фосфатазой (табл. 7).

Средние величины фосфатазной активности для всех сроков наблюдений составили в Волжской части Иваньковского и Угличского водохранилища 1 мкг Р/л в час, в Шошинском плесе — около 3.5 мкг Р/л в час, что соответствует концентрации энзима примерно 0.0005—0.0020 стандартных единиц в литре.

Эти цифры дают представление лишь о потенциальной возможности ферментативного гидролиза фосфорорганических соединений в водах Иваньковского и Угличского водохранилищ, т. е. фосфатазной активности при весьма благоприятных условиях: наличии легкодоступного субстрата, высокой его концентрации, достаточной для насыщения энзима, довольно высокой температуре.

Интересно выяснить, с какой скоростью происходит расщепление фосфоэфиров в условиях водоема. Берман [4] на Тиверидском озере применил с этой целью насыщение проб хлороформом, считая, что хлороформ прекращает потребление фосфатов гидробактериями, но при этом не затрагивает действия фосфатазы. Изменение концентрации фосфатов в такой фиксированной пробе за время экспозиции рассматривалось как естественная скорость энзимного расщепления природных фосфоэфиров. Метод, казалось бы, удобный, однако исследования, проведенные А. А. Былинкиной с радиоактивным фосфором, показали, что добавка хлороформа лишь тормозит поглощение фосфатов, но отнюдь не прекращает его. Кроме того, хлороформ изменяет проницаемость клеточной оболочки и таким образом влияет на выделение фосфатов, что и наблюдается обычно непосредственно после добавления хлороформа.

По-видимому, более реальное представление о скорости ферментативного гидролиза фосфоэфиров в водоеме дает исследование кинетики этого процесса. Как уже говорилось, зависимость скорости реакции от концентрации субстрата может быть описана уравнением Михаэлиса-Ментен. Алгебраическое преобразование этого уравнения позволяет графически выразить соотношение между скоростью ферментативной реакции и концентрацией субстрата в виде прямой и графическим путем найти максимальную скорость ( $V_m$ ) и константу половинного насыщения ( $K_m$ ), и на их основе, пользуясь уравнением Михаэлиса-Ментен, рассчитать скорость реакции при концентрации субстрата в водоеме ( $V_o$ ). Известно несколько способов преобразования и графического изображения этой зависимости [1]. Результаты проведенных на Иваньковском и Угличском водохранилищах исследова-

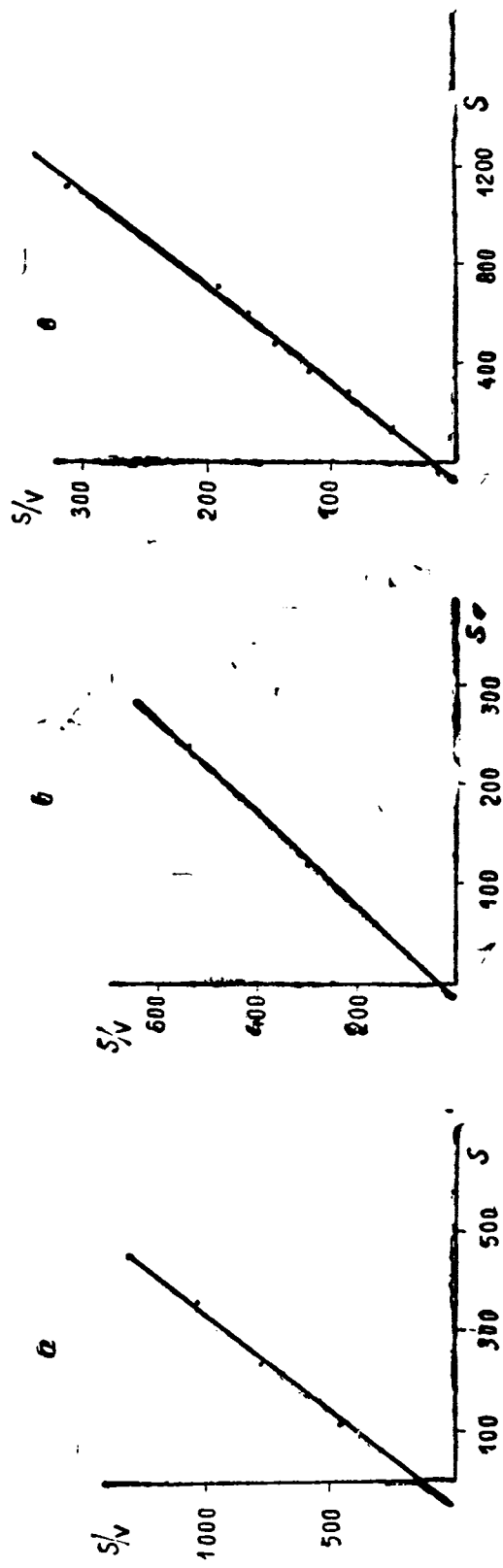


Рис. 2. Определение скорости ферментативного гидролиза фосфоэфиров в во-  
доеме.

а — верхний бьеф Угличской ГЭС, 12 V 1979 г., б — Угличское водохранилище, р. Медведи-  
ца, 15 V 1979 г., в — Ивановское водохранилище, Шешинский плес, 20 V 1980 г.  
Отрезок, отсекаемый наклонной прямой от продолжения оси абсцисс, равен  $-K_m$ ; отрезок,  
отсекаемый от оси ординат, равен  $\frac{K_m}{V_m}$ .

По оси ординат — отношение концентрации субстрата к скорости реакции ( $S/v$ );  
по оси абсцисс — концентрация субстрата ( $S$ ), мкг P/л.

Таблица 8

Скорость энзимного гидролиза фосфоэфиров

Дата	Район наблюдений	Температура, °C	K <sub>m</sub> , мкг P/л	V <sub>m</sub> , мкг P/л·ч <sup>-1</sup>	V <sub>0</sub> , мкг P/л·ч <sup>-1</sup>	P субстрата, мкг P/л	Фосфатазная активность, мкг P/л·ч <sup>-1</sup> (20°C)	$\frac{PO}{BO}$
12 V 1979	Выше Угляча	11.5	50	0.38	0.15	31	1.33	0.37
15 V 1979	р. Медведица	11.0	18	0.47	0.28	26	1.69	0.51
20 V 1980	Шошинский плес	5.5	80	4.00	0.63	15	7.13	0.26

ний кинетики ферментативного гидролиза обрабатывались одним из этих методов. Строились графики зависимости  $S/v$  от  $S$  (рис. 2). Величина отрезка, отсекаемого от продолжения оси абсцисс, соответствует константе половинного насыщения. Максимальную скорость находят делением на  $K_m$  отрезка, отсекаемого от оси ординат.

Полученные данные показывают, что весной скорости ферментативного расщепления фосфоэфиров в условиях, близких к условиям водоема (те же температура, освещенность и концентрация субстрата), составляли в Угличском водохранилище 0.1 — 0.3 мкг Р/л в час, в Шошинском плесе около 0.6 мкг Р/л в час, что примерно в 2—6 раз ниже, чем максимальные скорости при той же температуре, но избытке субстрата. От фосфатазной активности при 20° и избытке субстрата они отличались примерно на порядок (табл. 8). При таких скоростях в Иваньковском водохранилище за вегетационный период могло бы подвергнуться ферментативному гидролизу количество органических соединений Р, соизмеримое с годовым поступлением общего фосфора в водоем.

Константы половинного насыщения ( $K_m$ ) в указанных пунктах колебались от 18 до 80 мкг Р/л. Эти величины характеризуют сродство энзима к субстрату. Зависимость обратная — чем меньше константа, тем выше сродство. В период наблюдений наибольшим сродством к добавленному субстрату характеризовались фосфатазы р. Медведицы, наименьшим — Шошинского плеса (табл. 8). Воды этих районов значительно отличаются по составу органического вещества. Для р. Медведицы характерно преобладание гуминовых соединений, о чем свидетельствует высокая величина отношения перманганатной окисляемости к биохроматной ( $\frac{ПО}{БО}$ ) — 0.51. В Шошинском плесе это отношение всего лишь 0.26, что свойственно автохтонной органике.

При исследовании кинетики расщепления п-нитрофенилфосфата энзимами поверхностных вод и применении уравнения Михаэлиса-Ментен для оценки скорости гидролиза природных фосфоэфиров предполагается, что фосфатазы пресноводных сообществ обладают таким же сродством к природному субстрату, как и к паранитрофенилфосфату, и гидролизуют его с такой же скоростью, что весьма проблематично. Поэтому к результатам таких определений следует относиться с осторожностью и рассматривать их как ориентировочные, позволяющие получить представление о порядке величин. Однако в настоящее время использование кинетических параметров представляет собой, по видимому, единственный способ получить такие данные [5].

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Диксон М., Уэбб Ф. Ферменты. М., 1966, 816 с.
2. Миллус А. Ю., Порк М. И., Кываск В. О. Активность щелочной фосфатазы как один из показателей трофности озер. — Тез. докл. 2 Всесоюз. совещ. по антропогенному эвтрофированию природных вод. Черноголовка, 1977, с. 233—238.

3. Трифонова Н. А. О выделении фосфатов вод действием фосфомоноэстераз природных вод. — В кн.: Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водах. Таллин, 1978, с. 114—117.
4. Bergman T. Alkaline phosphatases and phosphorus availability in Lake Kinneret. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1970, vol. 15, N 5, p. 663—674.
5. Crambeck C. Applicability and limitations of the Michaelis—Methen equation in microbial ecology. — *Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebnisse der Limnologie*, 1979, N 12, p. 64—76.
6. Heath R. T., Cooke G. D. The significance of alkaline phosphatase in an eutrophic lake. — *Verh. Int. theoret. und angew. Limnol.*, Stuttgart, 1975, p. 2, p. 959—963.
7. Kobori H., Taga N. Extracellular alkaline phosphatase from marine bacteria: purification and properties of extracellular phosphatase from a marine *Pseudomonas* sp. — *Canad. J. Microbiol.*, 1980, vol. 96, N 7, p. 833—838.
8. Jones J. G. Studies on freshwater bacteria: association with algae and alkaline phosphatase activity. — *J. Ecol.*, 1972, vol. 60, N 1, p. 59—75.
9. Jones J. G. Studies on freshwater micro-organisms: phosphatase activity in lakes of differing degrees of eutrophication. — *J. Ecol.*, 1972, vol. 60, N 3, p. 777—791.
10. Reichardt W., Owerbeck J., Steubing L. Free dissolved enzymes in lake waters. — *Nature*, 1967, vol. 216, N 5122, p. 1345—1347.
11. Reichardt W. Catalytic mobilization of phosphate in lake water and by *Cyanophyta*. — *Hydrobiologia*, 1971, vol. 38, N 3—4, p. 377—394.
12. Wilson L. B., Dayan J., Cyr K. Some properties of alkaline phosphatase from *Escherichia coli*. — *J. Biol. Chem.*, 1964, vol. 239, N 12, p. 4182—4185.
13. Wynne D. Alterations in activity of phosphatases during the *Peridinium* bloom in lake Kinneret. — *Physiol. Plant.*, 1977, vol. 40, N 3, p. 219—224.

**И. К. СТЕПАНОВА**

### **ФОРМЫ МИГРАЦИИ ЖЕЛЕЗА В ВОДЕ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Несмотря на то, что железо является одним из важнейших биогенных элементов, данные о содержании различных форм его в природных водах немногочисленны [4]. Основная причина — экспериментальные трудности, связанные с выделением и определением отдельных форм железа.

Имеющиеся в литературе данные о растворенной и взвешенной формах железа получены в основном для речных вод [3, 4, 10]. По данным М. А. Глаголевой [4], от 50 до 75% железа может переноситься речными водами в составе растворенного органического вещества. Однако главной миграционной формой железа в природных водах является взвешенная [13, 17]. В речных водах она составляет до 80—90% суммарного его количества [4]. Преобладает взвешенное железо над растворенным и в водах Мирового океана [4, 13, 18]. Железо относится к группе малоподвижных элементов, для которых доля растворов при их миграции в мировом речном стоке меньше 10% (для средней мутности речных вод 0.36 г/л) [3]. Формы миграции железа в речных водах меняются в годовом цикле в зависимости от количества взвешенного материала.

Железо во взвешенном веществе природных вод переносится в двух формах: органической и минеральной. Органическая со-

ставляющая взвесь, состоящая из живого и находящегося на различных стадиях разложения фито- и зоопланктона, содержит связанное железо в клетках живых и мертвых организмов. Минералы, содержащие железо во взвеси, разнородны. Часть их представлена обломочным материалом, в основном силикатами и окисями (гидрогетит и др.). Однако более значительная часть представляет собой гели гидроокиси железа, образованные в результате гидролиза и коагуляции растворенного железа уже в речной воде [10]. Данные, полученные Н. А. Зиминской [7] при изучении состава взвесей Рыбинского водохранилища, показали, что минеральная часть взвесей в большинстве случаев состоит из гидратов окиси железа в виде аморфных скоплений. В составе речной взвеси реакционноспособное железо явно преобладает над обломочным. Преобладающей формой реакционноспособного железа во взвесах является трехвалентная в виде гидрогетита различной степени гидратации и аморфной гидроокиси. Трехвалентное железо составляет до 90% реакционноспособного [10]. По данным М. А. Глаголевой [4], большая часть железа во взвесах (от 35 до 70% от валового) мигрирует в разных реках в форме легкорастворимого окисного железа.

Формы миграции железа в верховолжских водохранилищах не исследовались.

В работе [6] приведены данные по среднему абсолютному и относительному содержанию железа во взвесах Верхней Волги. Сопоставление концентраций растворенного и взвешенного железа по сезонам в воде Волги у Ржева позволило сделать вывод о преобладании миграции его во взвесах в течение большей части года. Данные о содержании растворенного железа, полученные по стандартной методике Гидрометслужбы [1], взяты автором [6] из «Основных гидрологических характеристик» [14].

В монографиях [8, 15] приведены многолетние данные о сезонном распределении в Рыбинском и Ивановском водохранилищах реактивного железа.

Разработанные и предложенные нами для гидрохимической практики методы определения форм железа в природных водах [18—21] позволили впервые получить фактический материал по содержанию железа в воде и взвесах Ивановского водохранилища и оценить соотношение растворенной и взвешенной форм его в водохранилище.

Нами изучено сезонное распределение форм железа по акватории (от верховьев до плотины) и глубине. Исследования проводились в 1974 г., среднем по водности, весной, летом и осенью на 12 станциях. Восемь из них расположены на водохранилище, четыре — на притоках (рис. 1). Выбор станций на водохранилище основывался на статистическом районировании по материалам комплексных рейсов ИБВВ АН СССР в 1973 г. [9]. Авторами цитируемой работы по 90 характеристикам водной толщи выделено пять районов (рис. 1). Станции на реках Тверце, Орше, Сожи рас-

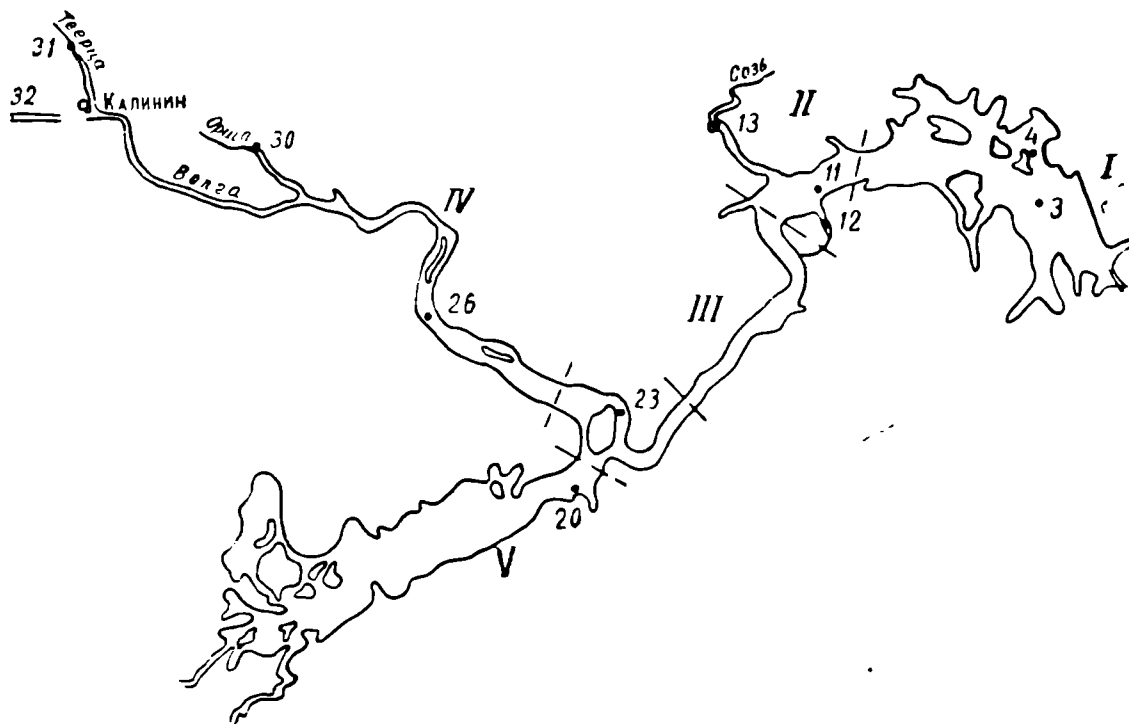


Рис. 1. Схема расположения станций

положены в местах выклинивания подпора, на Волге — у д. Мигалово.

Определены следующие формы железа: общее ( $Fe_{общ.}$ ), общее растворенное ( $Fe_{общ. раств.}$ ), растворенное минеральное ( $Fe_{мин. раств.}$ ), растворенное органическое ( $Fe_{орг. раств.}$ ), взвешенное ( $Fe_{взв.}$ ) и реактивное ( $Fe_{реакт.}$ ). Определено также количество взвесей и изучен их состав.

Минеральное растворенное железо определяли в воде, освобожденной от взвесей фильтрацией через мембранные фильтры с размером пор 0.5 мк,  $Fe_{общ. раств.}$  — в фильтрованной воде после разрушения железоорганических комплексов.  $Fe_{орг. раств.}$  вычисляли по разности между общим растворенным и растворенным минеральным железом.  $Fe_{общ.}$  определяли в нефильтрованной воде после разрушения органических веществ. Органическое вещество и органоминеральные комплексы железа при определении  $Fe_{общ.}$  и  $Fe_{общ. раств.}$  окисляли персульфатом калия в кислой среде или фотохимическим способом. Для определения  $Fe_{взв.}$  взвесь выделяли методом мембранной фильтрации на фильтры с размером пор 0.5 мк. Перевод железа из взвеси в колориметрически определяемую форму осуществлялся сжиганием взвеси на фильтре персульфатом калия или фотохимическим окислением.

Содержание железа определяли колориметрическим методом по окраске орто-фенантролинового комплекса на ФЭК-56 и СФ-4А. Относительная ошибка определения всех форм  $\pm 1-9\%$ . Реактивное железо определяли в нефильтрованной воде роданидным методом [22].

Количество взвесей определяли весовым методом. Взвеси вы-

деляли из воды на мембранные ультрафильтры № 2 с размером пор 0.5 мк. Состав взвешенных веществ определяли при изучении микроскопических препаратов после окраски их эритрозином и желтой кровяной солью [12].

Среднее содержание Fe<sub>общ.</sub> в водной толще водохранилища с мая по октябрь равно 0.5 мг/л (табл. 1). От весны к осени содержание его уменьшается. Подобная закономерность по многолет-

Таблица 1  
Формы железа в воде водохранилища в 1974 г. (среднее содержание)

	Весна		Лето		Осень		Весь период наблюдений	
	мг/л	% от общего	мг/л	% от общего	мг/л	% от общего	мг/л	% от общего
Fe мин.	0.047	8.4	0.034	5.3	0.003	0.7	0.028	5.2
Fe орг.	0.110	19.6	0.148	23.2	0.086	21.4	0.115	21.5
Fe взв.	0.367	65.3	0.508	79.5	0.300	74.6	0.392	73.4
Fe общ.	0.562		0.639		0.402		0.534	

Таблица 2  
Формы железа в воде водохранилища весной 1974 г., мг/л

Район	Станция	Горизонт	Fe <sub>мин.</sub>	Fe <sub>орг.</sub>	Fe <sub>взв.</sub>	Fe <sub>общ.</sub>
I	3	п	0.042	0.094	0.167	0.340
		д	0.046	0.124	0.365	0.592
	4	с	0.059	0.091	0.163	0.314
II	11	п	0.048	0.116	0.569	0.700
		д	—	—	—	—
	12	с	0.038	0.100	0.422	0.630
III	23	п	0.048	0.160	0.331	0.564
		д	0.038	0.096	0.416	0.636
		п	0.053	0.133	0.357	0.592
IV	26	д	0.074	0.106	0.398	0.652
		п	0.024	0.084	0.486	0.602
V	20	д	—	—	—	—
Среднее по водохранилищу			0.047	0.110	0.367	0.562
Реки	13		0.113	0.111	0.236	0.492
	30		0.242	0.196	0.193	0.636
	31		0.093	0.207	0.376	0.688
	32		0.073	0.099	0.251	0.452

Примечание. Во всех таблицах — п — 1 м от поверхности, д — 1 м от дна, с — 1/2 глубины.



ним рядам наблюдений отмечена ранее для Рыбинского водохранилища [15].

Из общего количества железа на долю минеральных форм приходится всего 5%, причем минимальное количество  $Fe_{мин.}$  приходится на осенний период. Максимальное содержание железа, связанного в органические комплексы, и железа во взвешенном веществе, отмечено летом, когда по всему водохранилищу интенсивно идут процессы продуцирования и минерализации органического вещества.

Таблица 3  
Взвешенная и растворенная формы железа в воде водохранилища  
в 1974 г., % от  $Fe_{общ.}$

Район	Стан-ция	Гори-зонт	Весна		Лето		Осень	
			$Fe_{взв.}$	$Fe_{раств.}$	$Fe_{взв.}$	$Fe_{раств.}$	$Fe_{взв.}$	$Fe_{раств.}$
I	3	п	55.1	44.8	91.0	9.05	67.5	32.6
		д	68.2	31.8	52.0	48.0	82.0	18.0
	4	с	51.8	48.3	63.5	36.5	70.5	29.6
II	11	п	77.5	22.4	61.2	38.8	80.8	19.4
		д	—	—	78.2	22.2	79.4	20.6
	12	с	75.4	24.6	43.6	54.6	79.4	20.6
		п	60.4	39.6	65.5	34.5	79.0	21.0
III	26	д	75.6	24.4	68.1	31.8	70.8	29.2
		п	65.6	34.2	69.1	30.9	62.7	38.2
IV	20	д	68.8	31.1	75.2	24.8	50.0	50.0
		п	81.0	18.9	96.5	3.4	91.2	8.6
V Реки		д	—	—	—	—	95.5	4.5
			51.0	48.6	60.0	40.0	67.8	32.3
			30.0	69.5	26.5	73.5	39.8	60.4
			55.5	44.5	72.5	27.5	46.5	53.5
			59.3	40.1	84.0	15.9	68.5	31.4

Из трех определяемых нами форм железа — взвешенной, растворенной, органической, растворенной минеральной за весь период наблюдения в водохранилище преобладает взвешенная форма, составляющая в среднем 74% от общего железа.

В табл. 2—6 представлены материалы по формам железа в водохранилище по сезонам.

Весной вода водохранилища беднее растворенными формами, чем вода главных притоков, но богаче взвешенной формой (табл. 2). При этом содержание  $Fe_{общ.}$  в сравниваемых водах почти одинаково.

Речные воды главных притоков (Волга, Тверца) несут в растворенном состоянии около 40% железа. В основном притоке во-

Таблица 4

Железо во взвешенном веществе водохранилища в 1974 г.											
Район	Станция	Горизонт	Весна			Лето			Осень		
			количество взвеси, мг/л	содержание железа во взвеси		количество взвеси, мг/л	содержание железа во взвеси		количество во взвеси, мг/л	содержание железа в взвеси	
				мг/л	% от сухо- го веса взвеси		мг/л	% от сухо- го веса взвеси		мг/л	% от сухо- го веса взвеси
I	3	п	8.6	0.167	1.94	7.2	0.171	2.51	8.2	0.207	2.52
	4	д	12.0	0.365	3.04	7.0	0.262	3.74	13.0	0.393	3.02
		с	8.0	0.161	2.05	—	—	0.088	—	5.8	0.219
II	11	п	16.0	0.569	3.56	5.0	0.306	6.12	12.8	0.312	2.44
	12	д	—	—	—	16.0	0.698	4.36	14.5	0.353	2.42
		с	14.0	0.422	3.02	1.0	0.325	32.50	11.8	0.300	2.55
III	23	п	10.0	0.331	3.31	14.0	0.368	2.63	13.6	0.249	1.83
	26	д	11.0	0.416	3.78	15.0	0.343	2.29	9.8	0.223	2.28
		п	17.0	0.357	2.10	5.0	0.422	8.44	6.5	0.192	2.95
V	20	д	11.0	0.398	3.62	5.0	0.510	10.20	8.8	0.156	2.77
		п	18.0	0.464	2.58	58.0	2.095	3.61	19.8	0.530	2.67
	д	21.0	0.486	2.31	—	—	—	22.5	0.462	2.05	
Реки	13		8.0	0.236	2.95	4.0	0.311	7.77	9.4	0.185	1.86
	30		4.0	0.193	4.83	17.5	0.375	2.72	8.0	0.264	3.30
	31		12.0	0.376	3.13	16.0	0.533	3.33	5.0	0.118	2.36
	32		12.0	0.251	2.09	5.0	0.433	10.83	3.2	0.131	4.09

Формы железа в воде водохранилища летом 1974 г., мг л

Район	Станция	Горизонт	Fe <sub>мин.</sub>	Fe <sub>орг.</sub>	Fe <sub>взв.</sub>	Fe <sub>общ.</sub>
I	3	п	0.000	0.017	0.171	0.272
		д	—	0.242	0.262	0.460
	4	с	0.030	0.123	0.088	0.180
II	11	п	0.000	0.194	0.306	0.530
		д	0.000	0.206	0.698	0.908.
	12	с	0.220	0.156	0.325	0.600
III	23	п	0.043	0.151	0.368	0.538
		д	0.040	0.120	0.343	0.494
IV	26	п	0.010	0.178	0.422	0.594
		д	0.000	0.168	0.510	0.670
		п	0.000	0.074	2.095	1.786
V	20	д	—	—	—	—
Среднее по водохранилищу			0.034	0.148	0.508	0.639
Реки	13		0.044	0.164	0.311	0.428
	30		0.328	0.712	0.375	1.152
	31		0.030	0.172	0.533	0.720
	32		0.000	0.082	0.433	0.522

дохранилища, р. Волге, дающей 57<sup>0</sup>/<sub>0</sub> общего стока, содержание Fe<sub>орг.</sub> ниже, чем в Тверце, воды которой по цветности в 2 раза выше волжских.

Наиболее богаты (69.5<sup>0</sup>/<sub>0</sub>) растворнным железом высокоцветные, с высоким содержанием органических веществ гумусовой природы, воды р. Орши, поступающие с заболоченного водосбора. Однако из-за малых расходов Орша почти не оказывает влияния на содержание железа в водохранилище. Высокие концентрации Fe<sub>мин.</sub> в этих водах получены, очевидно, за счет методических погрешностей при взаимодействии с реагентом малоустойчивых железоорганических комплексов [20].

При смешении вод Тверцы и Орши с волжскими, в условиях сильного разбавления, железоорганические комплексы железа гидролизуются с образованием гидроокиси, и уже в верхней части Волжского плеса (ст. 26), куда поступают смешанные воды главных притоков, содержание растворенной формы снижается до 34<sup>0</sup>/<sub>0</sub>.

Сильно изолированный малопроточный Шошинский плес значительно отличается от волжской ветви водохранилища. Здесь отмечено минимальное (18.9<sup>0</sup>/<sub>0</sub>) количество растворенных форм железа. Этому способствует мелководность плеса, воды которого к моменту съемки наиболее прогреты и где уже в первой половине

Таблица 6

Формы железа в воде водохранилища осенью 1974 г., мг л

Район	Станция	Горизонт	Fe <sub>мин.</sub>	Fe <sub>орг.</sub>	Fe <sub>взв.</sub>	Fe <sub>общ.</sub>
I	3	п	0.015	0.085	0.207	0.356
		д	0.012	0.074	0.393	0.580
	4	с	0.002	0.090	0.219	0.292
II	11	п	0.000	0.074	0.312	0.392
		д	0.000	0.092	0.353	0.422
	12	с	0.000	0.078	0.300	0.392
III	23	п	0.000	0.066	0.249	0.330
		д	0.000	0.092	0.223	0.338
IV	26	п	0.000	0.114	0.192	0.292
		д	0.000	0.156	0.156	0.394
V	20	п	—	0.050	0.530	0.510
		д	0.000	0.022	0.462	0.524
Среднее по водохранилищу			0.003	0.086	0.300	0.402
Реки	13		0.000	0.088	0.185	0.288
	30		0.135	0.265	0.264	0.618
	31		0.049	0.087	0.118	0.224
	32		0.000	0.060	0.131	0.160

мая наблюдается интенсивное развитие фитопланктона. Железо утилизируется фитопланктоном и переходит во взвешенную форму. Воды Шошинского плеса практически не влияют на содержание форм железа в основной части водохранилища.

В распределении Fe<sub>взв.</sub> по акватории наблюдается отчетливая закономерность: увеличение содержания от верхней части водоема до района влияния подогретых вод (район II), а затем резкое уменьшение к нижней части. Такая же закономерность наблюдается в распределении биомассы фитопланктона, общего количества взвешенных веществ и абсолютного содержания железа во взвеси (рис. 2).

Закономерно изменяется соотношение между органическими и минеральными формами взвешенного железа. Сверху вниз по водохранилищу в поверхностном слое водной толщи увеличивается процент органической формы, а в придонном — минеральной. Если в воде Волги у Мигалово в поверхностном горизонте гидроокиси железа составляют 80% от суммы всех окрашенных взвешенных частиц, то в нижней части Иваньковского плеса — только 20% (район I, ст. 3).

Дальнейшая судьба взвешенного железа, вносимого реками в виде гидроокиси, определяется двумя процессами: потреблением в процессе жизнедеятельности фитопланктона и осаждением. Так

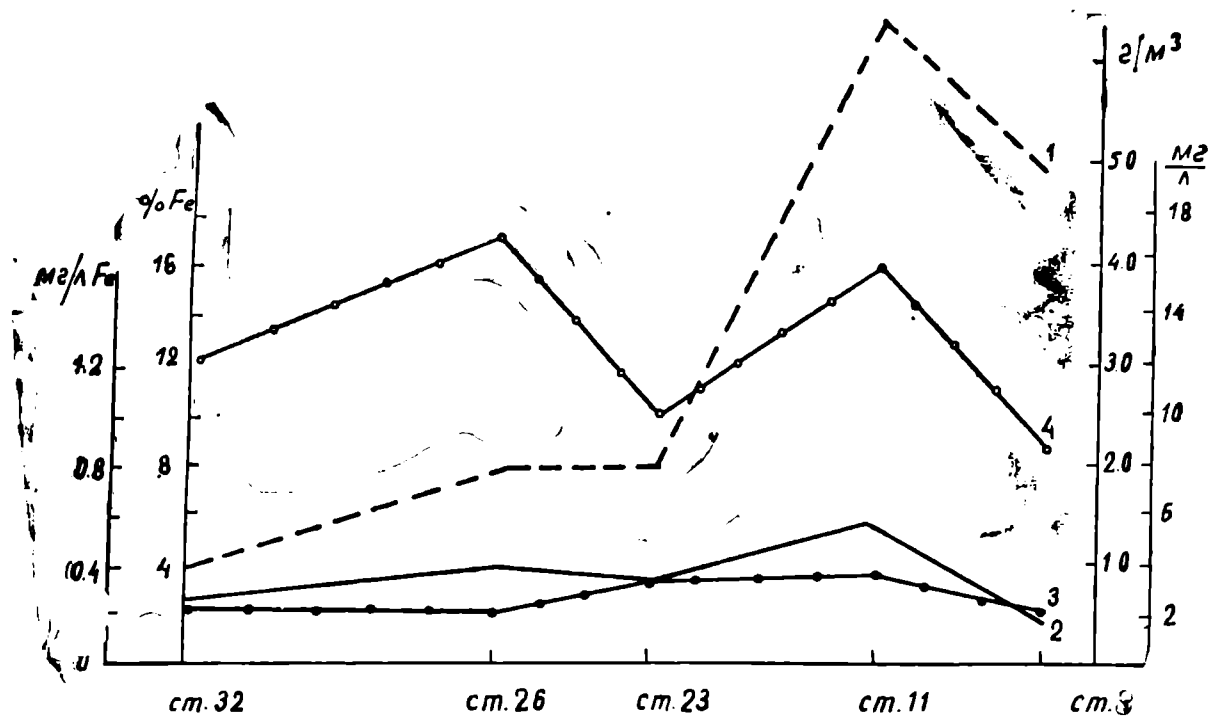


Рис. 2. Изменение состава воды Ивановского водохранилища по акватории от верхней части до плотины весной.

1 — биомасса фитопланктона, г/м³, 2 — абсолютное содержание железа во взвеси, мг/л Fe, 3 — относительное содержание железа во взвеси, % Fe, 4 — мутность, мг/л.

как продуктивность, а также перенос и осаждение взвешенных веществ в значительной степени зависит от морфологии и гидродинамики водоема, отдельные участки водохранилища различаются по биомассе и седиментации.

При смешении волжских вод с водами Тверцы и Орши доля взвешенной формы повышается до 66% за счет гидролиза железо-органических соединений и выделения железа в виде гидроокиси. Некоторая часть ее расходуется в процессе жизнедеятельности фитопланктона, часть осаждается в водохранилище.

На самом проточном участке водохранилища (район IV), где скорости стоковых течений высоки (0.13—0.15 м/с), железо не оседает. Известно, что на этом участке водохранилища накопления донных отложений не происходит [5]. Содержание железа во взвеси в поверхностном и придонном горизонтах близки по величине. Одинаков и состав взвесей. Однако по сравнению с волжскими водами состав взвесей на этом участке меняется: на долю органической составляющей для поверхностного и придонного горизонтов приходится уже 40% за счет обогащения воды автохтонными взвесями. Биомасса фитопланктона на этом участке возрастает в 2 раза по сравнению с Волгой. Здесь отмечено самое высокое (17 мг/л) содержание взвешенных веществ и минимальное относительное содержание железа во взвеси (2.10%) (табл. 4).

В нижней части Волжского плеса (район III, ст. 23) при снижении скоростей течения железо, поступившее в водохранилище с

речным стоком и образовавшееся в нем, осаждается, причем осаждается именно гидроокисное железо. На высокую транспортабельность гелевых сгустков указывал еще Н. М. Страхов [13]. Об этом свидетельствует снижение в поверхностном и повышение в придонном горизонтах процента минеральной составляющей взвеси. Относительное содержание железа во взвеси повышается (3.7%), очевидно, за счет увеличения в составе взвешенных веществ гидроокиси железа. Доля миграции железа во взвеси снижается до 60% в поверхностном и повышается до 75% в придонном горизонтах. Содержание взвешенных веществ на этом участке и абсолютное содержание взвешенного железа уменьшается.

Высокое содержание взвешенных веществ и  $Fe_{взв.}$  в верхней части Иваньковского плеса (район II, ст. 11) связано с интенсивным развитием фитопланктона. Здесь в мае обильно вегетируют диатомовые, биомасса которых возрастает до 6.4 мг/л. В составе взвешенных веществ мигрирует уже 78% железа, причем 60% его входит в состав живого и частично разложившегося планктона.

В приплотинном участке водохранилища (район I, ст. 3), где скорости течения весной на поверхности обычно не превышают 0.05—0.06 м/с, содержание  $Fe_{взв.}$  резко падает. В поверхностном горизонте только 55% железа входит в состав взвешенного вещества, тогда как в придонном — 68%. Приплотинный участок беднее и планктоном (биомасса 4.8 мг/л). Изменяется не только содержание взвешенных веществ, но и их генетический состав. В поверхностном горизонте в состав взвеси входит только 20% железа, поэтому относительное содержание его во взвеси минимально (1.94%). Очевидно, осаждением гидроокиси железа можно объяснить увеличение абсолютного и относительного содержания  $Fe_{взв.}$  в придонном горизонте.

