

06

ИБВВ

АКАДЕМИЯ
НАУК
СССР

**БИОЛОГИЯ
ВНУТРЕННИХ
ВОД**

№

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

16

29.541-77.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД

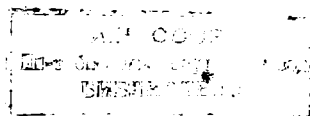
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ

ГИДРОБИОЛОГИИ, ИХТИОЛОГИИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ
БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОЕМОЗ

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

№ 16



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НАУКА»
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
Ленинград . 1972

Редакционная коллегия:

Н. В. Буторин (главный редактор), *Б. А. Вайнштейн*, *М. М. Камшилов*, *Ф. Д. Мордухай-Болтовской* (ответственный за выпуск), *А. Г. Поддубный*, *В. И. Романенко*, *Б. К. Штегман*, *В. А. Экзерцев*

МЕЖДУНАРОДНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ ПО ПРОДУКТИВНОСТИ И ЭКОЛОГИИ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ

В сентябре 1970 г. в Румынии проходила конференция по продуктивности и экологии высших водных растений (макрофитов), в особенности тростника, организованная Гидрологической комиссией Академии наук Румынии совместно с ЮНЕСКО и Пресноводной секцией Международной биологической программы.

В работе конференции участвовал 31 человек из 16 стран и Западного Берлина. Советский Союз был представлен одним участником. На заседаниях зачитаны и обсуждены 34 доклада, которые по тематике могут быть разбиты на несколько групп.

Первая группа докладов посвящена обсуждению влияния гидрологических, гидрохимических и гидрофизических факторов на развитие высшей водной растительности и экологию макрофитов. Из них наибольший интерес представляли сообщения чехословацких ученых. С большим докладом о подробном анализе влияния изменения уровня воды в водоеме на высшую водную растительность выступил директор Института ботаники АН ЧССР проф. С. Хейни. С интересом обсуждались вопросы экологии и биологии тростника. В дискуссии приняли участие К. Буриан (Австрия), А. Щепанский (ПНР), С. Хейни, Я. Квет, Д. Дикиёва (ЧССР) и др. Было отмечено, что тростник обладает чертами, свойственными ксерофитам, — толстой кутикулой, большой сосущей силой. Фотосинтетическая активность тростника близка таковой наземных растений и значительно ниже, чем у типичных гидрофитов. История развития тростника говорит о том, что прежде он принадлежал к группе фреатофитов или болотных растений, а затем в процессе эволюции освоил литоральную зону озер и побережья рек.

Вторая группа докладов касалась характеристики зарастания водоемов; в них, как правило, вскрывались факторы, обуславливающие направленность процесса зарастания, и приводились количественные показатели накопления органического вещества, создаваемого макрофитами.

Значительное число докладов посвящено продуктивности макрофитов. Каких-либо принципиально новых идей по вопросам продуктивности высказано не было. В выступлениях участников совещания подчеркнуто почти полное отсутствие исследований, касающихся разложения растительных остатков, а также различных аспектов количественного и качественного изучения микробиального метаболизма.

В следующую группу могут быть объединены доклады по утилизации животными первичной продукции макрофитов (Н. Дворжак, Я. Коринкова, П. Ольни, Я. Пеликан, И. Свобода и Я. Квет — ЧССР; М. Чемберс и Д. Мук — Нидерланды; В. Чапмен и Б. Коффи — Новая Зеландия). Активное обсуждение докладов этой группы привело к рекомендации концентрировать внимание исследователей на следующих проблемах: а) изучение процессов разложения растительной продукции и передачи энергии, содержащейся в растительном веществе, другим звеньям водной экосистемы; особое внимание следует уделить изучению перифитона и аллохтонному веществу; б) установление величины вторичной продукции в группировках макрофитов и ее утилизации взрослыми рыбами, обитающими в прибрежной зоне водоемов, и молодьо пелагических рыб на ранних стадиях развития, обитающей в литорали; в) изучение влияния млекопитающих и птиц, а также фитофагов-беспозвоночных на строение и развитие высшей водной растительности; г) подбор видов рыб и насекомых-фитофагов, которые могут быть биологическими регуляторами излишнего развития водных цветковых растений.

Об образцах машин, применяемых при скашивании и брикетировании обезвоженных остатков макрофитов для облегчения уборки растительного материала, рассказал профессор Висконсинского университета Г. Брэн (США).

В нескольких докладах затрагивались вопросы методики изучения водной растительности (С. Сегал — Нидерланды, И. Карпати и В. Карпати — ВНР, Я. Ондок — ЧССР, П. Дении — Уганда). Указывалось на необходимость уделять внимание динамике зарастания водоемов.

Несомненный интерес представил методический доклад Я. Ондока (ЧССР), посвященный изысканию минимально необходимой площади фитоценоза, по которой можно было бы рассчитать продукцию группировки в целом.

На конференции подчеркнута необходимость выработки единой международной методики описания сообществ водных расте-

ний и единообразного выражения количественных показателей продукции.

Рекомендовано выражать фитомассу в единицах веса абсолютно сухого вещества на 1 м^2 с включением или исключением подземных частей растений, а чистую продукцию — в $\text{г/м}^2 \cdot \text{сутки}$ или $\text{г/м}^2 \cdot \text{год}$. Отмечена нежелательность выражения фитомассы в воздушно-сухом весе, ибо это мешает сравнению материалов различных авторов.

Конференция завершила свою работу подведением итогов обсуждения докладов и принятием резолюции. Высказано пожелание один раз в 3 года созывать конференцию по актуальным проблемам гидробиологии.

И. М. Распопов
Институт озероведения АН СССР

В. И. Романенко и Э. Г. Добрынин

ОПРЕДЕЛЕНИЕ УДЕЛЬНОГО ВЕСА СУХИХ БАКТЕРИАЛЬНЫХ КЛЕТОК *PSEUDOMONAS DENITRIFICANS*

Биомасса бактерий (B) в водоемах определяется как произведение численности (N), среднего объема одной бактериальной клетки (v) и удельного веса (d) — $B = N \cdot v \cdot d$. В практике микробиологических исследований объем бактерий устанавливается измерением линейных параметров клеток на высушенных препаратах на мембранных фильтрах, а удельный вес приравнивается к 1.05 и конечный результат выражается в сыром весе. Таким образом, объем определяется у сухих клеток, а удельный вес взят для сырой биомассы. По-видимому, сознание относительности всех определяемых параметров на практике заставляет микробиологов мириться с таким положением и полученные величины биомассы считаются приблизительными.

На уменьшение линейных размеров бактериальных клеток при высушивании указывают различные авторы (Мишустин и Мирзоева, 1946; Knausi, 1951, и др.). А. С. Троицкий и Ю. И. Сорокин (1967), исходя из уменьшения размера клеток, предлагают вводить поправку на усыхание, увеличивая результат в 2.5—3.0 раза. Нам кажется возможным и проще определять сразу сухую биомассу бактерий, но для этого необходимо знать их удельный вес. В литературе приводятся величины удельного веса сырой протоплазмы бактерий 1.02—1.07, чаще всего 1.05. Отсюда видно, что удельный вес сухой биомассы должен быть больше удельного веса воды. В настоящем сообщении описан метод определения удельного веса сухой биомассы бактерий и результаты определения его у *P. denitrificans*.

Бактерии выращивали на МПА в чашках Петри при посеве штрихом. Стеклойной лопаточкой, закрепленной в каучуковой пробке, со штриха после выращивания снимали некоторое количество бактериальной биомассы, пробку закрывали стеклянным колпачком для предотвращения испарения и все взвешивали на аналитических весах, после чего часть биомассы переносили на вывешенное покровное стекло. Количество перенесенной на стекло

биомассы определяли по разности между исходным и конечным весом лопаточки. Вторую порцию бактериальной биомассы таким же образом переносили во флакон со 100 мл изотонического раствора хлористого натрия. Бактерии на стеклах высушивали до постоянного веса в течение 1—2 суток при комнатной температуре, после чего их повторно взвешивали и таким образом определяли содержание сухого вещества в сырой биомассе. Флакон с бактериями тщательно встряхивали и 1 мл бактериальной суспензии профильтровывали через мембранный фильтр № 3, на котором после окраски

Результаты определения удельного веса сухой биомассы бактерий
Pseudomonas denitrificans

Номер опыта	Биомасса бактерий на стекле			Биомасса бактерий во флаконе		Количество бактерий во флаконе · 10 ⁹	Размеры сухих бактериальных клеток, мк		Объем одной бактерии, мк ³	Объем всех (V) бактерий во флаконе, мм ³	Удельный вес сухой биомассы бактерий $d = \frac{P}{V}$, мг/мм ³
	сырые, мг	после высушивания, мг	процент сухого веса от сырого	сырые, мг	сухая (P) расчетная величина, мг		длина	диаметр			
1	11.7	1.4	12	19.0	2.28	5.69	1.89	0.46	0.31	1.75	1.3
2	11.3	2.6	23	22.4	5.14	6.93	1.85	0.44	0.28	1.94	2.6
3	60.1	7.1	11.8	29.7	3.5	7.05	1.81	0.46	0.30	2.12	1.65
4	69.3	12.0	17.3	38.3	6.62	12.3	2.06	0.46	0.34	4.2	1.57
5	48.8	8.5	17.4	36.3	6.32	10.3	1.86	0.46	0.31	3.2	1.95
6	69.7	15.8	22.6	30.7	6.95	11.7	1.86	0.49	0.35	4.1	1.7
7	6.0	1.1	18.4	6.9	1.27	3.16	2.02	0.47	0.35	1.1	1.16
8	9.5	1.6	17.0	6.3	1.07	2.51	2.16	0.47	0.37	0.9	1.2
9	7.4	1.2	16.2	7.0	1.13	2.63	1.99	0.46	0.33	2.67	1.3
10	7.2	1.2	16.7	8.0	1.35	4.23	2.0	0.45	0.30	1.3	1.04
11	11.7	2.0	17.1	9.3	1.59	3.9	2.14	0.47	0.38	1.45	1.1
12	23.5	3.8	16.2	14.2	3.30	5.9	2.0	0.46	0.33	1.95	1.23
13	45.4	9.0	19.8	6.2	1.23	0.97	2.0	0.48	0.36	0.35	3.5
14	12.0	2.1	17.5	9.2	1.61	1.14	2.1	0.48	0.38	0.43	3.67
15	4.6	0.8	17.4	9.0	1.57	1.25	1.95	0.5	0.38	0.48	3.28
16	21.6	4.1	19.0	9.4	1.79	4.28	2.2	0.46	0.36	1.54	1.16
17	15.0	3.3	22.0	6.9	1.52	3.73	2.12	0.46	0.35	1.33	1.14
18	7.9	1.3	16.5	10.2	1.68	4.31	2.0	0.44	0.30	1.29	1.31
19	10.1	2.0	19.8	10.7	2.12	4.32	2.0	0.44	0.30	1.36	1.56
20	14.9	2.9	19.5	7.1	1.39	4.11	2.08	0.44	0.31	1.27	1.1
21	13.6	2.6	19.1	9.1	1.74	4.22	2.05	0.44	0.31	1.30	1.34
22	22.3	4.2	18.8	10.4	1.96	5.12	2.1	0.42	0.29	1.48	1.32
23	11.4	2.5	21.9	12.5	2.74	4.51	2.1	0.44	0.32	1.44	1.9
24	15.8	2.7	17.1	11.6	1.98	4.73	2.06	0.43	0.30	1.41	1.41
25	8.7	1.1	12.7	13.1	1.7	4.73	2.13	0.40	0.27	1.27	1.31
26	6.9	1.1	16.0	7.5	1.2	2.52	1.85	0.4	0.23	0.58	2.07
27	7.9	1.3	16.5	7.0	1.16	2.47	1.9	0.44	0.26	0.64	1.82
28	9.0	1.3	14.5	9.5	1.38	3.69	1.98	0.4	0.24	0.88	1.56
29	4.9	0.8	16.3	7.3	1.19	2.70	2.0	0.38	0.22	0.61	1.96
30	14.4	1.8	12.5	9.6	1.2	3.69	1.9	0.4	0.24	0.88	1.36
31	6.7	1.1	16.4	7.7	1.26	3.16	2.0	0.39	0.24	0.75	1.70
32	8.5	1.2	14.1	6.2	0.87	2.46	1.97	0.42	0.27	0.66	1.33
33	14.6	2.6	17.8	13.7	2.44	4.74	2.0	0.42	0.27	1.28	1.91
Средняя	18.6	3.27	17.3	12.7	2.25	3.64	2.0	0.44	0.30	1.45	1.68

эритрозином под микроскопом определяли численность бактерий и с помощью винтового окуляр-микрометра — размеры бактериальных клеток. Объем клеток рассчитывали как объем цилиндра. Зная сухой вес бактерий (P) и их общий объем (V), рассчитывали удельный вес сухой биомассы (d) по формуле: $d = P/V$.

Всего было проделано 33 определения (см. таблицу). Среднеарифметическая величина удельного веса сухой биомассы бактерий по результатам отдельных опытов равна 1.68 мг/мм^3 с колебанием от 1.05 до 3.67 мг/мм^3 . Коэффициент вариации значителен — $v = 39\%$. Большая вариабельность объясняется суммой ошибок в определении численности бактерий, сухого веса и пр. Удельный вес по сумме всех анализов — $2.25 : 1.45 = 1.55$. Этот коэффициент мы предлагаем для расчета сухой биомассы бактерий в водоемах. Расчет может быть произведен по формуле, приведенной в начале статьи. Результат будет выражен в миллиграммах сухого вещества.

По-видимому, у различных видов бактерий удельный вес сухой биомассы может несколько варьировать. Исходя из удельного веса сырой биомассы (1.05) и влажности клеток в жидких средах (90%), можно показать, что удельный вес сухой биомассы должен быть близок к полученной нами в эксперименте величине, а именно $0.05 \cdot 10 = 0.50$, откуда $1 + 0.50 = 1.50 \text{ мг/мм}^3$.

ЛИТЕРАТУРА

- Мишустин Е. Н. и Е. А. Мирзосва. 1946. О величине у естественных вариантов *Vас. mycoides*. Микробиол., 15, 1.
Троицкий А. С. и Ю. И. Сорокин. 1967. К методике расчета биомассы бактерий в водоемах. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 15 (18).
Кнауси G. 1951. Elements of bacterial cytology. N. Y.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

И. О. Солнцева

РЕАКЦИЯ КЛЕТОК РОЗОВЫХ ДРОЖЖЕЙ НА УФ-РАДИАЦИЮ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ НА АГАРИЗОВАННЫХ СРЕДАХ

Имеющиеся в литературе данные по реакции клеток на облучение слабыми дозами УФ-радиации противоречивы (Giese, 1953). Одна из причин этих противоречий, как нам кажется, заключается в недооценке методических тонкостей при постановке опытов, поскольку незначительные изменения в условиях культивирования оказывают влияние на чувствительность клеток к УФ.

Используя методику непродолжительного выдерживания клеток на голодной среде перед облучением, нам удалось определить четкий эффект стимуляции прорастания клеток розовых дрожжей на сусло-агаре (СА) *Rhodotorula glutinis* после облучения в жидкой среде небольшими дозами коротковолнового ультрафиолета (Солнцева, 1966).

В настоящей работе приведены результаты исследований по реакции клеток розовых дрожжей при облучении на агаризованных средах различного состава: 1) СА — сусло 6° по Баллингу, с 2% агара; 2) синтетическая среда: KNO_3 — 0.1 г/л, K_2HPO_4 — 0.01, MgSO_4 — 0.01, FeCl_3 — 0.001, глюкоза — 20 г/л, автолизат дрожжевой — 10 мл/л, агар — 2%.

Перед облучением суспензию клеток выдерживали в течение 2 час. на среде Прата (KNO_3 — 0.1 г/л, K_2HPO_4 — 0.01, MgSO_4 — 0.01, FeCl_3 — 0.001 г/л), центрифугировали и разводили той же средой до пужной концентрации. Поскольку норма засева могла оказать влияние на реакцию клеток, поставлены опыты с различной численностью колоний на чашках (от 10 до 2 тыс.). Клетки облучали УФ-лучами от лампы БУВ-30 сразу после засева на чашки и затем ставили в термостат для подрастания. Дозы облучения составляли 215, 430, 860 и 2150 эрг/мм², что соответствовало 0.5, 1, 2 и 5 мин. экспонирования. Через 3—4 дня производили подсчет проросших колоний. В таблице приведены данные 9 опытов на среде СА и 5 — на синтетической среде.

На среде СА УФ-лучи в подавляющем большинстве опытов показывают либо нейтральное, либо повреждающее действие, причем при больших нормах засева повреждается большее число клеток, чем при малых. На синтетической

Результаты опытов по реакции клеток розовых дрожжей при облучении на различных средах

Время экспонирования, мин.	Число проросших колоний на СА										Число проросших колоний на синтетической среде									
	номера опытов										сред- нес	о/к *	номера опытов					сред- нес	о/к *	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	1			2	3	4	5				
Кон- троль	40	13	44	44	74	376	876	2240	2356	670	1.0	291	386	402	502	698	456	1.0		
0.5	41	13	45	45	71	380	800	2010	2400	641	0.95	378	502	523	703	923	606	1.3		
1.0	42	13	45	45	70	381	472	1920	2484	605	0.90	521	696	604	804	1361	797	1.7		
2.0	40	12	36	32	66	272	321	1208	2397	484	0.72	336	580	564	705	1030	643	1.4		
5.0	41	10	19	30	61	231	186	572	1066	243	0.36	338	413	432	490	666	468	1.0		

* о/к — отношение данных опыта к контролю.

среде во всех опытах экспозиции 0,5, 1 и 2 мин. вызывают стимуляцию прорастания клеток на агаризованной среде.

В настоящей работе не обсуждается эффект стимуляции клеточного деления. Наша цель — показать различия реакций клеток в зависимости от состава среды. Максимум числа колоний приходится на одномоментное облучение, т. е. при той же экспозиции, что и в живой среде (Солнцева, 1966). Разницу в реакции клеток розовых дрожжей на УФ-лучи можно объяснить составом среды. При обнаружении положительного действия УФ-радиации большое значение имеет методика постановки опытов и пищевой режим клеток до и при облучении.

ЛИТЕРАТУРА

- Солнцева И. О. 1966. Влияние бактерицидного ультрафиолетового облучения на клетки *Rhodotorula glutinis*. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 13 (16).
Giese A. S. 1953. Protozoa in photobiological research. Physiol. zool., 24, 1.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Г. А. Лукина

ДЕЙСТВИЕ ФЕНОЛА НА ФОТОСИНТЕЗ ХЛОРЕЛЛЫ РАЗЛИЧНЫХ СТАДИЙ РАЗВИТИЯ

Цель работы — изучение влияния фенола на фотосинтез хлореллы в процессе ее развития. Для синхронизации водорослей подопытного штамма использовалась методика Лоренсена (Lorenzen, 1964). Световой период *Chlorella vulgaris* штамма X-25 составлял 14 час., темновой — 10 час. Синхронизации удавалось добиться при 3—4-кратном повторении такого чередования. Деление полностью заканчивалось за темновой период, и к его окончанию все клетки находились на стадии освободившихся автоспор (стадия 0 час.). Так как интенсивность фотосинтеза меняется в течение жизненного цикла (Nihei a. oth., 1954; Sorokin, 1957), был изучен суточный ход одного процесса у синхронизированного штамма.

Интенсивность фотосинтеза определялась методом Винклера, расчет скорости фотосинтеза проводился на сухой вес водорослей.

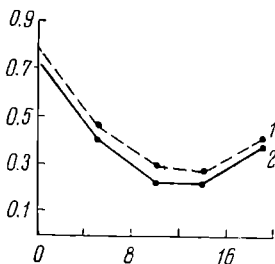
Опыты показали (рис. 1), что наибольшая скорость фотосинтеза обнаруживается на стадии 0 час. По мере роста автоспор фотосинтетическая активность уменьшается, на стадии 10—14 час. она имеет

одну и ту же величину, а после 14 час. начинает возрастать, вероятно за счет фотосинтеза освободившихся автоспор.

Опыты по выяснению действия фенола на фотосинтез хлореллы различных стадий развития показали, что малые концентрации этого токсиканта (до 30 мг/л) увеличивают скорость фотосинтеза почти на всех стадиях развития (рис. 2, а). Величина изменения скорости фотосинтеза зависит от стадии развития клеток хлореллы. Концентрации фенола 10, 20, 30 мг/л оказывают наибольшее стимулирующее действие на хлореллу на стадии только что освободившихся автоспор. Возможно, под действием данных доз фенола спинается какая-то блокировка с ферментных систем, участвующих в фотосинтезе. По мере старения клеток хлореллы ее чув-

Рис. 1. Изменение скорости фотосинтеза хлореллы в течение цикла ее развития.

1 — истинный фотосинтез, 2 — видимый фотосинтез. По оси ординат — фотосинтез хлореллы, мг O_2 /мг сухого вещества в час; по оси абсцисс — время развития клеток хлореллы с момента освобождения от оболочки материнской клетки, часы.



ствительность к свету возрастает (Lorenzen, 1964), возрастает и чувствительность к фенолу. Для 5—10-часовой культуры происходит как бы наложение этих двух факторов. В результате их взаимодействия стимулирующий эффект уменьшается. На стадии завершения споруляции (10-часовая культура водорослей) при фенольном воздействии обнаруживаются освободившиеся автоспоры, величина фотосинтеза возрастает, вероятно, за счет их фотосинтетической активности. Раннее появление автоспор, т. е. ускорение деления клеток, происходит в результате ускоряющего действия фенола на деление клеток хлореллы.

Величина стимулирующего действия фенола зависит от стадии развития клетки и от содержания фенола в среде. Так, наибольшим стимулирующим действием для 10- и 14-часовых культур водорослей обладает концентрация 20 мг/л, а для 19-часовой — 10 мг/л.

Концентрации фенола начиная с 50 мг/л тормозят фотосинтез хлореллы на всех стадиях развития. Тормозящее действие фенола одной и той же концентрации зависит от возраста клетки. Наиболее ярко подавление фотосинтеза проявляется у молодых клеток водорослей с наиболее высокой фотосинтетической активностью (рис. 2, б). Высокая токсичность фенола для водорослей этой стадии указывает на то, что фенол прежде всего подавляет фотосинтез. Природа тормозящего действия фенола на фотосинтез выяснена Ньюманом и Дречлером (Neumann, Drechsler, 1967),

которые показали, что фенол тормозит транспорт электронов в цепи циклического и нециклического фотофосфорилирования.

Усиление токсического действия фенола на фотосинтез хлореллы происходит пропорционально увеличению концентрации фенола, оставаясь более сильно выраженным для молодых клеток; это приводит к тому, что при концентрации 500 мг/л скорость фотосин-

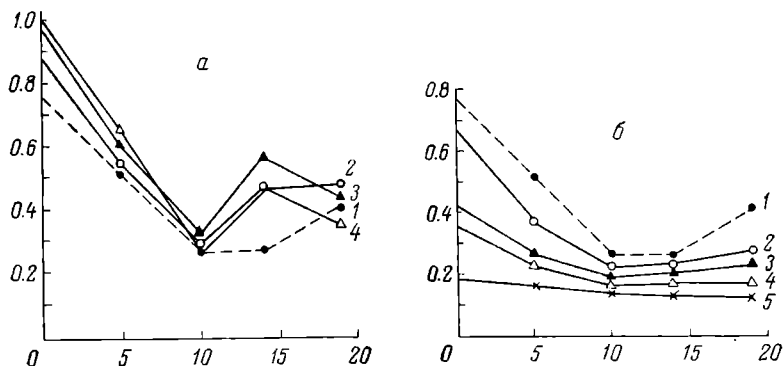


Рис. 2. Действие фенола на фотосинтез хлореллы различных стадий развития.

а: 1 — контроль, 2 — 10, 3 — 20, 4 — 30 мг/л; б: 1 — контроль, 2 — 50, 3 — 100, 4 — 250, 5 — 500 мг/л. По оси ординат — фотосинтез хлореллы, мг O₂/мг сухого вещества в час; по оси абсцисс — время развития клеток хлореллы с момента освобождения от оболочки материнской клетки, часы.

теза имеет одну и ту же величину для всех стадий развития. Полное подавление фотосинтеза на всех стадиях развития наблюдается при концентрации фенола 900 мг/л, следовательно, эта концентрация фенола подавляет все фотосинтетические реакции.

Таким образом, действие фенола на хлореллу зависит от стадии развития водорослей; фенол в концентрации до 30 мг/л оказывает стимулирующее действие на фотосинтез хлореллы; наибольшей чувствительностью к действию фенола обладает хлорелла на стадии только освободившихся автоспор.

ЛИТЕРАТУРА

- Lorenzen H. 1964. Handling and Culturing of *Chlorella*. In: Methods in Cell Physiology, 1. N. Y.—London.
- Neumann J., Z. Drechsler. 1967. Inhibition of photoinduced electron transport and related reaction in isolated chloroplast by phenol. Plant. Physiol., 42, 4.
- Nihei T., T. Sasa, S. Miyachi, K. Suruki, H. Tamija. 1954. Change of photosynthetic activity of *Chlorella* cells during course of normal life cycle. Arch. Microbiol., 21, 155.
- Sorokin C. 1957. Changes in photosynthesis activity in course of cell developments in *Chlorella*. Plant Physiol., 10.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

В последнее время все большее внимание уделяется изучению видового состава растительности мелководий волжских искусственных водоемов (Богачев, 1952; Экзерцев и Экзерцева, 1963а; Белавская и Кутова, 1966; Экзерцев, 1966, 1970). В 1970 и 1971 гг. нами собран материал по флоре Горьковского и Угличского водохранилищ. При составлении списка флоры, кроме полевых сборов, использованы материалы предыдущих исследований (Экзерцев и Экзерцева, 1963б), а также просмотрен гербарий института. В настоящем сообщении приведены некоторые особенности флоры Угличского водохранилища.

В литорали этого водоема, существующего с 1940 г., зарегистрировано около 160 видов высших растений из 43 семейств и 89 родов. Наиболее широко на водохранилище представлены виды семейств *Cyperaceae*, *Gramineae*, *Polygonaceae*, *Ranunculaceae*, *Potamogetonaceae*, *Labiatae*, *Compositae*. Подобный систематический состав имеет и флора Иваньковского водохранилища. Однако по числу видов Угличское водохранилище беднее, что объясняется более разнообразными условиями существования и меньшей площадью.

Сравнивая видовой состав флоры Угличского водохранилища с таковым других водоемов Верхней Волги, можно отметить, что коэффициент общности довольно высок (см. таблицу). Наибольшей величины он достигает с флорой Иваньковского водохранилища, что объясняется как стабильностью летнего уровня, так и сходством климатических условий.

Сравнительные данные по флоре Угличского водохранилища и искусственных водоемов Верхней Волги

	Водохранилища			
	Угличское	Горьков- ское	Ивань- ковское	Рыбин- ское
Всего видов	160	223	193	172
Количество общих видов	—	144	135	121
Коэффициент общности, %	—	60.2	61.9	57.3

Массовые виды на водохранилище: *Glyceria maxima*, *Equisetum fluviatile*, *Carex acuta*, *Sagittaria sagittifolia*, *Acorus calamus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Scirpus lacustris*, *Typha latifolia*, *Phragmites communis*, *Carex rostrata*, *Stratiotes aloides*, *Potamogeton perfoliatus*,

P. lucens, *P. natans*, *P. pectinatus*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, *Nuphar luteu*, *Nymphaea candida*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrrhiza*, *Galium palustre*, *Ceratophyllum demersum*, *Comarum palustre*, *Pedicularis palustre*. Доминантов и содоминантов — 39 видов (24% от общего состава флоры).

По отношению к условиям среды растения зоны временного затопления Угличского водохранилища можно разделить на 4 группы.

Гидатофиты, или настоящие водные растения, составляют 18.8% (30 видов). Из них наиболее часто на водохранилище встречаются *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *Stratiotes aloides*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, играющие значительную роль в зарастании водоема.

Гидрофиты, или воздушно-водные растения, представлены на водохранилище 39 видами (24.4% от всего состава флоры). Растения этой группы распространены по всему водохранилищу и являются основными ценообразователями. Это *Glyceria maxima*, *Equisetum fluviatile*, *Scirpus lacustris*, *Sagittaria sagittifolia*, *Carex acuta*.

В группу гидрофитов, или растений влажных местообитаний, входит почти половина всего видового состава флоры — 66 видов, или 41.2%. Но в зарастании водохранилища играют роль только отдельные виды осок и злаков этой группы. Остальные встречаются на водоеме в незначительном количестве и самостоятельных фитоценозов не образуют.

Так называемые мезофиты — растения, приспособившиеся к условиям избыточного увлажнения, составляют 15.6% и представлены 24 видами. Растения этой группы встречаются на водохранилище единичными экземплярами в ассоциациях *Equisetum fluviatile* и *Glyceria maxima* и по существу не играют никакой роли в сложении растительного покрова водохранилища.

Можно отметить некоторые особенности в распределении видов по акватории водохранилища. Если *Potamogeton perfoliatus* образует сплошные заросли на открытых русловых участках и в большинстве заливов, то *Potamogeton pectinatus* создает фитоценозы только в прибойной полосе, в заливах же встречается как сопутствующий вид. Ассоциации *Phragmites communis* распространены преимущественно в центральном участке водохранилища, а сплошные заросли *Scirpus lacustris* приурочены к притокам Волги. *Ranunculus lingua* отмечен исключительно в ассоциации *Equisetum fluviatile*. Большие заросли на водоеме образует *Scolochloa festucaceae*, но распространение ее ограничено районом устья р. Медведицы. Массовым на водохранилище становится *Stratiotes aloides*. В затишных участках он образует сплошные заросли, обильно цветет и плодоносит (см. рисунок), причем часто на одном и том же участке имеются мужские и женские особи. Повсеместно на водохранилище распространены нимфейные, отмеченные ранее только в верховьях заливов.

Из редких видов, встречающихся на водохранилище, можно отметить *Scirpus tabernaemontanii* — в заливе у с. Красное Ярослав-



Цветущий телорез в заливе Угличского водохранилища.

ской обл., *Zannichelia palustris* — в заливе по р. Кашинка Калининской обл., *Oenothera biennis* — на берегу ручья Коптарь Калининской обл.

ЛИТЕРАТУРА

- Белавская А. П. и Т. Н. Кутова. 1966. Растительность зоны временного затопления Рыбинского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).
- Богачев В. К. 1952. Формирование водной растительности Рыбинского водохранилища. Уч. зап. Ярославск. пед. инст., 14 (24).
- Экзерцев В. А. 1966. Флора Ивановского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).
- Экзерцев В. А. 1970. О возникновении новой флоры и растительности в зоне мелководий волжских водохранилищ. Матер. межвузовской научн. конф. по вопросу изучения влияния водохр. на природу и хозяйство окружающих территорий. Калинин.
- Экзерцев В. А. и В. В. Экзерцева. 1963а. К изучению флоры Ивановского водохранилища. Матер. по биол. и гидр. волжских водохр. Изд. АН СССР, М.—Л.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Ф. Д. Мордухай-Болтовской

**СОСТОЯНИЕ БЕНТОСА ОЗЕРНОЙ ЧАСТИ
ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 1963—1969 гг.**

Наблюдения за состоянием бентоса Горьковского водохранилища, начатые в 1955 г., продолжались в течение 15 лет. В 1955—1959 гг. бентос исследовался подробно, материал собирался на многих станциях с зафиксированным местоположением несколько раз в течение года. Начиная с 1960 г. сборы бентоса были ограничены 24—26 станциями, расположенными на 3 разрезах в озерной части водохранилища и в одном участке его речной части.

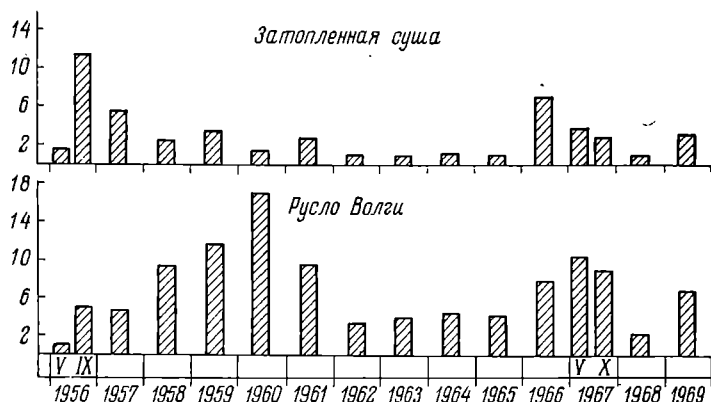
В двух предыдущих работах (Мордухай-Болтовской, 1961, 1963) описаны формирование бентоса в Горьковском водохранилище и его состояние в 1960—1962 гг., когда этот процесс в основных чертах уже закончился. По всему водохранилищу, особенно в его широкой озерной части, распространился однообразный по видовому составу и очень бедный по биомассе бентос. На затопленной суше биомасса бентоса уже с 1958—1959 гг. оставалась низкой, колеблясь между 0.8 и 3.4 г/м².¹ На бывшем русле Волги биомасса бентоса после довольно высокого уровня (9.5—16.9 г/м²) в 1959—1961 гг. тоже сильно понизилась и оставалась в пределах 3.3—4.4 г/м² (см. рисунок). Крупные моллюски, не включаемые в общую биомассу вследствие неточности их количественного учета, в общем тоже немногочисленны. По данным дночерпателя, биомасса унионид и вивипары была порядка 3—10 г/м². Только дрейсена, появившись в 1957 г. и быстро размножившись в последующие годы, давала высокую биомассу (150—200 г/м²), но в виде отдельных сростков на участках плотных субстратов.