Максимальным количеством взвешенных веществ и высоким содержанием  $Fe_{взв.}$  резко выделяется Шошинский плес. Здесь развивается и наиболее богатый фитопланктон, биомасса которого равна 18.5 мг/л. Так как в составе взвешенных веществ поверхностного и придонного горизонтов преобладает органическая составляющая, относительное содержание железа во взвеси невелико.

Закономерности весеннего распределения форм железа для русловых станций распространяются и на изученные мелководья — Омутнинское (ст. 4) и Мошковичский залив (ст. 12). По содержанию железа и по соотношению форм вода на этих станциях мало отличается от воды на ближайших русловых станциях.

Относительное содержание железа во взвешенных веществах водохранилища весной, как было показано выше, изменяется в широких пределах и в среднем (2.9%) близко к кларкам в дерново-подзолистых почвах (2.2%), преобладающих в почвенном покрове бассейна. Но взвесь водохранилища все же несколько богаче железом. Количество взвешенной формы железа в весенних водах водохранилища в основном определяется количеством взвешенных веществ (рис. 3), однако закономерность эта все же нарушается. Полученные данные позволяют предположить, что при-

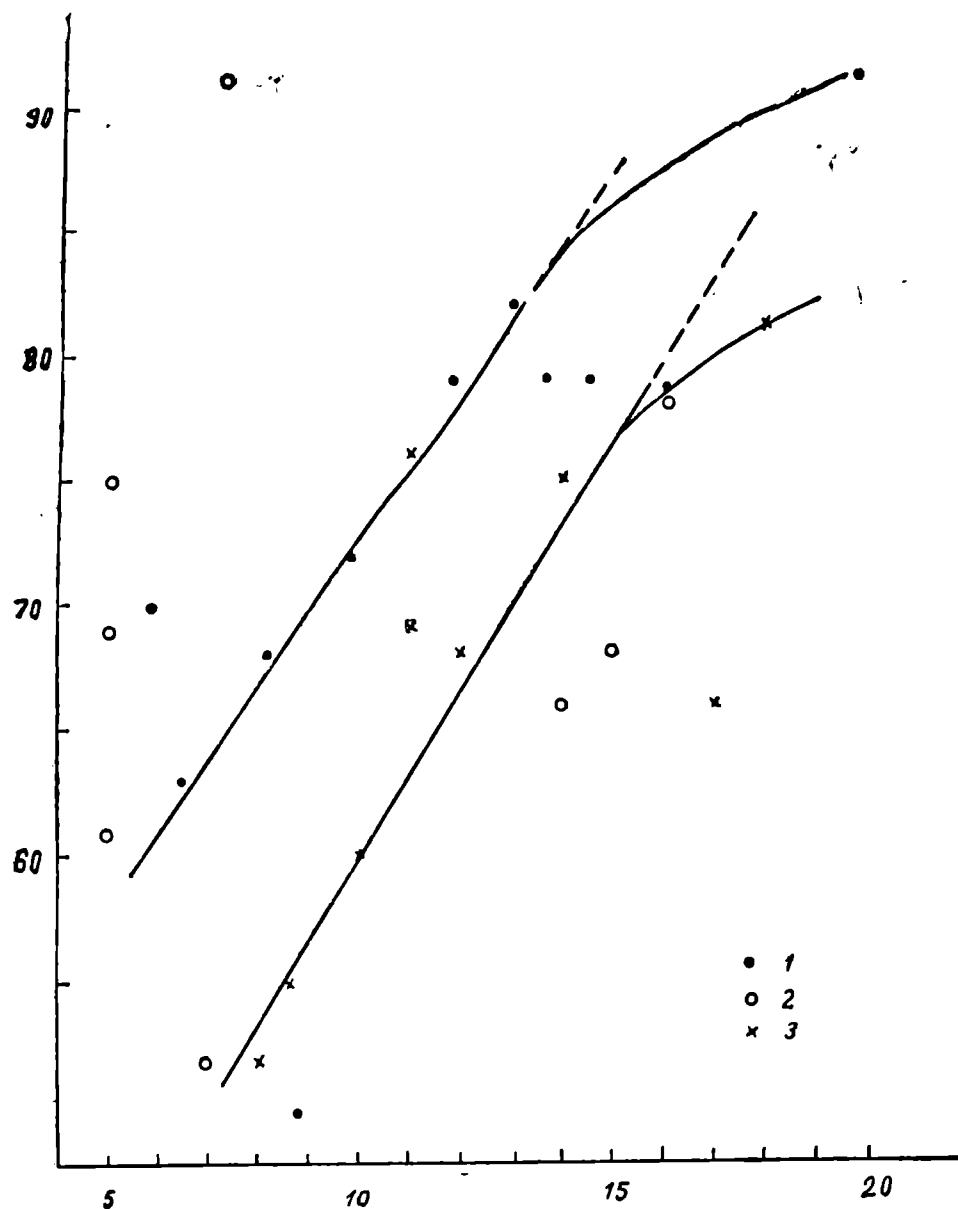


Рис. 3. Содержание взвешенной формы железа в зависимости от мутности

1 — весна, 2 — лето, 3 — осень.

По оси ординат — количество  $Fe_{взв.}$ , % от общего, по оси абсцисс — мутность, мг/л.

существование железа в составе взвешенных веществ определяется не только механическим смывом с водосбора, но и в значительной степени зависит от биологических и гидродинамических факторов, влияющих на трансформацию генетического состава взвеси.

Распределение форм железа в водохранилище летом отличается от весеннего прежде всего тем, что оно более однородно (рис. 4).

Содержание  $Fe_{мин.}$  в водохранилище и его притоках снижается до аналитического нуля как в поверхностном, так и придонном горизонтах за счет того, что оно расходуется в процессе жизнедеятельности

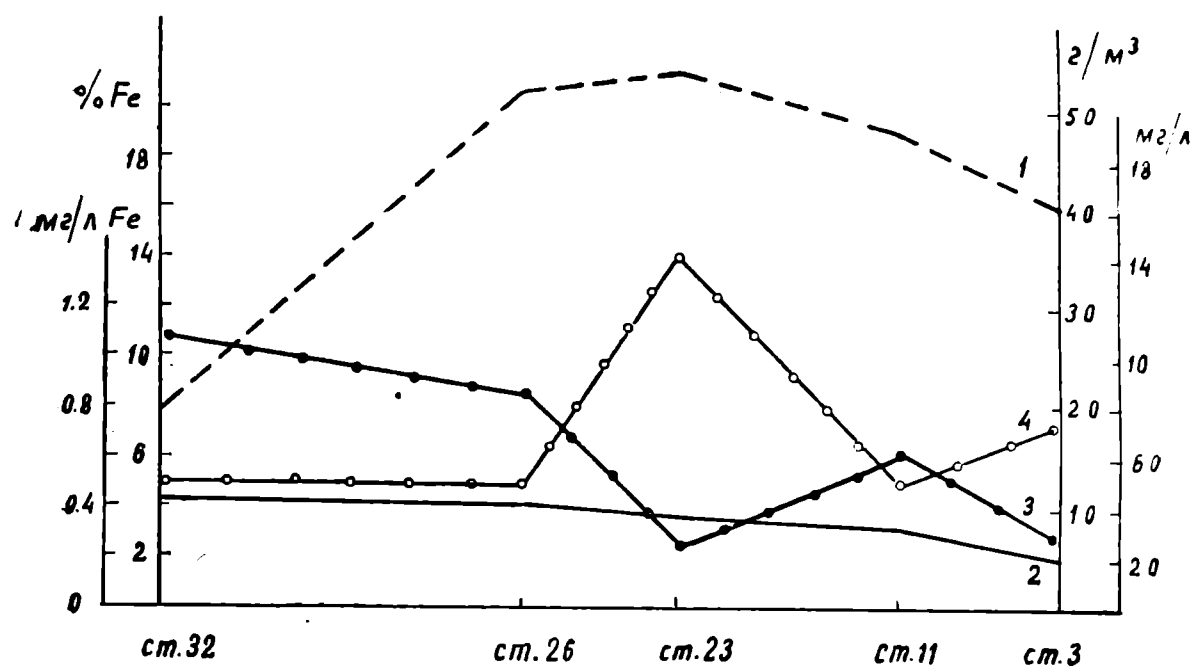


Рис. 4. Изменение состава воды Иваньковского водохранилища от верхней части до плотины летом. Обозначения те же, что и на рис. 2.

тельности фитопланктона (табл. 5). В это время в реках и во всех плесах водохранилища интенсивно развивается фитопланктон, биомасса которого примерно одинакова во всех районах. В Волге биомасса в  $\sim 2$  раза выше весенней (рис. 4).

При минерализации отмершего планктона железо выделяется в раствор в виде железоорганических соединений или, частично, в виде  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Именно поэтому, учитывая высокие темпы минерализации планктона в условиях летних температур, по всему водохранилищу увеличивается содержание растворенного органического железа. По данным [11, 16] около 85% продукции фитопланктона относится к нестойкому органическому веществу, минерализующемуся в течение нескольких дней.

В распределении  $\text{Fe}_{\text{орг}}$  по акватории водохранилища наблюдается закономерность: повышение содержания от верховьев до района влияния подогретых вод, а затем более резкое, чем весной, понижение в приплотинном участке.

Роль растворов в переносе железа в реках (за исключением Орши) значительно уменьшается. Уменьшается процент растворенной формы и в водах водохранилища (табл. 3).

В летних водах доминирующей формой по-прежнему остается взвешенная. Характер распределения ее по акватории водохранилища близок к весеннему: содержание  $\text{Fe}_{\text{взв}}$  понижается в приплотинном участке, правда не так резко, как весной. От верховьев к плотине нарастает процентное содержание органической составляющей взвеси в поверхностном горизонте, так как воды водохранилища в это время обогащаются автохтонными взвесями. Среди биотических факторов, вызывающих обогащенные воды взвешен-



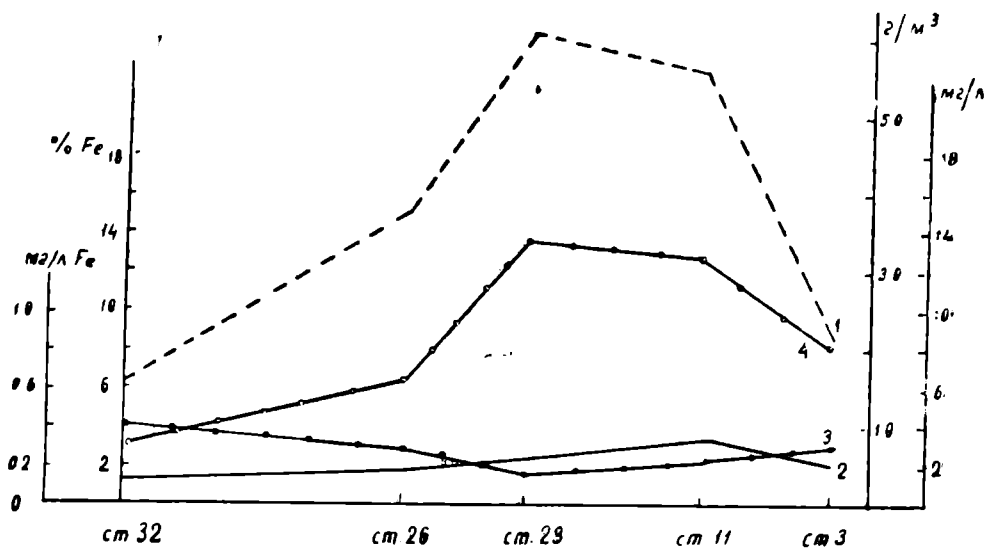


Рис. 5. Изменение состава воды Иваньковского водохранилища по акватории от верхней части до плотины осенью. Обозначения те же, что и на рис. 2.

ным веществом, продуцирование фитопланктона стоит на первом месте [5]. В приплотинном участке уже 91% железа входит в состав автохтонной взвеси, на долю которой приходится 80%.

Необычно высокое содержание  $Fe_{взв.}$  и взвешенных веществ наблюдается в Шошинском плесе. В составе взвешенных веществ находится 96.5% железа. По всей вероятности, не планктону, биомасса которого была ниже, чем весной (16.5 мг/л), обязаны эти данные, а поступлению минеральной взвеси из придонного горизонта, так как отбор проб проводился при сильном ветровом перемешивании. Об этом же свидетельствует низкое относительное содержание железа во взвеси (3.6%) для столь высокого количества взвешенных веществ.

Относительное содержание железа во взвешенных веществах в отличие от весенних вод изменяется в довольно широких пределах (2.3—32.5%), причем среднее относительное содержание железа (4.9%) много выше кларка в дерново-подзолистых почвах (табл. 4).

Отсутствует какая-либо зависимость между количеством взвешенной формы железа и количеством взвешенных веществ в водохранилище (рис. 3). В период массового летнего цветения фитопланктона биологический фактор, по-видимому, становится главным и определяющим форму переноса железа.

Осенью растворенное минеральное железо аналитически почти не улавливается как в притоках, так и в водохранилище (табл. 6). Содержание  $Fe_{орг.}$  ниже, чем весной и летом, и его количество почти не меняется по акватории. Водная толща стратифицирована по  $Fe_{орг.}$ . В воде главных притоков (Волга у Мигалово и Тверца), а также в средней части Волжского плеса (ст. 26) доля миграции железа в растворе по сравнению с летом возрастает.

Как и в предыдущие сезоны среди рек, питающих водохрани-

Содержание железа в гипотетической смеси речных вод и в приплотинном участке

Реки	Fe <sub>общ.</sub> мг/л	Водный сток (Q), в долях единицы	Fe <sub>общ.</sub> xQ	Fe <sub>взв.</sub> мг/л	Fe <sub>взв.</sub> xQ	Fe <sub>раств.</sub> мг/л	Fe <sub>раств.</sub> xQ
Созь	0.428	0.0384	0.0165	0.311	0.011	0.208	0.008
Шоша	1.786	0.0148	0.0260	2.095	0.030	0.074	0.001
Орша	0.618	0.0267	0.0165	0.375	0.010	1.040	0.028
Тверца	0.720	0.3608	0.2600	0.533	0.192	0.202	0.073
Волга	0.522	0.5870	0.3060	0.433	0.254	0.082	0.048
Среднее содержание при смешении			0.625		0.497		0.158
У плотины			0.366		0.216		0.130
Убыль в воде		$\frac{0.625-0.366}{0.625} 100 = 71\%$		$\frac{0.497-0.216}{0.497} 100 =$ =56,6%		$\frac{0.158-0.130}{0.158} 100 =$ =21.5%	

лище, высоким содержанием растворенных форм (минеральной и органической) выделяется Орша. Процент растворенной формы железа в осенних водах хоть и снижается по сравнению с весной и летом, но по-прежнему основной формой переноса остается растворенная. В остальной части водохранилища доминирующей формой является взвешенная, и доля ее возрастает к плотине (табл. 3).

Содержание Fe<sub>взв.</sub> постепенно повышается от Мигалово до района влияния подогретых вод, а затем довольно резко уменьшается как весной, так и летом (рис. 5). Наблюдается обогащение придонного слоя водной толщи Fe<sub>взв.</sub>, причем наиболее выражено оно в Ивановском плесе.

Осень резко выделяется формами взвешенного железа: гидроокисей в это время по всему водохранилищу не больше, чем органических взвесей. Органическая составляющая преобладает в составе взвеси Волжского плеса. В Волжском плесе в значительном количестве развиваются сине-зеленые, имеющие тенденцию к скоплению в верхнем горизонте водной толщи [8]. Биомасса фитопланктона на ст. 23 самая высокая (6.1 мг/л).

Относительное содержание железа во взвешенном веществе самое низкое за все периоды наблюдения (табл. 4). После летнего массового развития фитопланктона отмершие клетки фитопланктона медленно из-за малых размеров осаждаются на дно.

В Волге при минимальном количестве взвешенных веществ самое высокое относительное содержание железа во взвеси (4.1%), так как взвесь на 80% представлена гидроокисью железа. Среднее относительное содержание железа во взвеси близко к весеннему и много ниже летнего (2.6%). Пределы изменения 1.8—3.8%. Как и

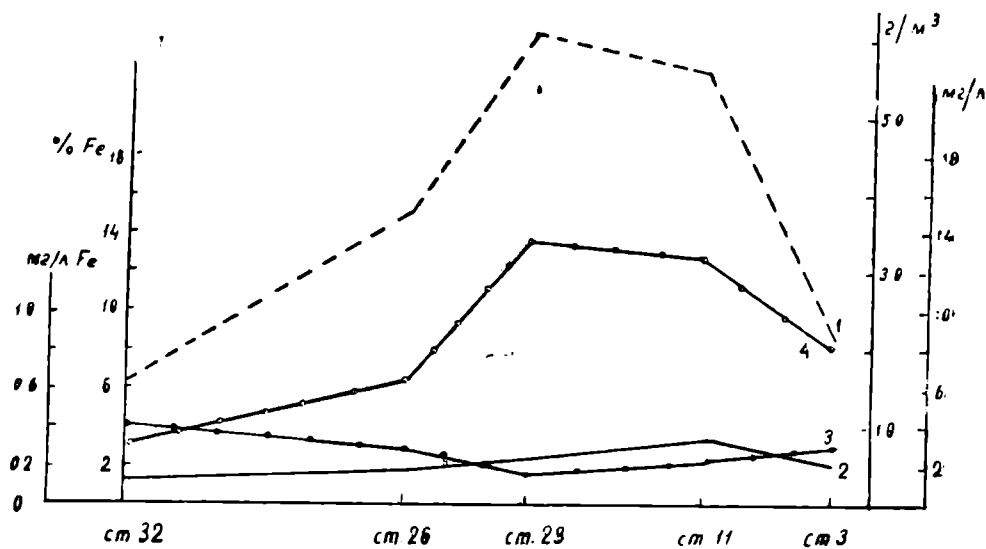


Рис. 5. Изменение состава воды Иваньковского водохранилища по акватории от верхней части до плотины осенью. Обозначения те же, что и на рис. 2.

ным веществом, продуцирование фитопланктона стоит на первом месте [5]. В приплотинном участке уже 91% железа входит в состав автохтонной взвеси, на долю которой приходится 80%.

Необычно высокое содержание  $Fe_{взв.}$  и взвешенных веществ наблюдается в Шошинском плесе. В составе взвешенных веществ находится 96.5% железа. По всей вероятности, не планктону, биомасса которого была ниже, чем весной (16.5 мг/л), обязаны эти данные, а поступлению минеральной взвеси из придонного горизонта, так как отбор проб проводился при сильном ветровом перемешивании. Об этом же свидетельствует низкое относительное содержание железа во взвеси (3.6%) для столь высокого количества взвешенных веществ.

Относительное содержание железа во взвешенных веществах в отличие от весенних вод изменяется в довольно широких пределах (2.3—32.5%), причем среднее относительное содержание железа (4.9%) много выше кларка в дерново-подзолистых почвах (табл. 4).

Отсутствует какая-либо зависимость между количеством взвешенной формы железа и количеством взвешенных веществ в водохранилище (рис. 3). В период массового летнего цветения фитопланктона биологический фактор, по-видимому, становится главным и определяющим форму переноса железа.

Осенью растворенное минеральное железо аналитически почти не улавливается как в притоках, так и в водохранилище (табл. 6). Содержание  $Fe_{орг.}$  ниже, чем весной и летом, и его количество почти не меняется по акватории. Водная толща стратифицирована по  $Fe_{орг.}$ . В воде главных притоков (Волга у Мигалово и Тверца), а также в средней части Волжского плеса (ст. 26) доля миграции железа в растворе по сравнению с летом возрастает.

Как и в предыдущие сезоны среди рек, питающих водохрани-

Содержание железа в гипотетической смеси речных вод и в приплотинном участке

Реки	Fe <sub>общ.</sub> мг/л	Водный сток (Q), в долях единицы	Fe <sub>общ.</sub> xQ	Fe <sub>взв.</sub> мг/л	Fe <sub>взв.</sub> xQ	Fe <sub>раств.</sub> мг/л	Fe <sub>раств.</sub> xQ
Созь	0.428	0.0384	0.0165	0.311	0.011	0.208	0.008
Шоша	1.786	0.0148	0.0260	2.095	0.030	0.074	0.001
Орша	0.618	0.0267	0.0165	0.375	0.010	1.040	0.028
Тверца	0.720	0.3608	0.2600	0.533	0.192	0.202	0.073
Волга	0.522	0.5870	0.3060	0.433	0.254	0.082	0.048
Среднее содержание при смешении			0.625		0.497		0.158
У плотины			0.366		0.216		0.130
Убыль в воде		$\frac{0.625-0.366}{0.625}100=71\%$		$\frac{0.497-0.216}{0.497}100=$ =56,6%		$\frac{0.158-0.130}{0.158}100=$ =21.5%	

лище, высоким содержанием растворенных форм (минеральной и органической) выделяется Орша. Процент растворенной формы железа в осенних водах хоть и снижается по сравнению с весной и летом, но по-прежнему основной формой переноса остается растворенная. В остальной части водохранилища доминирующей формой является взвешенная, и доля ее возрастает к плотине (табл. 3).

Содержание Fe<sub>взв.</sub> постепенно повышается от Мигалово до района влияния подогретых вод, а затем довольно резко уменьшается как весной, так и летом (рис. 5). Наблюдается обогащение придонного слоя водной толщи Fe<sub>взв.</sub>, причем наиболее выражено оно в Ивановском плесе.

Осень резко выделяется формами взвешенного железа: гидроокисей в это время по всему водохранилищу не больше, чем органических взвесей. Органическая составляющая преобладает в составе взвеси Волжского плеса. В Волжском плесе в значительном количестве развиваются сине-зеленые, имеющие тенденцию к скоплению в верхнем горизонте водной толщи [8]. Биомасса фитопланктона на ст. 23 самая высокая (6.1 мг/л).

Относительное содержание железа во взвешенном веществе самое низкое за все периоды наблюдения (табл. 4). После летнего массового развития фитопланктона отмершие клетки фитопланктона медленно из-за малых размеров осаждаются на дно.

В Волге при минимальном количестве взвешенных веществ самое высокое относительное содержание железа во взвеси (4.1%), так как взвесь на 80% представлена гидроокисью железа. Среднее относительное содержание железа во взвеси близко к весеннему и много ниже летнего (2.6%). Пределы изменения 1.8—3.8%. Как и

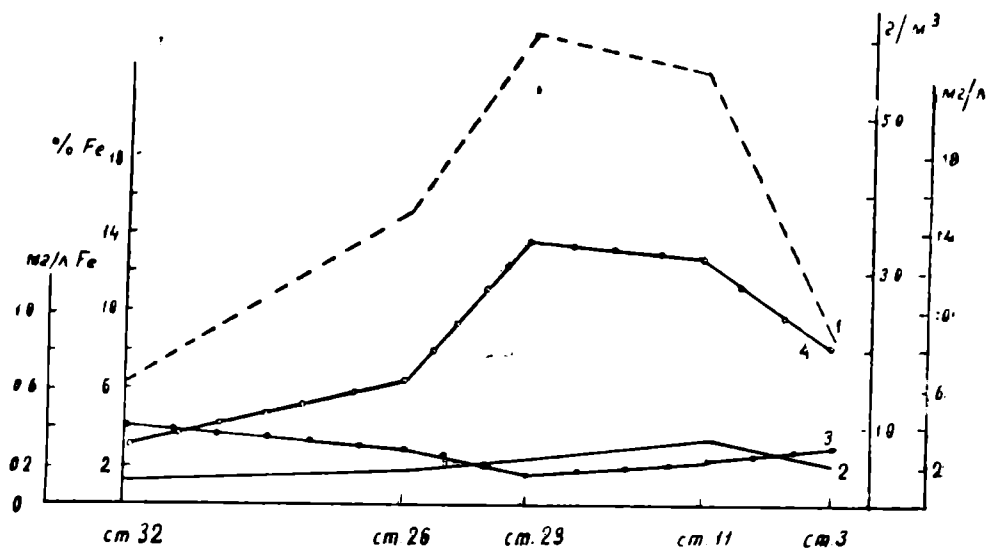


Рис. 5. Изменение состава воды Иваньковского водохранилища по акватории от верхней части до плотины осенью. Обозначения те же, что и на рис. 2.

ным веществом, продуцирование фитопланктона стоит на первом месте [5]. В приплотинном участке уже 91% железа входит в состав автохтонной взвеси, на долю которой приходится 80%.

Необычно высокое содержание  $Fe_{взв.}$  и взвешенных веществ наблюдается в Шошинском плесе. В составе взвешенных веществ находится 96.5% железа. По всей вероятности, не планктону, биомасса которого была ниже, чем весной (16.5 мг/л), обязаны эти данные, а поступлению минеральной взвеси из придонного горизонта, так как отбор проб проводился при сильном ветровом перемешивании. Об этом же свидетельствует низкое относительное содержание железа во взвеси (3.6%) для столь высокого количества взвешенных веществ.

Относительное содержание железа во взвешенных веществах в отличие от весенних вод изменяется в довольно широких пределах (2.3—32.5%), причем среднее относительное содержание железа (4.9%) много выше кларка в дерново-подзолистых почвах (табл. 4).

Отсутствует какая-либо зависимость между количеством взвешенной формы железа и количеством взвешенных веществ в водохранилище (рис. 3). В период массового летнего цветения фитопланктона биологический фактор, по-видимому, становится главным и определяющим форму переноса железа.

Осенью растворенное минеральное железо аналитически почти не улавливается как в притоках, так и в водохранилище (табл. 6). Содержание  $Fe_{орг.}$  ниже, чем весной и летом, и его количество почти не меняется по акватории. Водная толща стратифицирована по  $Fe_{орг.}$ . В воде главных притоков (Волга у Мигалово и Тверца), а также в средней части Волжского плеса (ст. 26) доля миграции железа в растворе по сравнению с летом возрастает.

Как и в предыдущие сезоны среди рек, питающих водохрани-

Содержание железа в гипотетической смеси речных вод и в приплотинном участке

Реки	Fe <sub>общ.</sub> мг/л	Водный сток (Q), в долях единицы	Fe <sub>общ.</sub> xQ	Fe <sub>взв.</sub> мг/л	Fe <sub>взв.</sub> xQ	Fe <sub>раств.</sub> мг/л	Fe <sub>раств.</sub> xQ
Созь	0.428	0.0384	0.0165	0.311	0.011	0.208	0.008
Шоша	1.786	0.0148	0.0260	2.095	0.030	0.074	0.001
Орша	0.618	0.0267	0.0165	0.375	0.010	1.040	0.028
Тверца	0.720	0.3608	0.2600	0.533	0.192	0.202	0.073
Волга	0.522	0.5870	0.3060	0.433	0.254	0.082	0.048
Среднее содержание при смешении			0.625		0.497		0.158
У плотины			0.366		0.216		0.130
Убыль в воде		$\frac{0.625-0.366}{0.625}$	100=71%		$\frac{0.497-0.216}{0.497}$ =56,6%	$\frac{0.158-0.130}{0.158}$ =21.5%	100=

лище, высоким содержанием растворенных форм (минеральной и органической) выделяется Орша. Процент растворенной формы железа в осенних водах хоть и снижается по сравнению с весной и летом, но по-прежнему основной формой переноса остается растворенная. В остальной части водохранилища доминирующей формой является взвешенная, и доля ее возрастает к плотине (табл. 3).

Содержание Fe<sub>взв.</sub> постепенно повышается от Мигалово до района влияния подогретых вод, а затем довольно резко уменьшается как весной, так и летом (рис. 5). Наблюдается обогащение придонного слоя водной толщи Fe<sub>взв.</sub>, причем наиболее выражено оно в Ивановском плесе.

Осень резко выделяется формами взвешенного железа: гидроокисей в это время по всему водохранилищу не больше, чем органических взвесей. Органическая составляющая преобладает в составе взвеси Волжского плеса. В Волжском плесе в значительном количестве развиваются сине-зеленые, имеющие тенденцию к скоплению в верхнем горизонте водной толщи [8]. Биомасса фитопланктона на ст. 23 самая высокая (6.1 мг/л).

Относительное содержание железа во взвешенном веществе самое низкое за все периоды наблюдения (табл. 4). После летнего массового развития фитопланктона отмершие клетки фитопланктона медленно из-за малых размеров осаждаются на дно.

В Волге при минимальном количестве взвешенных веществ самое высокое относительное содержание железа во взвеси (4.1%), так как взвесь на 80% представлена гидроокисью железа. Среднее относительное содержание железа во взвеси близко к весеннему и много ниже летнего (2.6%). Пределы изменения 1.8—3.8%. Как и

весной, количество взвешенной формы железа в основном определяется общим количеством взвешенных веществ (рис. 3).

Сопоставление данных по распределению взвешенной и растворенной форм железа позволяет сделать вывод, что основная часть железа в водохранилище и его притоках в течение большей части года связана с водной взвесью. Доминирующая форма миграции железа в водохранилище — взвешенная.

Среди рек, питающих водохранилище, содержанием и формами миграции железа во все сезоны выделяется р. Орша. Свыше 60% железа, входящего в основном в состав фульватных и гуматных комплексов, переносится в растворенной форме.

Установить основной процесс, определяющий динамику железа в водохранилище, очень сложно, учитывая его высокий среднегодовой коэффициент водообмена.

Во все сезоны в распределении железа по акватории водохранилища соблюдается закономерность: от верховьев до района влияния подогретых вод содержание железа повышается, а затем в приплотинном участке при снижении скоростей течения понижается.

Сравнение содержания железа в гипотетической смеси речных вод и в приплотинном участке (табл. 7) подтверждает факт осаждения, если, конечно, это не связано с колебаниями содержания железа в реках, так как в расчет вошли наблюдения за один срок. В приплотинном участке найдено  $Fe_{общ.}$  на 71% меньше, чем его поступает в водохранилище в смеси речных вод; причем 56.6% приходится на долю взвешенного. Расчет проведен для летнего периода, когда водохранилище заполнено довольно однородной водной массой [2].

Общее распределение железа в водоеме представляет собой в основном сочетание закономерностей переноса и осаждения под влиянием гидродинамического режима с биологическими закономерностями распределения организмов в бассейне. В зависимости от этих факторов значительно меняется генетический состав взвесей.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А. Химический анализ вод суши. Л., 1954. 199 с.
2. Буторин Н. В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах волжского каскада. Л., 1969. 300 с.
3. Волков И. И. Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море. — В кн.: Проблемы литологии геохимии осадочных пород и руд. М., 1975, с. 85—113.
4. Глаголева М. А. Формы миграции элементов в речных водах. — В кн.: К познанию диагенеза осадков. М., 1959, с. 5—28.
5. Зимникова Н. А. Количественная трансформация стока взвешенных наносов Волги каскадом Верхневолжских водохранилищ. — В кн.: Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974, с. 68—80.
6. Зимникова Н. А. Содержание некоторых макро- и микроэлементов во взвешенных веществах верхней Волги. — В кн.: Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974, с. 80—89.
7. Зимникова Н. А. Состав взвесей Рыбинского водохранилища. — В кн.: Динамика водных масс водохранилищ. Л., 1965, с. 100—111.

8. Ивановское водохранилище и его жизнь. Л., 1978, 304 с.
9. Кожара В. Л., Калинин В. И., Скляренко В. Л., Смирнов Н. П. Планирование сети станций для исследования водоемов. — Водные ресурсы, 1977, № 4, с. 72—81.
10. Коновалов Г. С., Иванов А. А., Колесников Т. Х. Редкие и рассеянные элементы (микроэлементы) в воде и во взвешенных веществах Европейской территории СССР. — Гидрохим. матер., 1966, т. 42, с. 94—123.
11. Кузнецов С. И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в водоемах. М., 1955, 289 с.
12. Кузнецов С. И. Применение микробиологических методов к изучению органического вещества в водоемах. — Микробиология, 1949, т. 18, вып. 3, с. 203—214.
13. Образование осадков в современных водоемах. М., 1954, 791 с. Авт.: Н. М. Страхов, Н. Г. Бродская, Л. М. Князева, А. Н. Расшилова, М. А. Ратеев, Д. Г. Сапожников, Е. С. Шишова.
14. Основные гидрологические характеристики. Верхне-Волжский район. Л., 1967, т. 10. 767 с.
15. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972. 363 с.
16. Скопинцев Б. А. О скорости разложения органического вещества отмершего планктона. — ДАН СССР, 1947, т. 58, № 8, с. 1797—1800.
17. Соломин Г. А., Ионные равновесия железа в природных водах. — Гидрохим. матер., 1967, т. 43, с. 88—93.
18. Степанова И. К. Определение валового железа в природных водах. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1976, № 31, с. 69—71.
19. Степанова И. К. Определение железа во взвесьях. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1976, № 32, с. 68—71.
20. Степанова И. К. Определение растворенного железа в природных водах. — Гидрохим. матер., 1978, т. 74, с. 78—84.
21. Степанова И. К. Определение форм миграции железа в природных водах. — Гидрохим. матер., 1981, т. 85, с. 67—72.
22. Унифицированные методы анализа вод. Под ред. Лурье Ю. Ю. М., 1973. 261 с.

*А. А. БЫЛИНКИНА, Л. А. ПЕТУХОВА, Т. Б. ЛАПИРОВА*

### **ФОРМЫ ФОСФОРА И КИНЕТИКА ПОГЛОЩЕНИЯ ФОСФАТОВ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ**

Необходимость анализа форм фосфора в воде водохранилищ тесно связана с вопросами доступности для гидробионтов его соединений и возможности ферментативного гидролиза последних, а также с более точным определением нагрузки фосфора на водоем, позволяющей в ряде случаев прогнозировать интенсивность развития фитопланктона и определять уровень трофии водоема.

В настоящей статье приводятся данные о содержании и сезонном изменении фракций фосфора, выделенных на основе разной степени дисперсности и устойчивости их к физико-химическим воздействиям, а также результаты определения интенсивности поглощения и оборота фосфатов в воде Ивановского и Угличского водохранилищ.

#### **МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

Особенности морфометрии изучаемых водохранилищ и гидрологический режим, существенно влияющий на формирование химического состава воды, подробно освещены в монографиях [3, 4].



Отметим только, что водохранилища расположены в лесной зоне, площадь водосбора их значительно освята в сельскохозяйственном отношении, примерно 40% ее занята лесом. В период весеннего заполнения вследствие значительного превышения речного стока над объемом водохранилищ большая часть половодья проходит транзитом, в водохранилищах задерживаются воды второй половины половодья, отличающиеся высоким содержанием гумусового органического вещества. Водную массу Угличского водохранилища в основном составляют волжские воды, трансформированные в вышележащем Иваньковском.

Сбор материала и его анализ производился в 3 рейсах по Иваньковскому и Угличскому водохранилищам, выполненных в мае, июле и октябре 1980 г., а так же на Иваньковском водохранилище летом (июнь, август) 1976 г. и на Угличском — весной 1979 г. В Иваньковском водохранилище пробы воды отбирались на 4 русловых станциях в речной и приплотинной частях и Шошинском плесе, в Угличском — на 3 станциях: в приплотинном плесе, в средней части — выше г. Калязина и в районе г. Кимры. Отбор проб производился также в Волге и Тверце выше г. Калинина и малых притоках Угличского водохранилища. Все пробы отбирались с горизонта 1 м от поверхности.

Пробы воды сразу после отбора фильтровались через плотный мембранный фильтр (№ 3) с диаметром пор 0.7 мкм. В натуральной и фильтрованной воде определялся общий и реактивный фосфатный фосфор. При определении Р общего минерализация фосфорсодержащих соединений производилась путем окисления персульфатом калия с последующим определением образовавшихся ортофосфатов стандартным молибденовым методом [1]. Далее аликвоты натуральной и фильтрованной воды в объеме 25 мл обрабатывались следующим образом: одни облучались ультрафиолетом, другие подвергались кислотному гидролизу. До и после каждой процедуры определялся фосфатный фосфор по общепринятой методике. По разности рассчитывался фосфор соединений, минерализующихся под воздействием каждой из указанных процедур. Облучение УФ производилось в течение 1.5 ч. Использовались лампы типа ПРК-4 мощностью 220 ватт. Пробы облучались в кварцевых колбах, расположенных между лампами на расстоянии 7 см от них. Температура воды при облучении не превышала 70°. Пробы воды предварительно не подкислялись. Параллельно проба в том же объеме подвергалась только нагреву для внесения температурной поправки.

Гидролиз осуществлялся в растворе 0.28 н.  $H_2SO_4$  в термостате при 100° в течение 30 мин. Этот прием обработки отличался от стандартного метода определения реактивного фосфатного фосфора предварительным нагревом подкисленной пробы и временем экспозиции.

В ряде проб фильтрованной воды выполнено определение фосфатов шестисекундным методом Чемберлена и Шапиро [8]. В основе метода лежит сокращение времени контакта реагентов с ком-

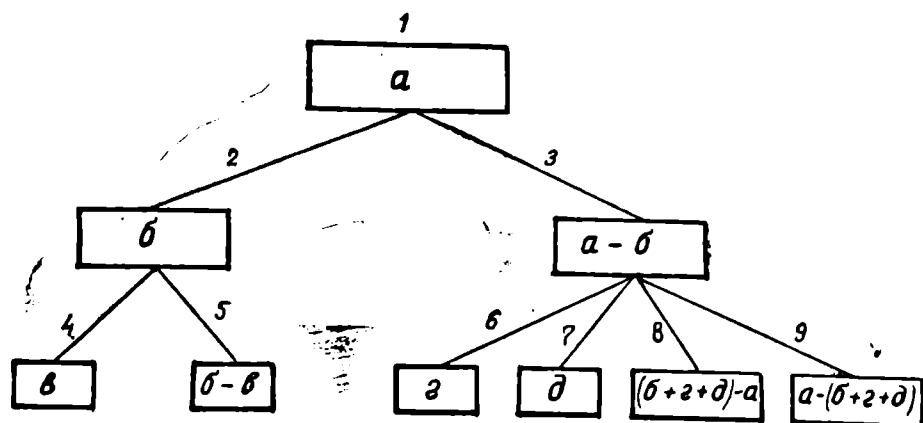


Схема определения растворенных фракций фосфора  
 1 — Р общий (а), 2 — Р реактивный (б), 3 — Р неактивный,  
 4 — Р ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (в), 5 — Р гидролизуемый в кислой среде при температуре 20°, 6 — Р гидролизуемый под воздействием УФ (г), 7 — Р гидролизуемый в кислой среде при температуре 100° (д), 8 — Р относительно подвижных соединений, гидролизуемых как под воздействием УФ, так и в кислой среде при 100°, 9 — Р стойких соединений.

понентами воды. Реакция длится 6 с — отрезок времени, достаточный для образования окрашенного комплекса полимолибденовой кислоты с фосфатным ионом. Применение этого метода позволило определить истинное содержание  $\text{PO}_4$ , оценить их долю от Р реактивного и выделить фракцию соединений, гидролизуемых под воздействием реагентов, используемых при стандартном определении.

Фракции фосфора, установленные в результате перечисленных приемов обработки проб, приведены на схеме (см. рисунок).

Относительно подвижный неактивный фосфор присутствует в том случае, когда сумма всех растворенных фракций (Р реактивный + Р — УФ + Р гидролизуемый при 100°) была больше Р общего; форма стойких соединений фосфора имела место, если сумма фракций оказывалась меньше Р общего.

Все фракции взвешенного фосфора представляют разность значений в натуральной и фильтрованной воде.

Формы фосфора, определенные в фильтрованной воде, содержат не только истинно растворенный, но и коллоидальный фосфор.

Фракция растворенного неактивного Р дает приближенную оценку содержания органических соединений фосфора. УФ катализирует окисление органических молекул, в основном монофосфорных эфиров сахаров и других соединений [7]. По нашим наблюдениям, этот прием обработки приводит к выделению фосфора в виде ортофосфата из таких соединений как аденозин—5—монофосфат, глицерофосфат и фосфорсодержащие пестициды (хлорофос). В результате кислотного гидролиза происходит разрушение полифосфатных связей как природных соединений (например АТФ), так и синтезированных (моющие средства). Анализ весенних талых вод показал, что фракция относительно подвижного неактивного фосфора, образуемая как под воздействием УФ, так и при нагреве в кислой среде, характерна для высокоцветных вод поверхностного стока, обогащенных органическим веществом гумусового происхождения.

Скорость оборота фосфатов определялась с применением  $^{32}\text{P}$  по методике, описанной ранее [2]. Исследование поглощения фосфатов как функции их концентрации осуществлялось посредством различных добавок фосфатов и радиоактивного фосфора из расчета 2 мкКи на литр к серии образцов (200 мл) только что отобранной воды. Добавленные количества  $\text{PO}_4^{3-}$  находились в пределах 10—100 мкг Р/л. Образцы воды экспонировались при температуре водоема. Продолжительность экспозиции составляла при высоких исходных концентрациях фосфатов 5—6 ч, при низких—1.5—2 ч. Затем 10 мл каждого образца в 2—3 повторностях фильтровались через плотный мембранный фильтр с диаметром пор 0.5—0.7 мкм. Активность высушенных фильтров измерялась на торцовом счетчике с диаметром слюдяного окна 25 мм.

Изменение скорости поглощения фосфатов в зависимости от их концентрации подчиняется закону энзимного переноса, описываемого уравнением Михаэлиса—Ментон, что позволяет определить максимальную скорость поглощения и константу половинного насыщения. Эти потенциальные показатели определялись посредством графического анализа полученных данных по методике, изложенной в работе Хальмана и Стиллера [9].

#### РЕЗУЛЬТАТЫ НАБЛЮДЕНИЙ

Во все сезоны в основной части Иваньковского и Угличского водохранилищ преобладает фракция растворенного фосфора, которая в основном представлена Р реактивным (табл. 1). В Иваньковском водохранилище содержание Р реактивного находилось примерно на одном уровне (35—45 мкг/л) в течение всего периода вегетации. В Угличском водохранилище летом наблюдалось увеличение этой фракции в среднем от 36 до 62 мкг/л и соответственно снижение доли Р неактивного. В мелководном наиболее продуктивном Шошинском плесе, в отличие от главной ветви Иваньковского водохранилища, основной формой был фосфор взвеси, среди растворенных фракций содержание Р неактивного равно или превосходит количество Р реактивного.

Анализ единичных проб, отобранных в Волге выше Калинина и в Тверце в 8 км от устья, показал, что весной на спаде половодья при относительно низком содержании общего фосфора (60 мкг/л) большую часть его составлял фосфор взвесей. В период летней межени в этих реках, как и в водохранилище, преобладал растворенный реактивный фосфор (50—65% от Р общего). Такое же соотношение фракций в эти сезоны наблюдалось в малых притоках Угличского водохранилища, находящихся под сильным антропогенным воздействием (Кашинка, Дубна). Однако содержание общего фосфора в них достигало 192—222 мкг/л. В притоках, менее подверженных антропогенному влиянию (Медведица, Нерль), фракционный состав близок к таковому в водохранилищах.

Из приведенных данных следует, что в период вегетации основная водная масса Иваньковского и Угличского водохранилищ обогащена растворенным реактивным фосфором. Выше отмечалось

Формы фосфора в водохранилищах Верхней Волги

Сезон	Р общий, мкг/л	Р взвеси	Р растворенный	
			реактивный	нерактивный
			% от общего	
Иваньковское водохранилище (без Шошинского плеса)				
Весна	86±10	34±5	41±8	25±11
Лето	94±10	27±11	48±4	25±10
Осень	74±15	25±13	52±20	23±15
Среднее из об- щего числа проб (14)	86±14	28±10	47±12	24±11
Шошинский плес				
Весна	72±9	80±8	7±1	13±9
Лето	110±24	74±5	14±10	13±5
Осень	50	52	12	36
Среднее из об- щего числа проб (6)	87±31	72±12	11±7	17±11
Угличское водохранилище				
Весна	76±7	36±10	36±7	28±10
Лето	101±10	22±8	61±10	17±10
Осень	78±4	21±6	73±4	7±2
Среднее из об- щего числа проб (14)	85±14	29±11	50±17	21±12

Примечание. В табл. 1, 3 приведены средние значения и средние квадратические отклонения.

(см. рисунок), что эта фракция включает фосфаты, как присутствующие в воде, так и образующиеся в результате гидролиза фосфорсодержащих соединений под воздействием используемых при определении реагентов. Согласно литературным данным, количество гидролизуемых фосфатов может в отдельных случаях превышать их истинное содержание в несколько раз и даже на порядок величин [12, 14, 15]. Определение фосфатов шестисекундным методом показало, что на русловых станциях Иваньковского и Угличского водохранилищ их содержание составляло 70—90% от растворенного реактивного фосфора (табл. 2). В Шошинском плесе весной в период наблюдений весь реактивный фосфор представлен фосфатами, летом на долю последних приходится 30—40%, в осенней пробе фосфаты не обнаружены. Таким образом, в мелководных продуктивных водоемах стандартная методика определения  $PO_4$  может существенно завышать истинное содержание ортофосфатов — основного компонента минерального питания автотрофных организмов.

**Содержание фосфатов, определенное по методу Чемберлена и Шапиро [8]  
(1979—1980 гг.)**

Станция	Дата	Фосфор раст- воренный ре- активный, мкг/л	фосфаты	
			мкг Р/л	% от Р реактивного
Иваньковское водохранилище				
Городня	18 V	48	42	87
То же	20 X	36	33	92
Корчева	18 V	31	25	81
То же	17 X	49	40	82
Свердлово	18 X	26	22	85
Верхний бьеф				
Иваньковской ГЭС	17 V	28	20	70
То же	25 VII	43	30	70
То же	17 X	36	31	86
Шошинский плес	20 V	5	6	100
То же	27 VII	31	13	42
То же	30 VII	7	2	28
То же	18 X	6	<1	0
Угличское водохранилище				
Верхний бьеф				
Угличской ГЭС	12 V	25	22	88
То же	22 VII	77	56	73
То же	14 X	56	45	80

Относительно высокие концентрации фосфатов в водохранилищах, по-видимому, обусловлены присутствием коллоидальных органических веществ, свойственных поверхностному стоку лесных водосборов. Экспериментально установлено, что органические коллоиды водного гумуса блокируют трехвалентное железо и способствуют нахождению в воде фосфатов в ионной форме [11]. В связи с этим обращает на себя внимание стабильность содержания реактивного железа, по-видимому, свидетельствующая о малой доступности этого элемента, находящегося в комплексе с коллоидами гумуса. В 1980 г., аномальном по распределению водного стока, высокая цветность, перманганатная и бихроматная окисляемость наблюдались в течение всего периода вегетации (табл. 3).

Растворенный нереактивный фосфор в основной водной массе водохранилищ в среднем составляет 20 мкг/л, что соответствует 22% от Р общего. Эта фракция в основном входит в состав сложного органоминерального коллоидального комплекса, представляющего аллохтонное органическое вещество гумусового происхож-

Таблица 3

**Показатели содержания органического вещества в водохранилищах  
Верхней Волги**

Сезон	Цветность, градусы	ПО	БО	$\frac{ПО \cdot 100}{БО}$	БПК <sub>5</sub> , мг О <sub>2</sub> /л	Железо реактив- ное, мг/л
		мг О/л				
Иваньковское водохранилище (без Шошинского плеса)						
Весна	91±6	14.6±0.9	31.5±1.7	46	1.24±0.11	0.27±0.04
Лето	117±16	19.6±1.3	44.7±6.0	44	1.57±0.54	0.30±0.08
Осень	104±8	16.2±1.0	43.1±5.4	38	0.63±0.07	0.33±0.03
Шошинский плес						
Весна	105±0	10.6	45.0±5.3	24	5.12	0.27
Лето	130±9	21.9±0.5	58.0±3.0	38	3.80±0.80	0.43±0.09
Осень	100	15.9	44.9	35	0.76	0.34
Угличское водохранилище						
Весна	77±7	14.5±1.5	37.8±5.1	38	1.36±0.25	0.27±0.04
Лето	103±10	18.8±2.0	45.0±3.4	42	1.39±0.54	0.22±0.12
Осень	102±0	17.6±0.7	45.8±7.0	38	0.51±0.06	0.29±0.06

Пр и м е ч а н и е. П О — перманганатная окисляемость, Б О — бихро-  
матная окисляемость, БПК<sub>5</sub> — при 20°С.

дения. О преобладании в водохранилищах органического вещест-  
ва гумусовой природы свидетельствуют высокие величины отно-  
шения перманганатной окисляемости к бихроматной, а также низ-  
кие значения БПК<sub>5</sub> (табл. 3). Приближенная оценка содержания  
фосфора в гумусовом органическом веществе, присутствующем в  
водохранилищах, может быть проведена также на основе данных  
о концентрации Р в водном гумусе малых рек на водосборе Верх-  
ней Волги (0.055% сухого веса) [6] и содержании органического  
вещества, рассчитанного по кислороду бихроматной окисляемо-  
сти [5]. Расчетные и аналитически установленные количества не-  
реактивного фосфора близки, что подтверждает связь фракций не-  
реактивного фосфора с гумусовым веществом. Наибольшее пре-  
вышение расчетных величин над фактическими получено в Шо-  
шинском плесе, что, по-видимому, отражает высокую интенсив-  
ность деструкционных процессов в его водах.

Из форм, входящих в состав Р нереактивного, к основной сле-  
дует отнести соединения фосфора, гидролиз которых катализиру-  
ется ультрафиолетом (табл. 4). Весной в период наблюдений в  
верхнем бьефе Иваньковской ГЭС преобладала фракция подвиж-  
ного фосфора. По мере продвижения к Угличской плотине ее аб-  
солютное и относительное содержание снижалось и в верхнем  
бьефе Угличской ГЭС эта форма отсутствовала. Соответственно  
возрастало количество других форм, главным образом, фрак-  
ции — УФ.

Таблица 4  
Формы растворенного нереактивного фосфора в водохранилищах  
Верхней Волги

Станция	Дата	Р об- щий, мкг/л	Р не- реак- тивный, мкг/л	Р-УФ	Р поли-	Р под-	Р стой-
					фосфа- тов	вижный	ких со- едине- ний
% от Р нереактивного							
Весна							
Верхний бьеф Ивань- ковской ГЭС	17 V 1980	92	38	32	5	63	0
Нижний бьеф Иваньков- ской ГЭС	16 V 1979	85	32	50	6	44	0
Угличское водохранили- ще							
Нижне Кимр	17 V 1979	85	18	56	11	33	0
Выше Калязина	17 V 1979	70	17	47	24	29	0
Верхний бьеф ГЭС	12 V 1979	74	31	68	32	0	0
Лето							
Верхний бьеф Ивань- ковской ГЭС	27 VI 1976	108	16	0	12	88	0
То же	25 VII 1980	81	10	10	10	80	0
Верхний бьеф Углич- ской ГЭС	24 VII 1976	110	16	100	0	0	0
То же	22 VII 1980	103	3	33	0	0	67
Осень							
Верхний бьеф Ивань- ковской ГЭС	17 X 1980	80	14	57	22	0	21
Верхний бьеф Углич- ской ГЭС	14 X 1980	75	6	0	67	0	32

Как отмечалось, в Шошинском плесе среди растворенных форм нереактивный Р преобладал над реактивным. Несмотря на более высокие величины бихроматной окисляемости абсолютные значения Р нереактивного такие же, как в основной ветви Иваньковского водохранилища. Из форм растворенного нереактивного фосфора, так же как и в волжской части водохранилища, на первом месте стоит фосфор, гидролизуемый под воздействием УФ, затем следует фракция полифосфатов. В этом плесе наряду с аллохтонным гумусовым веществом трансформации подвержены в не меньшей степени фосфорорганические соединения автохтонного происхождения, выделяемые гидробионтами в процессе жизнедеятельности и образующиеся при распаде отмерших организмов в водной толще, а также поступающие из донных отложений. Поступлению из илов способствует частое взмучивание отложений при ветровом волнении в условиях малых глубин. Вследствие высокой интенсивности продукционно-деструкционных процессов происхо-

дит быстрый переход одних форм фосфора в другие. Примером этому служит изменение фракционного состава неактивного фосфора в пробах воды, отобранных 27 и 30 июля 1980 г. (табл. 5). Фракция растворенных органических соединений фосфора в этом плесе, по-видимому, служит существенным источником фосфатов, являясь субстратом для энзимов фосфатазной группы.

Таблица 5  
Формы растворенного неактивного фосфора в воде Шошинского плеса (1980 г. )

Дата	Р общий, мгк/л	Р(PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ), мгк/л	Р неак- тивный, мгк/л	Р-УФ	Р полифос- фатов	Р подвиж- ный	Р стойких соедине- ний
				% от Р неактивного			
20 V	78	6	15	64	33	3	0
27 VII	126	13	10	60	40	0	0
30 VII	82	2	11	36	36	28	0
18 X	50	<1	18	61	33	6	0

Фосфор, входящий в состав взвешенных веществ и составляющий в период вегетации в водохранилищах небольшой процент от Р общего, весной представлен примерно в равных количествах Р реактивным, легко десорбируемым с поверхности частиц, и Р не-реактивным. Летом содержание первой фракции заметно снижа-ется и соответственно увеличивается вторая (табл. 6). Для фрак-ционного состава неактивного фосфора характерно отсутствие фракций относительно подвижных соединений, гидролиз которых осуществляется как под воздействием УФ, так и в кислой среде при нагреве.

В Шошинском плесе, где основной формой является фосфор взвесей, содержание реактивного взвешенного фосфора мало; сре-ди форм Р неактивной фракция более подвижных соединений присутствовала в заметных количествах, когда концентрации рас-творенного фосфатного фосфора снижались до 1—2 мгк/л (табл. 5, 7).

Достаточную обеспеченность водохранилищ растворенным ми-неральным фосфором подтверждают результаты определения ско-рости оборота фосфатов. Процесс потребления идет крайне мед-ленно: константы скорости составляют в час сотые доли от коли-чества присутствующих фосфатов (табл. 8). Скорости оборота соответственно не превышают 1 мгк Р/л в час. В Шошинском пле-се константы скорости примерно на два порядка выше, чем в ос-новной части водохранилища, что согласуется с более высоким уровнем первичной продукции и служит показателем дефицита фосфора.

Для оценки лабильности фосфора взвеси Петерс [13] предло-жил применить отношение константы скорости оборота фосфатов



Таблица 6

Формы взвешенного фосфора в водохранилищах Верхней Волги

Станция	Дата	Р взве- си мкг/л	Р реак- тивный, мкг/л	Р нере- актив- ный, мкг/л	Р-УФ	Р поли- фосфа- тов	Р под- виж- ный	Р стой- ких со- едине- ний
Весна								
Верхний бьеф Иваньковской ГЭС	17 V 1980	26	13	13	69	31	0	0
Нижний бьеф Иваньковской ГЭС	16 V 1979	33	19	14	29	29	0	42
Угличское во- дохранилище								
Выше Каля- зна	14 V 1979	30	12	18	39	61	0	0
Верхний бьеф	12 V 1979	18	13	5	40	0	0	60
Лето								
Верхний бьеф Иваньковской ГЭС	27 VI 1976	49	2	47	7	21	0	72
То же	25 VII 1980	28	4	24	21	12	67	0
Верхний бьеф Угличской ГЭС	24 VI 1976	34	7	27	7	0	0	93
То же	22 VII 1980	23	5	18	94	6	0	0
Осень								
Верхний бьеф Иваньковской ГЭС	14 X 1980	30	21	9	100	0	0	0
Верхний бьеф Угличской ГЭС	17 X 1980	13	13	0	0	0	0	0

Таблица 7

Формы взвешенного фосфора в воде Шошинского плеса (1980 г.)

Дата	Р взвеси, мкг/л	Р реактив- ный, мкг/л	Р нереак- тивный, мкг/л	Р-УФ	Р полифос- фатов	Р подвиж- ный	Р стойких соединений
20 V	58	5	53	98	0	0	2
27 VII	85	10	75	52	47	0	1
30 VII	64	3	61	16	36	48	0
18 X	27	5	22	7	11	82	0

Таблица 8

**Скорость оборота фосфатов в водохранилищах Верхней Волги (1980 г.)**

Станция	Дата	Темпера- тура, °С	Хлоро- филл а, мкг/л	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мкг/л	Константа скорости, час <sup>-1</sup>
Иваньковское водохрани- лище					
Городня	28 VII	18.7	—	47 <sup>1</sup>	0.0229
Корчева	26 VII	18.3	—	42 <sup>1</sup>	0.0457
Верхний бьеф ГЭС	17 V	8.8	4.0	20	0.0243
То же	25 VII	18.3	7.3	30	0.0315
То же	17 X	7.3	—	31	0.0053
Шошинский плес	20 V	7.8	24.0	6	1.4286
То же	27 VII	17.8	18.6	13	1.0417
То же	30 VII	20.3	30.0	2	3.0303
То же	18 X	6.3	16.9	<1	0.1894
Угличское водохранилище					
Выше Калязина	23 VII	17.5	—	70 <sup>1</sup>	0.0085
Верхний бьеф ГЭС	22 VII	17.0	1.5	56	0.0086
То же	14 X	7.1	0.7	45	0.0028

Примечание. <sup>1</sup> Р растворенный реактивный.

к концентрации взвешенного фосфора, т. е. определить активность, приходящуюся на единицу фосфора взвесей. В Шошинском плесе величины этого показателя также оказались на порядок выше, чем в водохранилище (табл. 9).

О недостатке фосфатов в Шошинском плесе и значительном содержании их в основной части Иваньковского водохранилища свидетельствуют также данные опытов по определению поглощения фосфатов на основе энзимного транспорта, описываемого уравнением Михаэлиса—Ментон. Как отмечалось выше, изменение скорости поглощения PO<sub>4</sub> сестомом при различных добавках фосфатов позволяет определить потенциальную максимальную скорость поглощения (V<sub>m</sub>) и константу половинного насыщения (K<sub>s</sub>). Сравнение величины K<sub>s</sub> с концентрацией фосфатов, присутствующих в воде, в грубом приближении дает представление о том, насколько уровень фосфатов удовлетворяет потребность планктонного биоценоза в этом элементе [9]. В Шошинском плесе K<sub>s</sub> заметно превышала содержание фосфатов (табл. 10). Отношение V<sub>m</sub>/K<sub>s</sub> характеризует скорость поглощения фосфатов при минимальной их концентрации и говорит о конкурентной способности данной экосистемы [10]. Максимальные значения этого соотношения получены в Шошинском плесе, что свидетельствует об устойчивости и

Таблица 9

Лабильность взвешенного фосфора в водохранилищах Верхней Волги (1980г.)

Станция	Дата	Взвесь, мг/л	Р взвеси		Константа скорости оборота
			% от сухо- го веса	мкг/л	
			Р взвеси		
Иваньковское водохрани- ще					
Городня	28 VII	9.1	0.21	19	0.00120
Корчева	26 VII	11.3	0.19	22	0.00207
Верхний бьеф ГЭС	17 V	12.6	0.21	26	0.00093
То же	25 VII	12.1	0.23	28	0.00112
То же	17 X	11.2	0.27	30	0.00018
Шошинский плес	20 V	18.7	0.31	58	0.02463
То же	27 VII	19.5	0.43	85	0.01225
То же	30 VII	19.0	0.34	64	0.04735
То же	18 X	13.2	0.20	27	0.00728
Угличское водохранилище					
Выше Калязина	23 VII	8.2	0.18	15	0.00056
Верхний бьеф ГЭС	22 VII	8.2	0.28	23	0.00037
То же	14 X	6.0	0.22	13	0.00021

Таблица 10

Потенциальные показатели поглощения фосфатов в воде Иваньковского водохранилища (1980 г.)

Станция	Дата	$PO_4^{3-}$ , мгк Р/л	$K_s$ , мкг Р/л	$V_m$ , мкг Р/л. ч <sup>-1</sup>	$\frac{V_m}{K_s}$
Верхний бьеф Иваньков- ской ГЭС	17 V	20	11	0.56	0.05
То же	25 VII	30	29	2.1	0.07
То же	17 X	31	37	0.6	0.01
Шошинский плес	20 V	7	7.5	7.9	1.05
То же	27 VII	13	40	6.9	0.17
То же	30 VII	2	15	11.4	0.76
То же	18 X	<1	13	2.1	0.16

высокой компенсаторной способности биоценоза, обеспечивающей возможность обитания в условиях напряженного фосфатного режима.

В заключение следует подчеркнуть, что в годы наблюдений в течение всего периода вегетации в Иваньковском и Угличском во-

дохранилищах преобладала фракция растворенных (в том числе коллоидальных) соединений фосфора, большая часть ее (70—90%) приходилась на реактивный фосфатный фосфор, определяемый шестисекундным методом. Скорость оборота фосфатов составляла сотые доли/час от количества, содержащегося в водоеме. Эти данные позволяют предположить, что в водохранилищах Верхней Волги, питание которых осуществляется за счет поверхностного стока, богатого гумусовым веществом, фосфор далеко не всегда относится к ведущему фактору, определяющему развитие фитопланктона. В условиях волжских водохранилищ не менее ответственным за интенсивность продукционных процессов, по-видимому, служит железо в доступной для организмов форме. Малые изменения концентрации этого элемента в период вегетации указывают на низкую усвояемость железа, входящего в состав гумусового комплекса.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973, 269 с.
2. Былинкина А. А. Исследования оборачиваемости фосфатов в водной толще водохранилищ. — В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 53—73.
3. Волга и ее жизнь. Л., 1978, 350 с.
4. Ивановское водохранилище и его жизнь. Л., 1978, 304 с.
5. Скопинцев Б. А. О соотношении между кислородом окисляемости, органическим углеродом и общим содержанием органического вещества в природных водах. — Гидрохим. матер., 1950, т. 18, с. 57—58.
6. Фотнев А. В. К изучению гумуса болотных вод. — Почвоведение, 1964, № 12, с. 95—96.
7. Armstrong F. A. Y., Williams P. M., Strickland J.-D. H. Photo-oxidation of organic matter in sea Water by ultra-violet radiation analytical and other applications. — Nature, 1966, vol. 211, N 5048, p. 481—483.
8. Chamberlain W., Shapiro J. On the biological significance of phosphate analysis comparison of standard and new methods with a bioassay. — Limnol. and Oceanogr., 1969, vol. 14, N 6, p. 921—927.
9. Halmann M., Stiller M. Turnover and uptake of dissolved phosphate in freshwater. A study in lake Kinneret. — Limnol. and Oceanogr., 1974, vol. 19, N 5, p. 774—783.
10. Healey F. P. Slope of the Mond equation as an indicator of advantage in nutrient competition. — Microbial ecology, 1980, vol. 5, N 4, p. 281—286.
11. Koenings I. P., Hooper F. F. The influence of colloidal organic matter on iron and acid bog Lake. — Limnol. and Oceanogr., 1976, vol. 21, N 5, p. 684—696.
12. Kuenzler E. I., Ketchum B. N. Rate phosphorus uptake by *Phaeodactylum tricornutum*. — Biological Bulletin, 1962, vol. 123, N 1, p. 134—145.
13. Peters R. H. Concentration and kinetics of phosphorus fractions in water from streams entering Lake Memphremagog. — J. Fish. Res. Board Canada, 1978, vol. 35, N 3, p. 315—328.
14. Rigler F. H. Radiobiological analysis of inorganic phosphorus in Lake Water. — Verh. Int. Verein. Limnol., 1965, vol. 16, p. 465—470.
15. Rigler F. H. Further observations inconsistent with the hypothesis that the molybdenum blue method measures inorganic phosphorus in Lake Water. — Limnol. and Oceanogr., 1978, vol. 13, N 1, p. 7—13.

## АККУМУЛЯЦИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ВОДОХРАНИЛИЩ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

В основе непрерывного повышения уровня продукционно-биологических процессов в лимнических системах лежит свойство этих систем аккумулировать питательные вещества. Один из основных видов накопления питательных веществ в водоемах замедленного водообмена — аккумуляция их в донных отложениях. В зависимости от соотношения скоростей процессов накопления отложений и регенерации биогенов в них, биогенные элементы, аккумулированные на дне, выходят из биотического круговорота или многократно участвуют в нем, поддерживая достигнутый уровень трофии. Скорость аккумуляции биогенных элементов в отложениях является, следовательно, важным фактором биотического круговорота. Это обстоятельство нашло отражение в предложенной Фолленвайдером [14] модели бюджета биогенов в водоеме, в которой содержится коэффициент седиментации  $\sigma$ , представляющий собой отношение массы вещества, аккумулируемого на дне, к массе его в водоеме:  $\sigma = F_z / \bar{z} [\bar{m}]$ , где  $F_z$  — поступление вещества на дно на глубине  $\bar{z}$  ( $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ),  $\bar{z}$  — средняя глубина водоема (м),  $[\bar{m}]$  — средняя концентрация вещества в столбе воды от 0 до  $\bar{z}$  м ( $\text{мг}/\text{м}^3$ ). Исследователи, развивавшие и совершенствовавшие модель Фолленвайдера, указывали на трудность определения коэффициента седиментации и предложили заменить его коэффициентом удержания  $R$ , который функционально с ним связан и оценивается по балансу как разность между приходом и расходом элемента, отнесенная к суммарному его приходу [10]. Предложено несколько эмпирических зависимостей коэффициента удержания фосфора от водной нагрузки на озеро, от коэффициента и времени водообмена [9, 11, 13]. Однако зависимости коэффициента удержания фосфора от воднобалансовых характеристик могут быть применимы лишь при отсутствии существенных внутренних источников фосфора. В малопродуктивных мелководных водоемах таким источником является поступление фосфора в водную массу при частом взмучивании донных отложений под воздействием ветрового волнения. Примером может служить Шекснинское водохранилище, 77% площади которого приходится на долю мелководного Белого озера. Коэффициент удержания фосфора в этом водохранилище, рассчитанный А. А. Былинкиной и Н. А. Трифоновой (устное сообщение) по балансу, равен 40%, а оцененный по эмпирической формуле Островского [13] — 73%.

В евтрофных водоемах, характеризующихся высокими скоростями регенерации биогенов в донных отложениях, роль внутреннего источника биогенов также может быть весьма существенна, что ведет к нарушению эмпирических зависимостей между коэффициентами удержания и другими характеристиками озерной системы [12]. При использовании для оценки коэффициентов удерж-

жания балансовых уравнений возможные ошибки расчетов и неучет тех или иных статей баланса могут привести к значительным просчетам в определении коэффициентов, а следовательно, и в оценках аккумуляции элементов в отложениях. Разработка описанных выше подходов к оценке скорости аккумуляции биогенов в отложениях вызвана трудностями непосредственного ее определения, связанными с необходимостью датировки отложений для расчета их количества, накапливающегося за определенное время. Наличие в водохранилищах маркирующего слоя в виде первичного грунта позволяет определить количество отложений, накопившихся за время существования водоема. Зная содержание и распределение биогенных элементов во вторичных отложениях, можно рассчитать их запас и среднюю годовую скорость накопления в водоеме.

Такие работы проведены нами на Иваньковском и Угличском водохранилищах, осуществляющих сезонное регулирование стока Верхней Волги. Средний многолетний коэффициент водообмена в Иваньковском водохранилище равен 8, в Угличском — 9. По величине первичной продукции Иваньковское водохранилище относится к евтрофному ( $1 \text{ г С/м}^2$  в сутки), Угличское — к мезотрофному типу ( $0.2\text{—}0.3 \text{ г С/м}^2$  в сутки).

В 1976 г. нами проведена грунтовая съемка Иваньковского, а в 1977 г. — Угличского водохранилища. Во время съемок высота слоя донных отложений измерена на 200 станциях в Иваньковском и на 171 станции в Угличском водохранилище, колонки осадков отобраны, соответственно, на 50 и 31 станции. Углерод, общий и карбонатный, общий азот и общий фосфор определялись в слоях 0—2 см, 10—12 см, 20—22 см и т. д. каждой колонки осадков. Общий углерод определялся методом сухого сжигания, общий азот — по Кьельдалю, общий фосфор — персульфатным методом [1]. За содержание органического углерода принималась разность между содержанием общего и карбонатного углерода.

В Иваньковском водохранилище выделено 4 участка, в Угличском — 5, в пределах которых однородны морфометрия и гидрологический режим и, следовательно, условия седиментации. Для каждого участка вычислялась средняя высота слоя отложений в интервалах глубин: 0—3 м, 3—6 м, 6—9 м и  $> 9$  м. Объем донных отложений, накопившихся в каждом интервале глубин за время существования водоема, получен как произведение средней высоты отложений на площадь, занимаемую данными глубинами, вес отложений — как произведение объема на средний объемный вес отложений данного участка. Для расчета аккумуляции биогенов в отложениях во всех колонках вычислена средняя по высоте колонки концентрация С, N и P. Средняя концентрация для всех станций в данном диапазоне глубин принималась для расчета запаса элементов на данных глубинах. Аккумуляция элементов в донных отложениях на участке рассчитывалась как сумма их запасов на всех диапазонах глубин данного участка (табл. 1, 2). По средним годовым величинам аккумуляции биогенов определено их по-

Таблица 1

Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях  
Иваньковского водохранилища за 1937—1976 гг. (по: [4])

Участок	Вес отложений, тыс. т.	Средняя концентрация, % от сухого веса			Аккумуляция за период, тыс. т			Среднее годовое накопление, тыс. т		
		С	N	P	С	N	P	С	И	N
I	8064	2.8	0.28	0.09	223	22.3	7.63	5.6	0.56	0.191
II	2423	2.7	0.23	0.10	65	5.7	2.52	1.6	0.14	0.063
III	7131	1.4	0.16	0.05	101	11.6	3.41	2.5	0.29	0.085
IV	3933	0.7	0.09	0.04	27	3.5	1.73	0.7	0.09	0.043
Всего	21551	1.9	0.20	0.07	416	43.2	15.3	10.4	1.08	0.382

ступление на единицу поверхности дна. Эти показатели и средние годовые концентрации биогенов в водной массе водохранилищ, приводимые в монографии «Волга и ее жизнь» [2], позволили оценить коэффициенты седиментации всех биогенов в верхневолжских водохранилищах (табл. 3). Результаты свидетельствуют,

Таблица 2

Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях  
Угличского водохранилища за период 1940—1977 гг. (по: [5])

Участок	Вес отложений, тыс. т.	Средняя концентрация, % от сухого веса			Аккумуляция за период, тыс. т			Среднее годовое накопление, тыс. т		
		С	N		С	N	P	С	N	P
I	2021	2.1	0.22	0.10	42.7	4.40	2.09	1.13	0.12	0.055
II	1699	2.1	0.23	0.09	35.7	3.94	1.52	0.94	0.10	0.040
III	1946	2.0	0.24	0.11	39.3	4.72	2.16	1.03	0.12	0.057
IV	920	2.0	0.28	0.11	18.8	2.63	1.03	0.49	0.07	0.027
V	3443	1.3	0.17	0.07	43.3	5.72	2.41	1.14	0.15	0.063
Всего	10030	1.8	0.21	0.09	180	21.4	9.21	4.73	0.56	0.242

что потери фосфора из водной массы за счет седиментации происходят в 6—10 раз интенсивнее, чем углерода и азота. Коэффициенты седиментации углерода и азота, осаждающихся в составе органического вещества, равны. Скорость осаднения фосфора ( $\sigma_p \cdot \bar{Z}$ ), характеризующая в данном случае не физический процесс оседания, а являющаяся балансовой величиной, интегрирующей по времени все перемещения фосфорсодержащих частиц, и учитывающая эффект минерализации, равна 15 м/год. По имеющимся оценкам, основанным на анализе статистических зависимостей,

Таблица 3  
Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях и лимнологические  
параметры, ее определяющие

Водохранилище	Скорость аккумуля- ции, г·м <sup>-2</sup> ·год <sup>-1</sup>			Биогенная нагрузка <sup>1</sup> , г·м <sup>-2</sup> ·год <sup>-1</sup>			Коэффициент седимен- тации (σ), год <sup>-1</sup>			Коэффициент удержания (R), %					
	С			C			σC			R = $\frac{\sigma}{\sigma + \tau \omega}$			Годовая аккумуляция общий приход		
	C	N	P	C	N	P	σC	σN	σP	RC	RN	RP	RC	RN	RP
Иваньковское	32	3.4	1.2	600	37	3	0.7	0.7	4.3	8	8	35	5	10	35
Угличское	19	2.3	1.0	765	66	5	0.3	0.3	3.0	3	3	25	2.5	4	20

Примечание. <sup>1</sup> Для расчета нагрузки использовались величины суммарного поступления биогенов в водохранилища [6, 7].



скорость осаждения фосфора равна 10—16 м/год [8, 9, 15]. Скорость осаждения углерода и азота в верхневолжских водохранилищах составляет около 2 м/год.