В 1963—1969 гг. наблюдения за состоянием бентоса продолжались на тех же станциях и по той же методике, что и в предшествовавшие годы.² В сборе и обработке собранных материалов участвовали, кроме автора, З. Н. Чиркова, В. И. Митропольский и А. Н. Папова.

¹ В статье цифры биомассы бентоса даны без включения крупных моллюсков.

² Сбор бентоса ковшовым дночерпателем Петерсена 0.04 или 0.033 м², промывка через сито из газа № 15—23.

В течение 1963—1965 гг. количество и распределение бентоса в сущности не изменились (см. рисунок и таблицу). На затопленной суше биомасса бентоса оставалась низкой (0.8—1.1 г/м²). Личинки хирономид, в основном мотыль *Chironomus plumosus*, составляли 50—65% биомассы, как это наблюдалось и в предшествующие годы, начиная с 1958 г. На бывшем русле Волги, как и



Средняя биомасса бентоса (г/м²) в озерной части Горьковского водохранилища в 1956—1969 гг.

По оси ординат — биомасса, г/м²; по оси абсцисс — годы наблюдений.

ранее, биомасса бентоса была выше, но оставалась на невысоком и притом почти одинаковом уровне — 4.1—4.3 г/м². При этом в бентосе русла, как и в предыдущие годы, преобладали олигохеты, особенно *Isochaetides newaensis*, составлявшие 55—77% общей биомассы. Величины средних биомасс (см. таблицу) довольно неточны: ошибка средних составляет 15—30%, σ и коэффициент вариации (V)

Биомасса бентоса (г/м²) в озерной части Горьковского водохранилища

Год и месяц	Затопленная суша			Русло Волги		
	$M \pm m$	σ	$V, \%$	$M \pm m$	σ	$V, \%$
1963, X	0.845 ± 0.273	0.821	97.1	4.086 ± 0.909	2.226	54.4
1964, X	1.038 ± 0.161	0.537	51.7	4.411 ± 0.644	1.932	43.8
1965, X	1.064 ± 0.240	0.760	71.4	4.258 ± 0.542	1.329	31.2
1966, X	7.206 ± 3.011	9.035	125.3	7.786 ± 3.077	7.538	96.8
1967, V	3.736 ± 1.364	4.314	115.4	10.274 ± 3.261	7.988	77.7
1967, X	2.778 ± 0.817	2.452	88.2	8.926 ± 1.895	5.362	60.0
1968, X	0.729 ± 0.192	0.795	109.0	2.255 ± 0.388	1.555	68.9
1969, X	3.135 ± 0.609	1.828	58.3	6.919 ± 0.988	2.795	40.3

сравнительно высоки. Это объясняется неравномерностью распределения бентоса. Однако размах колебаний биомассы по отдельным станциям ограничен: она нигде не превышала на затопленной суше 2.9, а на русле — 7.2 г/м².

В 1966 г. после (на русле с 1962 г., а на суше с 1958 г.) более или менее стабильного состояния бентоса картина неожиданно сильно изменяется. Биомасса бентоса на всех основных биотопах водохранилища сильно возросла, особенно на затопленной суше, где она увеличилась в семь раз по сравнению с предшествовавшими годами. При этом, как видно из таблицы, точность средних сильно уменьшается за счет резкого возрастания вариабельности. Распределение биомассы становится еще более неравномерным. Так, на затопленной суше биомасса по отдельным станциям колеблется между 0.053 и 22.600 г/м². Все случаи высокой биомассы и на затопленной суше, и на русле приходится на скопления крупного мотыля *Chironomus plumosus*. Эти скопления, достигавшие местами плотности 1650 экз./м², были разбросаны по всему водохранилищу. В среднем мотыль составлял до 88% биомассы, но на некоторых станциях совершенно отсутствовал. Очевидно, в 1966 г. произошло массовое вселение мотыля, но не сплошное, а пятнистое. Однако увеличение количества мотыля, а за ним и всего бентоса было временным и в последующие годы сменилось новым обеднением бентоса. В 1967 г. сборы бентоса произведены дважды — в мае и октябре. В мае биомасса бентоса на затопленной суше значительно (вдвое) понизилась, но на русле стала еще выше (средняя достигла 10.27 г/м²). И на затопленной суше, и на русле сохранялись еще местные скопления — «пятна» мотыля, обусловившие неточность средних величин и высокую вариабельность. В октябре эти скопления на затопленной суше исчезли, на русле стали реже, что вызвало дальнейшее понижение биомассы по всем биотопам.

В 1968 г. для уточнения распределения бентоса в октябре произведено более подробное, чем в предыдущие годы, обследование водохранилища (число станций удвоено). В этом году (см. таблицу) наблюдалось повсеместное очень сильное понижение биомассы бентоса. Средние величины биомассы, полученные со сравнительно высокой точностью, оказались даже несколько ниже наиболее низких величин периода 1962—1965 гг., особенно на русле, — всего 2.26 г/м².

В октябре 1969 г. обычное обследование показало повышение биомассы бентоса: на затопленной суше — в пределах 1958—1965 гг., на русле — более значительное, хотя и далеко не достигшее уровня 1966—1967 гг. Так как преобладающую часть площади озерной части водохранилища (до 80%) составляет затопленная суша, можно считать, что бентос в количественном отношении остался примерно на том же низком уровне, на который опустился за десять лет перед этим. При этом количество дрейссены, если о

нем можно судить по сборам дночерпателя, понизилось: ее средняя биомасса составляла 25—60 г/м² (в 1963—1966 гг. — до 100—130 г/м²).

Причины временного повышения биомассы бентоса остались неясными. Мы знаем только, что произошло массовое вселение и развитие мотыля, но почему это произошло именно в 1966 г., неизвестно. Численность мотыля, как известно, например, по Рыбинскому водохранилищу (Мордухай-Болтовской и Поддубная, 1958), в разные годы может сильно колебаться, и весьма возможно, что для *Chironomus plumosus*, как и для других гетеротопных животных, колебания численности зависят от метеорологических условий в период лёта имаго. Особенно благоприятная погода в те дни, когда происходил массовый вылет и откладка яиц взрослыми комарами, могла способствовать увеличению численности личинок.

ЛИТЕРАТУРА

- Мордухай-Болтовской Ф. Д. 1961. Процесс формирования донной фауны в Горьковском и Куйбышевском водохранилищах. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 4 (7).
Мордухай-Болтовской Ф. Д. 1963. Состояние бентоса Горьковского водохранилища в 1960—1962 гг. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 6 (9).
Мордухай-Болтовской Ф. Д. и Т. Л. Поддубная. 1958. О зимних исследованиях бентоса в волжском предустьевом районе Рыбинского водохранилища. Бюлл. Инст. биол. водохр. АН СССР, 2.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Л. Г. Б у т о р и н а

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ *POLYPHEMUS PEDICULUS* (L.)

Как было установлено ранее (Буторина, 1969а), для *Polyphemus pediculus* характерно пятнистое распределение в толще воды. В планктоне водоемов он держится преимущественно стаями. Стая полифема представляет собой прежде всего пищевое объединение рачков (Буторина, 1969б).

Чтобы выяснить, какие органы помогают полифему обнаружить пищу, поставлен ряд опытов. В чашки Петри одного диаметра с одинаковым объемом воды помещалось по 50 рачков. В качестве корма использовалась *Bosmina longirostris* (O. F. Müller) в равных концентрациях: растертая, живая, но помещенная в непрозрач-

ный мешочек из газа, и свободно плавающая в воде. Полифем охотился только за свободно плавающей *Bosmina* и сосредоточивался там, где скапливался корм. В контрольных опытах (без корма) рачки распределялись относительно равномерно по всей площади чашки. Полифемы не реагировали на растертый корм и колебания воды, производимые движущимися, но невидимыми босминами. Следовательно, органы обоняния, функцию которых у *Polyphemus* предположительно выполняют антенны I, а также органы, улавливающие сотрясение воды, не принимают участия в выслеживании добычи. Полифем преследует только ту жертву, которую он видит.

Чтобы проверить это заключение, мы несколько видоизменили опыты. Живые босмины помещались в узкий прозрачный аквариум, установленный в чашке с полифемами. Полифемы, до внесения аквариума распределенные равномерно по всей площади чашки, через некоторое время сосредоточивались у аквариума с босминами с противоположной направлению лучей света стороны. Причем, как бы ни изменялось положение чашки и аквариума, полифемы скапливались за аквариумом, рассматривая движущихся босмин всегда в проходящем свете. Было хорошо видно, как рачки набрасывались на босмин и отскакивали назад от удара о стекло.

Следовательно, полифем охотится за теми животными, которых он видит под определенным углом освещения. Как было показано ранее, свет имеет большое значение в жизни отдельных особей и всей стаи полифема. Рачок питается только в светлое время суток, собираясь в более или менее концентрированные стаи. С наступлением сумерек стаи пространственно растягиваются, движения рачков замедляются, а интенсивность питания резко падает. В полной темноте стаи практически не существует (Буторина, 1969а, 1969б, 1971).

В состав стай входят рачки разного возраста, размера, пола и физиологического состояния. Они по-разному реагируют на свет и освещенность водной толщи (Буторина, 1971).

При ловле добычи стая не действует как единое целое. В опытах с применением радиоуглеродной методики удалось установить, что при охоте за определенными объектами в стае создаются мелкие группировки, состоящие примерно из 5—10 самок. Видимо, особи, находящиеся в них, как бы помогают друг другу загонять и ловить добычу. При этом, находясь в равных условиях обитания при одинаковой концентрации пищи, каждая самка из группы потребляет корма в 3.0—3.5 раза больше, чем одиночная особь (см. таблицу). При увеличении числа особей до 1000 объем поглощенной пищи не меняется либо увеличивается весьма незначительно, несмотря на избыточную концентрацию корма. Очевидно, рачки в больших скоплениях разделяются на мелкие группы, число которых зависит от количества особей в стае или опыте. По всей вероятности, эти группировки непостоянны, кратковременны и образуются внутри

стаи особями, охотящимися вблизи друг друга за одними и теми же объектами. Однако эти группировки не случайны. В них обычно объединяются рачки одинакового физиологического состояния. При искусственном комплектовании групп, состоящих из особей разного пола и с разной степенью зрелости яиц, потребляемость пищи, меченной C^{14} , у них в 1.5—2.0 раза ниже, чем у каждой особи из группы однотипных рачков (см. таблицу).

Количество пищи, потребленной *Polyphemus pediculus* в зависимости от числа особей в опыте

Особи, участвовавшие в опыте	Количество особей в опыте	Сг корма, мкг С/имп.	Количество имп./мин. на одну особь	Потребление мкг С в час одной особью
Партеногенетические самки с развивающимися зародышами . .	1	0.049	1.0	0.147
	3	0.071	1.3	0.277
	5	0.071	1.2	0.256
	7	0.049	3.3	0.485
	15	0.049	2.4	0.353
	30	0.049	2.9	0.426
	50	0.071	1.8	0.383
	70	0.071	1.9	0.405
	100	0.049	3.1	0.456
	150	0.071	1.7	0.362
	200	0.049	3.1	0.456
	300	0.049	3.4	0.499
	1000	0.049	0.08	0.453
Партеногенетические самки: с развивающимися зародышами . .	2			
со зрелыми зародышами . . .	2			
Гамогенетические самки с латентными яйцами в яичниках . . .	2	0.071	1.3	0.277
Самцы	2			

Примечание. Длительность опыта 20 мин. Сг — обратная удельная активность углерода органического вещества корма (Сорокин, 1969). Корм *Bosmina longirostris* в избыточной концентрации.

Как известно, особи *Polyphemus* разного размера и пола имеют свои спектры питания, резко отличающиеся друг от друга (Буторина, 1970). Кроме того, в опытах с применением радиоуглеродной методики было установлено, что у рачков разного пола и физиологического состояния и с разной степенью развитости яиц скорость движения и пищевые потребности различны. Вероятно, этими особенностями можно объяснить объединение однотипных особей полифема в мелкие группы для ловли добычи.

При визуальном наблюдении замечается, что наибольшую скорость движения имеют самцы. Неполовозрелые рачки, партеногенетические самки с яйцами в выводковой камере и гамогенетические самки с латентными яйцами в яичниках двигаются несколько медленнее. При движении их головы направлены вперед и продольная ось тела расположена параллельно поверхности воды. Рачки могут резко менять направление движения, переворачиваться через голову и даже некоторое время плавать вверх брюшной стороной. При парении на одном месте ось тела направлена перпендикулярно к поверхности воды.

По мере развития яиц скорость движения самок постепенно замедляется и ось тела отклоняется вниз вместе с увеличением размеров и веса выводковой камеры. Самки со зрелыми эмбрионами или латентными яйцами в выводковой камере плавают медленно, совершая лишь короткие пробежки. При этом их головы направлены вверх и тело расположено либо перпендикулярно к поверхности воды, либо под острым углом к ней. Резких движений самки не совершают и на спину не переворачиваются. Их движения носят характер колебаний маятника. Большую часть времени они проводят в парении, и лишь при схватывании добычи их голова направлена вперед, а ось тела расположена параллельно поверхности воды. После отрождения молоди и линьки характер и скорость движения партеногенетических самок резко меняются. Они приобретают резвость, быстроту и положение тела, свойственные молодым особям.

Таким образом, *P. pediculus* охотится только за той добычей, которую видит при определенном освещении. Охота имеет групповой характер. Для поймки пищи создаются мелкие группы, в которые входят особи, имеющие одинаковый спектр питания, одинаковые пищевые потребности и близкую скорость движения.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Б у т о р и н а Л. Г. 1969а. Распределение *Polyphemus pediculus* (L.) в зависимости от освещенности. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 19 (22).
- Б у т о р и н а Л. Г. 1969б. О причинах образования стай у *Polyphemus pediculus* (L.). Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 3.
- Б у т о р и н а Л. Г. 1970. Об избирательности питания *Polyphemus pediculus* (L.). Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 7.
- Б у т о р и н а Л. Г. 1971. О суточных миграциях *Polyphemus pediculus* (L.). Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 22 (25).
- С о р о к и н Ю. И. 1966. О применении радиоактивного углерода для изучения питания и пищевых связей водных животных. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 12 (15).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

**ЛИЧИНКИ ПОДЕНОК (*Ephemeroptera*)
В ВОДОЕМАХ КИРОВСКОЙ ОБЛ.**

Фауна поденок Кировской обл. изучена слабо. По устному сообщению Э. К. Леви в 1970 г., для этой области известно 15 видов поденок по взрослым формам. Нами изучались поденки по личинкам, точнее, по нимфам. Цель работы — установить видовой состав поденок и выяснить условия обитания нимф разных видов. При определении нимф использовались главным образом работы Шенемунда (Schoenemund, 1930) и Мекена (Mecan, 1970).

Нимфы поденок собраны в р. Вятке летом 1967—1969 гг. Летом 1969 г. собраны нимфы из рр. Немды, Кужвы, Просницы и из двух пойменных озер — Гольцы и Черное. Все ловы, за исключением проб из р. Вятки, взятых дночерпателем Петерсена, произведены крупной планктонной сеткой, закрепленной на длинной рукоятке. В р. Вятке собрано 10 проб, в р. Кужве — 3, в р. Проснице — 3, в р. Немде — 4, и из озер Гольцы и Черное — 4 пробы.

Участок среднего течения р. Вятки между пристанью Разбойный Бор и г. Советском протяженностью 110 км, где собирался материал, отличается большим разнообразием экологических условий. Здесь практически отсутствует загрязнение промышленными стоками городов. На участке реки перемежаются, как обычно, плёсы и перекаты, различна скорость течения, берега сложены в основном глинами, большей частью красными. Преобладающий субстрат — песок, а в тихих местах заиленный песок, участки глинистого дна встречаются пещасто, а каменистые и галечниковые — исключительно редко. В 1969 г. обследован участок верхнего течения р. Вятки протяженностью 50—60 км. Река здесь имеет ширину 20—30 м. В отдельных местах много водорослей. Р. Кужва — правый приток верховьев Камы, протекает на крайнем северо-востоке Кировской обл. в глухой тайге, неширокая и мелкая, с очень быстрым течением, грунтами глинистыми и песчаными и с сильно гумифицированной водой коричневого оттенка. Р. Немда — правый приток р. Пижмы, шириной 30—40 м. Протекает среди выходов на поверхность известняков. В отдельных местах русло реки целиком лежит на известняке. Вода отличается большой жесткостью за счет растворимых карбонатов. Р. Просница — неглубокая и неширокая, впадает в р. Вятку, протекает в центральной части области. Оз. Черное расположено в пойме р. Вятки на территории Нургужского заказника, окружено лесом. Весной промывается водами р. Вятки. Оз. Гольцы расположено в пойме р. Вятки, слабопроточное. В отдельных водоемах и пробах найдено 22 вида нимф поденок.