Столь существенные различия в величинах коэффициентов седиментации и, соответственно, скоростей осаждения биогенов обусловлены особенностями химической природы элементов, определяющей формы их миграции в ландшафте. Так, в общем количестве органического углерода, поступающего в Иваньковское водохранилище с волжскими водами, взвешенный органический углерод и общий азот составляют 20—30% от валового количества этих элементов, а на долю взвешенного фосфора приходится 70% от общего фосфора. Кроме того, взвешенные углерод и азот входят в состав органического вещества, подвергающегося интенсивной минерализации в процессе осаждения. Более половины взвешенного фосфора в период половодья входит в состав плохо растворимых минеральных соединений, широко распространенных на земной поверхности. Эти обстоятельства не могут не влиять на дальнейшую судьбу элементов в водоеме, в частности, на скорость их аккумуляции.

Обращают на себя внимание заметные различия в скоростях аккумуляции и коэффициентах седиментации биогенов двух рассматриваемых водохранилищ. Несмотря на то, что биогенная нагрузка в Угличском водохранилище больше, а водообмен в нем возрастает по сравнению с Иваньковским очень незначительно, интенсивность седиментации углерода и азота в нем в 2 раза, а фосфора в 1.4 раза меньше, чем в Иваньковском. Регулирование стока Волги Иваньковским водохранилищем приводит к снижению доли взвешенной формы биогенов в волжском стоке, поступающем в Угличское водохранилище [3]. Этим обстоятельством в большей степени, чем незначительным усилением водообмена, обусловлено уменьшение накопления биогенов в донных отложениях Угличского водохранилища.

Зная величины коэффициентов седиментации, годовые скорости аккумуляции и общий приход биогенов в водохранилища, можно оценить их биогеноудерживающую способность двумя способами: 1) по модельному уравнению  $R = \frac{\sigma}{\sigma + \rho_w}$  [15], где  $\rho_w$  — коэффициент водообмена; 2) по данным наблюдений —  $R$  = годовая аккумуляция, деленная на общий приход. Оба способа дают близкие результаты (табл. 3), что, по нашему мнению, свидетельствует о возможности расчета концентрации биогенов в наших водохранилищах на модели типа «простого перемешиваемого реактора» [15]. Эта модель предложена Фолленвайдером для водоемов, находящихся в устойчивом состоянии («steady state»), под которым понимается отсутствие каких-либо однонаправленных изменений годовых концентраций биогенов. Данные наблюдений последних пятнадцати лет позволяют считать, что состояние двух рассматриваемых верхневолжских водохранилищ может характеризоваться как устойчивое. Опыт расчета средних многолетних концентраций азота и фосфора в Иваньковском водохранилище по модельному

балансовому уравнению  $M = \frac{L}{z(\sigma + \rho \omega)}$ , где  $M$  — средняя годовая концентрация элемента ( $\text{г/м}^3$ ),  $L$  — нагрузка элемента на водоем ( $\text{г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$ ), дал величины, близкие к полученным по данным наблюдений за 1968—1976 гг. [2].

Таким образом, количественная оценка коэффициентов седиментации биогенов в Ивановском и Угличском водохранилищах делает принципиально возможным использование модельного балансового уравнения для расчета концентраций этих элементов в воде при различных внешних нагрузках их на водоем.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973. 270 с.
2. Волга и ее жизнь. Л., 1978. 350 с.
3. Зиминова Н. А. Влияние верхневолжских водохранилищ на состав стока взвешенных веществ Волги. — В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 38—52.
4. Зиминова Н. А., Законнов В. В. Накопление углерода, азота и фосфора в донных отложениях Ивановского водохранилища. — Информ. бюл. «Биол. внутр вод», 1980, № 45, с. 50—53.
5. Зиминова Н. А., Законнов В. В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Угличского водохранилища. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1980, № 48, с. 57—63.
6. Зиминова Н. А., Законнов В. В. Балансы биогенных элементов в Ивановском водохранилище. — В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., 1982, с. 239—258.
7. Зиминова Н. А., Законнов В. В. Балансы биогенных элементов в Угличском водохранилище. — В кн.: Гидробиологические характеристики водохранилищ волжского бассейна. Л., 1982, с. 109—121.
8. Chapra S. C. Comment on "An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes" by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. — Water Resour. Res., 1975, vol. 11, p. 1033—1034.
9. Dillon P. J., Kirchner W. B. Reply. — Water Resour. Res., 1975, vol. 11, p. 1035—1036.
10. Dillon P. J., Riqler F. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. — J. Fish. Res. Board Canada, 1974, vol. 31, N 11, p. 1771—1778.
11. Kirchner W. B., Dillon P. J. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. — Water Resour. Res., 1975, vol. 11, p. 182—183.
12. Larsen D. P., Mercier H. T. Phosphorus retention capacity of lakes. — J. Fish. Res. Board Canada, 1976, vol. 33, N 8, p. 1742—1750.
13. Ostrofsky M. L. Modification of phosphorus retention models for use with lakes with low wreal water loading. — J. Fish. Board Canada, 1978, vol. 35, p. 1532—1536.
14. Vollenweider R. A. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. — Arch. Hydrobiol., 1969, vol. 66, p. 1—36.
15. Vollenweider R. A. Input — output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. — Schweiz. Z. Hydrol., 1975, vol. 37, p. 53—83.

# ОСАДКОНАКОПЛЕНИЕ И АККУМУЛЯЦИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Для выяснения темпов осадконакопления и размеров аккумуляции органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища в 1978 г. была проведена грунтовая съемка, во время которой на 700 станциях определены тип и высота слоя вторичных отложений и на 182 станциях содержание в них углерода, азота и фосфора. Станции размещались по той же сетке, что и во время грунтовой съемки 1965 г. [6]. Пробы грунта брались трубкой ГОИНа и дночерпателем Петерсена. Образцы грунта с горизонтов 0—2 см, 10—12 см, 20—22 см и т. д. до маркирующего слоя отбирались для анализа на содержание биогенов. В колонках ила высотой более 60 см отбор образцов проводился через 20—30 см. Консервация пробы осуществлялась высушиванием на воздухе.

Для определения величины осадконакопления использовалась применявшаяся ранее методика [1]. В водохранилище выделено 20 участков (см. рисунок). Для каждого участка определялась средняя высота слоя отложений в интервалах глубин 0—4, 4—6,

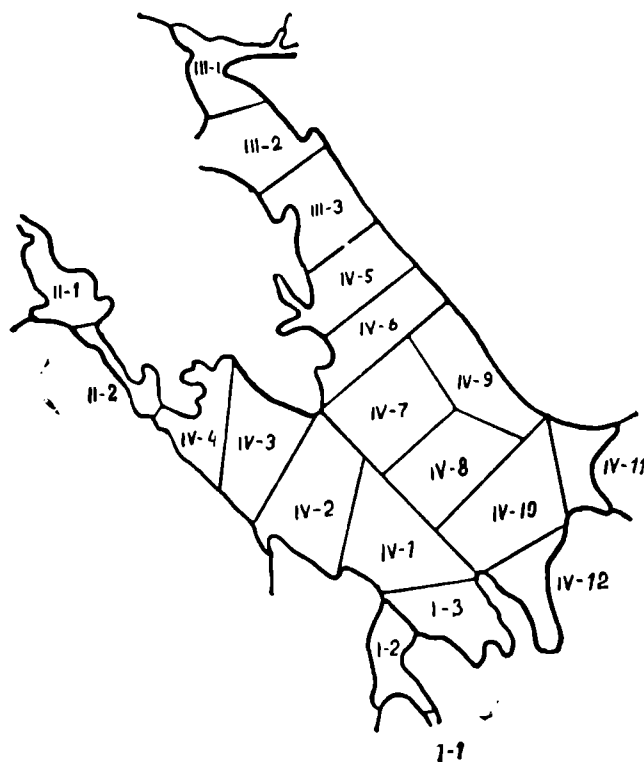


Схема Рыбинского водохранилища

Плесы: I — Волжский, II — Моложский, III — Шекнинский, IV — Главный.  
Арабские цифры — участки, на которых определялась величина осадконакопления и аккумуляция биогенных элементов.

6—8, 8—10, 10—14 и > 14 м. При наличии в данном интервале глубин нескольких типов отложений ориентировочно оценивались занимаемые ими площади. Определения объемного веса вторичных отложений в 39 пробах не обнаружили существенных отклонений от результатов, полученных ранее [1], которые и использовались в большинстве случаев для расчета веса различных типов отложений. Для определения содержания биогенов и расчетов их аккумуляции в донных отложениях применялись методы, описанные в предыдущих работах [3—5].

В результате грунтовой съемки 1978 г. была получена приводимая ниже характеристика распределения грунтов по плесам.

На всех участках Волжского плеса (табл. 1) преобладающим типом донных отложений стал песок и илистый песок (63% площади дна). Мощности его невелики и распространен он преимущественно на глубинах 0—6 м, за исключением верхнего участка I-1, где он покрывает и склон бывшего русла р. Волги. На нижних участках 2 и 3 проявляется общая закономерность, установленная

Таблица 1

Накопление донных отложений в Волжском плесе

Участок	Глубина при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км <sup>2</sup>	Объем отложения, км <sup>3</sup>	Среднее годовое накопление, см
I—1	0—4	Песок	—	42.9	—	—
	4—6	Илистый песок	1.4	3.1	0.00004	0.04
	6—8	Серый песчанистый ил	2.7	1.6	0.00004	0.07
	8—10	Илистый песок	3.0	1.7	0.00005	0.07
	10—14	Илистый песок	4.0	20.8	0.00083	0.10
	>14	Серый песчанистый ил	5.4	3.5	0.00015	0.14
I—2	0—4	Песок	—	129.8	—	—
	4—6	Илистый песок	1.5	29.8	0.00045	0.03
	6—8	Серый ил	9.4	29.5	0.00277	0.24
	8—10	Серый песчанистый ил	11.7	9.3	0.00109	0.30
	10—14	Серый ил	16.3	14.0	0.00228	0.42
	>14	Серый песчанистый ил	26.8	7.8	0.00209	0.70
I—3	0—4	Илистый песок	4.3	117.2	0.00503	0.11
	4—6	Торфянистый ил	6.8	69.5	0.00486	0.17
	6—8	Серый песчанистый ил	6.8	37.0	0.00239	0.17
	8—10	Серый песчанистый ил	17.0	16.2	0.00275	0.44
	10—14	Серый ил	56.0	8.2	0.00459	1.47
	>14	Переходный ил	77.0	8.1	0.00624	2.02
Всего	—	—	6.5	550	0.03565	0.17

для верховолжских водохранилищ — увеличение дисперсности грунта с увеличением глубины. Серый и серый песчаный ил покрывает русло и его склон, переходный ил занял стрежневую часть на глубинах, больших 14 м, в месте слияния рек Волги и Мологи. Торфянистый ил встречается в заливах и на заостровных пространствах. По мере расширения плеса средняя высота слоя отложений увеличивается с 1.5 до 10 см (табл. 7). Темпы осадконакопления, по сравнению с наблюдавшимися в 1965 г., несколько уменьшились (табл. 5). Среднегодовое накопление составило от 0.04 до 2.02 см, а в среднем 0.17 см.

Между съемками 1965 и 1978 гг. объем донных отложений в Моложском плесе увеличился в 3 раза. Увеличение объемов осадконакопления произошло в Вельегонском расширении на глубинах 0—4 м за счет замещения илистого песка пылеватым песком, превышающим по высоте слоя прежние отложения на 7 см. Причиной могло быть усиление волновой абразии мелководный в предшествующей съемке маловодный период. Второй участок целиком занят серым песчаным илом, песок отмечен в интервалах глубин 0—2 м, но площади его невелики (около 20%). Среднегодовое накопление составило от 0.08 до 1.12 см, в среднем — 0.21 см. (табл. 2).

Таблица 2

Накопление донных отложений в Моложском плесе

Участок	Глубина при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км²	Объем отложений, км³	Среднее годовое накопление, см
II—1	0—4	Пылеватый песок	9.0	89.2	0.00803	0.24
	4—6	Серый песчаный ил	3.3	25.3	0.00083	0.09
	6—8	Серый ил	16.0	24.3	0.00389	0.42
	8—10	Серый песчаный ил	42.5	3.2	0.00136	1.12
	>10	Серый песчаный ил	8.8	1.6	0.00014	0.23
II—2	0—4	Серый песчаный ил	3.0	55.0	0.00165	0.08
	4—8	Серый песчаный ил	4.8	14.6	0.00070	0.13
	8—10	Серый ил	12.0	1.6	0.00019	0.32
	>10	Серый песчаный ил	14.0	5.5	0.00077	0.37
Всего		—	8.0	220.3	0.01756	0.21

Из всех речных плесов темпы осадконакопления в Шекснинском плесе самые низкие — 0.13 см/год, с колебаниями от 0.03 до 2.03 см/год, причем на верхнем участке III—1 они выше, чем на нижележащих (табл. 3). Основное накопление донных отложений на этом участке происходит в прибрежье на глубинах до 6 м. Ближе к стрежневой части ни тип отложений, ни их мощности практически за 13 лет не изменились. На нижележащих участках основным типом донных отложений до 6-метровой изобаты является

Накопление донных отложений в Шекснинском плесе

Учас-ток	Глубина при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км²	Объем от-ложений, км³	Среднее годовое накопле-ние, см
III—1	0—4	Серый песчанистый ил	3.7	243.1	0.00900	0.10
	4—6	Серый песчанистый ил	9.4	53.0	0.00498	0.25
	6—8	Серый ил	13.6	1.9	0.00026	0.36
	8—10	Серый песчанистый ил	27.4	2.9	0.00080	0.72
	>10	Серый песчанистый ил	22.8	9.9	0.00223	0.60
III—2	0—4	Илистый песок	3.1	107.2	0.00332	0.08
	4—6	Илистый песок	8.6	18.5	0.00159	0.23
		Торфянистый ил	8.6	23.8	0.00205	0.23
	6—8	Серый песчанистый ил	1.0	40.3	0.00040	0.03
	8—10	Серый песчанистый ил	16.0	0.2	0.00003	0.42
	10—14	Серый песчанистый ил	10.0	4.5	0.00045	0.26
	>14	Серый ил	43.0	3.5	0.00150	1.13
III—3	0—4	Илистый песок	0.8	94.2	0.00075	0.02
	4—6	Илистый песок	3.2	7.5	0.00024	0.08
	6—8	Серый песчанистый ил	1.2	25.9	0.00031	0.03
		Торфянистый ил	1.2	35.0	0.00042	0.03
	8—10	Серый ил	12.3	17.9	0.00220	0.32
	10—14	Серый ил	33.1	3.9	0.00129	0.87
	>14	Серый ил	77.9	3.3	0.00254	2.03
Всего	—	—	4.9	696.5	0.03436	0.13

песок и илистый песок, далее следует серый песчанистый ил и на максимальных отметках дна — серый ил. Торфянистый ил, как и в Волжском плесе, встречается на заостровных пространствах и в заливах. Объем донных отложений в плесе увеличился в 1.5 раза по сравнению с 1965 г. (табл. 5).

Особенности осадконакопления в Главном плесе, отмеченные в 1965 г. [1], сохранились и в настоящее время. Как и раньше, мощности донных отложений и их распределение характеризуются большим разнообразием (табл. 4). Темпы осадконакопления остались в тех же пределах и колеблются от 0.03 до 2.84 см/год, а в среднем — 0.29 см/год. Объем осадконакопления увеличился в 1.5 раза (табл. 5). Нижняя граница песчанистых отложений проходит по изобате 6 м, но на участках с большой гидродинамической активностью песок проникает и до 10-метровой изобаты. Глубже 10 м накапливаются илистые отложения. Максимальная интенсивность осадконакопления (2.8—4.0 см/год) отмечается на глубине более 14 м, здесь преимущественно встречается пере-

Накопление донных отложений в Главном плесе

Учас-ток	Глубина при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км²	Объем отложений, км³	Среднее годовое накопление, см
IV—1	0—4	Песок	—	95.6	—	—
	4—6	Пылеватый песок	0.7	36.4	0.00025	0.02
	6—8	Пылеватый песок	0.2	81.8	0.00016	0.005
	8—10	Серый песчанистый ил	16.5	58.3	0.00962	0.43
		Переходный ил	16.5	58.3	0.00962	0.43
	10—14	Серый ил	44.7	15.3	0.00684	1.18
	>14	Серый ил	89.0	6.2	0.00552	2.34
IV—2	0—4	Песок	—	86.3	—	—
	4—6	Пылеватый песок	16.0	6.9	0.00110	0.42
	6—8	Пылеватый песок	5.0	3.4	0.00017	0.13
	8—10	Илистый песок	11.3	30.2	0.00341	0.30
		Серый ил	11.3	95.4	0.01078	0.30
	10—14	Серый ил	17.0	69.1	0.01175	0.45
	>14	Серый ил	85.3	3.0	0.00256	2.24
IV—3	0—4	Песок	—	111.8	—	—
	4—6	Пылеватый песок	0.8	63.1	0.00050	0.02
	6—8	Серый песчанистый ил	6.7	78.9	0.00529	0.18
	8—10	Серый песчанистый ил	3.6	53.6	0.00093	0.09
	10—14	Серый ил	43.0	33.0	0.01419	1.13
	>14	Серый ил	87.0	3.5	0.00305	2.29
IV—4	0—4	Серый песчанистый ил	14.0	143.9	0.02015	0.37
	4—6	Серый песчанистый ил	13.3	31.9	0.00424	0.35
	6—8	Серый песчанистый ил	19.0	7.5	0.00143	0.50
	8—10	Пылеватый песок	19.7	0.1	0.00002	0.52
	10—14	Илистый песок	13.5	3.4	0.00046	0.36
	>14	Серый песчанистый ил	6.0	3.1	0.00019	0.16
IV—5	0—4	Песок	—	103.6	—	—
	4—6	Пылеватый песок	0.7	42.8	0.00030	0.02
	6—8	Серый песчанистый ил	7.5	33.8	0.00254	0.20
	8—10	Серый ил	17.3	12.6	0.00218	0.46
		Торфянистый ил	17.3	15.5	0.00268	0.46
	10—14	Торфянистый ил	54.0	6.7	0.00362	1.42
		Переходный ил	54.0	4.1	0.00221	1.42
	>14	Переходный ил	45.3	1.4	0.00063	1.19
IV 6	0—4	Песок, почва	—	106.9	—	—

Таблица 4 (продолжение)

Учас- ток	Глубина, при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км²	Объем от- ложений, км³	Среднее годовое накопле- ние, см
IV—7	4—6	Пылеватый песок	0.5	48.6	0.00024	0.01
	6—8	Илистый песок	8.0	28.3	0.00226	0.21
	8—10	Серый песчанистый ил	6.3	41.7	0.00263	0.17
	10—14	Переходный ил	12.7	39.0	0.00495	0.33
	>14	Переходный ил	108.0	4.4	0.00475	2.84
IV—8	0—4	Песок	—	69.9	—	—
	4—6	Почва, пылеватый песок	0.5	17.8	0.00009	0.01
	6—8	Илистый песок	14.4	44.2	0.00636	0.38
	8—10	Серый песчанистый ил	24.5	21.3	0.00522	0.64
	10—14	Серый ил	23.3	85.6	0.01994	0.01
IV—9	>14	Серый ил	78.2	2.4	0.00188	2.06
	0—4	Песок	—	27.6	—	—
	4—6	Серый песчанистый ил	1.1	8.4	0.00009	0.03
	6—8	Серый песчанистый ил	12.0	101.5	0.01218	0.32
	8—10	Серый песчанистый ил	2.6	71.4	0.00186	0.07
IV—10	10—14	Серый ил	41.0	74.7	0.03063	1.08
	>14	Переходный ил	108.0	3.1	0.00335	2.84
	0—4	Почва	—	33.0	—	—
		Пылеватый песок	12.3	33.0	0.00609	0.32
		Торфянистый ил	12.3	33.0	0.00609	0.32
IV—11	4—6	Торфянистый ил	11.9	76.6	0.00912	0.31
	>6	Пылеватый песок	10.5	16.3	0.00076	0.28
		Торфянистый ил	10.5	56.9	0.00266	0.28
	0—4	Илистый песок	15.0	45.1	0.00677	0.39
	4—6	Пылеватый песок	2.0	37.0	0.00074	0.05
IV—11	6—8	Илистый песок	12.3	91.3	0.01123	0.32
	8—10	Серый песчанистый ил	14.5	61.4	0.00890	0.38
		Серый ил	28.5	26.4	0.00750	0.75
	10—14	Переходный ил	28.5	26.4	0.00750	0.75
		Торфянистый ил	28.5	26.3	0.00750	0.75
IV—11	>14	Переходный ил	87.0	3.9	0.00339	2.29
	0—4	Песок	—	45.1	—	—
	4—6	Илистый песок	14.3	46.0	0.00658	0.38
	6—8	Серый ил	15.2	9.8	0.00149	0.40
		Переходный ил	15.2	12.6	0.00191	0.40



Таблица 4 (продолжение)

Учас- ток	Глубина при НПУ, м	Тип отложений	Высота слоя к 1978 г., см	Площадь, км²	Объем от- ложений, км³	Среднее годовое накопле- ние, см
IV—12	>8	Переходный ил	69.5	0.3	0.00021	1.83
	0—4	Песок	—	47.5	—	—
	4—6	Пылеватый песок	1.8	40.3	0.00073	0.05
	6—8	Серый ил	7.7	19.9	0.00153	0.20
		Торфянистый ил	7.7	10.0	0.00077	0.20
	8—10	Серый песчанистый ил	43.0	7.4	0.00318	1.13
		Серый ил	43.0	7.9	0.00340	1.13
	10—14	Серый ил	43.0	12.0	0.00552	1.21
	>14	Переходный ил	62.0	3.0	0.00186	1.63
	Всего	—	11.0	3077.4	0.34130	0.29

ходный ил. Он занял все бывшее русло р. Шексны и ее стариц от п. Мяксы до створа Рыбинской ГЭС.

В целом по водохранилищу почвы занимают 5%, песчанистые отложения 42% и илистые отложения 53% площади дна. По сравнению со съемкой 1965 г. не произошло резкого изменения площадей вторичных отложений, какие были отмечены в 1955 г., а наметилось снижение темпов перестройки грунтового комплекса [2]. Несмотря на некоторые различия в темпах осадконакопления в отдельных плесах, средняя для всего водохранилища скорость осадконакопления не изменилась и составляет 0.25 см/год (табл. 5).

Таблица 5

## Показатели процесса осадконакопления в водохранилище

Плес	Объем отложений, км³		Среднее годовое накопление			
	1965 г.	1978 г.	1965 г., см	1978 г., см	1965 г., г/м²	1978 г., г/м²
Волжский	0.037	0.036	0.27	0.17	800	700
Моложский	0.006	0.018	0.10	0.21	800	1800
Шекснинский	0.024	0.034	0.14	0.13	500	600
Главный	0.216	0.341	0.28	0.29	1000	1100
По водохранилищу	0.283	0.429	0.25	0.25	900	1000

Вес донных отложений, накопившихся к 1978 г., составил 175620 тыс. т, общий объем вторичных отложений — 0.429 км³ (табл. 6).

## Вес донных отложений водохранилища

Плес	Тип отложений	Объем отложений, км <sup>3</sup>	Объемный вес, г/см <sup>3</sup>	Вес отложений, тыс. т.
Волжский	Илистый песок	0.00640	1.02	6550
	Серый песчанистый ил	0.00851	0.35	2940
	Серый ил	0.00964	0.28	2700
	Переходный ил	0.00624	0.15	940
	Торфянистый ил	0.00486	0.15	730
Моложский	Пылеватый песок	0.00803	1.53	12290
	Серый песчанистый ил	0.00545	0.34	1850
	Серый ил	0.00408	0.29	1190
Шекснинский	Илистый песок	0.00590	1.01	5960
	Серый песчанистый ил	0.01820	0.35	6280
	Серый ил	0.00779	0.26	2040
	Торфянистый ил	0.00247	0.15	370
	Пылеватый песок	0.01115	1.53	17060
Главный	Илистый песок	0.03707	1.01	37430
	Серый песчанистый ил	0.07945	0.34	27000
	Серый ил	0.12688	0.29	36850
	Переходный ил	0.05431	0.16	8570
	Торфянистый ил	0.03244	0.15	4870
Всего		0.429	—	175620

Полученные сведения по распределению и накоплению донных отложений и концентрациям биогенов в них позволили подсчитать запасы биогенных элементов и темпы их аккумуляции.

Среднее по участкам водохранилища содержание биогенных элементов в осадках (средневзвешенное по весу каждого типа грунта) составило:  $C_{орг.}$  — от 1.5 до 8.0%,  $N_{общ.}$  — от 0.13 до 0.61%,  $P_{общ.}$  — от 0.04 до 0.11%, а для всего водоема:  $C_{орг.}$  — 4.7%,  $N_{общ.}$  — 0.35%, и  $P_{общ.}$  — 0.07% (табл. 7).

Колебания концентраций биогенов для разных типов грунта значительны и имеют следующие пределы:  $C_{орг.}$  — 0.4 до 47.2%,  $N_{общ.}$  — от 0.04 до 3.04% и  $P_{общ.}$  — от 0.02 до 0.30%.

Содержание углерода карбонатов равно 0.1—0.4%, в среднем — 0.25%. Его доля в валовом углероде составляет около 5%.

По длине речных плесов содержание биогенов увеличивается от верхних участков к Главному плесу, в котором отмечается максимальная концентрация биогенов в отложениях. По высоте колонок грунта в речных плесах наблюдается увеличение содержания биогенов от нижележащих слоев к вышележащим, а в Главном плесе — наоборот. Это связано с особенностями процесса форми-

Среднее содержание биогенных элементов в донных отложениях  
водохранилища по участкам

Участок	Количество проб	Средняя высота слоя, см	Сорг. , %	Nобщ. , %	Pобщ. , %	C : N
Волжский плес						
I—I	18	1.5	2.5	0.26	0.09	9.6
I—2	31	3.9	5.6	0.42	0.10	13.3
I—3	40	10.0	5.9	0.36	0.05	16.4
Среднее	89	6.5	5.6	0.36	0.06	15.6
Моложский плес						
II—I	26	10.0	1.5	0.15	0.07	10.0
II—2	20	4.3	3.0	0.22	0.10	13.6
Среднее	46	8.0	1.6	0.15	0.07	10.7
Шекснинский плес						
III—I	48	5.5	2.2	0.18	0.11	12.2
III—2	14	4.7	1.9	0.13	0.04	14.6
III—3	31	4.1	4.4	0.29	0.11	15.2
Среднее	93	4.9	2.5	0.18	0.07	13.9
Главный плес						
IV—I	31	9.1	6.4	0.42	0.10	15.2
IV—2	28	10.1	5.2	0.42	0.08	12.4
IV—3	13	7.3	6.5	0.49	0.10	13.3
IV—4	17	13.9	2.3	0.21	0.08	11.0
IV—5	17	6.4	7.0	0.61	0.06	11.5
IV—6	17	5.5	5.1	0.47	0.07	10.9
IV—7	22	15.5	6.5	0.56	0.07	11.6
IV—8	20	16.8	8.0	0.57	0.05	14.0
IV—9	12	9.9	4.7	0.27	0.07	17.4
IV—10	29	16.8	3.9	0.27	0.07	14.4
IV—11	17	9.0	2.5	0.26	0.06	9.6
IV—12	15	11.5	5.3	0.43	0.06	12.3
Среднее	238	11.0	5.2	0.39	0.07	13.3
Среднее по водохранилищу	466	9.4	4.7	0.35	0.07	13.4

рования вторичных отложений. На первом этапе существования водохранилища, когда происходил размыв торфяных сплавин и затопленных почв, на дне накапливались отложения с высоким содержанием органического вещества. Со временем поступление осадочного материала из этого источника сократилось, возросла роль абразионных процессов в седиментационном бюджете водоема, что привело к некоторому обеднению донных отложений органическим веществом. Эта тенденция, отмеченная в Главном плесе еще в 1965 г. [1], подтверждается результатами изучения вертикального распределения углерода, азота и фосфора в донных отложениях. Примером могут служить колонки серого ила, отобранные с глубины 17 м в Главном и Волжском плесах (табл. 8).

Таблица 8  
Изменение объемного веса, механического состава и содержания биогенных элементов по высоте колонки грунта

Горизонт	Объемный в.с, г/см <sup>3</sup>	Сумма фракций, % сухого веса		Сорг., %	N <sub>общ.</sub> , %	P <sub>общ.</sub> , %	C:N
		>0.1 мм	<0.01 мм				
Главный плес							
0—2	0.34	13.0	29.5	5.3	0.38	0.15	14
40—42	0.30	0.4	44.3	6,0	0.40	0.14	15
80—82	0.29	0.4	50.2	8.7	0.54	0.15	16
Волжский плес							
0—2	0.30	2.8	25.0	6.1	0.46	0.07	13
20—22	0.36	10.2	19.3	4.7	0.31	0.07	15
40—42	0.87	42.2	8.5	2.5	0.25	0.04	10

Выявленная ранее в Ивановском и Угличском водохранилищах закономерность увеличения концентраций биогенов с увеличением глубины водоема характерна и для Рыбинского (табл. 9). Исключения наблюдаются, когда торфянистый ил накапливается в заливах и заостровных пространствах — выше зоны аккумуляции илистых отложений.

Величина отношения C:N в различных типах грунтов (табл. 9) колеблется в тех же пределах, что и в других верхневолжских водохранилищах, свидетельствуя о сходном происхождении грунтообразующего материала.

Пространственные различия в скоростях накопления донных отложений и концентрациях биогенов в них обуславливают неравномерное распределение запасов биогенов в чаше водохранилища (табл. 10). Основной аккумулятор биогенных элементов — Главный плес, в донных отложениях которого погребено 75—85% общего их запаса. На долю Волжского плеса приходится от 6 до 10% запаса биогенов, на остальные плесы — 3—10%. На глубинах,

**Содержание и распределение биогенных элементов в донных  
отложениях водохранилища**

Пес	Тип отложений	Глубина, м	Сорг. , %	Nорг. , %	Pобщ. %	C:N
Волж- ский	Песок	0—4	1.0	0.10	0.05	10.0
	Илистый песок	4—8	2.5	0.21	0.06	11.9
	Серый песчанистый ил	8—10	4.6	0.38	0.08	12.1
	Серый ил	10—14	7.7	0.52	0.10	14.9
	Переходный ил	> 14	10.3	0.68	0.14	15.1
	Торфянистый ил	4—6	22.4	1.08	0.05	20.7
Молож- ский	Пылеватый песок	0—4	0.9	0.10	0.06	9.0
	Серый песчанистый ил	4—12	3.0	0.28	0.12	10.7
	Серый ил	6—10	5.7	0.42	0.18	13.6
Шекс- нинский	Песок	0—4	0.8	0.08	0.05	10.0
	Илистый песок	4—6	1.1	0.09	0.05	12.2
	Серый песчанистый ил	6—10	3.1	0.21	0.09	14.8
	Серый ил	> 10	5.8	0.39	0.14	14.9
	Торфянистый ил	4—8	15.2	0.80	0.05	19.0
Главный	Пылеватый песок	0—6	0.7	0.09	0.04	7.8
	Илистый песок	6—8	1.4	0.15	0.05	9.3
	Серый песчанистый ил	8—10	2.9	0.25	0.06	11.6
	Серый ил	10—14	7.3	0.57	0.10	12.8
	Переходный ил	>14	14.2	1.02	0.10	13.9
	Торфянистый ил	2—12	19.3	1.19	0.08	16.2

превышающих 6 м и занимающих 45% площади дна водоема, сосредоточено 75% объема и 60% веса осадочного материала, 80% С<sub>орг.</sub> и N<sub>общ.</sub> и 66% P<sub>общ.</sub>; на глубинах более 10 м (13% площади) 40% объема и 27% веса вещества, свыше 50% С<sub>орг.</sub> и N<sub>общ.</sub>, и около 40% P<sub>общ.</sub>

За 38-летний период существования водоема в его донных отложениях накопилось 8176 тыс. т органического углерода, 619 тыс. т общего азота, и 124 тыс. т общего фосфора. Средние за период скорости аккумуляции равны 215 тыс. т С/год, 16 тыс. т N/год и 3 тыс. т Р/год. По данным Н. А. Трифоновой [7], за 25-летний период (1941—1965 гг.) скорость аккумуляции органического углерода составила 326 тыс. т/год и общего азота 14.4 тыс. т/год.



Таблица 10 (продолжение)

Пласс	Глубина, м	Вес отло- жений, тыс. т	Средняя концентрация, % от веса			Аккумуляция, тыс. т			Среднее годовое накопление, тыс. т		
			С	N	P	С	N	P	С	N	P
Шекснинский	0—4	7170	1,1	0.09	0.07	77.9	0.54	5.37	2.0	0.2	0.14
	4—6	3850	2.6	0.18	0.06	100.7	7.11	2.45	2.6	2.0	0.06
	6—8	390	5.8	0.36	0.07	22.5	1.41	0.31	0.6	0.04	0.01
	8—10	920	4.6	0.31	0.14	42.8	2.91	1.30	1.1	0.1	0.03
	10—14	1370	4.3	0.25	0.09	59.2	3.51	1.30	1.6	0.1	0.03
	>14	950	6.2	0.47	0.15	59.3	4.50	1.44	1.6	0.1	0.04
	Итого	14650	2.5	0.18	0.07	362.4	26.0	12.2	9.5	0.7	0.31
Главный	0—4	23920	1.9	0.17	0.06	463.7	40.68	16.74	12.2	1.1	0.44
	4—6	15540	3.2	0.23	0.05	494.8	36.81	7.99	13.0	1.0	0.21
	6—8	30670	2.5	0.19	0.04	755.0	58.59	14.56	19.9	1.5	0.38
	8—10	21460	5.0	0.41	0.06	1078.1	88.58	14.15	28.4	2.3	0.37
	10—14	34310	9.8	0.71	0.08	3382.4	246.68	30.75	89.0	6.5	0.81
	>14	5880	10.6	0.81	0.13	623.3	47.66	8.14	16.4	1.3	0.21
	Итого	131780	5.2	0.39	0.07	6797.3	519.0	92.3	178.9	13.7	2.4
	Всего	175620	4.7	0.35	0.07	8175.8	618.8	124.4	215.2	16.3	3.3

Уменьшение темпов накопления углерода, по-видимому, связано со сменой источников грунтообразующего материала, о чем было сказано выше.

Полученные результаты могут быть использованы при составлении баланса биогенов в водохранилище.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Буторин Н. В., Зимина Н. А., Курдин В. П. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Л., 1975. 150 с.
2. Законнов В. В. Распределение донных отложений в Рыбинском водохранилище. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1981, № 51, с. 68—72.
3. Зимина Н. А., Законнов В. В. Накопление углерода, азота и фосфора в донных отложениях Иваньковского водохранилища. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1980, № 45, с. 50—53.
4. Зимина Н. А., Законнов В. В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Угличского водохранилища. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1980, № 48, с. 57—63.
5. Зимина Н. А., Законнов В. В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги (наст. сб.).
6. Зимина Н. А., Курдин В. П. Накопление донных отложений в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Химизм внутренних водоемов и факторы их загрязнения и самоочищения. Л., 1968, ч. 142—151.
7. Трифонова Н. А. Содержание и выделение соединений азота донными отложениями Рыбинского водохранилища. — В кн.: Биогенные элементы и органическое вещество в водохранилищах. Рыбинск, 1974, с. 68—89.

*С. М. РАЗГУЛИН, М. В. ГАПЕЕВА, А. С. ЛИТВИНОВ*

#### **БАЛАНС БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ИОНОВ В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В 1980 г.**

Одним из методов количественной оценки динамики химических веществ в водоемах, отражающей совокупное влияние климатических процессов и антропогенное воздействие на водоем и его водосбор, являясь оценка баланса отдельных гидрохимических показателей. На балансах химических веществ основано и большинство методов гидрохимического прогнозирования.

Приходная часть баланса химических веществ включает в себя поступление их с речным стоком, сточными водами, атмосферными осадками, выделение из донных отложений. Расходная часть обычно представлена сбросом химических соединений через гидросооружения, накоплением в грунтах и аккумуляцией в водной массе.

Кроме того, при составлении балансов биогенных элементов необходимо учитывать их круговорот в водоеме, обусловленный внутриводоемными процессами. Основой для составления балансов химических веществ являются водные балансы.

В литературе по гидрохимии Рыбинского водохранилища балансовые расчеты представлены лишь в работах С. И. Кузнецова [12], Кузнецова С. И. и Безлера Ф. И. [13], Трифоновой Н. А. [18]. Однако специальных исследований для составления годовых балансов общих форм биогенных элементов и суммы главных ионов не проводилось. В настоящей работе предпринята попытка расчета баланса общего азота, фосфора и суммы ионов за 1980 г.



## Водный баланс водохранилища

Элементы баланса	Млн.м <sup>3</sup>	%
<b>Приход</b>		
Приток через Угличский гидроузел	14100	40
Приток через Шекснинский гидроузел	3480	9.8
Боковая приточность	15340	43
Атмосферные осадки	2388	6.7
Приток с грунтовыми водами	232	0.6
Возврат потерь на оседание льда и снега	328	0.9
Всего	35310	100
<b>Расход</b>		
Сток через Рыбинский гидроузел	27002	80.4
Испарение	1851	5.5
Фильтрация в ложе водохранилища	160	0.5
Потери на оседание льда и снега	391	1.6
Аккумуляция в чаше водохранилища	4150	12.0
Всего	33554	100.0
Невязка	1756	5

Среднегодовой водный баланс Рыбинского водохранилища за 1980 г. был близок к среднему многолетнему (табл. 1) <sup>1</sup>.

Суммарный объем поступления вод в водохранилище составил 35.3 км<sup>3</sup>, а расход — 33.5 км<sup>3</sup>. Средние многолетние характеристики соответственно, равны 33 км<sup>3</sup> и 32.7 км<sup>3</sup>. Однако внутригодовое распределение притока основных рек значительно отличалось от средних многолетних величин.

Объем стока Волги и Мологи был больше средней многолетней величины на 3.4 и 0.5 км<sup>3</sup> соответственно, а сток Шексны на 2.0 км<sup>3</sup> меньше. Суммарный приток малых рек был также меньше среднего многолетнего на 1.0 км<sup>3</sup>. При этом, если по Шексне, Мологе и малым рекам основной объем стока приходился на апрель-май, то по Волге он наблюдался в июле-сентябре. В этот период среднемесячные расходы через Угличский гидроузел в 1,5—2 раза превышали расходы в апреле-мае (рис. 1). В апреле-мае поступление волжских вод в водохранилище составляло 19.7% от годовой величины, а в июне-августе — 37.6%, т. е. почти в 2 раза больше. В целом же по водохранилищу за апрель-май объем притока равнялся 26.9% от годового, а за июнь-август 24.2%, тогда

<sup>1</sup> Авторы благодарят сотрудников Рыбинской ГМО Зайцеву Е. А., Питерскую Л. П., Валькову Т. Г. за предоставленные материалы по воднобалансовым характеристикам Рыбинского водохранилища.

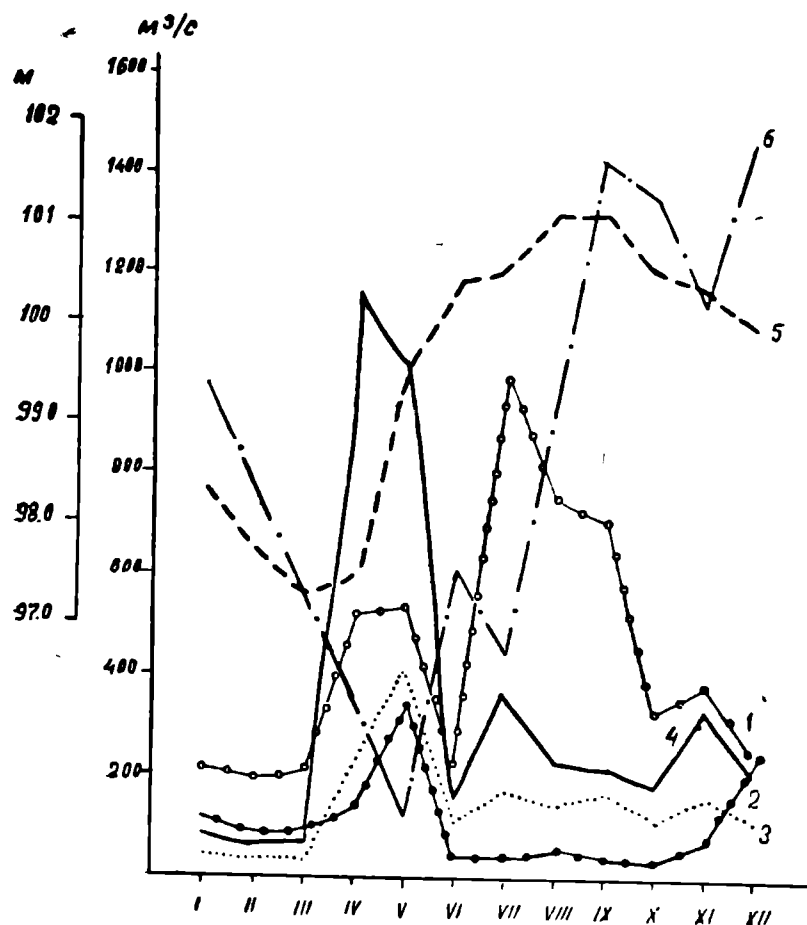


Рис. 1. Среднемесячный расход воды и уровень Рыбинского водохранилища.

1 — Волга, Углическая ГЭС, 2 — Шексна, Шекнинская ГЭС, 3 — Молога, Устюжна, 4 — суммарный приток малых рек, 5 — уровень, 6 — сброс, Рыбинская ГЭС.  
По оси ординат — уровень водохранилища, м. расход воды, м³/с, по оси абсцисс — месяцы.

как обычно за 2 весенних месяца поступает около половины (48,5%) годового прихода. Объем стока в сентябре более чем в два раза превышал многолетнюю величину за счет высокого волжского стока. Все это привело к тому, что с марта по сентябрь включительно наблюдалось постоянное повышение уровня водохранилища. Для рассматриваемого года была характерна значительная аккумуляция воды в чаше водохранилища (4,2 км³) и повышенный коэффициент водообмена (2,01).

Для оценки поступления химических компонентов с речным стоком в период весеннего половодья гидрохимические исследования проводились на р. Волге в створе Угличского гидроузла, г. Мологе — г. Устюжна, р. Шексне в створе Шекнинской ГЭС и в верхнем бьефе Рыбинской ГЭС. Полученные материалы дали возможность наиболее точно рассчитать химический сток главных рек в весенний период. С мая по октябрь ежемесячно выполнялись гидрохимические съемки водохранилища, включая станции в Волжском, Моложском, Шекнинском и Главном плесах водоема,

Содержание биогенных элементов, минерализация вод главных рек и сбросного плеса водохранилища, мг/л

Река	Весна												Осень (X)			Зима (III, XII)		
	IV						V											
	N общ.	P общ.	ε ионов	N общ.	P общ.	ε ионов	N общ.	P общ.	ε ионов	N общ.	P общ.	ε ионов						
Волга	2.52	0.08	285	2.10	0.08	195	1.40	0.08	185	1.00	0.07	227	1.5	0.06	283			
Молога	2.20	0.07	194	1.04	0.04	222	0.70	0.05	185	1.0	0.05	230	1.1	0.03	357			
Шексна	0.88	0.03	172	0.77	0.04	130	0.69	0.06	152	0.56	0.04	165	0.85	0.03	171			
Верхний бьеф Рыбинской ГЭС	1.25	0.05	300	0.90	0.04	183	0.96	0.04	184	1.00	0.03	189	1.1	0.04	206			

на основных притоках, сбросном плесе и малых реках. По указанной сети станций проводилась съемка водоема в зимний период. Отбирались интегрированная проба, характеризующая весь столб воды. Общие формы азота и фосфора определялись в нефильтрованной воде методом персульфатного окисления [3, 4]. Анализ основных ионов выполнялся по общепринятым методикам [1]. Общие формы биогенных элементов в воде малых рек определялись впервые. Полученные материалы приведены в табл. 2—4.

Таблица 3  
Содержание биогенных элементов и сумма ионов в воде водохранилища, мг/л

Плес	Весна (V)			Лето (VI—VIII)			Осень (X)			Зима (I—XII)		
	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов
Волжский	1.60	0.07	177	1.30	0.07	170	1.00	0.07	230	1.1	0.08	263
Шекснинский	0.75	0.04	110	0.65	0.05	146	0.81	0.06	194	—	—	—
Моложский	0.84	0.03	133	0.7	0.05	185	0.9	0.045	230	—	—	—
Главный	1.17	0.05	208	0.95	0.04	180	0.85	0.06	182	0.97	0.04	202

Примечание: — Гидрохимических определений не проводилось.

Таблица 4  
Содержание биогенных элементов и минерализация вод боковых притоков водохранилища, мг/л

Река	Весна (V)			Лето (VI—VIII)			Осень (X)			Зима (III—XII)		
	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов	N общ.	P общ.	сумма ионов
Суда	0.55	0.03	122	0.62	0.05	246	0.70	0.04	336	0.85	0.03	215
Согожа	0.72	0.05	144	0.90	0.10	142	0.75	0.07	271	1.00	0.05	165
Сить	1.3	0.04	242	1.03	0.10	275	0.62	0.07	452	2.00	0.05	357
Ухра	0.72	0.04	175	0.85	0.07	195	0.68	0.04	335	1.37	0.05	232

Примечание: В таблице приведены среднесезонные данные.

Наиболее высокое содержание биогенных компонентов характерно для волжских вод, особенно в весенний период. Максимальных значений концентрации общего азота и фосфора достигают в апреле в первую фазу половодья ( $Q_{\text{макс}}=1200\text{ м}^3/\text{с}$ ) и составляют 2.72 мгN/л и 0.12 мг P/л. Фосфор имеет второй максимум в мае, равный 0.11 мг P/л (рис. 2). Средневзвешенные по стоку концентрации общего азота и фосфора в апреле-мае составляют соответственно 2.52—2.10 мгN/л, и 0.08 мг P/л (табл. 2).

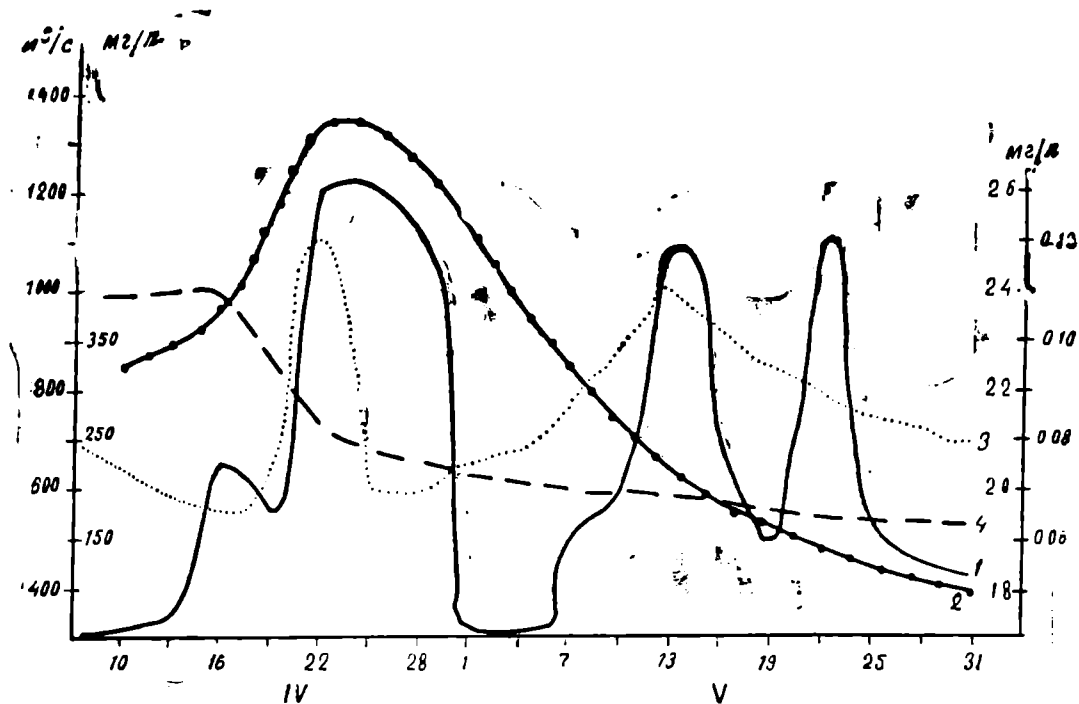


Рис. 2. Изменение расходов воды, содержания биогенных элементов и суммы ионов в створе Углической ГЭС весной 1980 г.  
1 — расход воды, 4 — сумма ионов, 3 — Р общий, 2 — N общий.  
По оси ординат слева направо — расходы воды,  $\text{м}^3/\text{с}$ , сумма ионов, содержание азота и фосфора,  $\text{мг/л}$ , по оси абсцисс — дни месяца.

Воды, поступающие из Шекснинского водохранилища, отличаются наименьшим содержанием биогенных веществ. Динамика соединений азота и фосфора в период весеннего половодья выражена слабо, в пределах аналитической ошибки. За время наблюдений средневзвешенные по стоку концентрации общего азота и фосфора составили  $0.88 \text{ мгN/л}$  и  $0.03 \text{ мг P/л}$ .

В Мологе максимальная концентрация общего азота в весенний период ( $2.65 \text{ мгN/л}$ ) наблюдается при расходах воды  $30\text{—}150 \text{ м}^3/\text{с}$ ; при увеличении расходов до  $700\text{—}1000 \text{ м}^3/\text{с}$  содержание общего азота в мае снижается до  $1.1\text{—}1.2 \text{ мг/л}$  (рис. 3).

Концентрация общего фосфора во время половодья изменялась от  $0.04$  до  $0.08 \text{ мг P/л}$ . Динамика общего фосфора и его слабо выраженный максимум в период пика половодья, равный  $0.08 \text{ мг P/л}$ , вероятно, связан с увеличением содержания взвешенных веществ.

Средневзвешенные по стоку концентрации общего азота и фосфора в апреле-мае для р. Мологи составляют  $2.2\text{—}1.04 \text{ мгN/л}$  и  $0.07\text{—}0.04 \text{ мг P/л}$  (табл. 2).

Бедны соединениями азота и фосфора воды малых рек, особенно Суды. Повышение концентраций общего фосфора в воде боковых притоков до  $0.07\text{—}0.1 \text{ мг P/л}$  в летний период объясняется поступлением фосфора с водосборной территории в период интенсивных осадков в июле и августе (табл. 3).

Данные по водному режиму и материалы гидрохимических исследований позволили оценить химический сток главных рек и бо-

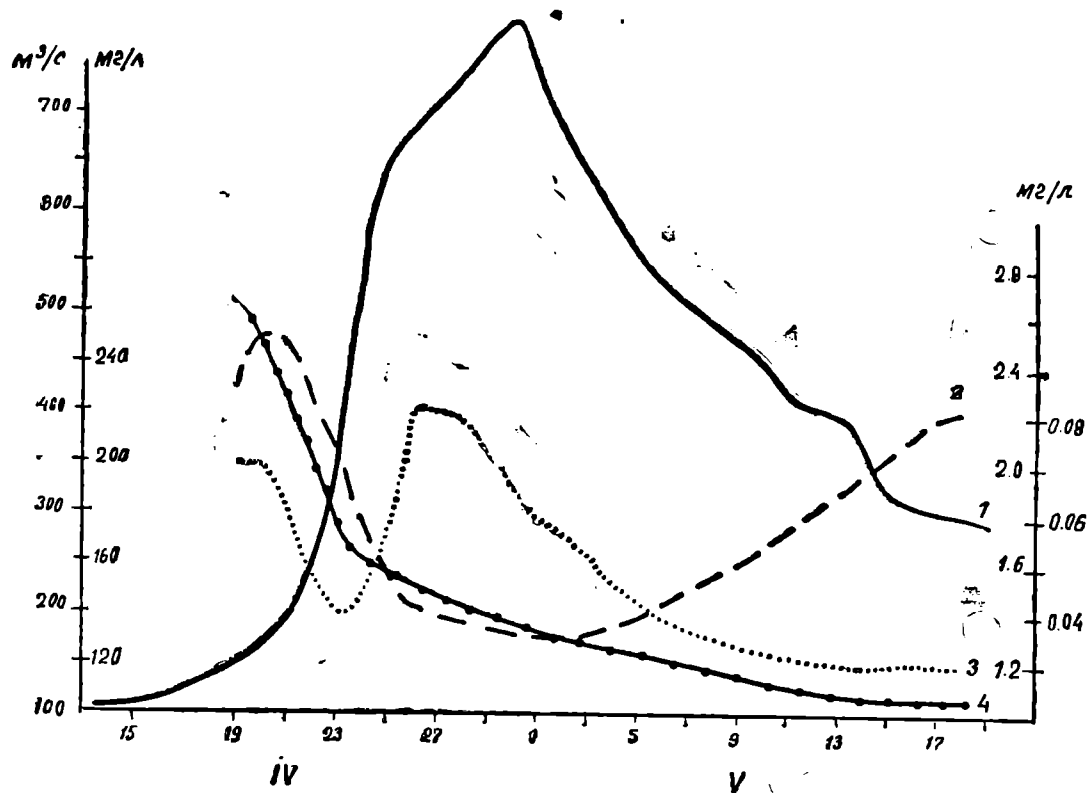


Рис. 3. Изменение расходов воды, содержания биогенных элементов и суммы ионов в р. Мологе у г. Устюжны весной 1980 г:

1 — расход воды, 4 — N общий, 3 — P общий, 2 — сумма ионов.  
По оси ординат слева направо — расходы воды,  $\text{м}^3/\text{с}$ , сумма ионов, содержание азота и фосфора,  $\text{мг}/\text{л}$ , по оси абсцисс — дни месяца.

ковых притоков Рыбинского водохранилища (табл. 5). Для расчета химического стока рек Кесьмы, Ламы, Рени за реку — аналог была принята р. Сить. Около 80% общего поступления биогенных элементов и солей с речным стоком приходится на Волгу и Мологу, 6% — Шексну и около 14% на малые реки.

Изменение запаса элемента в водной массе рассчитывалось отдельно для каждого плеса водохранилища [2].

Среднее из 4 определений содержание общего азота, фосфора и величины минерализации атмосферных осадков составило соответственно 0.75  $\text{мгN}/\text{л}$ , 0.04  $\text{мг P}/\text{л}$ , 15—20  $\text{мг}/\text{л}$ . Поступление элементов с дождем и снегом в водохранилище равнялось 1.37 тыс. т азота и 67 т фосфора.

Значительная часть биогенных соединений поступает в водохранилище со сточными водами г. Череповца. В 1964 г. со стоками хозяйственно-бытового сектора сбрасывалось 950 т общего азота и 66 т общего фосфора [5, 6]. В 1980 г. сброс лишь минеральных форм азота и фосфора с хозяйственно-бытовыми стоками составил соответственно 623 и 92 т.

По весьма приближенным оценкам, общее поступление минеральных форм биогенных элементов в Рыбинском водохранилище с сточными водами г. Череповца составляет 4000 т азота и 163 т фосфора.

Таблица 5

## Биогенный и ионный сток притоков водохранилища

Река	Общий азот		Общий фосфор		Сумма ионов		Водный сток	
	тыс. т	%	т	%	тыс. т	%	км³	%
Волга	21.04	60	1150.0	61	3189	50.4	14.1	47
Молога	6.52	18.2	301.0	16	1441	23	6.72	22.4
Шексна	2.28	6.2	119.5	6.3	525	8.3	3.5	11.6
Суда	2.34	6.6	125.0	6.6	626	10	2.85	9.5
Согож а	1.14	3.0	74.0	4	178	2.8	1.08	3.6
Сить	1.39	4	79.5	4	272	4.3	1.07	3.5
Ухра	0.65	2	32.2	2	91	1.2	0.56	2

Грунты Рыбинского водохранилища выделяют в год около 6000 т азота, в основном в аммонийной форме [17]. Интенсивность выделения минерального фосфора иловыми отложениям в условиях статического опыта составляет 0.5—0.8 мг Р м²/сут [19]. Площадь, занятая илами, в Рыбинском водохранилище равна 58% всей площади дна [8]. Таким образом, за год грунтами водоема выделяется около 494 т фосфора.

В результате размыва берегов и ложа водохранилища в год поступает 3269 тыс. т взвешенного вещества [11]. Содержание общего азота и фосфора в осадочных породах равно 0.06 и 0.07% [15, 16]. Рассчитанное количество азота и фосфора, поступающего в водоем при размыве берегов и дна, составляет соответственно 1960 и 2288 т в год.

Количественная оценка основных составляющих прихода и расхода химических компонентов позволили составить ориентировочный баланс биогенных элементов и суммы ионов в Рыбинском водохранилище за 1980 г. (табл. 6).

Сброс общего азота через Рыбинский гидроузел в 1980 г. был равен 26.03 тыс. т и фосфора 1089 т, а их аккумуляция в водной массе 6.07 тыс. т и 197 т соответственно. По данным Н. А. Зиминской и В. В. Законнова [9] средние многолетние величины накопления азота и фосфора в грунтах водохранилища составили для азота 16,3 тыс. т, для фосфора 3.3 тыс. т.

Таким образом, в балансе азота более 70% общего поступления приходится на речной сток, тогда как для фосфора эта величина составляет лишь 36%. Значительный вклад дают выделения биогенных элементов из донных отложений: 13% для азота и 9,4% для фосфора. Весьма приближенная оценка поступления минеральных форм биогенных веществ со сточными водами г. Череповца показывает, что сброс этих компонентов превышает биогенных сток р. Шексны в 2 раза для азота и в 1.5 раза для фосфора. Таким образом, Череповецкий территориально-производственный

Таблица 6

**Баланс общих форм биогенных элементов и суммы главных ионов**

Элементы баланса	Общий азот		Общий фосфор		Соли	
	тыс. т	%	тыс. т.	%	тыс. т.	%
<b>Приход</b>						
С речным стоком	35.36	73	1881	38.4	6325.0	98.4
С атмосферными осадками	1.41	0.5	67	1.3	35.8	0.5
Со сточными водами	4.00	8	163	3.3	—	—
Из донных отложений	6.00	13	494	10.0	—	—
Размыв берегов и дна	1.96	4	2288	45	—	—
С грунтовыми водами	—	—	—	—	74.4	1.0
При таянии льда	—	—	—	—	8.5	0.1
Всего	48.73	100	4893	100	6443.7	100
<b>Расход</b>						
Сброс через Рыбинский гидроузел	26.03	53.8	1089	23.8	5282.3	89.2
Аккумуляция в водной массе	6.07	12.7	197	4.3	576.2	9.7
Аккумуляция в грунтах	16.30	33.7	3300	71.9	—	—
Фильтрация в ложе водохранилища	—	—	—	—	52.8	0.9
При образовании льда	—	—	—	—	10.2	0.2
Всего	48.4	100	4586	100	5921.5	100.0
Невязка	0.33	0.6	307	6.2	522.2	8.1

комплекс является сильнейшим фактором антропогенного эвтрофирования Рыбинского водохранилища.

На основании уравнений балансовых расчетов возможна оценка одной из статей поступления или расхода биогенных веществ. Рассчитанное таким образом годовое накопление азота и фосфора в донных отложениях оказалось близким к реальным данным: для азота 16,6 тыс. т. при экспериментальной величине 16.3 тыс. т, для фосфора 3,6 при фктическом результате 3,3 тыс. т. Это подтверждает приемлемую точность приведенных балансовых расчетов.

Балансовые расчеты дали возможность вычислить величину биогенной нагрузки. При среднегодовой площади водохранилища в 1980 г., равной 3405.7 км<sup>2</sup>, азотная нагрузка составила 14.3 г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>, для фосфора — 1,4 г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>. Для Ивановского и Угличского водохранилищ эти показатели существенно выше — 37 и 66 г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup> для азота, 3 и 5 г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup> для фосфора [10]. Об уровне трофии водоема эти показатели дают определенное представление, однако в величину биогенной нагрузки входит фосфор взвешенных частиц, недоступный для гидробионтов.



Биогеноудерживающая способность грунтов Рыбинского водохранилища, равная процентному отношению годовой величины аккумуляции элемента в донных отложениях к общему его приходу, составляет 33% для азота и 67% для фосфора. В Ивановском и Угличском водохранилищах эти величины много ниже 10 и 4% для азота и 35 и 20% для фосфора. Одной из причин различия коэффициентов удержания биогенных элементов является замедленный водообмен Рыбинского водохранилища.

На основании материалов по водному стоку и результатов гидрохимических исследований был составлен ионный баланс Рыбинского водохранилища в 1980 г. (табл. 6). Количественную оценку получили поступление ионов с грунтовыми водами и изменение запаса данного компонента при образовании и таянии льда [7]. Балансовые расчеты показали, что накопления ионов в водоеме не происходит. В условиях Рыбинского водохранилища основные ионы в определенной степени «транзитный» компонент, что характерно для ландшафтной зоны бассейна Рыбинского водохранилища [14].

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973. 286 с.
2. Бакулин К. А. Морфологические характеристики Рыбинского водохранилища. — В кн.: Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968, с. 72—86.
3. Бикбулатов Э. С. О методе определения общего фосфора в природных водах. — Гидрохим. матер., 1974, т. 60, с. 167—173.
4. Гапеева М. В., Разгулин С. М., Скопинцев Б. А. Ампульный персульфатный метод определения общего азота в природных водах. — Гидрохим. матер., т. 87, 1982, с. 24—28.
5. Драчев С. М., Былинкина А. А., Трифонова Н. А., Кудрявцева Н. А. Антропогенные факторы формирования химического состава и содержания биогенных элементов в водохранилищах Волги. — В кн.: Волга-2, Борок, 1974, с. 11—17.
6. Драчев С. М., Калинина Л. А. О влиянии бытовых и промышленных стоков на содержание связанного азота в водохранилищах Верхней Волги. — В кн.: Материалы к совещанию по прогнозированию содержания биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах. Рыбинск, 1969, с. 92—101.
7. Зайцева Е. А. Сравнительная характеристика химического состава льда и подледной воды Рыбинского водохранилища. — В кн.: Сборник работ Горьковской, Волжской и Рыбинской гидрометеорологических обсерваторий. Л., 1973, вып. 10, с. 3—9.
8. Законнов В. В. Распределение донных отложений в Рыбинском водохранилище. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1981, № 51, с. 68—72.
9. Законнов В. В., Зиминова Н. А. Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища. — Наст. кн.
10. Зиминова Н. А., Законнов В. В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Угличского водохранилища. — Информ. бюл. «Биол. внутр. вод», 1980, № 48, с. 57—63.
11. Зиминова Н. А., Курдин В. П. Баланс взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Органическое вещество и элементы гидрологического режима Волжских водохранилищ. Л., 1972, с. 199—209.
12. Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л., 1970, 439 с.

13. Кузнецов С. И., Безлер Ф. И. Опыт составления баланса органического вещества в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Биология и продуктивность пресноводных организмов. Л., 1971, с. 66—75.
14. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М., 1975, 431 с.
15. Ронов А. Б., Корзина Г. А. Фосфор в осадочных породах. — Геохимия, 1960, № 8, с. 667—687.
16. Сауков А. А. Геохимия. М., 1966. 380 с.
17. Трифонова Н. А. О накоплении соединений азота в донных отложениях Рыбинского водохранилища. — В кн.: Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. М., 1967, с. 118—122.
18. Трифонова Н. А. Соединения азота в Рыбинском водохранилище. — Автореф. канд. дис., М., 1974. 28 с.
19. Трифонова Н. А., Былинкина А. А. О влиянии донных отложений на содержание биогенных элементов в воде. — В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок., 1977, с. 74—91.

*Н. А. КУДРЯВЦЕВА*

### **ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

В настоящее время химический состав донных отложений Шекснинского водохранилища изучен очень слабо. Имеющиеся в литературе единичные данные характеризуют содержание органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях Белого озера до и после зарегулирования р. Шексны [1, 11].

В задачу наших исследований входило определение органического углерода, валового азота, железа, марганца, кальция, магния, натрия, калия, фосфора и некоторых форм этих элементов в современных донных отложениях озерного и речного плесов Шекснинского водохранилища. С этой целью в июле-августе 1977 г. произведен отбор проб ила в водохранилище. Донные отложения отбирались стратометром. Керны грунта разделялись по длине на три слоя: наилок, 0—5 см, 5—10 см. На каждой станции обычно отбиралось 6—7 кернов. После тщательного перемешивания часть ила помещали в кварцевые чашки и высушивали при 30—35° под инфракрасной лампой. По разности в весе до и после высушивания определяли содержание натуральной влаги. Высушенные образцы ила растирались в агатовой ступке до состояния пудры. В растертых образцах определяли влажность при 105°. О содержании органического вещества судили по потере при прокаливании при 450—500°. Определение валового углерода производилось на СНН-анализаторе. Содержание органического углерода рассчитывали по разности между валовым и карбонатным углеродом. Углерод карбонатов в исследуемых образцах донных отложений составлял не более 5% от валового [2]. При определении валового фосфора для разрушения органоминеральных соединений в качестве окислителя использовался персульфат калия [3]. Окончательное определение ортофосфатов производили по голубому фосфорномолибденовому комплексу на ФЭК-56М. В качестве восстановителя использовали хлористое олово. Для определения валового железа, марганца, кальция, магния, натрия и калия об-

разцы озолненного ила разлагали в платиновых тиглях фтористоводородной кислотой в присутствии соляной кислоты. Осадок, образовавшийся после упаривания фтористоводородной кислоты, растворяли в небольшом количестве соляной кислоты, разбавленной 1:1. Прямое определение железа, марганца, натрия и калия выполнено на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-1 в воздушно-ацетиленовом пламени [9]. Определение кальция и магния производили комплексометрическим титрованием. Для вытеснения обменных оснований использовали уксуснокислый аммоний. Легкорастворимые фосфаты извлекались из илов 0.2 н. HCl по Кирсанову [2].

При изучении форм фосфора выделяли три категории фосфатов [15]. Первая обозначалась как апатитный фосфор и включала в себя ортофосфаты, содержащиеся в кристаллических решетках апатитных частиц; вторая категория — неапатитный неорганический фосфор представлена в основном соединениями фосфора с железом; третья — органический фосфор включала соединения фосфора с углеродом в различных комбинациях. Выделение перечисленных соединений фосфора производилось путем последовательного экстрагирования их из донных отложений растворами кислот и щелочей. Апатитный фосфор экстрагировали 0.5 н. соляной кислотой. Неапатитный неорганический фосфор извлекался дитионит цитратной и щелочной вытяжками. Органический фосфор рассчитывался по разности между общим и минеральным фосфором, экстрагируемых из илов 1 н. едким натрием при температуре 25 и 85°.

Шекснинское водохранилище имеет два своеобразных в морфологическом и гидрологическом отношении плеса: озерный (Белозерский) и речной (Шекснинский). В связи с этим целесообразно рассмотреть химический состав донных отложений в каждом плесе отдельно.

#### БЕЛОЗЕРСКИЙ ПЛЕС

В Белозерском плесе пробы ила отбирали на 3 станциях: в районе пос. Липин Бор, в центре озера и южнее устья р. Ковжи. Исследованные грунты представлены светлосерыми глинистыми илами.

В донных отложениях озерного плеса потеря при прокаливании, которая может быть принята приближенно равной содержанию органического вещества, составляла в среднем для 10-сантиметрового слоя 5.8% сухого веса (табл. 1). Прямое определение органического углерода показало, что концентрация его в отложениях в среднем равна 2.14% сухого веса. Близкие к приведенным величинам данные по органическому веществу в отложениях Белого озера были получены в вегетационный период 1950 г. [1]. Низкое содержание органического вещества в донных отложениях озера по мнению М. М. Алферовской [1] обусловлено достаточно быстрой минерализацией органических остатков в результате постоянного перемешивания частиц ила под действием ветрового

волнения и хорошей аэрацией воды. В донных отложениях глубоководного и более продуктивного оз. Покровское, расположенного вблизи Белого озера, органическое вещество составляет в среднем 36% [13].

Таблица 1  
Содержание органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях Белозерского плеса, август 1977 г.

Станция	Глубина м	Слой, см	Влажность, %		Потеря при прока- ливании	C <sub>орг.</sub>	N	C/N	Fe	Mg
			при 35°	при 105°						
Южнее у- стья р. Ков- жи	5.0	наилот	75.3	1.9	7.6	2.73	0.20	13.7	4.71	0.067
		0—5	69.1	1.8	6.6	2.32	0.17	13.6	4.30	0.053
		5—10	56.8	1.5	5.0	1.51	0.10	15.0	4.85	0.048
Центр	5.5	наилот	74.8	1.4	6.2	2.13	0.11	19.4	4.29	0.054
		0—5	62.6	1.4	5.2	2.09	0.10	20.9	4.41	0.054
		5—10	58.5	1.5	4.8	1.48	0.06	24.6	4.22	0.053
Липин Бор	3.0	наилот	70.0	1.8	6.3	3.0	0.11	27.3	3.59	0.071
		0—5	57.2	1.3	5.9	2.41	0.09	26.7	3.34	0.041
		5—10	53.1	1.3	4.3	1.63	0.07	23.3	3.25	0.041

Донные отложения Белозерского плеса характеризуются относительно низкими концентрациями валового азота и фосфора. В среднем для 10-сантиметрового ила валовой азот составляет 0.11% сухого веса. Примерно такие же величины общего азота были получены Н. А. Трифоновой [14] в илистых песках Рыбинского водохранилища. В отложениях озерного плеса Шекснинского водохранилища содержание валового азота в органическом веществе не превышает 2,6%. Приведенные данные указывают на то, что органическое вещество донных отложений озерного плеса бедно азотом. На всех трех станциях наблюдается четко выраженная стратификация азота.

В анализируемом слое ила валовый фосфор составлял в среднем 0.067% (табл. 2). Как показали результаты исследований, в отложениях Белозерского плеса соединения фосфора на 54% состояли из фосфатов кальция — апатитного фосфора. Неапатитный неорганический фосфор, представленный в основном фосфатами железа, составлял в среднем 26%, органический фосфор — около 11% от валового фосфора. Несмотря на то, что содержание валового фосфора в исследуемых горизонтах изменялось незначительно, его качественный состав был крайне различен. Наиболее четко эти различия прослеживаются на станциях, расположенных ближе к литоральной зоне. В этих пунктах в наилке относительное

Таблица 2  
Содержание фосфора в донных отложениях Белозерского плеса, август 1977 г.

Станция	Слой, см	Фосфор								
		Вало- вой % су- хого веса	Апатитный		неапатитный неорганический		Органический		Легко- подвижный	
			% су- хого веса	% от вало- вого	% су- хого веса	% от вало- вого	% су- хого веса	% от вало- вого	% су- хого веса	% от вало- вого
Южнее ус- тья р. Ков жи	наилкок	0.080	0.0315	39.4	0.0284	35.5	0.0120	15.0	0.0068	8.5
	0—5	0.060	0.0343	57.2	0.0118	19.7	0.0092	15.3	0.0110	18.3
	5—10	0.060	0.0421	70.1	0.0092	15.3	0.0067	11.1	0.0163	27.2
Центр	наилкок	0.080	0.0367	45.9	0.0246	30.8	0.0115	14.4	0.0114	14.3
	0—5	0.070	0.0350	50.0	0.0212	30.3	0.0067	9.6	0.0121	17.3
	5—10	0.060	0.0345	57.5	0.0163	27.2	0.0041	6.8	0.0139	23.2
Липин Бор	наилкок	0.070	0.0328	46.9	0.0276	39.4	0.0085	12.1	0.0053	7.6
	0—5	0.060	0.0350	58.3	0.0107	17.8	0.0050	8.3	0.0119	19.8
	5—10	0.060	0.0373	62.2	0.0093	15.5	0.0045	7.5	0.0162	27.0

содержание неапатитного неорганического фосфора максимально (35.5—39.4% от валового). В нижележащих горизонтах относительное содержание фосфатов железа постепенно снижалось и в слое 5—10 см составляло немногим более 15%. Совершенно иное распределение фосфатов кальция. Минимальные величины этого соединения были определены в наилке — (39.4—46.9%), максимальные в слое 5—10 см — 62.2—70.1% (табл. 2). Содержание органического фосфора в грунтах Белозерского плеса изменялось пропорционально содержанию органического вещества.

В донных отложениях, отобранных в центральной части озера, соотношение форм фосфора по вертикали более однородно, чем в прибрежных районах.

Легкоподвижный фосфор, экстрагируемый из илов 0.2 н. HCl, составлял в среднем 0.0117% сухого веса или 18.1% от валового фосфора (табл. 2). Следует отметить, что максимальные величины легкоподвижных форм фосфора определены в нижних горизонтах, где содержание фосфатов кальция максимально.