Верховье р. Вятки, 7 м от берега, глубина 1.8 м. Течения практически нет. Грунт — галечник.

1. *Heptagenia fuscogrisea* Retz., 10—15 экз./м². 2. *H. flava* Rost., 40 экз./м². Верховье р. Вятки, 1 м от берега, перифитон, состоящий из клубка нитчатых водорослей, глубина 0.2 м, скорость течения 0.1 м/сек.

1. *Leptophlebia vespertina* L. — много. 2. *Paraleptophlebia cincta* Etn. — много. 3. *P. submarginata* Steph. — много. 4. *Arthroplea congener* Bgtss. — единично.

Верховье р. Вятки, глубина 2.5 м, течение быстрое. Грунт — песок. 1. *Ephemera danica* Müll. — 60 экз./м².

Среднее течение р. Вятки, середина реки, глубина 0.7 м, течение быстрое. Грунт — галечник с камнями.

1. *Heptagenia flava* Rost., 40 экз./м². Встречается в сообществе с колониями *Hydropsyche ornatula* L.

Среднее течение р. Вятки, на перекате с быстрым течением, середина реки, глубина 0.7 м. Грунт — глина с камнями.

1. *Polymitarcys virgo* Oliv., 30—40 экз./м².

Среднее течение р. Вятки, 6 м от берега, глубина 5.5 м, течение слабое. Грунт — глина.

1. *Polymitarcys virgo* Oliv., 20—30 экз./м². 2. *Ordella horaria* L., 30 экз./м².

Р. Вятка, середина реки, течение быстрое, глубина — 4 м. Грунт — заиленный песок.

1. *Ordella macrura* Steph., 30—40 экз./м².

Среднее течение р. Вятки, 70 м от берега, глубина 1.5 м, течение слабое. Грунт — заиленный песок с гравием.

1. *Paraleptophlebia cincta* Etn., 20 экз./м².

Заливчик в прибрежье среднего течения р. Вятки. В заливчик впадает проток из озера. В 1 м от берега, течение слабое, глубина 0.4 м. Грунт — заиленный песок.

1. *Neopphemera maxima* Joly.

Оз. Черное, глубина 90 см. Грунт — сильно заиленный песок. На погруженных растениях и на разложившихся частях растений.

1. *Heptagenia fuscogrisea* Retz. — единично. 2. *Siphonurus lacustris* Etn. — единично. 3. *S. linneanus* Etn. — единично. 4. *Baëtis bioculatus* L. — много. 5. *Centroptilum luteolum* Müll. — единично.

Оз. Гольцы, глубина 0.5 м. Грунт — заиленный песок, среди погруженных частей макрофитов и водорослей.

1. *Baëtis bioculatus* L. — много.

Р. Кужва, заводь с сильно гумифицированной водой, глубина 0.5—0.7 м. Течения практически нет. Растительность — осока.

1. *Siphonurus lacustris* Etn. — много. 2. *S. linneanus* Etn. — много. 3. *Baëtis vernus* Curt. — единично. 4. *Oligoneuriella mikulskii* Sowa — единично.

Р. Немда, прибрежье, глубина 40 см. Течение очень слабое. Сбор на водных растениях.

1. *Baëtis tricolor* Tschern. — единично. 2. *Nigrobaëtis digitatus* Bgtss. — единично. 3. *Centroptilum luteolum* Müll. — единично.

Р. Немда, небольшая заводь, глубина 1.5 м. Заросли рдестов и харовых водорослей. Течение вращательное. Грунт — песок.

1. *Centroptilum luteolum* Müll. — много.

Р. Просница, в прибрежье на прошлогодней осоке. Глубина 0.5 м, течение значительное. Грунт — песок. Сбор вблизи берега.

1. *Baëtis bioculatus* L. — много. 2. *B. vernus* Curt. — единично. 3. *Cloeoptilum pennulatum* Etn. — единично.

Р. Просница, на склоне берега, на пробивающейся осоке. Течение сильное. Грунт — песок.

1. *Cloeoptilum pennulatum* Etn. — единично. 2. *Baëtis bioculatus* L. — много.

Р. Просница, побережье, на растениях, глубина 20—30 см. Течения нет. Грунт — заиленный песок.

1. *Heptagenia fuscogrisea* Retz. — единично. 2. *Nigrobaëtis pumilus* Burm. — много. 3. *Centroptilum luteolum* Müll. — много. 4. *Cloëon simile* Etn. — единично.

Всего найдено 22 вида нимф поденок, относящихся к 9 семействам. Приводим общий список всех найденных видов.

Сем. *Heptageniidae*

1. *Heptagenia fuscogrisea* Retz.
 2. *H. flava* Rost.
 3. *Arthroplea congener* Bgtss.
- Сем. *Leptophlebiidae*
1. *Leptophlebia vespertina* L.
 2. *Paraleptophlebia cincta* Etn.
 3. *P. submarginata* Steph.
- Сем. *Ephemeridae*
1. *Ephemera danica* Müll.
- Сем. *Ephoronidae*
1. *Polymitarcys virgo* Oliv.
- Сем. *Brachycercidae*
1. *Ordella horaria* L.
 2. *O. macrura* Steph.

Сем. *Neophemeridae*

1. *Neophemera maxima* Joly

Сем. *Siphonuridae*

1. *Siphonurus lacustris* Etn.
2. *S. linneanus* Etn.

Сем. *Baëtidae* L.

1. *Baëtis bioculatus* L.
2. *B. vernus* Curt.
3. *B. tricolor* Tschern.
4. *Nigrobaëtis digitatus* Bgtss.
5. *N. pumilus* Burm.
6. *Centroptilum luteolum* Müll.
7. *Cloeoptilum pennulatum* Etn.
8. *Cloëon simile* Etn.

Сем. *Oligoneuriidae*

1. *Oligoneuriella mikulskii* Sowa.

Нимфы поденок хорошо подразделяются на группы видов, связанных с определенным субстратом. В глинистом грунте обитают *Polymitarcys virgo* Oliv., *Ordella horaria* L.; на галечном грунте — *Heptagenia flava* Rost., *H. fuscogrisea* Retz.; на песчаном грунте — *Ordella macrura* Steph., *Paraleptophlebia cincta* Etn., *Ephemera danica* Müll., *Cloeoptilum pennulatum* Etn.; на растениях — *Baëtis bioculatus* L., *B. tricolor* Tschern., *B. vernus* Curt., *Nigrobaëtis pumilus* Burm., *N. digitatus* Bgtss., *Centroptilum luteolum* Müll., *Cloëon simile* Etn., *Siphonurus lacustris* Etn., *S. linneanus* Etn., *Oligoneuriella mikulskii* Sowa.; на перифитоне, состоящем из клубка нитчатых водорослей, — *Leptophlebia vespertina* L., *Paraleptophlebia submarginata* Steph., *Arthroplea congener* Bgtss.

Следует подчеркнуть, что определяющим фактором для некоторых нимф поденок является именно субстрат, на котором или в котором они живут, а течение и его скорость в известных границах не имеют решающего значения. Так, для *Heptagenia flava* Rost. определяющий фактор — галечниковый грунт. Скорость течения в двух биотопах, в которых найден этот вид, сильно разнится. *Polymitarcys virgo* Oliv. найден в р. Вятке на перекате и в глубокой яме с тихим течением, но в обоих случаях в глинистом грунте. Нимфы *Baëtis bioculatus* L. встречены на растениях в малых озерах и в реках при значительном течении вблизи берега.

Некоторые виды найдены в Кировской обл. в условиях, отличающихся от тех, которые указываются в литературе. Так, *Oligoneuriella mikulskii*, по устному сообщению Р. С. Казлаускаса

в 1969 г., — обитатель крупных рек, где встречается под камнями на перекатах. В Кировской обл. этот вид найден в маленькой речке, в заводи без течения, на осоке. *Paraleptophlebia cincta* Etn., по О. А. Черновой (1940) и Р. С. Казлаускасу, встречается в ручьях и пойменных болотах на корягах и среди растений. Нами этот вид встречен на р. Вятке на заиленном песке с гравием почти на середине реки, причем в качестве доминантного вида.

ЛИТЕРАТУРА

- Чернова О. А. 1940. Поденки (*Ephemeroptera*). В кн.: Жизнь пресных вод СССР, т. I, под ред. проф. В. И. Жадина. Изд. АН СССР, М.—Л.
Масан Т. Т. 1970. A key to the nymphs of british species of Ephemeroptera. Freshw. Biol. Assoc., Scient. publ., 20.
Schönemann E. 1930. Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Tierwelt Deutschlands, 19.

Кировский областной
краеведческий музей

В. П. Семерной и А. А. Томилов

ОЛИГОХЕТЫ (*OLIGOSCHAETA*) оз. ХУБСУГУЛ (МОНГОЛИЯ)

В 1959—1960 гг. на крупнейшем монгольском оз. Хубсугул работала советско-монгольская научная экспедиция под руководством А. А. Томилова (Биолого-географический научно-исследовательский институт при Иркутском госуниверситете) и А. Дашидоржа (Монгольский госуниверситет). Собран богатый материал по гидробиологии этого интересного озера. Из числа гидробиологических сборов выделены 43 пробы, содержащие мало-щетинковых червей. В результате обработки этих проб обнаружено 10 ранее известных видов, 3 вида описаны как новые для науки и 4 формы определены лишь до рода вследствие или неполвозрелости, или недостаточности числа особей.

Оз. Хубсугул находится в 245 км к юго-западу от Байкала. Это горное озеро расположено на высоте 1645 м над ур. м. и на 1100 м выше Байкала. Длина озера 133.4 км, ширина до 39.5 км, наибольшая глубина в средней части 238 м, объем водной массы 317.5 км³, водное зеркало — 2612 км². Озеро питается в основном водами ручьев и рек, стекающих с окружающих гор. Из южного суживающегося конца озера вытекает неглубокая р. Эгин-Гол

(длина 475 км), принадлежащая к числу притоков первого порядка р. Селенги (Томилов и Дашидорж, 1965).

Изучение фауны оз. Хубсугул представляет значительный научный интерес в связи с тем, что оно входит в систему древнего (третичного) байкальского многоозерья (Кожов, 1949) и расположено во впадине байкальского типа (Павловский, 1941). В озере найдены представители эндемичной байкальской фауны моллюсков (Lindholm, 1929; Кожов, 1946), косоогольский хариус *Thymallus nigrescens* (Дорогостайский, 1923) и описан особый вид бокоплава (Базикалова, 1946). В связи с этим естественно было встретить в составе видов *Oligochaeta* оз. Хубсугул элементы, родственные фауне Байкала.

Методика обработки и определений материала была обычной для этой группы водных организмов. При определении использовались данные Чекановской (1962) и Спербер (Sperber, 1950) по наидидам, Нильсена и Христенсена (Nielsen a. Christensen, 1959) — по энхитреидам.

Сем. *Naididae*

1. *Nais variabilis* Pignet, 1906. Обнаружен в 2 пробах, 16 экз. Обитает в прибрежье, в обрастаниях камней и в зарослях водной растительности. Несколько червей были половозрелыми. Космополит.

2. *Nais elinguis* Müller, 1773. Найден в одной пробе из прибрежья, в обрастаниях камней, 3 экз. Космополит.

3. *Nais bretscheri* Michaelsen, 1929. Один экземпляр этого вида обнаружен на глубине 5—7 м в траловой пробе. Типичная форма (Sperber, 1948, 1950). Палеаркт.

4. *Nais* sp. Два экземпляра найдены на глубине 23 и 57 м, на песке с галькой и на заиленном песке. Отличительная особенность данной формы — отсутствие глаз и морфология щетинок аппарата (одинаковые по форме щетинки по всему телу — дистальный зубец в два раза длиннее проксимального, узелок проксимальный).

5. *Uncinaiis uncinata* (Oersted, 1842). Вид обнаружен в прибрежье в зоне зарослей водной растительности и на песке среди зарослей, 11 экз. Палеаркт.

6. *Chaetogaster diaphanus* (Gruithuisen, 1828). Шесть экземпляров этого вида найдены на глубине 0.75 м в обрастаниях прибрежных камней. Распространен в Неарктике, Палеарктике и в Сино-Индийской обл.

Сем. *Tubificidae*

7. *Euilyodrilus bedoti* (Pignet, 1913). Девятнадцать экземпляров этого вида найдены на глубине от 12 до 229 м. Палеаркт.

8. *Limnodrilus helveticus* Piguët, 1913. Наиболее часто встречающийся вид. Найден в 13 пробах, до глубины 57 м, на различных грунтах, 77 экз. Длина пениальной трубки 264—307 против 198—237 мк у типичной формы.

9. *Isochaetides tomilovi* Semernoj, sp. n. Новый вид. Описание будет дано в специальной работе. Довольно часто встречающийся в озере вид (11 проб — 45 экз.), на глубине от 26 до 129 м, на илах. Отличительная особенность вида — большая длина пениальной сумки, равная или даже превосходящая длину атрия. Пенис без хитиновой трубки.

10. *Tubifex hubsugulensis* Semernoj, sp. n. Новый вид. Описание будет дано в специальной работе. Найден один половозрелый экземпляр. Характерная особенность вида — длинный, разделенный на узкую и широкую часть семяпровод, ресничный по всей длине. Пенис конусообразный, с хитинизированным покровом, но без обособленного хитинового колпачка. Имеются пениальные игловидные щетинки.

11. *Peloscolex ferox* (Eisen, 1879). Найден в 3 пробах, на глубине от 2 до 6 м, на песке и заиленном песке среди зарослей, 10 экз. Палеаркт.

12. *Monopylephorus* sp. Найден 1 экз., половозрелый, на глубине 2 м, на чистом песке.

Сем. *Enchytraeidae*

13. *Henlea ventriculosa* (Udekem, 1854). Два экземпляра найдены на глубине 2.0—2.5 м в обрастаниях камней. Амфибионт. Космополит.

14. *Enchytraeus platys* Semernoj, sp. n. Новый вид. Описание будет дано в специальной работе. Два экземпляра данного вида найдены на глубине 229 м, на илу. Половозрелые. Отличительные особенности — плоская лентовидная форма тела, спинной сосуд начинается в том же VIII сегменте, где пищевод переходит в кишечник, железы отсутствуют по всей длине выводного отдела семяприемника.

15. *Enchytraeus* sp. 1.

16. *Enchytraeus* sp. 2.

Сем. *Lumbriculidae*

17. *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1773). Довольно часто встречающийся в прибрежной зоне вид.

Выявленный нами на основе обработки проб состав фауны *Oligochaeta* оз. Хубсугул, по-видимому, далеко не полон. В нашем распоряжении было недостаточно материала для суждения об олигохетах зоны зарослей и больших глубин озера.

Сходства в фауне *Oligochaeta* озер Хубсугул и Байкал не замечено. Наиболее существенное отличие фауны оз. Хубсугул — отсутствие специфичных элементов сем. *Lumbriculidae*. Состав видов олигохет этого озера ближе общесибирской и среднеазиатской фауне. Наличие ряда своеобразных элементов следует объяснить древностью водоема и его особыми природными условиями.

Численность и биомасса олигохет низкие. Наибольшую численность и биомассу среди олигохет имеют *Limnodrilus helveticus* — до 1200 экз./м² и 3.0 г/м², *Isochaetides tomilovi* — до 720 и 1.7, *Lumbriculus variegatus* — до 280 экз./м² и 1.5 г/м².