Иловые отложения Белозерского плеса характеризуются сравнительно стабильным содержанием валового железа и марганца. В среднем концентрация валового железа в них равнялась 4.10%, валового марганца 0.055% на сухое вещество (табл. 1).

Определение щелочных и железноземельных катионов в отложениях озерного плеса показало, что концентрация этих элементов на обследованных участках практически одинакова. В среднем для 10-сантиметрового слоя ила кальций составлял 1.25, магний — 0.93, натрий — 1.60, калий — 2.43% сухого веса (табл. 3). Содержание перечисленных катионов является типичным для отложений водохранилищ бассейна Верхней Волги [5].

Во вторичных отложениях озерного плеса сумма обменных оснований изменялась в пределах 17—21.1 мг-экв/100 г ила. Примерно такие же величины были определены в илистых песках Днепровских водохранилищ [12]. В поглощающем комплексе преобладали катионы — кальций и магний, составляющие до 90% суммы всех ионов, одновалентные катионы имели подчиненное значение.

### ШЕКСНИНСКИЙ ПЛЕС

В Шекснинском плесе колонки грунта были отобраны на двух станциях, расположенных в русловой глубоководной части плеса: в 5 км от плотины и в Сизьменском расширении.

Как показали результаты анализов, иловые отложения в указанных пунктах речного плеса по содержанию органического вещества, биогенных элементов и некоторых минеральных компонентов химического состава резко отличались друг от друга. Это, очевидно, обусловлено различными условиями формирования грунтового комплекса на отдельных участках плеса.

Иловые отложения Сизьменского расширения характеризовались сравнительно высокими концентрациями органического вещества. Общее содержание органического вещества по потере при прокаливании в среднем составляло 32.8%, органического углерода — 13.4% (табл. 4).

Вторичные грунты Сизьменского расширения содержали в среднем 0.91% валового азота (табл. 4). Относительно высокое содержание общего азота характерно для всей колонки грунта. В этом пункте донные отложения по содержанию азота приближались к торфянистым илам Рыбинского водохранилища [14]. При заполнении Шекснинского водохранилища в среднем течении р. Шексны было затоплено более 200 км<sup>2</sup> заболоченных лесов. На их месте образовался широкий (до 15 км) мелководный залив, названный Сизьменским разливом [8]. По данным Н. А. Трифоновой [15], в образцах затопленного и перемытого торфа содержание органического вещества колебалось от 50 до 88%, общего азота от 0.75 до 1.25%, что в несколько раз превышает таковое в терригенном материале. Торфяная взвесь, поступающая в Шекснинский плес водохранилища в результате размыва заболоченных почв на водосборе р. Шексны, и являлась, вероятно, основным источником органического вещества и азота в иловых отложениях этого участка.

В отложениях Сизьменского расширения валовой фосфор составлял 0.13%. На этой станции фосфор более чем на 60% представлен фосфатами железа, фосфаты кальция составляли около 11%, органический фосфор — 19.5%, легкоподвижные соединения — около 1% от валового фосфора (табл. 5). Концентрация валового фосфора и его отдельных соединений по вертикали изменялась незначительно.

Результаты определения валового железа и марганца в отложениях Сизьменского расширения показали, что среднее содержа-

Таблица 3  
Содержание щелочных и щелочноземельных катионов в донных отложениях  
Белозерского плеса, август 1977 (% сухого веса)

Станция	Слой, см	Кальций			Магний			Натрий			Калий		
		валовой	обменный	% от валового	валовой	обменный	% от валового	валовой	обменный	% от валового	валовой	обменный	% от валового
Южнее устья р. Ковжи	нап.лок	1.14	0.288	25.2	0.73	0.062	8.5	1.35	0.013	1.0	2.94	0.017	0.6
	0—5	1.26	0.272	21.6	0.96	0.054	5.6	1.36	0.012	0.9	2.79	0.017	0.6
	5—10	1.45	0.326	22.6	0.86	0.044	5.2	1.42	0.013	0.9	2.74	0.024	0.9
Центр	нап.лок	1.30	0.204	15.7	0.96	0.094	9.8	1.55	0.009	0.6	2.47	0.018	0.7
	0—5	1.48	0.204	13.8	1.16	0.072	6.2	1.46	0.012	0.8	2.22	0.017	0.8
	5—10	1.31	0.262	20.0	1.05	0.057	5.4	1.59	0.014	0.9	2.51	0.015	0.6
Липин Бор	нап.лок	1.22	0.234	19.2	1.04	0.044	4.2	1.78	0.013	0.7	2.05	0.011	0.5
	0—5	1.04	0.238	22.9	0.76	0.093	12.2	1.92	0.012	0.6	2.06	0.013	0.6
	5—10	1.04	0.212	20.4	0.83	0.059	7.1	1.96	0.012	0.6	2.10	0.014	0.7

ние этих элементов в них составило соответственно 3.61 и 0.13%. Во всех исследуемых горизонтах концентрация была практически одинаковой (табл. 4).

Таблица 4  
Содержание органического вещества и биогенных элементов в донных отложениях Шекснинского плеса, июль 1977 г.

Станция	Глубина, м	Слой, см	Влажность, %		Потеря при прокаливании	Сорг.	N	C/N	Fe	Mn
			при 35°	при 105°						
% сухого веса										
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	18	наилот	86.7	2.9	13.9	6.65	0.22	30.2	5.24	0.186
		0—5	78.9	2.2	11.0	4.84	0.34	14.2	3.51	0.103
		5—10	59.1	2.2	6.1	3.54	0.29	12.2	3.88	0.109
Сизьменское расширение	8	наилот	93.1	4.7	32.1	13.20	0.81	16.3	3.59	0.126
		0—5	88.9	5.0	33.1	14.00	0.99	14.1	3.68	0.135
		5—10	85.6	4.3	33.2	13.10	0.94	14.0	3.56	0.119

Для вторичных илов Сизьменского расширения характерно относительно низкое содержание щелочных катионов, особенно калия. В исследованных образцах ила калий в среднем составлял 0.97%, натрий — 0.65%. В то же время концентрация щелочноземельных катионов в отложениях приближается к величинам, определенным в илах Белозерского плеса. В отложениях Сизьменского

Таблица 5  
Содержание фосфора в донных отложениях Шекснинского плеса, июль, 1977 г.

Станция	Слой, см	Фосфор								
		валовой % су- хого веса	апатитный		Неапатитный неорганический		Органический		Легкопод- вижный	
			% су- хого веса	от ва- лового	% су- хого веса	% от вало- вого	% су- хого веса	% от вало- вого	% су- хого веса	% от вало- вого
Верхний бьеф	наилот	0.20	0.0245	12.3	0.1486	74.3	0.0202	10.1	0.0017	0.9
	0—5	0.14	0.0224	16.0	0.1033	73.8	0.0132	9.4	0.0015	1.0
Шекснин- ской ГЭС	5—10	0.09	0.0245	27.2	0.0455	50.6	0.0090	10.0	0.0013	1.4
	наилот	0.14	0.0133	9.5	0.0830	59.3	0.0270	19.3	0.0012	0.9
Сизьмен- ское расши- рение	0—5	0.13	0.0125	9.6	0.0740	56.9	0.0260	20.0	0.0010	0.8
	5—10	0.12	0.0167	13.9	0.0806	67.2	0.0231	19.3	0.0012	1.0



расширения в среднем кальций составлял 1.08%, магний — 0.71% (табл. 6). Близкие количества щелочных катионов были определены ранее в илах Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища [4, 10]. По мнению авторов, это обусловлено особенностями четвертичных отложений и почвенного покрова площади водосбора. Торфянистые почвы, по-видимому, в значительной степени обеднены калием в связи с легкостью извлечения этого элемента водой из отмерших растительных остатков [6]. Судя по содержанию органического вещества и некоторых биогенных элементов, в формировании донных отложений Сизьменского расширения торфянистые частицы играют немаловажную роль.

Сумма обменных катионов в донных отложениях Сизьменского расширения составляла 27.5 мг-экв/100 г сухого ила. В поглощающем комплексе, так же как и в илах Белого озера, более 96% приходилось на долю щелочноземельных катионов (табл. 6).

Донные отложения глубоководного предплотинного участка Шекснинского плеса характеризуются относительно низким содержанием органического вещества и валового азота. В илах, отобранных в 5 км от плотины, органическое вещество в среднем составляло 10.3%, органический углерод — 5.01% (табл. 4), т. е. почти в 3 раза ниже, чем в Сизьменском расширении. Близкие к указанным величинам данные по содержанию органического вещества были получены для илистого песка и песчанистого серого ила в Рыбинском водохранилище [14]. Эти типы грунтов характеризуются относительно низкими концентрациями биогенных элементов. В исследованных нами образцах ила валовой азот в среднем составлял 0.28%. Причем содержание этого элемента оставалось практически без изменения во всей колонке грунта.

Несмотря на столь значительные различия в содержании органического вещества и азота в донных отложениях Сизьменского расширения и предплотинного участка концентрации железа и марганца в них оказались довольно близкими.

В донных отложениях предплотинного участка валовой фосфор составлял в среднем 0.14% (табл. 5). Такое же содержание валового фосфора определено и в отложениях Сизьменского расширения. Однако, на предплотинной станции содержание фосфора в исследуемых слоях заметно различается. В последние годы количество фосфора, поступающее в донные отложения, возросло более чем в 2 раза. Несмотря на то, что абсолютные концентрации апатитного фосфора в исследуемых слоях остались без изменения, относительное содержание фосфатов кальция вниз по керну грунта повысилось с 12.3 до 27.2%, т. е. в 2 раза (табл. 5). В то же время абсолютное содержание неапатитного неорганического фосфора сверху вниз снизилось почти в 3 раза. В последние годы в донных отложениях предплотинного участка водохранилища концентрация органического фосфора увеличилась с 0.009 до 0.020%. Следовательно, повышение фосфора в отложениях произошло в основном за счет увеличения во взвешенных веществах содержания фосфатов железа и органического фосфора. По-видимому, в

Содержание щелочных и щелочноземельных катионов в донных отложениях  
Шекснинского плеса, июль 1977 г. (% сухого веса)

Станция	Слой, см	Кальций			Магний			Натрий			Калий		
		валовый	обменный	% от валового	валовый	обменный	% от валового	валовый	обменный	% от валового	валовой	обменный	% от валового
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	наплок	1.48	0.386	26.1	0.98	0.103	10.5	0.90	0.011	1.2	1.59	0.014	0.9
	0—5	1.28	0.377	29.5	0.81	0.064	7.9	1.02	0.012	1.2	1.76	0.012	0.7
	5—10	1.12	0.276	24.6	0.92	0.048	5.2	1.44	0.010	0.7	1.71	0.012	0.7
Сизьменское расширение	наплок	1.19	0.424	35.6	0.83	0.078	9.4	0.67	0.015	2.2	0.97	0.015	1.5
	0—5	1.15	0.416	36.2	0.69	0.082	11.9	0.62	0.012	1.9	0.96	0.015	1.6
	5—10	0.92	0.356	38.7	0.62	0.078	12.6	0.65	0.22	3.4	0.98	0.022	2.2

последние годы в формировании химического состава донных отложений предплотинного плеса возросла роль торфянистой взвеси, поступающей в водоем в результате размыва заболоченных почв, попавших под затопление.

Легкоподвижные соединения фосфора в отложениях предплотинного участка в среднем составляли немного более 1%. Следует отметить, что относительное содержание этих соединений фосфора как и фосфатов кальция в нижних слоях несколько выше, чем в вышележащих горизонтах.

Таким образом, на основании полученных данных по химическому составу современных отложений Шекснинского водохранилища было установлено, что количество и состав органического вещества, биогенных элементов и других минеральных компонентов различен как по акватории водоема, так и по глубине залегания отложений. Это является следствием изменения интенсивности поступления грунтообразующего материала из различных источников по мере становления водохранилища.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алферовская М. М. Грунты Белого озера и рек, впадающих в него. — Изв. ГосНИОРХ, 1967, т. 62, с. 291—298.
2. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М., 1970, 487 с.
3. Бикбулатов Э. С. О методе определения общего фосфора в природных водах. — Гидрохим. матер., 1974, т. 60, с. 167—173.
4. Драчев С. М. Химический состав донных отложений и затопленных почв. — В кн.: Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Л., 1971, с. 3—7.
5. Драчев С. М., Кудрявцева Н. А. О химическом составе донных отложений Иваньковского водохранилища. — В кн.: Биогенные элементы и органическое вещество в водохранилищах. Рыбинск, 1974, с. 102—110.
6. Жуков М. С. О формах соединений К и Са в растениях. Химизация социалистического земледелия. 1940, № 11—12, с. 102—110.
7. Зимина Н. А., Курдин В. П. Баланс взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Л., 1972, с. 199—210.
8. Ершова М. Г. Водные массы Череповецкого водохранилища — В кн.: Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968, с. 3—21.
9. Иванов Д. Н. Спектральный анализ почв. М., 1974. 350 с.
10. Кудрявцева Н. А. Натрий и калий в илах волжских водохранилищ. — В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1974, с. 91—99.
11. Негановская И. Т. Череповецкое водохранилище. — Изв. ГосНИОРХ, 1975, т. 102, с. 69—86.
12. Паламарчук И. К. О составе обменных катионов в грунтах дна Днепровских водохранилищ. — Гидробиол. ж., 1972, № 5, с. 75—78.
13. Сорокин Ю. И. Микрофлора и химический состав грунтов Рыбинского водохранилища. — Тр. биол. ст. «Борок», 1958, вып. 3, с. 89—111.
14. Трифонова Н. А. Содержание и выделение соединений азота донными отложениями Рыбинского водохранилища. — В кн.: Биогенные элементы и органическое вещество в водохранилищах. Рыбинск, 1974, с. 68—89.
15. Williams G. D. H., Gagnet G. M., Thomas R. L. Forms of Phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. — J. Fish. Res. Board Canada, 1976, vol. 33, N 3, p. 411—429.

## ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ВОДОХРАНИЛИЩАХ СРЕДНЕЙ И НИЖНЕЙ ВОЛГИ

Одним из основных факторов, обуславливающих качество воды в водоемах, является содержание органического вещества (ОВ). Его количество в значительной мере определяет условия существования гидробионтов и, как следствие, общую биологическую продуктивность природных вод. Для оценки содержания органического вещества в воде Волги и ее водохранилищ наибольшее число данных имеется по цветности, меньше их по перманганатной окисляемости, еще меньше по химическому потреблению кислорода (ХПК-бихроматная окисляемость) и совсем немногочисленны данные по наиболее объективному исходному параметру — содержанию органического углерода [6].

Анализ растворенного и взвешенного ОВ воды водохранилищ Волжского каскада в различные гидрологические фазы одновременно по многим параметрам, в том числе и по содержанию органического углерода, проведенный в настоящей работе, позволяет, опираясь на опубликованные теоретические исследования [3], полнее характеризовать весь сложный комплекс природных органических соединений и тем самым получить объективное представление об их количестве и, в определенной степени, качестве.

### Материал и методика

В различные сезоны — весной (14 V—30 V), летом (10—29 VII) и осенью (17 IX—6 X) 1979 г. проведены экспедиционные гидрохимические обследования водохранилищ Средней и Нижней Волги, а также ее речных участков. Пробы воды отбирались с глубины 1 м по трассе судового фарватера. Анализы преимущественно выполнены на борту судна в день отбора проб, что исключает возможность влияния на результаты определений биохимических факторов, в частности бактериального разложения ОВ в процессе хранения проб. Только количество взвеси и содержание органического углерода в ней определены спустя 2—3 нед. в стационарной гидрохимической лаборатории. Предварительное высушивание отфильтрованного материала и в этом случае предотвращало интенсивное развитие водной микрофлоры и таким образом гарантировало сохранность проб в течение указанного отрезка времени.

В отобранных пробах проведены определения цветности, химического и биохимического потребления кислорода [1], органического углерода в воде [2] и взвеси [8], углеводов [4], количества взвеси, прозрачности, рН и щелочности.

Полученный материал по органическим компонентам позволил получить представление о соотношении между количеством легко утилизируемой микроорганизмами и таким образом быстро вовлекаемой в биотический круговорот (лабильной) фракции ва-

лового ОВ и стабильной его компонентой. Относительный вклад лабильной фракции (ЛФ) в общее содержание органического вещества характеризовали отношением БПК:ХПК:

Для расчета степени восстановленности (окисленности) органического вещества предложено много методов. Проведенный нами ранее детальный теоретический анализ показал, что все предложенные формулы для вычисления степени окисленности функционально связаны между собой [3]. В связи с этим для выявления общих закономерностей не имеет принципиального значения способ вычисления степени окисления ОВ. В таком случае предпочтение должно отдаваться более простому методу. Оказалось, что самое простое уравнение, позволяющее вычислять и характеризовать ОВ по степени восстановленности (окисленности), имеет вид

$$СВ = 18.75 \frac{ХПК}{С},$$

где СВ — степень восстановленности ОВ, характеристика, противоположная по смыслу степени окисленности и численно равная 100% для метана — наиболее восстановленного органического вещества и 0% для  $CO_2$ ; ХПК — бихроматная окисляемость, мгО/л; С — содержание органического углерода, мг/л.

Одновременно с этим мы будем характеризовать степень окисленности ОВ и по электрохимической валентности углерода (ЭВ) в нем, как это было предложено немецкими исследователями Рикертом и Гюнтером [12] и теоретически обосновано нами. В этом случае применима формула

$$ЭВ = 4 - 1.5 \frac{ХПК}{С}.$$

Из четырех основных методов определения калорийности ОВ, применяемых при изучении природной водной среды, мы выбрали метод, основанный на расчете теплоты сгорания ОВ по бихроматной окисляемости [5]. Для вычисления значения физической калорийности (Q), как показали теоретические исследования [3], необходимо использовать формулу

$$Q = 3.3 \text{ ХПК} + 5.5 N,$$

где N — содержание азота в исследуемом органическом веществе. В отсутствие экспериментальных данных по органическому азоту, строго говоря, можно вычислить только один из видов калорийности, а именно физиологическую калорийность, под которой подразумевается количество теплоты, выделяющееся при реакции окисления органического вещества до  $H_2O$ ,  $CO_2$  и  $NH_3$ , тогда как при определении физической калорийности в качестве конечных продуктов окисления образуются  $H_2O$ ,  $CO_2$  и  $N_2$ . Формула для вычисления физиологической калорийности имеет вид

$$Q_1 = 3.3 \text{ ХПК}$$

Это же соотношение может быть использовано для оценки физической калорийности при условии, что анализируются органиче-

ские вещества с небольшим содержанием азота. Для растворенного ОВ природных вод ошибка, вызванная использованием менее точного уравнения, не должна превышать аналитических ошибок определения ХПК. Последним уравнением мы и будем пользоваться в дальнейшем.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Качество воды в речной части Горьковского водохранилища, где незначительна боковая приточность, определяется водами, поступающими из вышележащего Рыбинского водохранилища. В озерной части сказывается влияние притоков: в половодье их сток составляет около 70% общей приточности [11]. В мае величины рН и щелочности были равны 7.9 и 1.60 мг-экв/л в речной и 6.8 и 0.51—0.76 мг-экв/л в озерной частях. Температура поверхностного слоя воды всего водохранилища лежала в пределах 11.3—13.5°, величина цветности — 40—75° (табл. 1).

Содержание органического вещества в водохранилище составляло 7.4—10.8 мг С/л. Максимальное значение определено в пробе воды, отобранной ниже г. Ярославля. Расход кислорода на полное химическое окисление ОВ равен 21.2—28.4 мг/л. Судя по величинам БПК<sub>5</sub> и процентному содержанию лабильных веществ (ЛФ), последние преобладали в речной части водохранилища. Их относительное количество в целом по водоему не превышало 12%, остальная часть органических веществ (88%) представлена трудно-разлагаемыми соединениями. 13—15% от общего органического углерода составлял углерод углеводов, абсолютное количество последних было равно 2.5—3.4 мг/л.

К июлю значение рН и щелочности по всей длине водохранилища выравнивались и составили соответственно 7.7—7.9 и 1.58—1.68 мг-экв/л. Значения цветности варьировали в более узких границах, чем весной: 45—55°. Содержание органического углерода существенно не изменилось и находилось в пределах 8.8—11.2 мг/л с незначительной тенденцией к уменьшению по мере приближения к плотине (табл. 2).

В воде речной части Горьковского водохранилища летом присутствовало больше взвешенных веществ, чем в его озерной части: 7.6—9.8 и 2.4 мг/л соответственно (прозрачность 90 и 130 см по диску Секки). Из них 0.8—1.1 мг/л или 11—13% приходилось на долю органического углерода, т. е. основная масса взвеси представлена минеральными частицами. Взвешенный органический углерод составлял незначительную долю и от валового органического углерода — 9—10%.

Осенью по всей длине водохранилища по всем показателям ОВ водная масса была практически однородной (табл. 3).

Органический комплекс воды Горьковского водохранилища по степени восстановленности (окисленности) был близок к глюкозе. Соответствующие характеристики в течение весны-осени равны: СВ=47—54%, ЭВ=—0.3÷+0.3. Энергетический запас ОВ составлял 72—102 кал/л.

Показатели органического вещества в водохранилищах Средней и Нижней Волги (14 V—I VI 1979 г.)

Таблица 1

Станция	Темпе- ратура, С	рН	Щелоч- ность, мг-экв/л	Цвет- ность, град.	ХПК, мгО <sub>2</sub> /л	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	Сорг.общ., мг/л	ЛФ, %	Угле- воды, мг/л	$\frac{\text{С угле-}}{\text{С орг. общ.}}$ %	ЭВ	СВ, %	Q, кал/л
Горьковское водохранилище													
Нижне Рыбинска, 3 км	11	7.9	1.72	40	21.2	2.5	7.4	12	2.5	14	-0.3	54	72
Нижне Ярославля, 3 км	11.5	7.8	1.60	60	28.4	2.2	10.8	8	3.4	9	0	49	97
Нижне Кинешмы, 3 км	13.5	6.8	0.76	60	25.2	1.6	9.3	6	3.1	13	-0.1	51	86
Юрьевец, напротив	12.0	6.9	0.76	60	23.4	1.6	8.0	7	3.1	15	-0.4	55	77
Выше Пучежа, 3 км	11.5	6.8	0.51	75	27.0	1.5	8.8	6	—	—	-0.6	56	92
Речной участок													
Нижне Балахны, 3 км	11.5	7.1	0.96	60	21.1	1.6	7.8	8	2.9	15	-0.1	51	72
Куйбышевское водохранилище													
Нижне Чебоксар, 5 км	13.0	7.5	1.34	50	25.3	2.0	8.7	8	3.5	19	-0.4	54	86
Нижне Волжска, 3 км	13.8	7.3	1.12	55	27.5	1.0	9.4	4	3.5	15	-0.4	55	91
Ундоры, напротив	13.0	7.6	1.38	45	20.1	0.8	8.9	4	3.2	15	+0.6	43	68
Черемшанский залив	12.5	7.6	1.57	25	16.1	0.9	5.7	6	2.0	13	-0.2	53	55
Выше Куйбышевской плоти- ны	11.0	7.7	1.69	25	17.6	1.1	4.8	5	2.0	17	-0.5	69	58
Саратовское водохранилище													
Нише Куйбышева, 4 км	11	7.7	1.54	40	22.9	0.9	7.5	4	1.8	11	-0.5	57	78
Хвалынский	10.8	7.8	1.56	30	17.7	1.0	7.1	6	0.5	3	+0.3	47	60

Станция	Темпе- ратура, °C	рН	Щелоч- ность, мг-экв/л	Цвет- ность, град.	ХПК, мгО/л	БПК <sub>6</sub> , мгО/л	Сорг. общ., мг/л	ЛФ, %	Угле- воды, мг/л	Суглев. Сорг. общ.	ЭВ	СВ, %	Q, кал/л
Волгоградское водохранилище													
Нижне Саратова, 3 км	11.2	7.8	1.68	25	16.2	1.1	—	7	3.0	—	—	—	55
Нижне Камышина, 4 км	11.2	7.8	1.77	25	15.7	2.2	6.2	14	2.0	13	+0.2	47	53
Выше Волгоградской плотин- ны	11.8	7.8	2.00	25	15.2	0.8	6.0	5	0.6	5	+0.2	42	52
Речной участок													
Светлый Яр	11.2	7.8	1.87	—	15.1	1.3	—	9	2.5	—	—	—	51
Еногаевка	—	7.9	2.14	25	17.3	2.6	6.0	15	—	—	—0.3	54	59
Нижне Астрахани, 3км	16.5	7.9	2.20	25	19.6	2.0	6.8	10	1.9	12	—0.3	54	67



106

Показатели органического вещества в водохранилищах Средней и Нижней Волги (10 VII—29 VII 1979 г.)

Таблица 2

Станция	Температура,	pH	Прозрачность, см	Щелочность, мг-экв/л	Цветность, град.	ХПК, мг/л	БПК, мг/л	Сорг. общ. мг/л	ЛФ, %	Углеводы, мг/л	Суглей, %	Сорг. общ. Количество (Р), мг/л	Сорг. взв. Р, %	Сорг. взв. %	Эв	СВ, %	Q, ккал/л
Горьковское водохранилище																	
Ниже Рыбинска, 3 км	18.2	7.7	80	1.57	55	—	0.8	11.2	—	—	—	9.2	1.1	11	10	—	—
Ниже Ярославля, 3 км	19.3	7.7	90	1.58	50	—	0.8	10.5	—	3.5	13	9.8	1.1	11	10	—	—
Ниже Кинешмы, 3 км	20.0	7.7	80	—	55	—	1.2	—	—	3.4	—	7.6	0.9	12	—	—	—
Выше Пучежа, 3 км	19.1	7.9	130	1.68	45	—	—	8.8	—	1.5	7	2.4	0.8	33	9	—	—
Речной участок																	
Ниже Балахны, 3 км	18.2	7.8	90	1.21	50	—	1.2	8.5	—	1.8	8	5.8	0.9	15	11	—	—
Куйбышевское водохранилище																	
Ниже Чебоксар, 5 км	21.2	8.2	90	1.95	40	20.7	1.1	7.7	5	2.6	15	15.4	1.9	12	25	—0.2	—
Ниже Казани, 5 км	21.0	7.9	70	1.90	40	18.1	0.8	7.5	4	1.8	9	12.8	1.0	8	13	+0.4	56
Ундоры, напротив	20.2	8.0	150	1.57	45	20.5	1.8	6.5	9	1.8	11	3.4	—	—	—	—0.7	60
Черемшанский залив	21.2	8.9	80	1.39	45	26.3	3.0	8.2	11	3.4	17	6.8	2.2	32	27	—0.8	60
Выше Куйбышевской плотины, 7 км	20.0	8.7	100	1.39	45	—	4.0	7.3	—	3.2	19	6.0	1.9	32	26	—	—
Саратовское водохранилище																	
Ниже Куйбышева, 4 км	18.2	7.8	150	1.40	50	23.4	0.7	7.4	3	1.7	11	2.0	0.3	—	5	—0.7	59
Хвалынский, напротив	19.8	7.9	100	1.49	40	20.9	1.0	6.8	5	2.2	16	4.4	0.5	11	9	—0.6	58
Балаково, плотина	21.2	8.1	110	1.50	40	21.1	1.6	7.3	8	2.7	15	6.8	0.5	8	7	—0.3	54



Показатели органического вещества в водохранилищах Средней и Нижней Волги (17 IX — 6 X 1979 г.)

Таблица 3.

Станция	Температура, °C	pH	Щелочность, мг-экв/л	Прозрач-ность, см	Цветность, см <sup>3</sup> /град	ХПК, мгО <sub>2</sub> /л	БПК <sub>5</sub> , мг/л	Сорг. общ., мг/л	ЛФ, %	Углеводы, мг/л	Суглев., %	Сорг. общ., %	Сорг. взв., мг/л	Сорг. взв., %	Зв	СВ, %	Q, кал/к	
Горьковское водохранилище																		
Нижне Рыбинска, 3 км	11.8	7.9	1.48	95	55	29.9	1.1	12.0	4	2.7	9	9	1.1	9	24	+0.3	47	102
Нижне Ярославля, 3 км	11.8	7.9	1.47	80	50	—	1.3	9.5	—	3.0	13	17	1.6	17	11	—	—	—
Нижне Кинешмы, 3 км	12.8	7.8	1.54	—	50	26.5	1.1	10.0	4	2.5	11	11	1.1	11	9	0	50	90
Выше Пучежа, 3 км	12.8	8.0	1.60	135	50	25.8	1.0	9.6	5	2.1	8	8	1.1	11	36	0	50	88
Речной участок																		
Нижне Балахны, 3 км	12.8	8.0	1.62	—	45	23.8	1.2	8.2	5	2.0	10	10	—	—	—	—0.4	—	—
Куйбышевское водохранилище																		
Нижне Чебоксар, 5 км	12.4	7.9	2.19	80	40	24.4	2.1	8.5	9	2.3	11	15	1.3	15	6	—0.3	54	83
Нижне Казани, 5 км	—	8.2	2.31	—	40	27.9	2.8	8.6	10	2.8	13	13	1.1	13	9	—0.9	61	95
Ундоры, напротив	14.0	8.2	2.00	60	35	22.1	0.9	7.9	5	1.8	9	9	0.4	5	3	—0.2	53	75
Черемшанский залив	15.0	8.0	1.94	150	28	19.5	0.5	7.4	3	1.3	7	7	0.3	4	11	0	49	66
Выше Куйбышевской плотины	15.6	8.2	1.90	120	35	19.4	0.5	7.2	3	1.6	8	8	0.6	8	50	0	51	66
Саратовское водохранилище																		
Нижне Куйбышева, 4 км	15.8	8.2	1.69	150	35	19.1	0.5	7.2	3	1.3	7	7	0.7	—	—	0	51	65
Хвалынский, напротив	—	—	—	—	35	18.0	0.5	6.8	3	1.3	8	8	—	—	—	0	51	61
Балаково, плотина	15.2	8.1	1.69	150	40	20.2	0.6	7.3	3	2.6	—	—	0.6	8	40	—0.2	53	69

Станция	Температура, °С	pH	Щелочность, мг-экв/л	Прозрач-ность, см	Цветность, град.	ХПК, мгО/л	БПК, мгО/л	Сорг.общ., мг/л	ЛФ, %	Углев.д., мг/л	Суглев., %	Кол-чество взвеси (Р) мг/л	Сорг.взв., мг/л	Сорг.взв., %	Сорг.общ., %	Сорг.взв., %	Зв	СВ, %	Q, кал/л
Волгоградское водохранилище																			
Ниже Саратова, 3 км	15.6	8.2	1.70	150	40	19.7	0.7	8.0	4	1.4	8	—	0.4	5	—	—	+0.3	46	67
Ниже Камышина, 4 км	16.2	8.1	1.62	170	40	21.7	0.5	—	3	1.6	—	—	—	—	—	—	—	—	74
Выше Волгоградской плотины	16.2	8.1	1.58	200	40	19.1	0.7	7.4	4	1.5	8	—	0.3	4	—	—	+0.1	48	65
Речной участок																			
Светлый Яр	16.4	8.2	1.62	130	40	20.5	0.6	7.7	3	1.5	8	3.0	0.5	7	17	0	50	70	
Енотаевка	14.8	8.3	1.62	80	35	19.9	0.5	7.4	3	1.6	8	12.5	—	—	—	0	50	68	
Ниже Астрахани, 3 км	15.4	8.3	1.62	80	—	20.0	0.6	6.8	3	1.5	9	15.0	0.4	6	3	—0.4	55	68	

В Куйбышевском водохранилище по фарватеру отобраны пробы воды на станциях, расположенных в трех его районах [7] — верхнем (Чебоксары, ниже Волжска, ниже Казани), среднем (Ундоры) и нижнем (Черемшанский залив, выше Куйбышевской плотины). Весной температура поверхностного слоя воды в первых двух районах была равна 13—13.8°, в третьем — 11°; щелочность — 1.12—1.39 мг-экв/л и 1.57—1.69 мг-экв/л соответственно. Величины показателей органического вещества в воде верхнего района были на уровне аналогичных показателей органического вещества в воде Горьковского водохранилища. Однако в районе Куйбышевской плотины соответствующие их значения были существенно ниже. Относительная убыль цветности составляла 50%, С орг. — 45%, ХПК — 30%, БПК<sub>5</sub> — 45%. Факт значительного уменьшения содержания органического вещества в нижней части Куйбышевского водохранилища отмечался и раньше [10]. Он обусловлен как разбавлением волжской воды водами притоков Куйбышевского водохранилища, так и выцветанием окрашенных гумусовых соединений, их агрегацией и выпадением в осадок. Особенно хорошо это заметно весной и осенью. В целом по водохранилищу содержание органического углерода весной находилось в пределах 9.4—4.8 мг/л, ХПК — 27.5—16.1 мгО/л, БПК<sub>5</sub> = 2.0—0.8 мгО/л (табл. 1).

Летом отмечены практически одинаковые значения цветности (40—45°) и содержания органического углерода (7.3—8.2 мг/л) по экватории водохранилища (табл. 2). Щелочность постепенно уменьшалась с 1.95 до 1.39 мг-экв/л; одновременно возросли величины рН с 7.9 до 8.9. Воды верхней части водохранилища содержат наибольшее количество взвесей (12.0—15.4 мг/л); они в основном представлены минеральными частицами. Органическая часть взвесей (по углероду) составляла всего 8—12%. По мере продвижения к плотине вследствие уменьшения скорости течения количество взвеси в воде уменьшилось в 2 раза при одновременном увеличении в них до 32% доли органической составляющей. Изменилось в воде и содержание биохимически нестойких веществ. В приплотинном участке БПК<sub>5</sub> = 3.0—4.0 мгО/л, лабильная фракция составляла 11%, что в 2—2.5 раза выше, чем в верховьях водохранилища. Здесь отмечено мощное развитие фитопланктона, в результате жизнедеятельности которого в воду поступают лабильные органические соединения. Источником последних являются и отмершие организмы и промежуточные продукты их разложения.

По степени окисленности органическое вещество Куйбышевского водохранилища, как и Горьковского, было близко к глюкозе. Несколько более восстановленные соединения присутствовали летом в воде на ст. Ундоры и Черемшанский залив и осенью ниже Казани. Энергетический запас органического вещества водоема равен 55—95 кал/л. Как и в Горьковском, в Куйбышевском водохранилище основная масса органических веществ представлена трудноразлагаемыми соединениями.

Саратовское и Волгоградское водохранилища имеют незначительную боковую приточность, которая не может оказывать суще-

ственного влияния на их гидрохимический режим. Состав воды в них определяется в основном составом воды, поступающей из вышележащего водохранилища. Эта же водная масса заполняла осенью и незарегулированный участок Волги от Волгоградской плотины до Астрахани (табл. 1—3).

Рассматривая водный путь от Рыбинского водохранилища до Астрахани в целом, необходимо отметить заметный скачок в значениях показателей органического вещества в районе Черемшанского залива Куйбышевского водохранилища, что несомненно связано с полным перемешиванием вод собственно Волги с водами крупнейшего ее притока — р. Камы, которые имеют другой состав. Наличие такого скачка позволяет рассматривать воды каскада водохранилищ по отдельным двум участкам обособленно. На обоих участках величины  $S_{орг.}$ , ХПК и цветности колеблются в некоторых узких пределах, имея некоторую тенденцию к уменьшению; только на их границе наступает резкое изменение. Первый участок включает Горьковское водохранилище, далее небольшой речной участок Волги (современное Чебоксарское водохранилище) и часть Куйбышевского водохранилища до Черемшанского залива, второй — остальные водохранилища Волжского каскада и Волгу ниже Волгоградской плотины вплоть до Астрахани. Средние величины показателей ОВ для этих двух районов соответственно равны: весной ХПК — 24.4 и 17.7 мгО/л;  $S_{орг.}$  — 8.3 и 5.8 мг/л, цветность — 56 и 27°; осенью — ХПК — 25.8 и 19.7 мгО/л,  $S_{орг.}$  — 9.3 и 7.3 мг/л, цветность — 46° и 36°. Осенью указанные выше ингредиенты в воде второго выделенного нами участка изменялись в столь малых границах, что их значения можно считать практически постоянными. По-видимому, вследствие ничтожной боковой приточности Саратовского и Волгоградского водохранилищ водная масса, сформировавшаяся в нижней части Куйбышевского водохранилища, проходит через них, практически не трансформируясь. Летом четкой границы между этими двумя районами не было, величины показателей органического вещества непрерывно уменьшаются вниз по каскаду водохранилищ.

Количество общих углеводов весной в воде водоемов 1-го участка изменялось в пределах 3.5—2.6 мг/л, 2-го — 2.5—0.5 мг/л. Углерод углеводов по всей длине исследованной трассы составлял от 13 до 19% от общего органического углерода. Летом определенной закономерности в распределении общего содержания углеводов в воде исследованных водоемов не было. Относительное их содержание находилось в пределах 7—20%. При переходе к осени снова четко выделяются те же участки с различным абсолютным и относительным содержанием углеводов: 1-й участок — 2—3 мг/л и 8—14%, 2-й — 1.3—1.8 мг/л и 7—9% соответственно.

Расход кислорода на биохимическое разложение ОВ за 5 сут. на всем исследованном пути Волги составлял в мае от 0.8 до 2.6 мг/л, июле — от 0.8 до 4.0 мгО/л и в сентябре от 0.5 до 2.8 мгО/л. Однако необходимо отметить, что значение 4.0 мгО/л, как и значения 3.0 и 2.8 мгО/л (см. табл. 1—3) были единичными,

нехарактерными для Волги в 1979 г. Более характерные пределы изменения величин летом — 0.7—1.8 мгО/л, что практически совпадает с данными, полученными в июле 1969 г. и в июне-июле 1972 г. [9, 10]. Осенью в воде второго, выделенного нами участка, величины БПК<sub>5</sub> были практически одинаковыми (0.5—0.7 мгО/л).

Относительное содержание лабильных ОВ в воде исследованных водохранилищ составляло незначительную долю от общего ОВ (3—15%). Минимальные величины хаарктерны в основном для осени. В это время только в Волжском районе Куйбышевского водохранилища они были равны 9—10%, на остальных участках ниже (3—5%). Стойкие органические вещества гумусовой природы составляли 85—97%.

Органическое вещество всех водохранилищ, начиная с Горьковского, и речных участков Волги представлено в основном фракцией, проходящей через мембранный фильтр со средним размером пор 0.4 мкм. Она составляла 73—95% летом и 81—96% осенью. По степени окисленности органический комплекс во все сезоны года близок к простым углеводам. Его энергетический запас составляет 51—102 кал/л и уменьшается при продвижении вниз по каскаду водохранилищ соответственно уменьшению содержания органического вещества.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973. 270 с.
2. Бикбулатов Э. С. Простой способ окисления органического вещества для определения углерода. — Гидрохим. матер., 1974, т. 60, с. 174—179.
3. Бикбулатов Э. С. Функциональные связи между общими характеристиками органического вещества природных вод. — Водные ресурсы, 1981, № 1, с. 117—127.
4. Бикбулатов Э. С., Скопинцев Б. А. Определение общего содержания растворенных углеводов в природных водах в присутствии гумусовых веществ. — Гидрохим. матер. 1974, т. 60, с. 179—185.
5. Винберг Г. Г., Ивлев В. С., Платова П. П., Россолимо Л. Д. Методика определения органического вещества и опыт калорической оценки кормовых запасов водоема. — Тр. Лимнол. ст. в Косине. 1934, № 18, с. 25—37.
6. Волга и ее жизнь. Л., 1978, 350 с.
7. Горин Ю. И. Водные массы в Волго-Камском и Тетюшском плесах Куйбышевского водохранилища. 1971. — Матер. 1-й конф. по изучению водоемов бассейна Волги. Волга-1, Куйбышев. 1971, с. 47—52.
8. Ларионов Ю. В., Скопинцев Б. А. Выделение взвешенного вещества природных вод на порошке двуокси кремния. — Гидрохим. матер. 1974, т. 60, с. 192—196.
9. Остапеня А. П., Дубко Н. В. Биохимическое потребление кислорода в Волге. — Водные ресурсы. 1975, № 1, с. 94—100.
10. Скопинцев Б. А., Бакулина А. Г., Бикбулатова Е. М., Кудрявцева Н. А., Мельникова Н. И. Органическое вещество в воде Волги и ее водохранилищ в июне 1966 г. и в июле 1969 г. — В кн.: Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Л., 1972. с. 39—54.
11. Эдельштейн К. К. Формирование, перемещение масс Горьковского водохранилища. — В кн.: Химизм внутренних водоемов и факторы их загрязнения и самоочищения. Л., 1968, с. 3—72.
12. Rickert D. A., Hunter T. V. General nature of soluble and particulate organics in sewage and secondary effluent. — Water Res., vol. 5, p. 421—436.

## ПРИМЕНИМОСТЬ ОПТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ

Для установления большинства важнейших характеристик органического вещества (ОВ) природных вод необходимо знать его элементный состав. Особенное внимание при этом должно быть уделено углероду, так как многие показатели ОВ могут оцениваться с его помощью даже без привлечения данных по содержанию других элементов.

В частности, количество растворенного ОВ в водоемах легко вычисляется на основе простого соотношения  $G=2 \cdot C$ , где  $G$  — вес органического вещества, мг/л,  $C$  — органический углерод, мг/л. Ошибка при такого рода расчетах в подавляющем большинстве случаев не превышает  $\pm 5\%$  [5, 18], что вполне удовлетворяет запросам практики гидрохимического анализа. По этой же причине результаты определений  $G$  или  $C$  можно считать равноценными.

Предложено немало методов определения органического углерода (а значит и органического вещества), которые могут быть подразделены на прямые и косвенные. К косвенным относятся методы, основанные на определении перманганатной и бихроматной окисляемости и измерений оптической плотности проб воды в ультрафиолетовой и видимой областях спектра. Применение и довольно широкое распространение их вызвано многими факторами, и в первую очередь, быстротой и низкой стоимостью анализа.

В последние годы появилось значительное число работ, посвященных исследованию связи между оптической плотностью (ОП) и содержанием органического углерода. Чрезвычайная простота метода, возможность полной автоматизации и постоянного контроля в совокупности с низкой стоимостью привлекает к нему все большее внимание. Однако существуют разногласия в оценке применимости метода, что заставляет остановиться на нем подробнее.

Ряд исследователей склонен полагать, что измерения экстинкции не дают возможности судить о концентрации растворенного органического углерода [10, 19]. Для прибрежных морских вод получена невысокая корреляция (коэффициент корреляции равен 0.594) между ОП и перманганатной окисляемостью [17]; в то же время обнаружена удовлетворительная для многих целей корреляция между этими величинами для вод Боденского озера [8] и вод незагрязненных рек, преимущественно с очень низкой концентрацией гумусовых веществ [15]. И, наконец, некоторыми исследователями найдена практически функциональная связь между ОП и  $C$  во многих типах вод [3, 7, 13, 14], что позволило рекомендовать приемы постоянного автоматического контроля за содержанием в них органического вещества по результатам измерения поглощения света в ультрафиолетовой области спектра [3, 9, 12, 16]. Рассмотрим факты, положенные в основу этого приема. Показано, что органические вещества, выделенные из морской воды диали-



зом, а также озерные гумусовые вещества планктонной природы имеют практически постоянное соотношение между оптической плотностью 220 нм, измеренной в 1-сантиметровых кварцевых кюветах ( $E_{220}^1$ ), и содержанием органического углерода (С), равное 0.02 [17], т. е.

$$E_{220}^1/C = 0.02 \text{ или } C = 50 \cdot E_{220}^1. \quad (1)$$

Здесь и далее верхний индекс при Е обозначает длину кюветы, а нижний — использованную при измерениях длину волны.

По А. В. Фотиеву [7] аналогичное отношение для растворенного органического вещества малых рек и рек Невы, Москвы, Мологи, Волги имеет вид

$$E_{225}^1/G = 0.028$$

Принимая в этом уравнении  $G = 2 \cdot C$  и приведя к виду, удобному для прямых вычислений, получим

$$C = 17.8 \cdot E_{225}^1 \quad (2)$$

К. М. Хайлов и З. Н. Бурлакова [11] полагают, что удовлетворительные результаты для морской воды могут быть получены при измерении ее светопоглощения при длине волны 260 нм и последующем использовании простого уравнения, которое в пересчете на углерод (С) может быть записано как

$$C = 50 \cdot E_{260}^1. \quad (3)$$

Для вычисления содержания растворенного органического углерода (С) в пресных водах по оптической плотности относительно пустой кюветы<sup>1</sup> предложено [13] также общее уравнение, применимое при любых длинах волн ( $\lambda$ ), однако дающее более достоверные результаты в области 300—360 нм.

$$C = \frac{10^3}{(697 - 1.66 \cdot \lambda)} E_{\lambda}^{10} + \frac{0.90 \exp(36.4 - 0.121 \cdot \lambda) + 2.47}{1 + \exp(36.4 - 0.121 \cdot \lambda)}$$

Для  $\lambda = 300$  нм громоздкое выражение, предложенное авторами, можно преобразовать в достаточно простую форму

$$C = 5 \cdot E_{300}^{10} + 1.7 \quad (4)$$

Установленная связь между содержанием органического углерода, определенного фотохимическим методом, и светопоглощением воды при 260 нм в 5-сантиметровых кюветах для воды р. Аксай выглядит следующим образом [3]:

$$E_{260}^5/C = K = 0.13 \text{ или } C = 7.7 \cdot E_{260}^5 \quad (5)$$

где К — менялось от 0.10 до 0.15. Пределы колебания К установлены путем непрерывных наблюдений в течение 2 недель: при этом средняя суточная величина ее варьировала меньше — от 0.12 до 0.14. Проведенные нами одновременные измерения экстинкции

<sup>1</sup> Во всех остальных случаях измерения проводились относительно дистиллированной воды.

в области длин 220—500 нм и содержания органического углерода персульфатным методом [1] позволяют оценить применимость формул (1—5) для вод Шекснинского, Рыбинского водохранилищ и водоемов Северо-Двинской системы (табл. 1). Вычисленное по формуле (2) содержание органического углерода в абсолютном большинстве случаев ниже результатов прямого экспериментального определения. Небольшие отклонения в сторону завышения на станциях 23—25 находятся в пределах ошибки эксперимента. Только на станциях 1 и 3 имеются значимые превышения вычисленных данных над опытными. Они частично могут быть объяснены влиянием нитратов, которые приводят к дополнительному светопоглощению, а также частично могут быть обусловлены влиянием бесцветного лабильного органического вещества, особенно значительное содержание которого имеет место на ст. 1. Выше результаты, полученные с применением формулы (4): при сопоставлении с результатами расчета по формуле (2) наблюдается превышение в среднем на 20%. Здесь следует учесть то обстоятельство, что при выведении формулы (4) использовались результаты измерения оптической плотности проб относительно пустой кюветы. Очевидно, при проведении измерений относительно дистиллированной воды, которая несомненно поглощает свет в ультрафиолетовой части спектра, будет наблюдаться более тесное совпадение сравниваемых величин.

Существенное, практически систематическое отклонение результатов от экспериментальных имеет место в случае использования формулы (5): полученные расчетом величины в абсолютном большинстве случаев заметно выше содержания органического углерода. Не согласуются результаты и при проведении расчетов с применением более высоких значений  $K$  (в пределах рекомендованных авторами формулы значений).  $K$  совершенно неприемлемым результатам, превышающим на 300% экспериментальные значения, приводит для пресных вод применение формулы (1). Еще более высокие значения получаются при использовании уравнения (3).

Очевидно причиной существенных расхождений результатов при вычислениях органического углерода по величине светопоглощения в соответствии с рекомендациями разных авторов, является различная природа органического вещества в этих водоемах. В морских водах основная масса РОВ представлена бесцветным органическим веществом планктонного происхождения. Напротив, большинство типов пресных вод содержит РОВ в виде окрашенных веществ гумусовой природы (гуминовых и фульвокислот). Эти отличия должны накладывать своеобразный отпечаток на спектры поглощения вод. Действительно, спектры поглощения РОВ, выделившихся в результате краткосрочного лизиса синезеленых водорослей, на участке 250—290 нм отличаются от экспоненциального вида, характерного для гумуса исходной воды [2]. Сопоставления одновременно проведенных нами определений содержания органического углерода персульфатным методом и

Содержание органического углерода в соответствии с вычислениями по результатам измерения экстинкции

№ стан-ции	Цветность, град.	Органический углерод								
		экспери-ментальные данные	вычисленный по экстинкции с использованием формулы							
			$C=17.8 \cdot E_{225}^1$		$C=5 \cdot E_{300}^{10}+1.7$		$C=7.7 \cdot E_{260}^5$		$C=27 \cdot E_{260}^1$	
		мг/л	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%	мг/л	%
1	105	18.9	31.5	100	21.7	69	30.6	97	21.5	68
2	60	—	14.6	100	15.7	107	—	—	—	—
3	50	15.3	17.4	100	21.0	120	25.0	143	17.5	100
4	100	17.7	12.9	100	13.7	106	16.5	128	11.6	90
5	90	17.2	17.2	100	18.7	108	25.0	145	17.5	102
6	90	18.4	14.9	100	18.7	125	22.3	149	15.7	105
7	90	19.0	16.0	100	19.4	121	23.5	147	16.5	103
8	90	19.2	14.8	100	18.0	121	22.0	148	15.4	104
9	100	16.2	14.5	100	17.5	120	21.2	146	14.8	102
10	80	13.6	11.0	100	13.7	124	16.9	153	11.9	108
11	50	11.2	7.3	100	8.8	120	11.2	153	7.8	107
12	110	14.2	13.1	100	16.0	122	19.6	149	13.8	105
13	100	15.5	12.1	100	15.0	124	18.3	151	12.8	106
14	65	15.3	10.4	100	12.8	123	15.7	151	11.0	106
15	50	9.6	8.2	100	9.7	118	12.1	148	8.2	100
16	55	9.7	8.3	100	9.9	119	12.5	151	8.7	105
17	65	9.9	9.1	100	10.9	120	13.7	151	9.7	106
18	70	12.4	10.2	100	12.3	120	15.3	150	10.6	104
19	110	14.4	12.8	100	16.4	128	19.0	148	13.3	104
20	55	13.4	9.4	100	11.8	125	13.5	144	9.5	101
21	150	30.7	20.8	100	25.2	121	29.6	142	20.9	100
22	240	28.2	27.6	100	33.7	122	40.5	147	28.3	102
23	—	19.8	23.0	100	27.2	118	34.0	147	23.7	103
24	240	22.7	23.0	100	27.0	117	34.0	147	23.7	103
25	160	20.4	21.4	100	25.1	117	31.6	147	22.1	103
26	120	20.1	18.2	100	20.7	114	26.2	144	18.3	100
27	65	13.2	10.8	100	12.3	114	15.7	145	11.0	102
28	30	6.8	5.9	100	—	—	8.3	141	5.8	98
29	—	7.0	5.7	100	6.5	114	7.9	139	5.6	98
30	—	7.2	6.4	100	6.3	99	7.7	120	5.4	85

свопоглощения до и после внесения планктона показали, что соотношение между  $C$  и  $E_{260}^1$  для исходной воды равно 35, что близко к численному значению коэффициента формулы (6), а аналогичное отношение для планктонного РОВ равно 95, т. е. почти в 3 раза выше. Еще более высокие значения «К» получены нами при изучении распада водорослей, внесенных в бесцветную артезианскую воду (табл. 2); в этом случае водоросли до опыта относительно долго (1 мес) хранились в холодильнике при температуре порядка 2°. Сходные результаты получены К. М. Хайловым и З. Н. Бурлаковой [11], которые работали с прибрежными морскими водами и с растворами, содержащими в основном внешние метаболиты водорослей. По Хайлову и Бурлаковой [11] отношение  $C/E_{260}^5$  равно 50, что очевидно, тождественно соотношению  $C/E_{260}^1 = 250$  (по закону Бугера — Ламберта — Бэра), т. е.  $K=250$ . В наших опытах в начальный период распада сине-зеленых водорослей значения К равнялись 170—180 (табл. 2), что лишь на 30% отличается от результата упомянутых авторов.

Таблица 2

Соотношение между органическим углеродом и свопоглощением растворимых продуктов лизиса синезеленых водорослей

Сроки наблюдения, дни	C, мг/л	$E_{260}^1$	K
Начало	114	0.680	167
1	98	0.540	180
3	37.3	0.330	113
6	36.8	0.340	108
33	27.1	0.235	115
335	2.3	0.220	11

Однако, даже для бесцветных продуктов лизиса отмерших организмов и, по-видимому, для внешних метаболитов водорослей коэффициент пересчета экстинкции на органический углерод не остается постоянным (табл. 2), меняясь в довольно широких пределах в зависимости от характера и направленности протекающих процессов. Меньше вариации рассматриваемого коэффициента для природных устойчивых органических веществ: в почвах они определяются главным образом относительным вкладом гуминовых и фульвокислот в общую экстинкцию выделенного щелочного раствора и, кроме того, их степенью скисленности. Тем не менее широта колебания относительного содержания гуминовых и фульвокислот в почвах разного генезиса не позволяет почвоведом рекомендовать единый коэффициент для пересчета экстинкции в органический углерод [4].

Органическое вещество во многих типах природных вод представлено в основном фульвокислотами: вариации «К» здесь не так значительны, что дает нам право в водоемах с существенным преобладанием гумусовых веществ с большой долей уверенности рассчитывать содержание органического углерода по результатам измерения экстинкции. В частности, для исследованных нами вод (табл. 1) вполне реальные результаты дает соотношение (2). Однако, при использовании длин волн в интервале 220—250 нм остается опасность внесения дополнительных ошибок, связанных с возможным присутствием неорганических соединений (нитратов, бромидов и др.), поглощающих свет в указанном диапазоне. Поэтому для оценки содержания растворенного органического углерода должна быть использована более длинноволновая область (255, 260—300 нм и выше). Так как предложенные ранее соотношения для этой области дают завышенные результаты, то нами предпринята попытка привести их в соответствие с результатами вычислений по формуле (2). Последнее соотношение выбрано нами в качестве исходного во-первых потому, что при его установлении использовался раствор природного органического вещества выделенного предварительно одним из наиболее мягких, практически не нарушающих структуру РОВ, способом концентрирования — вымораживанием пробы воды. Во-вторых, соотношение (2) получено для стойкого окрашенного органического вещества терригенной природы — главной компоненты РОВ многих типов природных вод. Таким образом, есть все основания считать, что результаты измерения экстинкции при 225 нм (в отсутствие нитратов, бромидов) при использовании пересчетного коэффициента  $K=17.8$  дают возможность удовлетворительно оценить содержание органического вещества в вышеуказанных природных водах. Чтобы проводить такую оценку по результатам измерения экстинкции при длине волны 260 нм, где практически нет влияния неорганических соединений, мы привели в соответствие расчетные результаты при 225 нм и 260 нм. Для этого из приведенного в табл. 1 списка выбрали несколько проб воды, не содержащей нитратов. Имея для одних и тех же проб экспериментальные значения  $E_{225}^1$  и  $E_{260}^1$  и, полагая для них одновременно справедливыми соотношения  $C=17.8 \cdot E_{225}^1$  и  $C=K \cdot E_{260}^1$ , находим нужный пересчетный коэффициент (К). В итоге приходим к соотношению

$$C = 27 \cdot E_{260}^1, \quad (6)$$

где  $C$  — содержание органического углерода, мг С/л и  $E_{260}^1$  — оптическая плотность при 260 нм, измеренная в 1-сантиметровых кварцевых кюветах. На большинстве станций оно дает практически те же результаты, что и соотношение (2) (табл. 1) и, очевидно, также позволяет оценивать содержание органических веществ в исследованных водах. На ст. 1,4 и 31 применение соотношения (6) приводит, по-видимому, к более реальным результатам, чем использование формулы (2), так как при 260 нм не сказывает-

ся влияние нитратов: последние на этих станциях содержатся в значительных количествах.

Таким образом, чтобы оценить содержание РОВ по величине светопоглощения в ультрафиолетовой области спектра для каждого отдельного водоема (или группы однотипных водоемов), необходимо заранее установить соотношение между данными характеристиками. Следует учитывать также, что оно не остается строго постоянным в различные сезоны года и может меняться даже в течение суток. Эти колебания, по-видимому, связаны с планктонными организмами, выделяющими в окружающую среду как продукты своей жизнедеятельности, так и растворимые органические соединения из лизирующихся клеток отмерших водорослей. Поступающие в воду органические соединения планктонной природы имеют существенно более высокий коэффициент пересчета оптической плотности в органический углерод, чем терригенные гумусовые вещества. Этот экспериментальный факт, по-видимому, может быть использован для суждения о природе исследуемого РОВ в различных водоемах, как это было показано ранее по соотношению «цветность: углерод органический» [5] и  $K^{436}/C$  [6].

Проведенные сопоставления показывают, что в общем случае измерения оптической плотности (особенно с применением какого-либо единого коэффициента) не позволяют судить об абсолютной концентрации РОВ, а только дают возможность наблюдать за его относительными изменениями.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Бикбулатов Э. С. Простой способ окисления органического вещества для определения углерода. — Гидрохим. матер. 1974, т. 60, с. 174—178.
2. Бикбулатова Е. М., Скопинцев Б. А., Бикбулатов Э. С. Распад органического вещества синезеленых водорослей в аэробных и анаэробных условиях при комнатной температуре. — Водные ресурсы. 1977, № 6, с. 132—147.
3. Назарова А. А., Страдомский В. Б., Телегина Л. Н. Исследование светопоглощения природных вод методом УФ-спектрофотометрии в целях автоматизации определения в них органического углерода. — Гидрохим. матер., 1977, т. 65, с. 102—108.
4. Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв. М., 1974. 332 с.
5. Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). — Тр. Гос. океаногр. ин-та, 1950, вып. 17(29). 290 с.
6. Скопинцев Б. А., Крылова Л. П. Оптические свойства органического вещества — водного гумуса поверхностных вод суши. — Гидрохим. матер., 1955, т. 23, с. 31—36.
7. Фотиев А. В. К природе водного гумуса ДАН СССР 1971, т. 199, № 1, с. 198—201.
8. Banoub M. W. Ultraviolet absorbtions as a measure of organic matter in natural waters in Bodensee. — Arch. Hydrobiol., 1973, H. 2, S. 159—165.
9. Dobbs R. A., Wise R. H., Dean R. B. The use of ultraviolet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and waste water. — Water Res., 1972, vol. 6, N 10, p. 1173—1180.
10. Foster R., Morris A. W. The use of ultraviolet absorbtion measurements for the estimation of organic pollution in inshore sea waters. — Water Res., 1971, vol. 5, N 1, p. 19—27.
11. Khailov K. H., Burlakova Z. P. Release of dissolved organic matter by marine seaweeds and distribution of their total organic production to inshore communities. — Limnol. and Oceanogr., 1969, vol. 14, N 4, p. 521—527.

12. Kulkarni R. N. Ultraviolet absorbtion method applied to organic matter in sea water. — *Water, Air and Soil Pollut.*, 1975, vol. 5, N 2, p. 231—237.
13. Lewis W. M., Tyburczy J. A. Amount and spectral properties of dissolved organic compounds from some freshwaters of southeastern U. S. — *Arch. Hydrobiol.*, 1974, Bd. 74, H. 1, S. 8—17.
14. Mattson J. S., Smith C. A., Jones T. T., Gerchakov S. M., Epstein B. D. Continious monitoring of dissolved organic matter by UV-visible photometry. *Limnol. and Oceanogr.*, 1974, vol. 19, N 3, p. 530—535.
15. Mrkva M. Investigation of organic pollution of surface waters by ultraviolet spectrophotometry. — *J. Water Pollut. Control. Federat.*, 1969, vol. 41, p. 1923—1931.
16. Mrkva M. Automatic UV-control system for relative evolution of organic water pollution. — *Water Res.* 1970, vol. 9, N 5/6, p. 587—589.
17. Ogura N., Hanya T. Ultraviolet absorbance as an index of the pollution of seawater. — *J. Water Pollut. Control., Federat.*, 1968, vol. 40, N 3, p. 464—467.
18. Strickland J. D. H. Production of organic matter in the primary stages of the marine food chain. — In: *Chemical Oceanography*. L., 1964, vol. 1, p. 478—610.
19. Wheeler J. R. Dissolved organic carbon. Spectral relationships in coastal waters. — *Limnol. and Oceanogr.*, 1977, vol. 22, N 3, p. 573—575.

*О. Ф. КОНДРАЦОВА*

## **ВОДНОСТЬ РЕК СЕВЕРНОГО СКЛОНА ЕТС И БАСЕЙНА ВОЛГИ**

Возможное перераспределение водных ресурсов европейской территории Союза (ЕТС), связанное с нехваткой воды в южных районах страны, определило направление целого ряда гидрологических исследований последнего времени. Особую актуальность приобрели вопросы, связанные с прогнозированием гидрологических режимов рек-доноров и рек, по которым будут следовать транзитные воды. Для успешного прогнозирования будущего состояния речных вод необходимо иметь четкие представления об исходных гидрологических условиях рек в зонах переброски. При этом важно знать не только изменчивость водности определенных рек, хорошо освещенную в водных кадастрах, но и разобраться во взаимосвязи и взаимозависимостях между водными режимами близлежащих бассейнов, в соотношениях между расходами рек, из которых предстоит изъять сток и через которые этот сток будет переправляться, отыскать общие черты в колебаниях гидрологических характеристик рек на больших территориях, выявить бассейны рек, имеющие синхронные колебания стока. Дать ответ на поставленные вопросы и было целью настоящего исследования.

Решение перечисленных задач можно найти при анализе стокового поля в целом, т. е. рассматривая изменчивость расходов воды не на отдельных створах, а одновременно на возможно большем их числе.

В статье анализируется поле стока, охватывающее территорию Северного склона от Онеги до Печоры и бассейн Волги. В силу своей значительной протяженности эта территория имеет ряд физико-географических особенностей, которые оказывают наибольшее влияние на процесс формирования водности рек. К таким осо-

бенностям в первую очередь относится принадлежность ее к двум противоположно направленным водосборам: один имеет уклон к Белому и Баренцеву морям, второй — к Каспийскому. Водораздел между ними проходит по Северным Увалам.

Северный склон это огромная лесная равнина, почти ничем не защищенная от западных и северо-западных ветров, с которыми связано поступление влажных воздушных масс. Его отличительной чертой является избыточное увлажнение и незначительное разнообразие природных условий. Характеризуется он прохладным летом и длинной холодной зимой с устойчивым снежным покровом, более мягкой в западных районах и холодной в восточных.

Речная сеть развита сравнительно равномерно и, благодаря избыточному увлажнению, достаточно густа. Распределение стока по территории так же, как и осадков, носит в основном зональный характер, который кое-где нарушается влиянием рельефа. В пределах равнинной части сток несколько уменьшается с севера на юг, что находится в соответствии с увеличением в этом направлении испарения с поверхности водосборов. На плато и возвышенностях он заметно больше, чем на соседних низменностях. Особенно заметна в этом отношении роль Тимана и предгорий Урала. В горах и предгорьях Урала распределение стока подчинено закону вертикальной поясности.

Все реки Северного склона относятся к типу рек с преимущественно снежным питанием. Их водный режим характеризуется высоким весенним половодьем и низкой зимней меженью.

На западной окраине рассматриваемого района имеется множество озер, преимущественно ледникового происхождения. Участки возвышенных равнин, хорошо дренированные глубоко врезаемыми речными долинами, часто сменяются заболоченными низинами. На долю болот приходится 6% всей площади Северного склона.

Бассейн Волги представляет собой более разнородную территорию, как по орографическим, так и по климатическим показателям. Причиной тому служит огромная, особенно в меридиональном направлении, протяженность бассейна, занимающего  $\frac{1}{3}$  ЕТС [6].

Климат в бассейне Волги изменяется от влажного умеренно континентального в Верхневолжском районе и континентального в бассейне Камы до засушливого континентального климата пустынь в самых его южных частях. Основная водосборная сеть расположена в лесной зоне, которая сменяется по мере продвижения на юг на лесостепную, степную и пустынную зоны [1, 4]. Реки этого бассейна, как и реки Северного склона, также имеют типичный равнинный характер.

Несмотря на физико-географические различия в условиях формирования стока Северного склона и бассейна Волги режим их рек имеет некоторые сходные черты. Это сходство обуславливается воздействием на всю рассматриваемую территорию одних и тех же воздушных потоков. Атмосферные процессы здесь определяются взаимодействием Атлантических, Арктических и Средиземно-



морских воздушных масс, а также масс воздуха, проникающих сюда с Азиатского материка [5]. Почти по всей территории наибольшее количество осадков выпадает при преобладании западного переноса, когда увлажненные воздушные массы оставляют на ЕТС большую часть своих запасов влаги. Годы, характеризующиеся преобладанием западного типа циркуляции, как правило, относятся к многоводным и на севере ЕТС, и в ее центральных районах, и на Урале. Маловодные же годы большей частью приходятся на периоды преобладания восточной формы атмосферной циркуляции. В эти периоды многоводье отмечается только на самом юге ЕТС, Кавказе, побережьях Черного и Азовского морей [2].

В районах Общего Сырта, Бугульмино-Белебеевской, Приволжской и Среднерусской возвышенностей значительные осадки выпадают и при меридиональном типе атмосферной циркуляции, когда увлажненные воздушные массы проникают сюда из районов Средиземного моря.

Зависимость стока рек от атмосферных осадков на рассматриваемой территории достаточно высокая [7]. Выражается она коэффициентами корреляции порядка 0.5—0.7, и проявляется в согласованности изменений расходов воды и атмосферных осадков как в пространстве, так и во времени. Обе характеристики имеют одинаковый набор циклических составляющих в многолетнем ходе. Обоим присуща тенденция к территориальной асинхронности, т. е. нарушению согласованности колебаний между северными и южными районами, раздел между которыми проходит по долинам рек Оки и Камы. Особенно тесна корреляционная зависимость стока рек от атмосферных осадков при нулевом сдвиге стока по отношению к осадкам, выпавшим непосредственно над бассейном той реки, где измерены осадки или в близлежащем районе.

Для понимания закономерностей распределения стока рассматриваемых рек по территории следует отметить, что расходы рек Северного склона, а также верховьев Волги и Оки с ее левыми притоками, Ветлуги и Вятки наилучшим образом согласуются с годовыми суммами осадков и осадками за теплый период года, тогда как расходы рек более южных районов (Цна, Мокша, Сура, Свияга, Б. Кинель и Самара) с осадками холодного периода. Такое взаимодействие стока с атмосферными осадками связано с особенностями питания рек. Несмотря на то, что все перечисленные реки относятся к типу рек с преимущественно снеговым питанием, по классификации Львовича [9] первые из них имеют в летнем питании значительную дождевую составляющую, тогда как у вторых эта составляющая уступает место грунтовой. Кроме того, по данным Ц. А. Швер [10], реки второй группы примыкают к району с зимним максимумом осадков.

Исследование изменений стока рек по территории было начато с рассмотрения корреляционных связей между стоковыми рядами. Критический анализ данных по расходам воды рек интересующей нас зоны позволил отобрать для этой цели 33 створа. Из них 12 относятся к рекам Северного склона и 21 — к рекам бассейна Вол-

Т а б л и ц а 1

Данные об используемых рядах (1934—1973 гг.)

Река, створ	Средний расход за 40 лет, м³/с	Площадь водосбора, км²
Северные реки		
Онега, Надпорожский Погост	108	12800
Северная Двина, Усть-Пинега	3110	348000
Пинега, Кулогоры	367	36700
Сухона, Тотьма	282	34800
Вычегда, Сыктывкар	569	66900
Юг, Подосиновец	116	15200
Вымь, Весляна	196	19100
Мезень, Малонисогорская	641	56400
Вашка, Рашельская	173	19000
Печора, Усть-Щугор	1033	67500
Ижма, Картайоль	208	22700
Уса, Макариха	1099	66900
Бассейн Волги		
Волга, Старица	143	21100
Молога, Устюжна	119	19100
Чагодоща, Анисимово	21	2720
Волга, Ярославль¹	935	154000
Кострома, Буй¹	65	8870
Унжа, Макарьев	157	18500
Ока, Калуга	275	54900
Москва, Звенигород	30	5000
Клязьма, Павловский Посад	32	5440
Ока, Муром¹	833	188000
Мокша, Шевелевский Майдан	98	28600
Цна, Княжево	47	13600
Сура, Кадышево	100	27900
Свияга, Ивашевка	21	8300
Ветлуга, Ветлужский	189	27500
Вятка, Вятские Поляны	829	124000
Кама, Гайны	216	27400
Белая, Уфа	709	100000
Уфа, Красноуфимск	93	14200
Б. Кинель, Тимашево	34	12000
Самара, Елшанка	48	22800

Примечание. ¹Использованы только при анализе зимних и весенних расходов воды.

ги. Каждая река представлена, по возможности, замыкающим створом (табл. 1). В расчетах использованы среднегодовые, средние меженные (январь-март) и средние за весеннее половодье (апрель-июнь) расходы воды в м<sup>3</sup>/с, относящиеся к 40-летнему периоду наблюдений (1934—1973 гг.). Однако в основу анализа положены среднегодовые величины стока, так как по данным Б. А. Бахтиярова и Г. С. Арсеньева [3], исследовавшим асинхронность речного стока и ее влияние на энергоотдачу ГЭС Северного экономического района, асинхронность в колебаниях притока к водохранилищам лучше всего выражена именно в годовых величинах стока.

Согласно корреляционной матрице, полученной путем расчета парных корреляционных зависимостей между среднегодовыми расходами воды каждой реки со всеми остальными, колебания стока рассматриваемых рек, за редким исключением, происходят в одной и той же фазе водности. И хотя коэффициенты корреляции во многих случаях малы, а в отдельных снижаются до 0.3—0.2, обратная корреляционная зависимость встречается редко и характерна только для рек, берущих свое начало в предгорьях Урала. Особенно показательна в этом отношении р. Уса. Колебания ее водности имеют отрицательный коэффициент корреляции с колебаниями водности почти всех рассматриваемых рек, а там, где они положительны, значения их чрезвычайно малы. Интересно отметить, что расходы р. Усы отрицательно связаны и с расходами рек Южного Урала — Уфой и Белой. Наибольшего отрицательного значения (—0.5) коэффициент корреляции достигает между расходами р. Усы и рек, формирующихся на Среднерусской и Приволжской возвышенностях, а также на лежащей между ними Окско-Донской низменности (Цна, Мокша, Сура и Свияга).

Распределение коэффициентов корреляции между водностью остальных рек таково, что всю территорию можно разделить на области, где корреляционные связи относительно тесные и где они незначительны (рис. 1). Статистически хорошо взаимосвязаны между собою колебания расходов рек, принадлежащих Северному склону и бассейну Рыбинского водохранилища. Здесь коэффициенты корреляции между близлежащими водосборами в основном превышают 0.8 и снижаются до 0.7 только между бассейнами Северной Двины и Онеги. Средний коэффициент корреляции по всему этому району, рассчитанный с учетом корреляции каждого из створов со всеми остальными в этом районе, равен 0.6. Однако сюда не вошли данные по р. Усе, водность которой, как уже отмечалось, колеблется в фазе, противоположной колебаниям водности всех других рек, и по верхней Печоре, имеющей крайне слабую связь с водностью других рек. Высокий осредненный коэффициент корреляции получился и для области, охватывающей бассейны правых притоков Оки, левых притоков Камы, Б. Кинеля и Самары, т. е. для водосборов, расположенных на территории, лежащей между Среднерусской возвышенностью и предгорьями южного Урала. Здесь  $r = 0.62$ .



Рис. 1. Районы с корреляционными связями между стоковыми рядами, превышающими 0.7 (заштрихованы).

Цифры — осредненные коэффициенты корреляции.

Каждая из этих областей условно может быть названа областью с синхронным колебанием стока рек. Однако парные коэффициенты корреляции между водностью рек из той и другой области не превышают 0,2—0,3. Следовательно колебания стока рек этих сравниваемых областей по отношению друг к другу происходят несогласованно и могут быть названы асинхронными, но не противофазными.

Что касается промежуточной зоны, на которой формируют свою водность левые притоки Оки, Средняя Волга и правые притоки Камы, то она отличается резким снижением корреляционных связей даже между соседними водосборами. Здесь коэффициенты корреляции, как правило, не поднимаются выше 0.5. Исключение из этого правила составляют следующие пары: Кама и Вычегда ( $r=0.79$ ), Кама и Вятка ( $r=0.83$ ), Юг и Ветлуга ( $r=0.81$ ). Зато такие реки как Унжа, верховье Оки, Москва и Клязьма вообще не имеют заметных связей ни между собою, ни с другими реками. Особенно это относится к Унже. Корреляционная связь ее расхо-

Оценка разложения полей стока (1934—1973 гг.)