Л И Т Е Р А Т У Р А

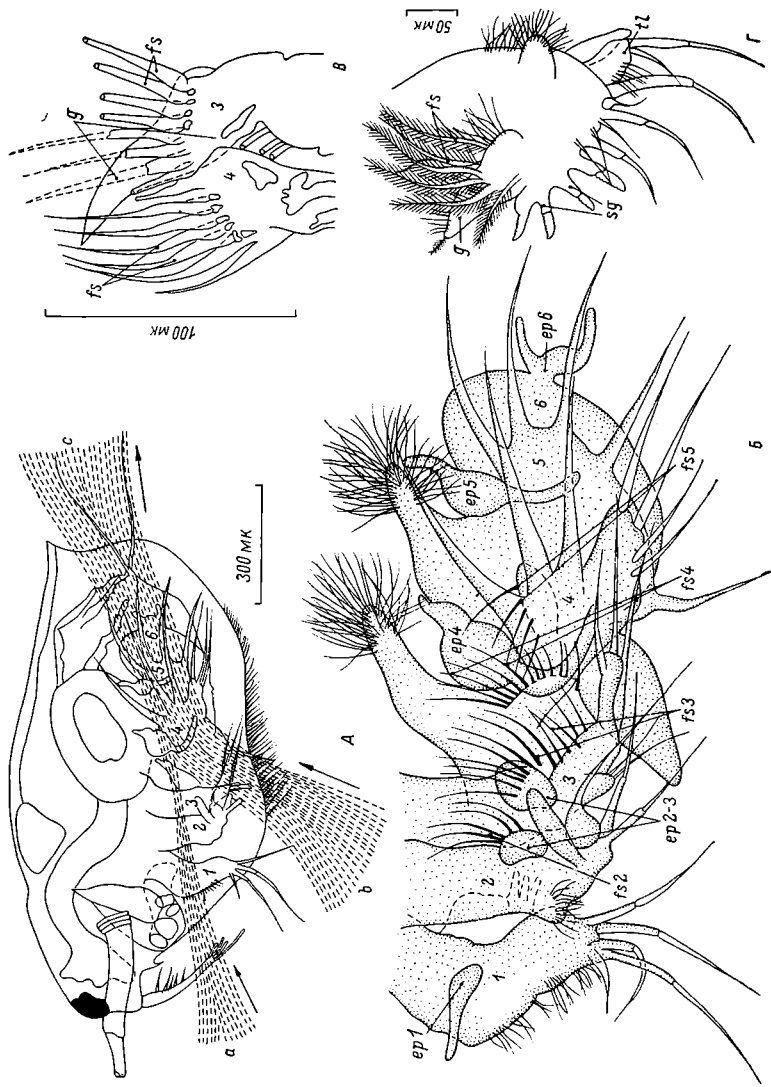
- Базикалова А. Я. 1946. Амфиподы озера Косогол (МНР). ДАН СССР, 53, 7.
- Дорогостайский В. Ч. 1923. К систематике хариусов байкальского бассейна. Тр. Иркутск. общ. естествоиспыт., 1.
- Кожов М. М. 1946. Байкальские моллюски озера Косогол (Монголия). ДАН СССР, 52, 4.
- Кожов М. М. 1949. К истории озерных систем Забайкалья и Прибайкалья и их фауны. Тр. Всесоюз. гидробиол. общ., 1.
- Павловский Е. В. 1941. Проблема происхождения впадины оз. Байкал. Природа, 3.
- Томилов А. А. и А. Дашидорж. 1965. Озеро Хубсугул и возможности его рыбохозяйственного использования. Тр. Лимнол. инст. СО АН СССР, 6 (26).
- Чекановская О. В. 1962. Водные малощетинковые черви фауны СССР. Определитель, 78. Изд. АН СССР, М.—Л.
- Lindholm W. A. 1929. Die ersten Schnecken (*Gastropoda*) aus dem See Kossogol in der Nord-West Mongolei. ДАН СССР, А, 12.
- Nielsen C. O. and B. Christensen. 1959. The Enchytraeidae. Critical Revision and Taxonomy of European Species. Naturhist. Mus., Aarhus reprint. from. «Natura Jutlandica», 8.
- Sperber Ch. 1948. A Taxonomical Study of the Naididae. Zool. Bidrag fran Uppsala, 28.
- Sperber Ch. 1950. A Guide for determination of European Naididae. Zool. Bidrag fran Uppsala, 29.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

В. Н. Сергеев

СПОСОБЫ ПИТАНИЯ НЕКОТОРЫХ МАКРОТРИЦИД (*CLADOCERA*, *MACROTHRICIDAE*)

Способы питания макротрицид исследованы у трех видов — *Ophryoxus gracilis* G. O. Sars, *Ilyocryptus sordidus* (Lievin) и *Lathonura rectirostris* O. F. Müller. Добывание пищи у этих видов

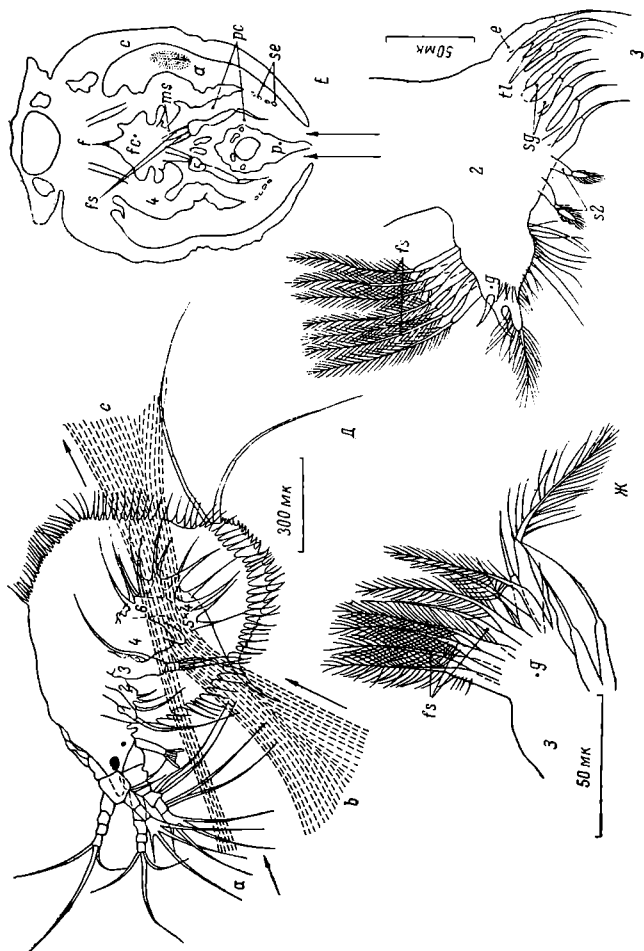


Строение тела и конечностей
самок *Ophryotus gracilis*, *Ilyo-*
criptus sordidus и *Lathonura re-*
ctirostris.

А — направление токов воды через
раковину *O. gracilis*. а — передний
респираторный ток, б — основной
транспортный и респираторный ток,
с — выходящий ток. 1—6 — по-
рядковые номера конечностей I—
VI пар.

Б — комплекс конечностей *O. gra-*
cilis, вид сбоку. ep1 — эндо-
подит (жабра) I пары конеч-
ностей; fs2—fs5 — фильтровальные
щетинки гнатобаз II—V пар ко-
нечностей. Показан набор конеч-
ностей одной стороны тела.
В — продольный разрез (с пре-
парата) гнатобаз III и IV конеч-
ностей (3, 4) — строение участка
боковой стенки фильтровальной ка-
меры *O. gracilis*. Дистальная часть
гнатобазы IV (4) конечности и
дистальные части щетинок III (3)
очень часто не попали в плоскость
реза. fs — фильтровальные ще-
тинки, g — гнатобаза.

Г — конечность II пары *O. grac-*
ilis, вид изнутри. sg — щетинка
срединки эндоподита, tl — телопод-
ит (наружный отдел эндоподита).
Остальные обозначения, как на ри-
сунке, Б.



Д — направление токов воды через раковину *I. soridius*. Обозначения те же, что на рисунке А.

Е — поперечный срез тела *I. soridius* (с препарата). *f* — пищевой желобок, *c* — стенка раковины, *fc* — полость фильтровальной камеры, *ms* — мышечная щель, *pc* — насосные камеры, *se* — щетинки экзоподита IV конечности, *p* — поперечная щетинка V конечности. Остальные обозначения, как на рисунке А.

Ж — строение дистального отдела гнатопазы III конечности *I. soridius*. Обозначения те же, что на рисунке В.

з — II туловищная конечность *L. testirostris*, вид изнутри. *e* — экзоподит, *tl* — телоподит, *s2* — транспортирующие щетинки эндоподита. Остальные обозначения, как на рисунке Г и Ж.

происходит двумя способами: отфильтровыванием диспергированных частиц или соскабливанием и собиранием пищи с поверхности субстрата. Когда собирание пищи путем соскабливания — единственный способ питания (как у *Lathonura rectirostris*), передвижение по субстрату и питание связаны настолько тесно, что являются частями одного и того же механизма.

Механизм фильтрационного питания. Питание *I. sordidus* и *O. gracilis* осуществляется за счет действия насосной системы, построенной у обоих видов по одному принципу: по обе стороны тела, между листовидными экзоподитами III—V пар конечностей, находятся насосные камеры (см. рисунок, *E, pc*). Каждая пара насосных камер соединяется с центральной полостью — фильтровальной камерой (см. рисунок, *E, fc*) при помощи узких каналов или медиальных щелей (см. рисунок, *E, ms*). Насосные камеры генерируют токи воды, несущие пищу и кислород (см. рисунок, *A, a, b; Д, E, a, b*) и снабжают водой фильтровальную камеру (см. рисунок, *E, стрелки*). Засасывание воды происходит периодически вследствие падения давления в полостях насосных камер каждый раз при отведении экзоподитов конечностей III—V пар латерально. Экзоподиты образуют боковые стенки насосных камер. В фильтровальную камеру (см. рисунок, *E, fc*) вода поступает с брюшной стороны (см. рисунок, *Д, b; E, A, b*) и частично через медиальные щели (см. рисунок, *E, ms*).

На активно фильтрующем животном видно, что в полость раковины жидкость засасывается двумя основными потоками. Передний, менее интенсивный (см. рисунок, *A, a; Д, a*) ток входит позади головы и двигается между рядами конечностей и стенками раковины (см. рисунок, *E, a*). У *O. gracilis* этот ток омывает эпиподиты (жабры) первых трех пар конечностей (см. рисунок, *Б, ep1, ep2—3*). Основной транспортный и дыхательный ток входит в полость раковины приблизительно в средней части вентрального отверстия (см. рисунок, *A, b; Д, b*), в районе первой пары насосных камер, лежащих между экзоподитами III и IV пар конечностей. Стенки фильтровальной камеры построены из щетинок гнатобаз III—V пар конечностей (см. рисунок, *Б, fs2—fs5; В, fs; E, Ж, fs*). У обоих видов арматура гнатобаз V пары закрывает фильтровальную камеру сзади, щетинки III пары — спереди. Задний отдел насосного механизма закрывается пластинками конечностей VI пары (см. рисунок, *Б, б*), которые не несут фильтрующих щетинок, но выполняют роль клапанов. При отведении экзоподитов IV и V пар конечностей латерально пластинки VI пары смыкаются, препятствуя засасыванию воды внутрь фильтровальной камеры через каудальное отверстие.

В момент фильтрации дистальные части экзоподитов конечностей (см. рисунок, *E, se*), участвующих в формировании стенок фильтровальной камеры, смыкаются, закрывая выход воде с вентральной стороны. Основная масса воды просачивается через

фильтрующие гребни гнатобаз, состоящие из отдельных щетинок (см. рисунок, *B, E, Ж, fs*). Эти фильтровальные щетинки образуют сплошную стенку (фильтрующую поверхность — см. рисунок, *B*). Взвесь остается на фильтровальных щетинках. Отфильтрованная вода выходит из полости раковины через каудальное отверстие (см. рисунок, *A, Д, с*). При движении конечностей фильтровальные щетинки, направленные к вентральной поверхности туловища и орально, передвигают частицы фильтра, скапливающиеся в пищевом желобке (см. рисунок, *E, f*), к ротовому отверстию. Возможно, при этом они очищают фильтрующие гребни впереди стоящих конечностей.

Механизм питания путем соскабливания. В отличие от *I. sordidus* конечности *O. gracilis* снабжены структурами, позволяющими получать пищу путем собирания или соскабливания. Щетинки-скребки, служащие для этой цели, располагаются на эндоподитах II (см. рисунок, *Г, sg*) и IV пар конечностей. Более подробно механизм питания этим способом описан в специальной работе (Сергеев, 1970).

Для *L. rectirostris* характерно упрощение всего комплекса конечностей, связанное с утратой фильтрационного способа питания: частично редуцированы экзоподиты III—V и гнатобазы IV и V пар конечностей — структуры, образующие у двух других видов стенки насосных и фильтровальной камер. Вторые туловищные конечности *L. rectirostris* — основной и единственный инструмент для перемещения пищи от места ее собирания (поверхность субстрата) к пищевому желобку (см. рисунок, *З*). В связи с тем что остальные конечности III—V выполняют только вспомогательные функции при питании и движении, пищевой желобок укорочен и начинается только у основания III пары.

Комплекс структур II конечности, действующих как единая система для перемещения частиц к пищевому желобку и вдоль него к ротовому отверстию, состоит из нескольких серий различно устроенных и различно ориентированных щетинок (см. рисунок, *З, tl, sg, s2, fs*). Наружная часть эндоподита — телоподит (см. рисунок, *З, tl*) несет три более длинных щетинки-скребка, используемых для сгребания рыхлого материала и его перемещения медиально. С их участием улавливаются частицы, находящиеся у самого края створок. Более короткие щетинки-скребки (см. рисунок, *З, sg*), расположенные более медиально, в определенной фазе движений конечностей скользят вдоль поверхности субстрата, собирая частицы и комки, соскабливая прикрепленные водоросли. Собранный материал скапливается между конечностями, где оказывается в сфере действия щетинок, расположенных более проксимально (см. рисунок, *З, s2*). Последующая задача заключается в перемещении собранной пищи в вентральный (пищевой) желобок. При сгибании конечностей терминальные части гнатобаз (см. рисунок, *З, g*) и их вооружение (см. рисунок, *З, fs*) смещаются снизу

вверх к брюшной поверхности туловища. Щетинки гнатобаз скользят вдоль пищевого желобка вперед, увлекая за собой пищу. Вооружение эндоподитов III и IV пар конечностей применяется для манипуляций с пищей при выбрасывании неподходящих частиц.

ЛИТЕРАТУРА

Сергеев В. Н. 1970. Механизм питания *Ophryoxus gracilis* G. O. Sars (*Cladocera*, *Macrothricidae*). Гидробиол. журн., 6, 2.

Ленинградский государственный университет

З. Н. Чиркова

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ *ILYOCRYPTUS SORDIDUS* (CLADOCERA, MACROTHRICIDAE)

Работы по сезонной динамике численности рачков рода *Ilyocryptus* и цикличности их размножения почти отсутствуют. Известно, что двуполое размножение илиокриптов происходит во второй половине лета (Бенинг, 1944; Šraměk-Hušek, 1962; Мануйлова, 1964). Относительно наиболее распространенного вида этого рода *I. sordidus* известно, что в Дунае гамогенетические особи встречаются в сентябре (Negrea, 1966). В водоемах Чехословакии рачки моноцикличны (Šraměk-Hušek, 1962).

Мы исследовали динамику численности *I. sordidus* в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища, а также цикличность его размножения. Материал собирался на разрезе Борок—Коприно еженедельно в течение всего вегетационного периода (апрель—ноябрь) в 1966 г. на пяти постоянных станциях, а в 1967 г. на двух из них — глубоководной (23 м) и мелководной (2 м). Зимой сборы животных производились один раз в месяц, кроме февраля. В качестве орудия лова использовался трубчатый прибор-стратометр системы А. П. Кожевникова, изготовленный в мастерской Института биологии внутренних вод АН СССР. Станции располагались на глубине от 1 до 7 м в затопленной пойме и на глубине 11—23 м в бывшем русле Волги. Экологическая характеристика разреза Борок—Коприно дана в работе Ф. Д. Мордухай-Болтовского (1959). Вес животных определялся по таблице средних весов, составленной Ф. Д. Мордухай-Болтовским (1954). Количественный учет позволил выяснить ход динамики численности, а анализ состава популяции и наблюдения за размножением в аквариальных условиях — цикличность *I. sordidus*.

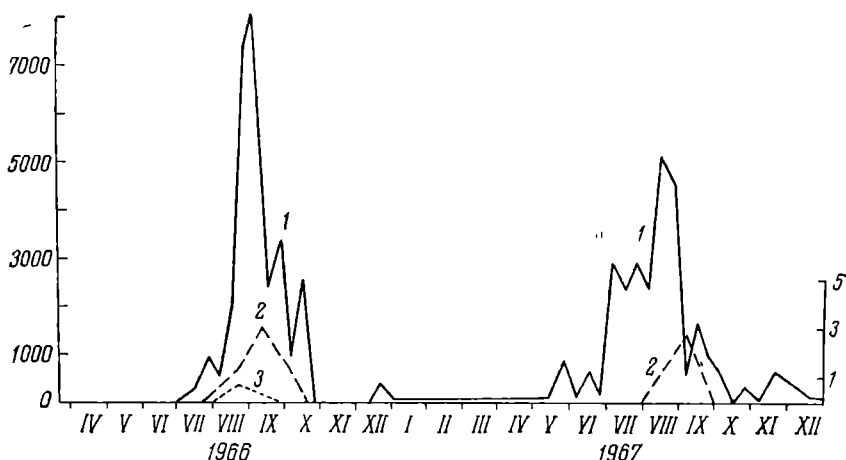
В Рыбинском водохранилище в течение зимы и ранней весны в подледный период численность *I. sordidus* незначительна — в среднем не превышает 10 экз./м². Весной после вскрытия водоема и прогрева дна, особенно на мелководье, популяция партеногенетических самок пополняется за счет их размножения и развития латентных яиц. Обычно открытые плёсы водохранилища вскрываются ото льда на 15—20 дней позже побережья, и температура верхнего слоя грунта, в котором живут рачки, здесь может быть на 10—15° ниже, чем на мелководье. В это время (апрель) илиокрипты обнаружены сначала в желудках ершей, несколько позже (май) и в сборах стратометра, сначала на мелководных, а затем и на глубоководных станциях. Их численность постепенно увеличивалась, но медленно вследствие длительного созревания при низкой температуре.

По наблюдениям в лаборатории, при температуре 5—6° рачки не созревают; при температуре 11—12° созревает до 67% особей, причем период созревания длится 45 дней; при температуре 14.7° созревают все особи, созревание продолжается 21 день. Температура грунта в начале лета (июнь) колеблется в пределах 11—17°. В лаборатории сроки созревания рачков сокращались до 3—15 дней при температуре 18.5—19.5°, соответствующей летней температуре грунта в открытых участках водохранилища. Летом популяцию *I. sordidus* составляют преимущественно молодые партеногенетические самки, в меньшей мере старые особи, накапливающиеся в популяции. Их общая численность в июле в среднем достигает 1000 экз./м². Интенсивное размножение и накопление партеногенетических самок в популяции приводит к дальнейшему повышению их численности, достигающей максимума в августе—начале сентября — 1800 экз./м². Период наибольшей численности илиокриптов совпал с периодом их наибольшей биомассы, приходящейся на август, — 0.033 г/м².

Осенью в связи с охлаждением водоема темп размножения партеногенетических самок снижается, а со второй половины сентября, когда грунт обычно охлаждается до 10—12°, количество размножающихся особей сокращается. Благодаря большой продолжительности жизни *I. sordidus* численность партеногенетических самок, накопившихся в популяции, в течение всей осени вплоть до ледостава остается высокой, и даже в октябре местами можно встретить их значительные скопления до 5100 экз./м². Однако средняя численность партеногенетических особей в октябре падает до 400—500 экз./м², снижаясь к декабрю до 100 экз./м². Приведенные данные численности *I. sordidus* представляют собой средние величины, полученные при количественном учете рачков на всех контрольных станциях в течение двух лет, близких по термическому режиму. Данные количественного учета рачков на одной из контрольных станций разреза приведены на рисунке. В затопленном русле Волги отмечалась наиболее высокая чис-

ленность *I. sordidus* в течение всего периода исследований. Приведенные данные характеризуют численность партеногенетических самок, размножающихся однополым путем. У *I. sordidus* они составляют преобладающую часть популяции. В лабораторных аквариумах самки *I. sordidus* также размножаются почти исключительно партеногенетическим способом, и вызвать смену способа размножения путем посадки самцов или изменением условий содержания (ухудшения качества грунта) в опытах не удалось.

Особь двуполого размножения появляются в популяции в последних числах июля—августе, встречаются в течение всей осени вплоть до ледостава и очень редко — отдельными экземплярами —



Сезонная динамика численности *Ilyocryptus sordidus* в затопленном русле Волги.

1 — самки партеногенетические, 2 — самки гамогенетические, 3 — самцы. По оси ординат слева — численность, экз./м², справа — экз. %.

в подледный период. Максимум гамогенеза происходит во второй половине августа—начале сентября. Зимовать остаются партеногенетические самки осенних пометов и самки, выклюнувшиеся из латентных яиц с коротким периодом покоя. Количество самцов значительно меньше, чем гамогенетических самок. В августе 1966—1967 гг. в пробах гамогенетические самки составляли 1.3, самцы 0.7% общей численности гамогенетических особей, в сентябре — соответственно 3.1 и 0.3, в октябре — 1.7 и 0%. Малочисленность особей двуполого размножения — особенность популяций *I. sordidus*. Даже при неблагоприятных условиях — на участках обнажившегося при падении уровня воды побережья, во влажном иле — самки этого вида продолжают размножаться

партогенетически, и численность гамогенетических самок и самцов не превышает указанных величин.

В Рыбинском водохранилище в течение двух лет на всех станциях наблюдалась одновершинная кривая численности, а особи двуполого размножения появлялись в один и тот же сезон. Следовательно, *I. sordidus* — ясно выраженная моноциклическая форма, что подтверждается и данными лабораторных наблюдений. При выращивании рачков в аквариумах при разных температурах (11.4—14.4, 18.5—19.5°) партогенетические самки меняли способ размножения на двуполый, а гамогенетические самки и самцы появлялись в одно и то же время — в последних числах июля — начале августа, т. е. тогда же, когда и в водохранилище.

Таким образом, большинство самок *I. sordidus* в течение всей жизни размножается только партогенетически. В водохранилище партогенетические самки присутствуют круглогодично, продуцируя партогенетические яйца в течение всего вегетационного периода. Только в конце июля — начале августа отдельные пометы могут состоять из самцов или же партогенетических самок и самцов в различных соотношениях. Таким образом, клоновая линия партогенетических самок *I. sordidus* поддерживается круглогодично.

ЛИТЕРАТУРА

- Бенинг Л. А. 1941. Кладоцера Кавказа. Грузмедгиз, Тбилиси.
Мануйлова Е. Ф. 1964. Ветвистоусые рачки (*Cladocera*) фауны СССР. Изд. «Наука», М.—Л.
Мордухай-Болтовской Ф. Д. 1954. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона. Тр. пробл. и тематич. совещ. Зоол. инст. АН СССР, 2.
Мордухай-Болтовской Ф. Д. 1959. Экологическая характеристика разреза Борок—Коприно. Тр. Инст. биол. водохр. АН СССР, 2(5).
Negrea St. 1966. Autökologische Untersuchungen über die Cladoceren-fauna des Überschwemmungsgebietes der Donau. Arch. Hydrobiol., suppl. 30, 2.
Šramek-Hušek R. 1962. Fauna ČSSR. *Branchiopoda*. Svazek 16 Českosl. Akademie ved. Praha.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

**НОВЫЙ ПРОТИВОВИРУСНЫЙ ФАКТОР
ЕСТЕСТВЕННОГО ИММУНИТЕТА
У ПРЕСНОВОДНЫХ РЫБ**

Из многочисленных литературных данных и опыта обширной практики рыборазведения общеизвестно, что некоторая часть стада здоровых рыб, попадая в условия даже весьма интенсивного инфицирования, все же не заболевает или во всяком случае не проявляет клинических признаков болезни. Особенно многочисленны наблюдения такого рода по карпу при краснухе и воспалении плавательного пузыря — вирусных заболеваниях рыб, широко распространенных в СССР и Западной Европе и наносящих существенный экономический ущерб отечественному и зарубежному карповодству.

Закономерно предположить, что отсутствие клинических признаков болезни у некоторой части инфицированного стада рыб свидетельствует или о бессимптомном течении заболевания, или же о наличии у этой части стада абсолютной естественной невосприимчивости к инфекционному агенту. Решение этого вопроса — цель данной работы.

Исследования проводились в 1967—1971 гг. на базе Центральной экспериментальной станции «Ропша» (Ленинградская обл.) и рыбоводника «Яжелбицы» (Новгородская обл.).

В опытах использовано 1778 двухлеток ропшинского гибрида карпа (карп \times амурский сазан) одной и той же генетической линии, стандартных по весу и коэффициенту упитанности и не подвергавшихся ранее каким-либо инфекционным заболеваниям. Заражение подопытных рыб краснухой и воспалением плавательного пузыря проводилось при естественном инфицировании — совместном содержании их с особями, уже пораженными острой формой той или другой болезни.

Наблюдения за наличием и степенью активности ранее известных для рыб факторов естественного и приобретенного иммунитета (комплемента, лизоцима, пропердина, экмолина, фагоцитарной активности элементов белой крови и антител), выявление возбудителя с помощью антисыворотки при скрытой форме болезни, а также приготовление концентрированного безбактерийного ультрафильтрата, содержащего возбудитель, проводились с помощью общепринятых в медицине и ветеринарии методов (Николау и др., 1965; Биргер, 1967). Доза возбудителя и его активность определялись по методу кумулятивной летальности на двухлетках с помощью интрацерептральных инъекций. Подопытная рыба содержалась в небольших прудах, разнообразных садках, чанах и регулярно подкармливалась. В любом из опытов участвовало не менее 25 экз. рыб. Результаты исследования подвергнуты статистической обработке.

Оказалось, что здоровые двухлетки карпа при совместном содержании их с особями, больными краснухой в острой форме, поражаются неодинаково. Некоторое число их, как и следовало ожидать, не проявляло клинических признаков болезни. Таких клинически здоровых особей было обнаружено $10.0 \pm 1.4\%$ от общего числа 500 двухлеток карпа, подсаженных в инфицированный водоем.

Серологический анализ тканей и сыворотки крови этих внешне здоровых карпов, проведенный с помощью реакции длительного связывания комплемента и соответствующей антисыворотки, полученной от кролика, показал, что у 35 двухлеток из числа 50 клинически здоровых особей, т. е. $70 \pm 2\%$ от числа внешне незаразившихся, имеет место скрытое носительство возбудителя краснухи и эти особи являются инфицированными; у остальных 15 двухлеток — $30 \pm 2\%$ от группы клинически здоровых — возбудитель зарегистрирован не был.

Установлено, что сыворотки крови именно этих 15 незаразившихся карпов, составляющих лишь $3.0 \pm 0.8\%$ от общего числа подопытных рыб, обладают четко выраженным и высоким противовирусным действием. Так, реакцией нейтрализации с учетом по методу кумулятивной летальности на двухлетках обнаружено, что 1 мл этих сывороток в смеси с концентрированным возбудителем краснухи за 1 час при 24°C инактивирует до 120 его доз DL_{50} при интервале 25—120 доз и средней активности 90 ± 5 доз.

Аналогичные данные получены и при заражении здоровых двухлеток возбудителем болезни плавательного пузыря. У 700 двухлеток, содержащихся совместно с карпами, больными острой и хронической формой этого заболевания, было констатировано: клинические признаки болезни — у $61.0 \pm 1.8\%$ от общего числа подопытных рыб, или у 427 двухлеток; скрытое носительство инфекта — у $23.0 \pm 1.6\%$ (у 163 карпов) и у $16.0 \pm 1.4\%$ (110 экз. подопытных двухлеток) — четко выраженное вируснейтрализующее действие сыворотки крови при отсутствии как клинических признаков воспаления плавательного пузыря, так и самого вируса. Средняя активность этих сывороток составила 75 ± 6 доз DL_{50} возбудителя при интервале активности 18—95 доз на 1 мл сыворотки и инкубации в течение 1 часа при 24°C .

Противовирусное действие этих сывороток крови оказалось сугубо неспецифическим. Сыворотки крови с подобного рода защитным действием от устойчивых к краснухе карпов нейтрализуют возбудителя болезни плавательного пузыря, и наоборот, сыворотки крови от карпов с абсолютной устойчивостью к возбудителю болезни плавательного пузыря инактивируют инфекционный агент краснухи. Оказалось также, что сыворотки крови карпов, устойчивых к краснухе или воспалению плавательного пу-

зыря, нейтрализуют такой совсем уже неспецифичный для рыб инфекционный агент, как парагриппозный вирус.

Как удалось установить, столь высоким противовирусным действием сыворотки крови не обладает ни один из ранее выявленных у рыб факторов естественного иммунитета. Из всех ранее известных факторов иммунитета сыворотки крови рыб (комплемент, лизоцим, пропердин и фагоцитарная активность элементов белой крови) только два — пропердин и лизоцим — обладают непосредственным противовирусным действием. Но и эти факторы даже при наивысшей степени выраженности снижают вирулентность возбудителя краснухи только на $40 \pm 6\%$, а возбудителя воспаления плавательного пузыря — на $20 \pm 9\%$, тогда как защитное действие сыворотки крови незаразившихся карпов, т. е. особей, обладающих абсолютной устойчивостью к данным заболеваниям, превышает максимальную активность пропердина и лизоцима, учитывая выше приведенные данные, в 40—1100 раз, а в среднем в 260 ± 60 раз.

Оказалось, что столь высокая противовирусная активность сыворотки крови у карпов, устойчивых к краснухе и воспалению плавательного пузыря, не связана с каким-либо из ранее известных для рыб факторов естественного или приобретенного иммунитета (комплемент, лизоцим, пропердин, экмолин, фагоциты и антитела), а является результатом противовирусного действия нового, еще не зарегистрированного для рыб иммунологического фактора. Доказательством этого могут служить данные опытов, при проведении которых установлено, что столь высокая активность: 1) не оказывает литического действия на микробы *Micrococcus lisodeicticus*, как лизоцим; 2) в отличие от пропердина не инактивируется кишечной палочкой Флекснера; 3) не снижает своей активности, как комплемент, в присутствии сенсibilизированных гемолизином эритроцитов барана; 4) не может являться результатом действия фагоцитов, поскольку сыворотки крови были отмыты от них; 5) не является результатом действия экмолина, так как последнему присуща локализация исключительно в половых органах рыб; 6) неспецифична в отличие от действия антител, так как инактивирует, например, вирус парагриппа и не дает реакций, показывающих наличие самих антител; 7) была обнаружена у 6 сывороток, не имеющих каких-либо следов хотя бы одного из вышеперечисленных факторов естественного или приобретенного иммунитета.

Исследование этих сывороток с помощью электрофореза в геле и иммуноэлектрофореза показало, что компоненты сыворотки, обеспечивающие некоторым особям карпа абсолютную естественную иммунологическую устойчивость к таким инфекционным заболеваниям рыб, как краснуха и воспаление плавательного пузыря, являются составной частью их липопротеидной фракции. Эти

компоненты можно условно назвать липопротеидными ингибиторами сыворотки крови.

Наличие этих ингибиторов у ряда особей рыб открывает дорогу для формирования маточных стад рыб с абсолютной естественной иммунологической резистентностью к вирусным заболеваниям.

ЛИТЕРАТУРА

- Биргер М. О. 1967. Справочник по микробиологическим и вирусологическим методам исследования. Изд. «Медицина», М.
Николау Ш. С., Н. Кажад, К. Николау. 1965. Элементы общей инфрамикробиологии. Изд. «Меридиане», Бухарест.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

К. А. Бакулин

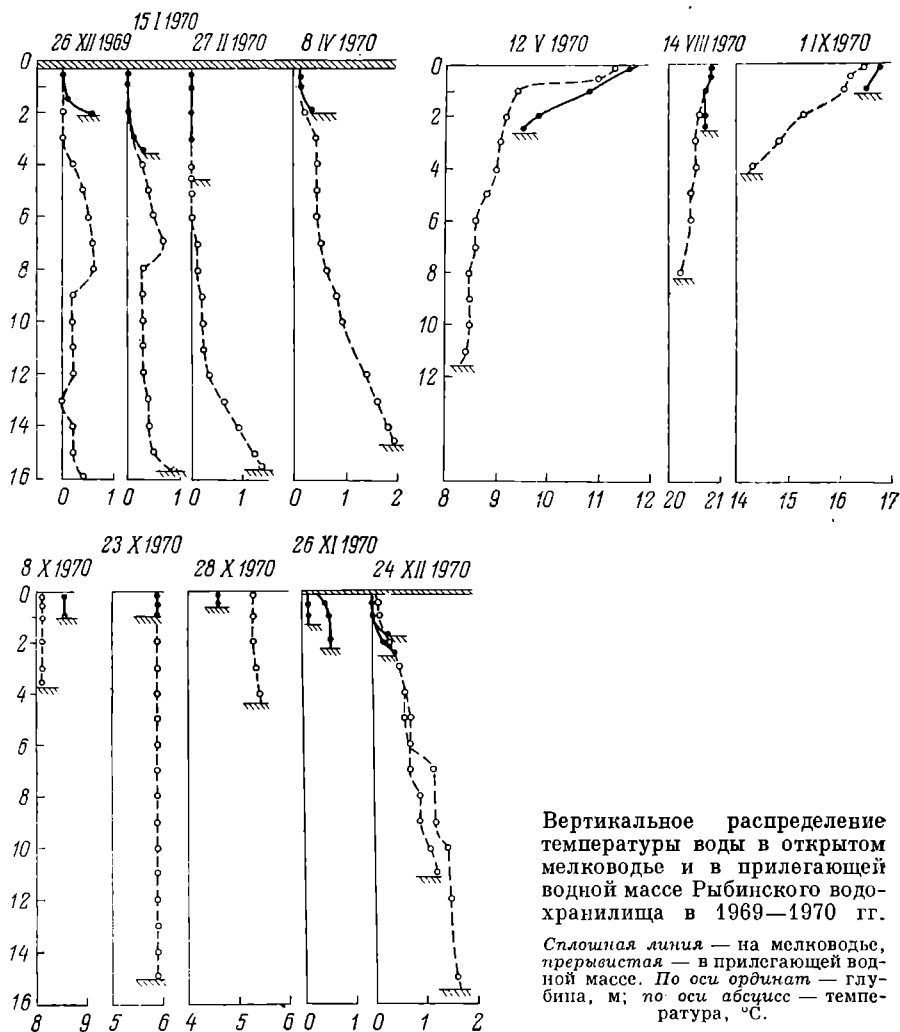
НЕКОТОРЫЕ ДАННЫЕ О ВЕРТИКАЛЬНОМ РАСПРЕДЕЛЕНИИ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДЫ НА ОТКРЫТЫХ МЕЛКОВОДЬЯХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Наиболее полные данные по температуре воды Рыбинского водохранилища приведены В. И. Рутковским (1963), однако они относятся в основном к глубоководным участкам водоема с глубинами свыше 4 м. Значительный интерес представляют сведения о распределении температуры воды на мелководье водохранилища с глубинами 2.0—2.5 м. Рассмотрим особенности вертикального распределения температуры воды на этих участках водоема на примере поперечного профиля, расположенного в районе дер. Бор-Дорки. Профиль длиной 3.4 км при НПУ расположен по нормали к урезу воды и достигает русловых глубин Мологи (12—16 м). Он характерен для открытых мелководий Главного плёса Рыбинского водохранилища.