Среднегодовой сток				Средний весенний сток				Средний зимний сток			
j	$\lambda_j$	$\frac{\lambda_j}{\sum_{j=1}^{30} \lambda_j}; \%$	$\frac{\sum_{j=1}^n \lambda_j}{\sum_{j=1}^{30} \lambda_j}; \%$	j	$\lambda_j$	$\frac{\lambda_j}{\sum_{j=1}^{33} \lambda_j}; \%$	$\frac{\sum_{j=1}^n \lambda_j}{\sum_{j=1}^{33} \lambda_j}; \%$	j	$\lambda_j$	$\frac{\lambda_j}{\sum_{j=1}^{33} \lambda_j}; \%$	$\frac{\sum_{j=1}^n \lambda_j}{\sum_{j=1}^{33} \lambda_j}; \%$
1	11.512	38.38	38.38	1	12.675	38.41	38.4	1	9.155	27.74	27.7
2	5.016	16.72	55.10	2	5.192	15.73	54.1	2	5.233	15.86	43.6
3	3.852	12.83	67.93	3	3.902	11.82	66.0	3	3.663	11.10	54.7
4	1.785	5.95	73.88	4	2.316	7.02	73.0	4	2.397	7.26	62.0
5	1.215	4.05	77.93	5	1.714	5.19	78.2	5	2.011	6.09	68.0
6	1.144	3.82	81.75	6	1.014	3.07	81.2	6	1.507	4.57	72.6
7	1.092	3.64	85.39	7	0.908	2.75	84.0	7	1.367	4.14	76.8
8	0.776	2.55	87.94	8	0.805	2.44	86.4	8	1.056	3.20	79.9
9	0.679	2.26	90.20	9	0.667	2.02	88.4	9	0.917	2.78	82.7
10	0.513	1.71	91.91	10	0.596	1.81	90.3	10	0.750	2.27	85.0
30	0.002	0.007	100	33	0.0007	0.002	100	33	0.001	0.003	100

дов с расходами даже рядом расположенной Ветлуги лежит ниже уровня значимости и равняется 0.37. Средний коэффициент корреляции по всей промежуточной зоне без исключений составляет **0.33 и, таким образом, ее следует рассматривать как зону, в пределах которой колебания стока рек осуществляются асинхронно.**

Обращает на себя внимание и то, что в пределах каждой из синхронных зон корреляционные связи между реками, расположенными на западной и восточной половинах заметно снижаются (до 0.7). Раздел на западную и восточную половины на Северном склоне проходит примерно по Северной Двине, в южной зоне — по Волге. В результате такого разделения выделяются 4 подрайона со средними коэффициентами корреляции, внутри каждого из них, близкими к 0.8.

Аналогичное выделение синхронных зон в рассматриваемом стоковом поле было получено путем разложения данных о среднегодовых, средних весенних и средних зимних расходах воды по естественным ортогональным функциям. Оценка разложения (табл. 2) свидетельствует о его высокой сходимости, а это означает, что колебания рассматриваемых полей обуславливаются крупномасштабными атмосферными процессами. Особенно это относится к среднегодовому и весеннему стоку: и у того и у другого более половины информации сосредоточено в первых двух векторах разложения и около 80% — в пяти. Колебания же зимнего стока (межени) в значительной степени зависят и от местных ус-

ловий, т. е. от особенностей подстилающей поверхности и, в частности, от почвогрунтов, лесистости, заболоченности и пр. Для зимнего стока 80% информации исчерпываются только 8 векторами разложения.

Поля первых трех векторов разложения ( $X_1$ ,  $X_2$  и  $X_3$ ), описывающих по совокупности от 55% дисперсии изменений в зимнем стоке до 68% в среднегодовом, представлены на рис. 2. Как и следовало ожидать, конфигурация этих полей отображает картину колебаний стокового поля, полученную при корреляционном анализе. Относительная монотонность поля I вектора нарушена лишь колебаниями расходов р. Усы. Изменение ее водности происходит противоположно изменению водности всех остальных рек. Это характерно как для среднегодового, так и для зимнего и весеннего стока рек. Судя по данным поля  $X_1$ , эта противофазность присуща всем рекам, стекающим с Уральских гор (во всяком случае в пределах района исследований). Тем не менее, подтвердить данное предположение не представляется возможным из-за отсутствия материалов наблюдений необходимой длительности по другим рекам, берущим свое начало в этих горах.

Снижение значений первого вектора видно также у притоков Средней Волги и Камы.

В полях, II вектора в районе этого снижения проходит линия раздела между разнонаправленными процессами колебаний стока. Эта линия, идущая с запада на восток, отсекает реки Северного склона от рек бассейна Волги. В полях среднегодового и весеннего стока к бассейнам северных рек примыкает бассейн Верхней Волги до впадения Унжи, а в полях зимнего стока бассейн Камы. Иными словами, в поле II вектора получен тот же результат, что и при анализе взаимокорреляционных функций. Вся территория оказывается разделенной на две обширные зоны, колебания стока рек которых происходят несогласованно или асинхронно по отношению друг к другу.

Анализ полей III вектора, представляющего собой дальнейший этап детализации стокового поля рек, подтверждает наличие несогласованности (12—13% дисперсии) в колебаниях между западной и восточной половинами выделенных зон. И в данном случае граница раздела на западную и восточную половины проходит с севера на юг по Северной Двине и Нижней Волге.

Таким образом, на рассматриваемой территории имеются отдельные районы, в пределах которых сток рек изменяется в многолетнем ходе относительно синхронно, в то время, как между этими районами, особенно между северным и южным, существует заметная асинхронность в его межгодовых изменениях.

Анализ временной структуры стокового поля выполнен по временным коэффициентам разложения. Спектрограммы  $T_1$ ,  $T_2$ ,  $T_3$  рассчитаны в условной частоте с максимальным сдвигом в 12 членов ряда (рис. 3). Малая длина рядов наблюдений за стоком рек (40 лет) не позволяет судить о спектре их колебаний в длинноволновом диапазоне частот, зато в пределах 10-летнего периода ре-

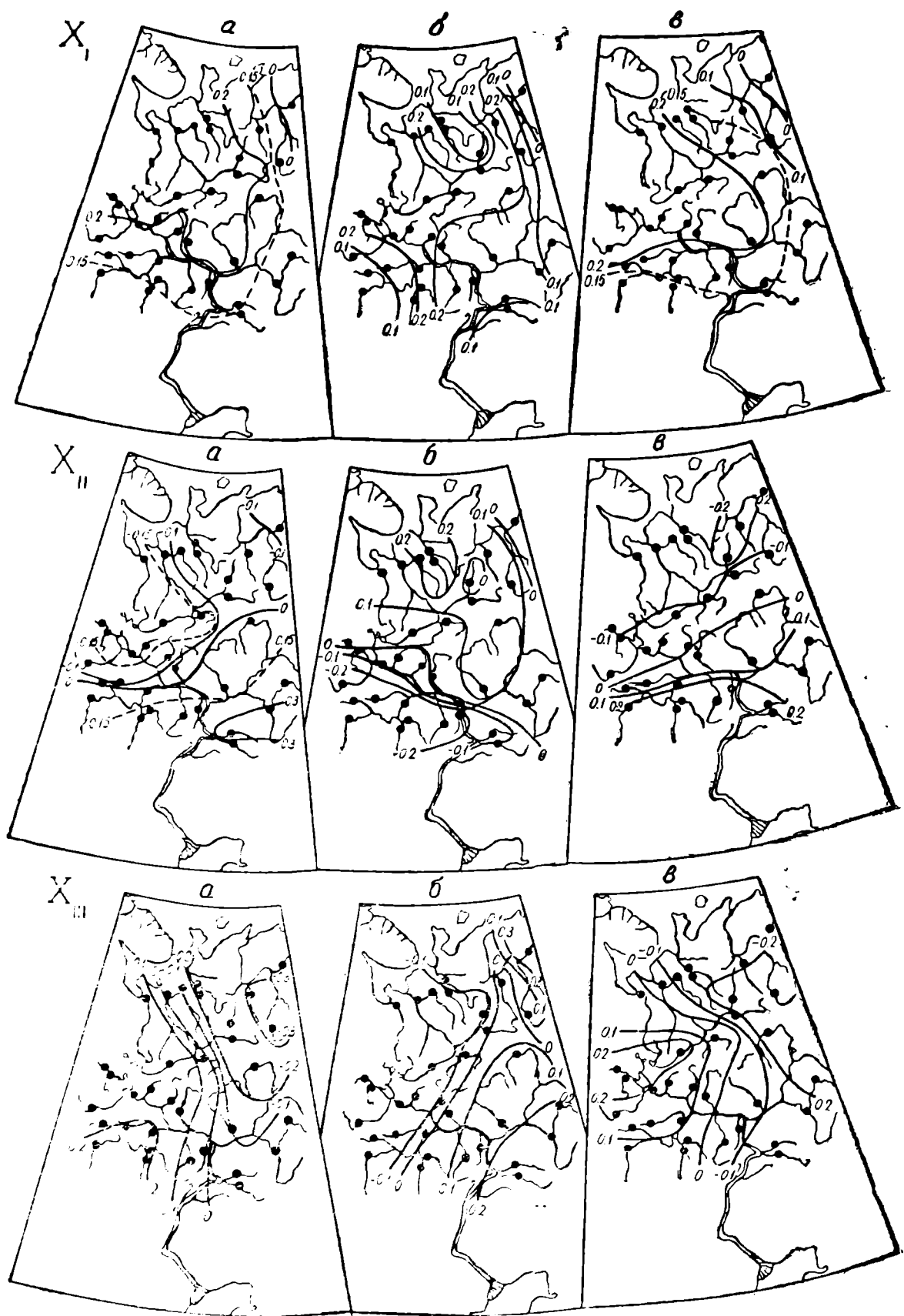


Рис. 2. Поля собственных векторов разложения стока рек  $X_I$ ,  $X_II$ ,  $X_III$ .  
а — среднегодового, б — среднего за январь — март, в — среднего за апрель — июнь.

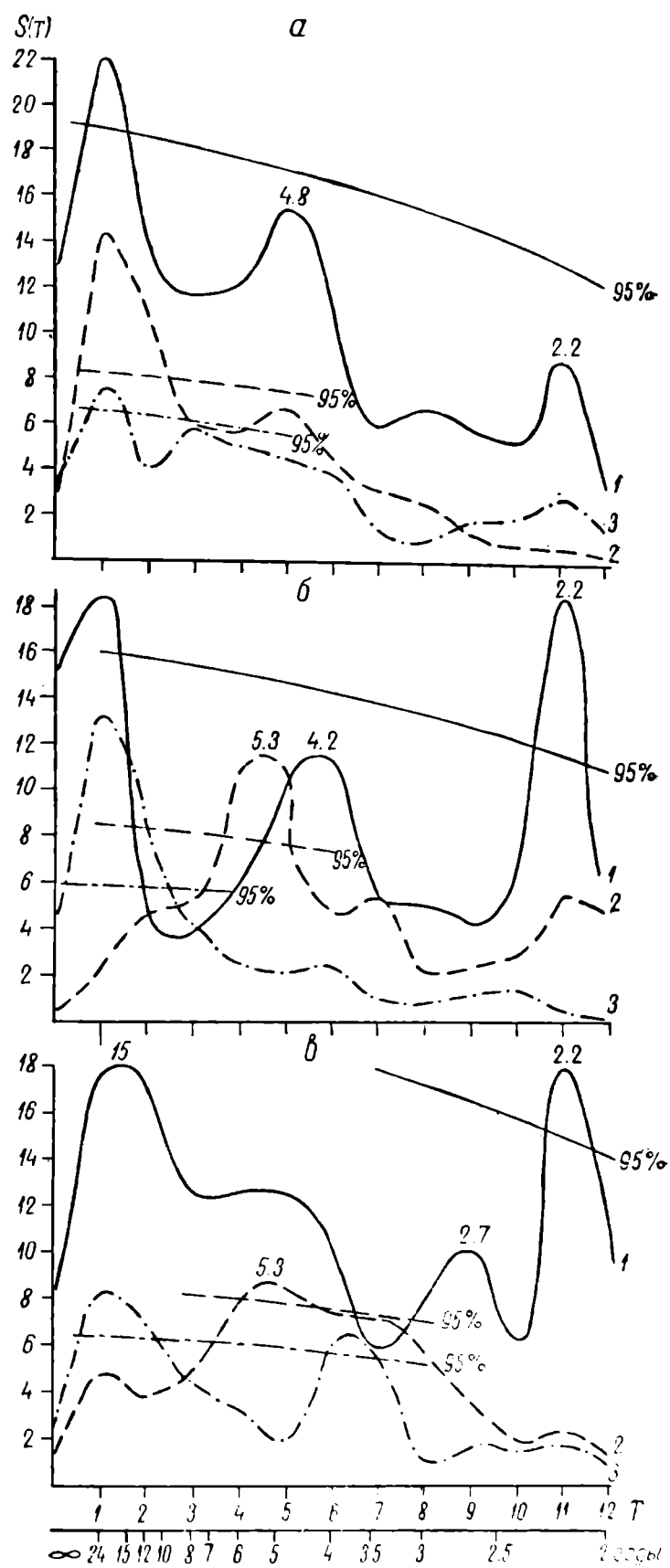


Рис. 3. Спектрограммы временных коэффициентов разложения стока рек.

■ — среднегодового, б — среднего за январь — март, в — среднего за апрель — июнь.  
1 —  $T_1$ , 2 —  $T_2$ , 3 —  $T_3$ .



зультаты спектрального анализа можно считать корректными. Спектрограммы указывают на то, что в колебаниях стокового поля имеются вполне определенные закономерности, выражающиеся, в частности, в наличии отдельных циклических составляющих. Среди них с наибольшей долей достоверности выделяются 4—5-летняя и, особенно, 2-летняя вариация, анализу которой и посвящено дальнейшее изложение.

Поскольку колебания стока рек Северного склона и бассейна Волги происходят по-разному, целесообразно было рассмотреть составляющие их стоковых полей раздельно. Для этого выполнено дополнительное разложение стока по естественным ортогональным функциям раздельно для северных рек (матрица  $12 \times 40$ ) и для рек бассейна Волги (матрица  $21 \times 40$ ). При этом оказалось, что топография их первых векторов разложения ничем принципиально новым по сравнению с общим разложением, приведенным выше (матрица  $33 \times 40$ ), не отличалась. Зато спектральный анализ временных коэффициентов разложения некоторые различия обнаружил. Они заключаются в том, что квазидвухлетняя составляющая оказывается характерной только для рек бассейна Волги. У северных же рек она проявляется как 2-летняя лишь в весеннем стоке. В среднегодовом и среднем зимнем стоке ее период значительно увеличен и приближается к 3-летнему.

Последнее побудило рассмотреть квазидвухлетнюю цикличность в колебаниях стока исследуемых рек по непосредственным данным об изменениях их расходов через створы. Для того, чтобы повысить разрешающую способность рядов наблюдения за стоком и определить параметры искомого цикла как можно более точно, использованы не среднегодовые, а среднемесячные значения расходов, что привело к увеличению числа членов каждого ряда до 480. Сезонный же ход при этом и межгодовые колебания с периодом 4—5 лет и более были исключены из стоковых рядов путем их фильтрации полосовым фильтром скользящего осреднения «13—37». Методика обработки стоковых рядов и их анализ на 2-летнюю цикличность описаны в работе [8].

Период  $P$ , амплитуда  $A$  и фаза ( $\varphi$ ) квазидвухлетнего цикла получены с помощью спектрального (период) и периодограммного (амплитуда и фаза) анализов фильтрованных данных (табл. 3). К 12 рекам Северного склона добавлено еще столько же более мелких рек этого региона, что дает возможность более подробно проследить за изменчивостью анализируемой цикличности по территории.

Основываясь на данных табл. 3, следует сделать вывод о том, что в колебаниях стока перечисленных рек действительно имеется квазидвухлетняя составляющая с периодом, близким к 2—3 годам. Изменения длины ее периода по территории таково, что образуются отдельные зоны, в пределах которых этот цикл имеет одну и ту же длительность (рис. 4). Во многом эти зоны совпадают с выделенными выше зонами синхронного изменения среднегодового стока. При этом период изменения водности рек Северного склона

Параметры квазидвухлетнего цикла в колебаниях стока рек 1934—1973 гг.

Река, створ	Р	Уровень обеспе- ченности	А, м³/с	А, %	φ
Северные реки					
Северная Двина, Усть-Пинега	30	99	342	23	50
Печора, Усть-Шугор	26	99	96	31	117
Уса, Макариха	30	99	100	27	203
Мезень. Малонисогорская	33	99	70	25	41
Пинега, Кулогоры	30	99	56	33	45
Онега, Надпорожский Погост	32	99	17	27	13
Сухона, Тотьма	29	99	47	31	27
Вычегда, Сыктывкар	29	99	58	21	46
Юг, Подосиновец	35	99	20	20	56
Вымь, Весляна	32	99	23	30	49
Ижма, Картайоль	32	99	20	22	80
Вашка, Ращельская	30	99	30	34	63
Сухона, Каликино	29	99	66	36	47
Печора, Усть-Цильма	31	95	188	24	139
Кена, Коровий Двор	40	99	8	32	25
Моша, Мышелово	35	99	8	26	20
Солза, Сухие Пороги	38	99	2	33	44
Северная Двина, Абрамково	32	99	191	22	45
Мезень, Макариб	36	99	8	26	56
Пеза, Игумново	33	99	9	27	212
Шугор, Мичабичевник	28	95	18	30	132
Уса, Адзьва.	28	99	85	26	226
Ухта, Ухта	33	99	6	39	58
Сула, Коткина	33	95	9	24	126
Среднее	32			28	
Бассейн Волги					
Волга, Старица	29	99	26	26	28
Молога, Устюжна	28	99	19	25	42
Чагодоща, Анисимово	30	99	2	18	26
Приток в Рыбинское водохранилище	26	99	175	35	33
Волга, Ярославль	25	99	109	20	11
Унжа, Макарьев	32	99	22	19	55

Река, створ	P	Уровень обеспе- ченности	A, м³/с	A, %	φ
Ока, Калуга	41	95	спектр размыв		67
Москва, Звенигород	25	99	6	40	21
Клязьма, Павловский Посад	37	95	2	17	66
Ока, Муром	27	99	82	24	66
Мокша, Шевелевский Май- дан	26	99	18	33	71
Цна, Княжево	26	99	9	26	60
Сура, Кадышево	26	99	20	37	72
Свияга, Ивашевка	26	99	4	24	75
Ветлуга, Ветлужский	31	99	27	25	32
Вятка, Вятские Поляны	29	99	110	29	45
Кама, Гайны	32	99	26	26	52
Белая, Бирск	37	95	117	20	10
Уфа, Красноуфимск	36	99	11	23	241
Белая, Уфа	41	95	спектр размыв		117
Б. Кинель, Тимашево	41	95	спектр размыв		40
Самара, Елшанка	25	95	8	16	35
Среднее	28			25	

тяготеет к 3-летней вариации: средняя продолжительность цикла по северным рекам составляет 32 мес. У рек бассейна Волги период цикла ближе к 2 годам и составляет в среднем 28 мес. Особенно стоят реки, стекающие с Уральских гор. У них длина периода на северных реках значительно меньше, чем на южных, относящихся к бассейну Волги.

Чтобы представить долю выделенной вариации в общей изменчивости каждого стокового ряда, рассчитана ее амплитуда в % от абсолютной амплитуды этого же ряда. Значения амплитуд оказались достаточно большими. Изменяясь от 17—18% до 30—35%, а в отдельных случаях и больше, амплитуды квазидвухлетнего цикла в колебаниях стока рек в среднем составляют более 25%, что находится в полном соответствии с данными, полученными ранее на других реках [8]. При этом амплитуды колебаний водности северных рек имеют меньшую дисперсию ряда и большую среднюю величину в сравнении с амплитудами колебаний водности рек бассейна Волги. Из этого следует, что квазидвухлетний цикл в колебаниях стока северных рек имеет не только более растянутый период, связанный, очевидно, с повышенной увлажненностью этой

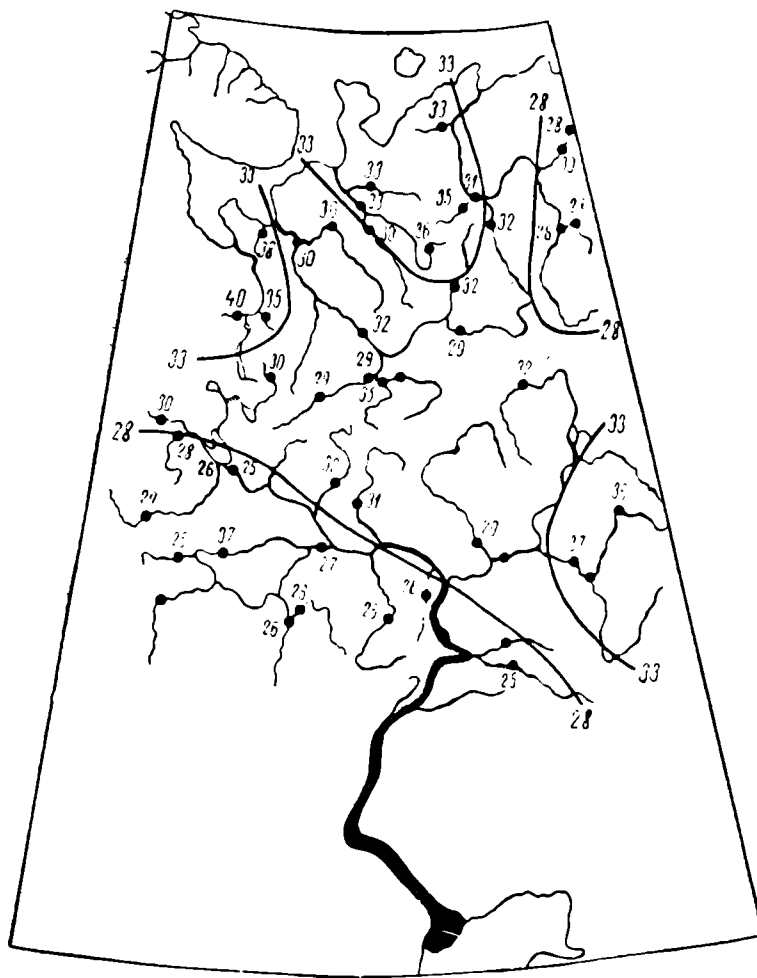


Рис. 4. Длина периода квазидвухлетнего цикла в колебаниях стока рек, мес.

зоны, но и больший удельный вес в общей изменчивости стока их рек, чем это имеет место в бассейне Волги.

Как было показано ранее [8], причиной, обуславливающей эту цикличность в колебаниях элементов гидрометеорежима, а вслед за ними и стока рек, является экваториальный стратосферный цикл, суть которого заключается в достаточно строгой периодичности смены западных и восточных ветров. В среднем стратосферный цикл укладывается в 26 мес. На этот период и были выбраны фазы в колебаниях стока рассматриваемых рек. Они приведены в последней колонке табл. 3, а их распределение по круговой диаграмме на рис. 5. Из диаграммы видно, что фазы водности в квазидвухлетнем цикле большинства исследуемых рек лежат в пределах одной четверти, и даже в пределах  $70^\circ$ , что соответствует примерно 5 мес. Это значит, что волна квазидвухлетнего возмущения, отмеченная на западе рассматриваемого района (Онега, Кена, Моша, Верхняя Волга), достигнет таких рек как Мокша, Сура, Свияга, Ижма только через 4—5 мес. Реки, расположенные еще дальше на восток (Печора, Сула, Щугор), испытают эту волну повышенного стока через 5—6 мес после того, как она будет зарегистри-



«синхронных» зон относятся реки Северного склона и бассейна Рыбинского водохранилища, к другой — реки бассейна Волги, расположенные южнее русел Оки и Камы. Все реки, протекающие в промежуточной зоне отличаются заметной асинхронностью в многолетнем ходе водности.

Особо высокой синхронностью, характеризваемой осредненным по району коэффициентом корреляции, близким к 0.8 отличаются:

— северо-западный низменный район с обилием озер, болот и отдельных возвышенностей Ветреного Пояса, к нему относятся бассейны Онеги, Сухоны и Рыбинского водохранилища;

— северо-восточный район или возвышенность Тимана с бассейнами Пинеги, Вашки, Мезени, Ижмы и Выми;

— юго-западный район — Приволжская возвышенность и прилегающая к ней часть Окско-Донской низменности, включает бассейны Цны, Мокши, Суры и Свияги;

— юго-восточный район, расположенный на западном склоне южного Предуралья, охватывает бассейны Белой, Уфы, Б. Кинеля и Самары.

Водность рек, формирующихся в предгорьях Урала, имеет многолетний ход, прямо противоположный ходу водности рек равнинной части ЕТС.

Характер колебаний стокового поля во-время таков, что в нем выделяются отдельные циклические составляющие, наиболее выраженной из которых в 40-летних рядах наблюдения за расходами является квазидвухлетняя вариация. Особенностью этой вариации следует признать непостоянство ее периода при переходе от одного речного бассейна к другому. В пределах бассейна Волги он составляет в среднем 28 мес., тогда как у рек Северного склона период более растянут и приближается в среднем к 32 мес. Доля квазидвухлетнего колебания в многолетнем ходе расходов на отдельных реках достигает 30 и более процентов, составляя в среднем для северных рек 28%, для рек Волги — 25%.

Фазы цикла изменяются таким образом, что волна возбуждения, идущая с запада на восток, проходит основную часть исследуемого поля за 5—6 мес., но на реках Предуралья она обнаруживается только через половину своего периода.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Алисов Б. П. Климат СССР. М., 1956. 128 с.
2. Батталов Ф. З. Многолетние колебания атмосферных осадков и вычисление норм осадков. Л., 1968. 183 с.
3. Бахтиаров В. А., Арсеньев Г. С. Асинхронность речного стока и ее влияние на энергоотдачу ГЭС при их объединении в единую энергосистему Северо-Запада. — Тр. координационного совещ. по гидротехнике. 1974, вып. 96, с. 71—74.
4. Буторин Н. В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада. Л., 1969. 322 с.
5. Гирс А. А. Многолетние колебания атмосферной циркуляции и долгосрочные гидрометеорологические прогнозы. Л., 1971. 280 с.
6. Калинин Г. П., Клиге Р. К., Полупкин Е. В. Изменение уровня Каспийского моря как показателя условий увлажнения волжского бассейна.

на. — Матер. Всесоюз. конф. по проблеме комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна Волги. Пермь, 1975, вып. 1, с. 26—28.

7. Кондрацова О. Ф. Исследование связи стока рек с атмосферными осадками. — В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 30—38.

8. Кондрацова О. Ф. Квазидвухлетний цикл в колебаниях стока рек СССР. Автореф. канд. дис. М., 1974. 30 с.

9. Львович М. И. Реки СССР. М., 1971. 180 с.

10. Швер Ц. В. Атмосферные осадки на территории СССР. Л., 1976, 302 с.

#### УДК 556.551.14

Особенности гидрохимического режима Иваньковского водохранилища в связи с объемом и распределением водного стока. Былинкина А. А., Трифонова Н. А. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 3—20.

Проводится сопоставление химических характеристик Иваньковского водохранилища в годы, различающиеся по водности и внутригодовому распределению стока. Обсуждаются сезонные особенности кислородного режима, солевого состава, содержания органического вещества и биогенных элементов. Лит. — 5 назв., табл. — 5.

#### УДК 556.551.14

О фосфатазной активности вод Иваньковского и Угличского водохранилищ. Трифонова Н. А. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 20—34.

Рассматривается сезонная динамика фосфатазной активности вод Иваньковского и Угличского водохранилищ. Приводятся данные по определению фосфатазной активности, обусловленной щелочными и кислыми фосфатазами, а также растворенными энзимами и связанными со взвесью. Обсуждаются результаты определения скорости энзимного гидролиза фосфоэфиров в условиях, близких к условиям водоема. Лит. — 13 назв., ил. — 2, табл. — 8.

#### УДК 556.551.4:546.72

Формы миграции железа в воде Иваньковского водохранилища. Степанова И. К. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 34—49.

Изучено сезонное распределение форм железа в Иваньковском водохранилище по акватории (от верховьев до плотины) и глубине. Во все сезоны в распределении железа по акватории водохранилища наблюдается четкая закономерность: от верховьев до района влияния подогретых вод содержание железа повышается, а затем в приплотинном участке при снижении скоростей течения понижается. Сопоставление данных по распределению взвешенной и растворенной форм железа позволяет сделать вывод, что основная часть железа в водохранилище и его притоках в течение большей части года связана с водной взвесью. Доминирующей формой же-

леза в водохранилище является взвешенная. Лит. — 22 назв., ил. — 5, табл. — 7.

УДК 556.551.14:546.18.

Формы фосфора и кинетика поглощения фосфатов в водохранилищах Верхней Волги. Былинкина А. А., Петухова Л. А., Лапирова Т. Б. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 49—61.

Приводятся данные о содержании и сезонном изменении фракций фосфора, выделенных на основе разной степени дисперсности и устойчивости их к физико-химическим воздействиям, а также результаты определения интенсивности поглощения и оборота фосфатов в воде Иваньковского и Угличского водохранилищ, свидетельствующие о достаточной обеспеченности водоемов усвояемым фосфором. Лит. — 15 назв., ил. — 1, табл. — 10.

УДК 556.555.6

Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги. Зимина Н. А., Законнов В. В. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 62—67.

Средние многолетние скорости аккумуляции углерода, азота и фосфора в донных отложениях Иваньковского и Угличского водохранилищ, соответственно, равны  $32$  и  $19$  г С·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>,  $3.4$  и  $2.3$  г N·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>,  $1.2$  и  $1.0$  г Р·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup>. Коэффициенты седиментации, рассчитанные как отношение скорости аккумуляции к произведению средней глубины на среднюю концентрацию элемента в воде, равны  $\sigma_c = \sigma_N = 0.7$  и  $\sigma_P = 4.3$  для Иваньковского водохранилища и  $\sigma_c = \sigma_N = 0.3$ ,  $\sigma_P = 3.0$  — для Угличского водохранилища. Лит. — 15 назв., табл. — 3.

УДК 556.555.6

Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища. Законнов В. В., Зимина Н. А. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 68—81.

Приводится характеристика распределения и накопления донных отложений в водохранилище по материалам съемки 1978 г., которые сравниваются с предыдущей съемкой (1965 г.). Резкого изменения площадей вторичных отложений не наблюдается. Отмечено снижение темпов перестройки грунтового комплекса. Средняя для всего водохранилища скорость осадконакопления не изменилась и составляет  $0.25$  см/год, вес донных отложений —  $175620$  тыс. т, объем их —  $0.429$  км<sup>3</sup>. Средние за период 1941—1978 гг. скорости аккумуляции биогенных элементов равны:  $215$  тыс. т С/год,  $16$  тыс. т N/год,  $3$  тыс. т Р/год. Характеризуются концентрации биогенов в различных типах грунта, на разных глубинах во всех плесах водохранилища. Лит. — 7 назв., ил. — 1, табл. — 10.



Баланс биогенных элементов и ионов в Рыбинском водохранилище в 1980 г. Разгулин С. М., Гапеева М. В., Литвинов А. С. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 81—91.

Приведены результаты гидрохимических исследований Рыбинского водохранилища. Для крупных рек, питающих водохранилище, рассмотрена динамика биогенных компонентов и суммы ионов в весенний период. Показано значительное увеличение концентраций азота и фосфора во время весеннего половодья. Рассчитаны годовые балансы общих форм азота и фосфора. В балансе азота 70% общего поступления приходится на речной сток, для фосфора эта величина составляет лишь 36%. Определены величины биогенной нагрузки на водохранилище, равные  $14.3 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$  для азота и  $1.4 \text{ г} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{год}^{-1}$  для фосфора. Балансовым методом дана оценка годовой аккумуляции биогенных веществ в донных отложениях. Результаты близки к реальным данным: для азота — 16.6 тыс. т при экспериментальной величине 16.3 тыс. т, для фосфора — 3.6 тыс. т при фактическом результате 3.3 тыс. т. Лит. — 19 назв., ил. — 3, табл. — 6.

## УДК 556.555.6:543

Химический состав донных отложений Шекснинского водохранилища. Кудрявцева Н. А. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 91—101.

Приводятся данные по количеству и составу органического вещества, биогенных элементов и других минеральных компонентов в донных отложениях Шекснинского водохранилища. Лит. — 15 назв., табл. — 6.

## УДК 556.114.7

Органическое вещество в водохранилищах Средней и Нижней Волги. Бикбулатова Е. М., Бикбулатов Э. С. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 101—113.

Проведен анализ растворенного и взвешенного органического вещества (ОВ) вод водохранилищ Волжского каскада в различные гидрологические фазы одновременно по многим параметрам. Установлено, что ОВ в них представлено в основном растворенной фракцией (73—95% летом и 81—96% осенью). По степени окисленности органический комплекс во все сезоны года близок к простым углеводам, а его энергетический запас уменьшается по мере продвижения вниз по каскаду водохранилищ соответственно изменению содержания ОВ. Трофически важная, легко утилизируемая фракция ОВ составляет небольшую долю (3—15%), тогда как на долю стойких веществ гумусовой природы приходится основная масса от валового содержания органических веществ. Лит. — 12 назв., табл. — 3.

#### УДК 556.114.7

Применимость оптических методов определения органического вещества в природных водах. Бикбулатов Э. С. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 113—120.

Проведена оценка различных соотношений между содержанием органического углерода и оптической плотностью проб природных вод в определенной части спектра. Для вод, в составе которых преобладают стойкие вещества гумусовой природы, предложено проводить соответствующую оценку по простому соотношению  $S = 27 E_{260}^1$ , где  $E_{260}^1$  — оптическая плотность проб при 260 нм, измеренная в 1-сантиметровых кварцевых кюветах, S — содержание углерода в них. В общем случае измерения экстинкции не позволяют судить об абсолютной концентрации органических веществ. Лит. — 19 назв., табл. — 2.

#### УДК 556.16

Водность рек Северного склона ЕТС и бассейна Волги. Кондрацова О. Ф. — В кн.: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982, с. 120—136.

На фоне краткой характеристики условий формирования стока рек Северного склона и бассейна Волги, выполнено подробное и многостороннее исследование стоковых полей за 1934—1973 гг. Методы взаимной корреляции между стоковыми рядами и разложения полей стока по естественным ортогональным функциям позволили выделить районы, в которых межгодовые изменения расходов рек происходят относительно согласованно и районы, где эта согласованность нарушена. Спектральный анализ временных коэффициентов разложения вскрыл доминирующую роль в многолетних колебаниях стока исследуемых рек квазидвухлетнего цикла. Получены данные о периоде, амплитуде и фазе этого цикла и об их изменениях по территории. Лит. — 10 назв., ил. — 5, табл. — 3.

А. А. Былинкина, Н. А. Трифонова. Особенности гидрохимического режима Иваньковского водохранилища в связи с объемом и распределением водного стока . . . . .	3
Н. А. Трифонова. О фосфатазной активности вод Иваньковского и Углич- ского водохранилищ . . . . .	20
И. К. Степанова. Формы миграции железа в воде Иваньковского водо- хранилища . . . . .	34
А. А. Былинкина, Л. А. Петухова, Т. Б. Лапирова. Формы фосфора и ки- нетика поглощения фосфатов в водохранилищах Верхней Волги . . . . .	49
Н. А. Зиминова, В. В. Законнов. Аккумуляция биогенных элементов в дон- ных отложениях водохранилищ Верхней Волги . . . . .	62
В. В. Законнов, Н. А. Зиминова. Осадконакопление и аккумуляция био- генных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища . . . . .	68
С. М. Разгулин, М. В. Гапеева, А. С. Литвинов. Баланс биогенных эле- ментов и ионов в Рыбинском водохранилище . . . . .	81
Н. А. Кудрявцева. Химический состав донных отложений Шекснинского водохранилища . . . . .	91
Е. М. Бикбулатова, Э. С. Бикбулатов. Органическое вещество в водохра- нилищах Средней и Нижней Волги . . . . .	101
Э. С. Бикбулатов. Применимость оптических методов определения органи- ческого вещества в природных водах . . . . .	113
О. Ф. Кондрацова. Водность рек Северного склона ЕТС и бассейна Волги Рефераты . . . . .	120

АК 01824. Заказ 1971. Тираж 600 экз. Цена 2 руб.

Типография № 2 Росглавополиграфпрома, г. Рыбинск, ул. Чкалова, 8.