С декабря 1969 по декабрь 1970 г. на этом профиле в различные сезоны года выполнено 8 серий наблюдений с общим количеством станций 50. На каждой из них измерения температуры воды производились через 1 м глубины. Для оценки полученных данных наблюдения велись и на других участках Главного, Волжского и Шекснинского плёсов.

Результаты показали, что в районе наблюдений с установлением устойчивого ледостава на мелководье с глубиной 2 м отмечалась обратная термическая стратификация (см. рисунок, 26 XII 1969). Амплитуда температуры воды составляла 0.6°.

В это же время на русловой станции распределение температуры воды по вертикали выражалось сложной кривой. Как видно из рисунка, на русле до глубины 3 м наблюдалась гомотермия, с 4 до 9 м — хорошо выраженная мезотермия ($\Delta t=0.4^\circ$), в то



время как на глубине 13 м прослеживалась дихотермия ($\Delta t=0.2^\circ$). Трансформация температурного поля наблюдалась примерно до третьей декады января. Так, 15 I 1970 распределение температуры воды на мелководье оказалось близким к гомотермии, а на глубоководной станции, в слое 4—8 м, сохранилась мезотермия.

С 26 декабря 1969 г. по 15 января 1970 г. температура придонного слоя повысилась на 0.5° , т. е. интенсивность прогрева составляла 0.1° за 4 суток. Амплитуда температуры между поверхностью воды и придонным слоем увеличилась до 0.9° .

К 27 февраля на мелководье наблюдалась гомотермия, при температуре воды 0° . На глубоководной станции гомотермия распространилась лишь до глубины 6 м, а температура придонного слоя (15.5 м) повышалась до 1.3° . Примерно с первой декады февраля до третьей декады марта трансформация температурного поля по поперечному профилю происходила при постоянном тепловом потоке, направленном от дна к поверхности, при этом наблюдались охлаждение мелководий и верхних слоев воды в глубоководной части разреза и прогрев нижних горизонтов воды на глубоководных станциях.

В конце марта—начале апреля отмечен прогрев воды на мелководье и в прилегающей к нему водной массе за счет поступления тепла от проникающей через лед солнечной радиации. В глубоководной части он усиливался за счет поступления тепла от грунта. К 8 апреля температура воды повысилась на глубинах до 2 м на $0.1-0.3^{\circ}$, а на глубине 14.3 м на 0.6° .

После очищения водохранилища от льда температура воды продолжала повышаться и к 12 мая вблизи уреза воды она достигала 13.8° . На мелководных участках с глубинами до 2.5 м она повысилась у поверхности воды до 11.6 , а у дна до 9.5° . На глубоководной станции температура воды у поверхности равнялась 11.3 , а у дна 8.5° . Интенсивность прогрева воды в поверхностном слое за этот период составила 1° за 3 суток, а в придонном слое, на глубине 11 м, 1° за 5 суток.

Особенности изменения температуры воды с глубиной на мелководье и в прилегающей к нему водной массе до глубины 3 м весной видны на рисунке (12 V 1970). Характер кривой на мелководье свидетельствует о том, что тепловой поток и величина коэффициента турбулентности были постоянными по глубине. В то же время на глубоководной станции кривая изменения температуры воды с глубиной имеет другой характер. В это время наибольшая устойчивость водного слоя наблюдалась на глубине $0.5-1.0$ м, где располагался температурный скачок ($\Delta t=1.6^{\circ}$).

К середине августа температура воды достигла максимальных значений. Поверхностные слои воды до глубины 10 м прогрелись до $20-21$, а на мелководье до 22° . С третьей декады августа до октября происходило охлаждение водных масс водохранилища. Охлаждение вод в октябре совершалось преимущественно при гомотермии, чему способствовало значительное ветровое перемешивание. В конце октября на мелководье наблюдалась гомотермия при температуре воды 4.6° , а в прилегающей к нему водной массе отмечалась слабовыраженная обратная стратификация при температуре $5-6^{\circ}$ (см. рисунок, 8, 23, 28 X 1970). С 23 октября

по 24 декабря температура воды в поверхностном (1.5 м) слое понизилась с 5.9 до 0.1—0.4°, а в придонном слое (15 м) с 5.9 до 1.6°. Интенсивность охлаждения в поверхностном слое воды за этот период составила 1° за 10.5 суток, а придонного слоя 1° за 14 суток.

Таким образом, на основании полученных данных годовой цикл вертикального распределения температуры воды на открытых мелководьях и в прилегающих участках водоема характеризуется определенной последовательностью смены термических фаз. Из таблицы видно, что на мелководье наблюдалось шесть смен термических фаз, а в прилегающей водной массе четыре. Подобное распределение температуры воды с глубиной и смена характерных термических фаз, вероятно, свойственны и другим участкам открытых мелководий Рыбинского водохранилища.

Годовой цикл термических фаз на открытых мелководьях и прилегающих к ним участках Рыбинского водохранилища (декабрь 1969—1970 г.)

Место наблюдений	Характер процесса	Термическая фаза	Время наступления фазы
Мелководье, глубина 2—2.5 м	Летне-осеннее охлаждение	Прямая стратификация	Третья декада августа
	Осеннее охлаждение	Гомотермия	Первая декада октября
	Осенне-зимнее охлаждение	Обратная стратификация	Третья декада ноября
	Зимне-весеннее охлаждение	Гомотермия	Первая декада февраля
	Весеннее нагревание	Обратная стратификация	Третья декада марта
	Весенне-летнее нагревание	Мезотермия	Вторая-третья декада апреля
Глубоководные станции, глубина более 10 м	Летне-осеннее охлаждение	Прямая стратификация	Третья декада апреля
	Осеннее охлаждение	То же	Третья декада августа
	Осенне-зимнее охлаждение	Гомотермия	Вторая декада октября
	Зимне-весеннее нагревание	Обратная стратификация	Первая декада ноября
	Весеннее нагревание	То же	Третья декада декабря
	Весенне-летнее нагревание	Мезотермия	Третья декада апреля
		Прямая стратификация	Первая декада мая

ЛИТЕРАТУРА

Рутковский В. И. 1963. Температурный режим Рыбинского водохранилища. Тр. Инст. биол. водохр. АН СССР, 5 (8).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

СКОРОСТЬ ОБОРОТА МИНЕРАЛЬНОГО ФОСФОРА В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В ВЕСЕННИЙ ПЕРИОД

Исследования, проведенные на Иваньковском водохранилище весной 1968 и 1970 гг., показали заметное различие в содержании биогенных элементов по годам (табл. 1), обусловленное характером и водностью половодья (Драчев и др., 1972). Наряду с химическим анализом в пробах воды проводились определения времени и скорости оборота растворенного минерального фосфора. Время оборота устанавливали по поглощению радиоактивного фосфора из воды, которое пропорционально наличной концентрации радиоактивных атомов и выражается экспоненциальным уравнением. Из уравнения определяли константу скорости процесса и время полного поглощения фосфатов. Скорость оборота растворенного минерального фосфора рассчитывали как частное от деления концентрации фосфатов на время поглощения (Былинкина, 1969).

Таблица 1

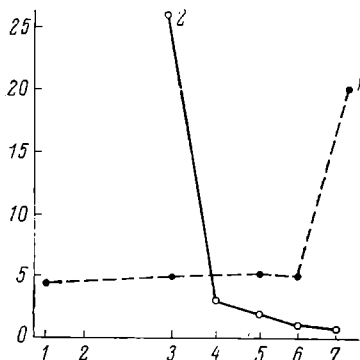
Содержание биогенных элементов (мг/л) в Иваньковском водохранилище в мае 1968 и 1970 гг.

Место взятия проб	Фосфор минеральный		Фосфор общий		Кремний		NH ₄ (N)		NO ₃ (N)	
	1968	1970	1968	1970	1968	1970	1968	1970	1968	1970
Волга у пос. Мигалово . . .	0.017	0.001	0.088	0.047	2.71	0.39	0.00	0.01	0.37	0.05
Тверца выше устья, 10—15 км	0.032	0.010	0.190	0.048	2.78	1.60	0.00	0.03	0.27	0.20
У с. Городня . . .	0.023	0.005	0.102	0.060	2.74	1.86	0.60	0.39	0.28	0.20
У г. Конаково . . .	0.026	0.004	0.106	0.082	3.12	1.58	0.27	0.12	0.25	0.30
У дер. Корчева . . .	0.026	0.009	0.118	0.053	3.08	1.38	0.23	0.16	0.38	0.30
В 5 км выше плотины	0.025	0.010	0.114	0.064	2.38	1.40	0.16	0.14	0.15	0.26
Шошинский плес	0.029	0.005	0.150	0.089	—	0.62	0.00	0.13	0.20	0.02

Снижение содержания P³² в пробах воды происходит до устойчивого уровня, свидетельствующего о наличии динамического фосфатного равновесия, при котором скорость поглощения фосфатов равна скорости выделения их водными организмами. Поскольку ортофосфаты служат одним из главных компонентов минерального

питания фитопланктона и активно поглощаются бактериями (Rigler, 1956; Гак, 1962), а освобождение фосфатов происходит в результате метаболизма гидробионтов и имеет место при бактериальном распаде органических соединений, величину скорости оборота можно рассматривать как динамический показатель интенсивности процессов синтеза и распада органического вещества. В связи с этим представляло интерес сравнить величины скорости оборота фосфатов как показатели интенсивности процессов самоочищения в водах с разным уровнем содержания биогенных элементов.

Отбор проб воды производился в постоянных пунктах наблюдений (табл. 1). Пункты у с. Городня, г. Конаково, у дер. Кор-



Скорость оборота растворенного минерального фосфора в воде Иваньковского водохранилища в мае 1968 и 1970 гг., мкг Р/л в час.

1 — в 1968 г., 2 — в 1970 г. По оси абсцисс — пункты отбора проб: 1 — пос. Мигалово, 2 — устье ручья Перемерки, 3 — с. Городня, 4 — Шошинский плёс, 5 — г. Конаково, 6 — дер. Корчева, 7 — 5 км выше плотины.

чева и в 5 км выше плотины расположены на расстоянии 35, 75, 85 и 100 км ниже ручья Перемерки, через который поступают сточные воды городской канализации Калинина. Наблюдения проводились 19—24 мая в 1968 г. и 14—20 мая в 1970 г. В период наблюдений температура воды колебалась от 11.8 до 15.6° С в 1968 г. и от 12.9 до 14.5° в 1970 г.

Результаты определения скорости оборота растворенного минерального фосфора представлены на рисунке. В весенних водах 1968 г. с высоким содержанием биогенных элементов величина скорости оборота фосфатов во всех пунктах наблюдений была около 5 мкг Р/л в час, что свидетельствует о высокой интенсивности биохимических процессов. Величины такого же порядка получены в Иваньковском водохранилище летом 1968 г. (Былинкина, 1969). Массовое развитие диатомовых в приплотинном участке в мае 1968 г. обусловило увеличение скорости оборота до 22 мкг Р/л в час. Весной 1970 г. при относительно низком содержании биогенов максимальная величина скорости оборота фосфатов получена в 35 км ниже ручья Перемерки. В остальных пунктах скорость оборота была значительно ниже и составила 2 мкг Р/л в час у Конакова и 0.7 мкг Р/л в час у плотины. В ве-

сенных водах 1968 г. увеличения скорости оборота у с. Городня не наблюдалось. Возможно, это связано с тем, что интенсивное окисление органического вещества, поступающего со сточными водами, протекало в основном на вышерасположенном участке и к данному пункту закончилось.

Судя по величине пятисуточного потребления кислорода, содержание легкоусвояемого органического вещества на всем протяжении водохранилища было значительно выше в 1970 г. по сравнению с 1968 г. Содержание растворенного кислорода и степень насыщения им воды в 1970 г. также были заметно выше, чем в 1968 г., за исключением приплотинного участка (табл. 2). Можно предположить, что более низкое содержание растворенного кислорода в 1968 г. — результат более интенсивного окисления легкоусвояемого органического вещества. Это предположение подтверждается значительно большими величинами скорости оборота фосфатов весной 1968 г.

Т а б л и ц а 2

Биохимическое потребление кислорода и его содержание в воде
Иваньковского водохранилища в мае 1968 и 1970 гг.

Место взятия проб	БПК ₅ , мг О/л		мг О ₂ /л		Процент насыщения О ₂	
	1968	1970	1968	1970	1968	1970
Волга у пос. Мигалово	1.10	1.08	9.16	10.01	85.5	96.0
Тверца выше устья, 6—7 км	—	1.41	8.13	8.06	73.7	76.2
У с. Городня . .	1.10	2.08	7.91	9.07	74.4	86.6
У г. Конаково	0.68	2.02	7.86	8.87	75.9	85.0
У дер. Корчева	1.10	2.62	7.86	9.20	75.6	87.6
В 5 км выше плотины	1.65	2.49	8.65	8.60	82.8	79.8
Шошинский плес	—	3.63	9.63	9.74	87.2	92.1

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Былинкина А. А. 1969. О времени и скорости оборота минерального фосфора в поверхностных водах. Матер. к совещ. по прогнозу содерж. биогенных элементов и органич. вещества в водохр. Рыбинск.
- Гак Д. З. 1962. О накоплении радиофосфора различными компонентами водоема. Радиобиол., 2, 6.
- Драчев С. М., А. А. Былинкина, Л. А. Петухова. 1972. Источники поступления и содержание фосфора в Иваньковском водохранилище. Наст. бюлл.
- R i g l e r F. H. 1956. A tracer of the phosphorus cycle in lake water. Ecology, 37, 3.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

**ИСТОЧНИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ И СОДЕРЖАНИЕ
ФОСФОРА В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ**

Для выяснения источников поступления и содержания соединений фосфора в Иваньковском водохранилище обработаны материалы, полученные зимой 1964 г. и во время рейсов 1968—1970 гг. Наблюдения и отбор проб производились в постоянных пунктах: выше г. Калинина у пос. Мигалово, на р. Тверце в 10—15 км выше устья, у с. Городня — в 35 км ниже ручья Перемерки и в расширенной части водохранилища — у г. Конаково, дер. Корчева и в 5 км выше плотины. Пробы отбирали на русле с 0.6 глубины батометром Молчанова.

Определение общего и растворенного фосфора проводили в натуральной воде. Для определения общего фосфора пробы подкисляли серной кислотой и обрабатывали в автоклаве при 2 атм. с последующим определением по Дениже. Результаты определений представлены в табл. 1 и 2.

Т а б л и ц а 1
Содержание фосфора (мкг/л) в рр. Волге и Тверце
в половодье и в межень

Дата взятия проб	Волга у пос. Мигалово		Тверца, 10—15 км выше устья	
	фосфат- ный	общий	фосфат- ный	общий
19 V 1970	1	47	10	48
22 V 1968	17	88	32	190
3 VII 1969	7	49	23	46
22 VII 1968	18	65	24	85
27 VIII 1964	5	55	26	53
3 IX 1970	—	25	—	—
2 X 1968	2	20	11	29
28 II 1969	1	14	—	—
16 III 1964	14	29	20	38

Из табл. 1 видно, что зимний меженный сток основных рек, питающих водохранилище, беден как общим, так и растворенным фосфором. Вешние воды этих рек значительно богаче фосфором. В летний период содержание общего фосфора в среднем составляет 50 мкг/л в Волге и 60 мкг/л в р. Тверце. Содержание растворенного фосфора было более низким в волжских водах. Малые притоки озерно-болотного питания, сток которых дает в сумме 6.8% общего притока (Зиминова, 1959), содержали значительно больше как

общего, так и растворенного фосфора. Так, в воде р. Орши содержание фосфора фосфатного колебалось от 36 до 84 мкг/л, общего — от 108 до 130 мкг/л. Близкие величины содержания его получены для р. Созь. Установлено, что существенным источником фосфора является ручей Перемерки, в который поступают сточные воды городской канализации. По многократным определениям, содержание общего фосфора в воде ручья довольно постоянно (2.1—2.7), составляя в среднем 2.3 мг/л. Несколько более половины этого количества находится в растворенном состоянии. При расходе воды в ручье 2 м³/сек. общее количество фосфора, вносимое ежесуточно, составляет 460 кг. При обслуживании канализацией населения (345 тыс. чел.) суточный расход фосфора на одного жителя составит 1.3 г, что заметно превышает обычную норму сброса, равную 0.8 г/сутки. Повышенный сброс фосфора скорее всего следует отнести за счет детергентов (Неволин, 1964; Heinke, 1969; Петухова, 1969).

Некоторое количество соединений фосфора поступает в водохранилище через канализацию г. Конакова. В период наблюдений в 1968—1970 гг. расход сточных вод городской канализации составлял 5 тыс. м³/сутки. Здесь среднее содержание общего фосфора в сточных водах составляет 2.3 мг/л, из которых $\frac{3}{4}$ приходится на долю растворенного минерального. Относительно высокий процент растворенного фосфора, возможно, связан с тем, что сточные воды проходят полную биологическую очистку. Сточные воды канализации г. Конакова смешиваются с водами охлаждения тепловой электростанции, расход которых в 800 раз превосходит объем городского стока. При таком разбавлении влияние высокой концентрации фосфора в сточной жидкости при полном смешении становится аналитически неуловимым.

Таким образом, при расходе воды ручья Перемерки в 2 м³/сек. и среднем содержании общего фосфора, равном 2.3 мг/л, годовое поступление его в Ивановское водохранилище составит 168 т. Годовой сброс фосфора со сточными водами г. Конакова равен 4.2 т.

Для относительной оценки данного источника поступления фосфора проведены следующие подсчеты. Принимая, что из среднего многолетнего годового стока Волги выше г. Калинина (5.6 км³) 60% относится к весеннему стоку со средним содержанием общего фосфора 67 мкг/л, получим поступление фосфора в период половодья, равное 225 т. При среднем содержании общего фосфора в меженных водах 21 мкг/л поступление фосфора в межень составит 47 т. Следовательно, от годового поступления с речным стоком Волги 272 т сброс антропогенного фосфора составит 63%. Таким образом, данный источник — существенный элемент приходной части баланса фосфора в Ивановском водохранилище.

Содержание растворенного и общего фосфора в значительной мере определяется гидрологическим режимом водохранилища.

После зимней сработки водохранилище заполняется внешними водами. Весной объем речного стока может в несколько раз превышать общую емкость водохранилища. Так, в 1970 г. речной сток в апреле был равен 5.84 км³ при полном объеме водохранилища 1.12 км³. Следовательно, за этот месяц произошла примерно пятикратная смена воды в водоеме. В начале мая водохранилище было заполнено внешними водами конца половодья, содержащими малое количество общего и, особенно, растворенного фосфора (табл. 2). В 1968 г. речной сток в апреле составлял 3.80 км³. Следовательно, в водохранилище задержалась почти треть объема весеннего стока. Весной 1968 г. содержание общего фосфора было примерно вдвое выше, чем в 1970 г.

Т а б л и ц а 2

Содержание фосфора (мкг/л) в водохранилище по сезонам

Дата взятия проб	У пос. Мигалово		У с. Гордня		Шошинский плёс выше железнодорожного моста		У г. Ко-наково		У дер. Корчева		В 5 км выше плотины	
	фосфат-ный	общий	фосфат-ный	общий	фосфат-ный	общий	фосфат-ный	общий	фосфат-ный	общий	фосфат-ный	общий
14—17 V 1970	1	47	5	60	5	89	5	82	9	53	10	64
19—24 V 1968	17	88	22	102	—	—	26	106	26	118	25	114
26 VI—1 VII 1969	7	49	15	84	—	—	23	67	17	67	12	52
17—20 VII 1968	18	65	29	107	62	208	31	130	34	113	31	110
24—30 VIII 1964	5	55	24	78	—	—	35	78	—	—	38	54
3 IX 1970	0	25	16	26	4	48	9	32	—	—	32	85
28 IX—1 X 1968	2	20	17	49	31	116	24	68	30	56	27	55
1—4 III 1969	1	14	40	90	—	—	50	90	—	—	—	—
17—22 III 1964	14	29	30	74	—	—	39	65	—	—	27	50

В малых реках максимальное содержание общего фосфора приходится на первую половину и пик половодья с последующим резким понижением его концентрации во вторую половину половодья (Бруевич и Костромина, 1938; Былинкина и Петухова, 1971).

Таким образом, воды, задержанные в водохранилище в 1968 г., хотя и относились ко второй фазе половодья, но были все же ближе к пику половодья, чем в 1970 г. Однако это различие не столь велико, чтобы им объяснить значительное расхождение в содержании соединений фосфора. Остается предположить, что содержание фосфора зависит главным образом от интенсивности эрозионной активности талых вод в различные годы.

Высокое содержание растворенного и общего фосфора в 1968 г. сохранилось и летом. Лишь осенью произошло снижение общего фосфора за счет заполнения водохранилища меженными речными водами.

Таким образом, наиболее значительным источником поступления фосфора в Иваньковское водохранилище служит весенний сток рр. Волги и Тверцы. Меженный сток этих рек беден как общим, так и растворенным фосфором. Городские сточные воды, поступающие через ручей Перемерки, служат существенным источником пополнения запасов фосфора в водохранилище.

ЛИТЕРАТУРА

- Бруевич С. М. и А. А. Костромина. 1938. Определение органического и минерального фосфора в природных водах. Журн. прикладн. химии, 11.
- Былинкина А. А. и Л. А. Петухова. 1971. Поступление соединений фосфора в Рыбинское водохранилище с местным стоком и сточными водами. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 20 (23).
- Зимина Н. А. 1959. Элементы гидрологического режима и водный баланс Иваньковского водохранилища за 1951—1956 гг. Тр. Инст. биол. водохр. АН СССР, 2 (5).
- Неволин Ф. В. 1964. Химия и технология синтетических моющих веществ. Изд. «Пищевая промышленность», М.
- Петухова Л. А. 1969. Поступление анионоактивных веществ в Волгу с бытовыми и промышленными стоками. Матер. к совещ. по прогноз. содерж. биогенных элементов и органич. вещества в водохр. Рыбинск.
- Heinke G. W. 1969. Hydrolysis of condensed phosphates in Great lakes waters. Proc. Twelfth Conf. on Great Lakes Res. Ann. Arbor. Michigan.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Л. А. Калинина

ЦИНК В ВОДОХРАНИЛИЩАХ И РЕКАХ БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

Для определения содержания цинка в водохранилищах Верхней Волги и в ее притоках нами выполнено около 40 определений. Пробы воды брались на 0.6 глубины во время экспедиционных рейсов. Исследовался участок Волги от пос. Мигалово до Рыбинской плотины. Кроме того, у с. Коприно в течение 3 лет проводилось определение содержания цинка по сезонам года. Для взятия проб использовался батометр из плексигласа. Определение цинка проводилось в нефилтрованных пробах на месте или после доставки в лабораторию колориметрическим методом (Колесникова, 1961). Полученные данные приведены в табл. 1 и 2.

Таблица 1

Содержание цинка в воде Верхней Волги, мкг/л

Место взятия проб	Расстояние от пос. Мигалово, км	1969		1970	
		II—III	VII	V	IX
Волга					
у пос. Мигалово	0	3.5	6.6	6.0	—
у с. Городня	50	410.0	140.0	127.0	272.0
у г. Конаково	90	410.0	72.0	75.0	45.0
у с. Копчева	100	—	58.0	54.0	—
выше Ивановской плотины	115	—	36.0	40.0	25.0
у г. Углича	250	54.0	7.2	19.5	—
у с. Коприно	320	60.0	5.0	22.0	2.0

По данным единичных определений, в устьевых участках притоков Волги рр. Шоши и Орши в мае 1970 г. содержание цинка находилось в пределах 4.5—5.0 мкг/л. В воде р. Тверцы содержание его в вегетационный период колебалось от 3.0 до 8.0 мкг/л, составляя в среднем 4.7 мкг/л. Для Волги у пос. Мигалово средняя величина содержания цинка равна 5.2 мкг/л. Таким образом, для рек, питающих Ивановское водохранилище, количество цинка составило в среднем 4.8 мкг/л.

Таблица 2

Содержание цинка в воде Рыбинского водохранилища у с. Коприно, мкг/л

1968	1969				1970						1971		
XII	I	III	IV	VII	III	V	VI	IX	X	XII	I	III	IV
3	10	60	140	5	90	22	40	4	10	7	3	150	100

Основным источников поступления цинка в Ивановское водохранилище оказался ручей Перемерки, расположенный между пос. Мигалово и с. Городня. Среднее содержание цинка в ручье из трех определений составило 30.3 мг/л.

Как видно из табл. 1, наиболее высокое содержание цинка в Ивановском водохранилище было в конце зимы у с. Городня и у г. Конаково. Аналогичная картина наблюдается у с. Коприно (табл. 2). Это время — период наибольшей сработки Ивановского водохранилища при низких меженных расходах рр. Волги и Тверцы. Обнаруженная нами концентрация цинка у с. Городня

(410 мкг/л) указывает на разбавление воды ручья Перемерки в 75 раз. У г. Углича и у с. Коприно концентрация цинка в воде упала до 54—60 мкг/л. При средних расходах ручья Перемерки в 2 м³/сек. и Угличской ГЭС в 400 м³/сек. разбавление могло бы обеспечить концентрацию цинка в 150 мкг/л. Очевидно, даже зимой, помимо разбавления, снижение концентрации цинка происходит и за счет других факторов.

По данным весеннего рейса, высокое содержание цинка наблюдалось в воде всего Иваньковского водохранилища, постепенно снижаясь к плотине. Наиболее заметное снижение концентрации цинка наблюдалось на участке между с. Городня и г. Конаково. Значительно выше фоновых величин было содержание цинка в Угличском водохранилище и в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища (20—22 мкг/л). Концентрация цинка в воде верховья Иваньковского водохранилища значительно выше, чем можно было бы предположить по разбавлению в период половодья. Возможно, это связано с тем, что при нормальном подпорном горизонте воды ручья Перемерки скапливаются в подпорном участке, лишь постепенно распространяясь к плотине.

По данным экспедиционного обследования в июле 1969 г., распределение цинка в Иваньковском водохранилище летом было примерно таким же, как весной. В весенний и летний периоды уровень в Иваньковском водохранилище поддерживается постоянным и распределение цинка, очевидно, соответствует гидрологическому режиму и биологическим процессам, связанным с превращением цинка. Наиболее значительное снижение концентрации цинка происходит, как и весной, на участке от с. Городня до г. Конаково, где речная часть водохранилища переходит в озёрную.

В Угличском водохранилище и в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища летом найдено наименьшее, близкое к фоновым величинам, содержание цинка. Весьма невысокое содержание цинка в Волжском плёсе сохраняется осенью и в первой половине зимы. Осенние исследования в десяти точках центральной части Рыбинского водохранилища и его Шекснинском и Моложском плёсах показали, что концентрация цинка в этот период находится в пределах 1—2 мкг/л. Низкое содержание цинка летом и осенью в Угличском и Рыбинском водохранилищах связано прежде всего с малыми сбросами воды из Иваньковского водохранилища. Вторая причина значительного снижения концентрации цинка — биологические и физико-химические процессы поглощения. По данным Э. А. Гилевой (1964), цинк относится к группе элементов, высокоаккумулируемых одноклеточными и нитчатыми водорослями, занимая в этой группе первое место. По данным Бахмана (Bachmann, 1963), М. Б. Фельдмана и др. (1968), иловые отложения обладают большой поглотительной способностью в отношении цинка. По исследованиям Бахмана, обратного поступления в воду

цинка, поглощенного илами, не наблюдалось. Таким образом, следует ожидать накопления соединений цинка в донных отложениях как за счет адсорбированного минеральными взвесями, так и за счет поглощенного планктическими организмами.

Приведенные выше данные, исключая определения ила, характеризуют не общее содержание цинка, а сумму растворенного и извлекаемого при подкислении в процессе определения. Для определения общего цинка в воде проведено несколько анализов методом мокрого сжигания (*Iednotné metody chemického rozboru vod*, 1965). После сжигания пробу разбавляли, нейтрализовали и цинк определяли колориметрически с дитизином. Общий цинк определяли в пробах, взятых зимой 1970—1971 гг. в Волжском плесе Рыбинского водохранилища у с. Коприно.

Т а б л и ц а 3

Общий и растворенный цинк в воде Рыбинского водохранилища у с. Коприно, мкг/л

Дата	Горизонт	Цинк растворенный (a)	Цинк общий (b)	$\frac{a \cdot 100}{b}$	$\frac{b-a}{a}$
15 XII 1970	Дно	7.0	32.0	22	3.5
19 I 1971	Поверхность	3.0	15.0	20	4.0
	Дно	6.0	18.0	30	2.0
9 III 1971	Поверхность	150.0	250.0	60	0.7
	Дно	160.0	300.0	53	0.9
6 IV 1971	Поверхность	100.0	140.0	70	0.4
	Дно	200.0	260.0	85	0.3

Как видно из табл. 3, содержание общего цинка во всех пробах превышает количество, обнаруженное непосредственно колориметрическим методом. По данным Г. С. Коновалова, А. А. Ивановой и Т. Х. Колесниковой (1966), большая часть цинка в воде Волги у Волгограда находилась во взвеси. Отношение взвешенного цинка к растворенному составило от 2 до 4. В наших определениях, если отнести разницу между общим количеством цинка и непосредственно определенным в воде за счет взвеси, отношение взвешенного к растворенному в январе и феврале находилось в тех же пределах. В марте и апреле преобладал растворенный цинк, указанное выше отношение составляло 0.3—0.9.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Г и л е в а Э. А. 1964. О накоплении химических элементов пресноводными водорослями. В сб.: Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии, Изд. «Наука», М.—Л.
К о л е с н и к о в а Т. Х. 1961. Методика определения меди и цинка из одной пробы. Гидрохим. матер., 32.

- Коповалов Г. С., А. А. Иванова, Т. Х. Колесникова. 1966. Редкие и рассеянные элементы (микроэлементы) в воде и во взвешенных веществах рек европейской территории СССР. Гидрохим. матер., 42.
- Фельдман М. Б., Е. П. Нахшина, А. В. Суховий, А. Г. Дмитриева. 1968. О возможности применения полиметаллических продуктов для борьбы с синезелеными водорослями. Гидробиол. журн., 3.
- Bachmann R. W. 1963. Zinc-65 in studies of the freshwater zinc cycle «Radioecology». N. J.—Washington.
- Iednotné metody chemického rozboru vod. (Autori: P. Hofmann, M. Havránek, J. Čuta, I. Chalupa, V. Matěra, Hamačková, M. Kohout). 1965. Praha.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Н. А. Кудряцева

СОДЕРЖАНИЕ НАТРИЯ В ВОДЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Определение содержания натрия и калия из-за сложности методики не входило в схему анализов воды Рыбинского водохранилища и обычно вычислялось по разности между суммой анионов и катионов, определяемых аналитически. Применяя фотометрию пламени, мы получили возможность массового раздельного определения натрия и калия на приборе ФПФ-58. Определение производилось непосредственно из пробы воды без предварительной ее обработки. Отбор проб воды производился с 0.5 и с 0.6 глубины. При обычном содержании одновалентных катионов (0.5—5.0 мг/л) ошибка определения данным методом составляет $\pm 2-5\%$.

Произведено 165 прямых определений натрия и калия для всего водохранилища. Результаты определения содержания натрия представлены в табл. 1. Данные по калию приведены в монографии «Рыбинское водохранилище и его жизнь» (1971). Как видно из приведенных данных, концентрация натрия по плёсам водохранилища неодинакова. По содержанию его в возрастающем порядке плёсы располагаются следующим образом: Шекснинский, Моложский, центральная часть Главного и Волжский. Это определяется количеством катионов, вносимых в водохранилище главными реками — Волгой, Мологой и Шексой.

Основные реки, впадающие в Шекснинский плёс, — Шексна и Суда — различаются по характеру питания. Воды Шексны в значительной степени трансформированы в условиях озерного

Таблица 1

Содержание натрия (мг/л) в воде водохранилища за 1963—1969 гг.

	Шекснинский		Моложский		Волжский		Центральная часть Главного плёса	
	число определений	минимальное, максимальное, среднее	число определений	минимальное, максимальное, среднее	число определений	минимальное, максимальное, среднее	число определений	минимальное, максимальное, среднее
Весна (IV—V)	20	1.10—1.85 1.48	3	1.40—1.60 1.53	17	2.40—5.60 3.07	5	2.10—2.15 2.13
Лето (VI—VII)	25	1.55—2.70 2.01	5	3.7—6.60 3.30	12	3.95—5.80 4.95	7	3.55—4.0 3.77
Осень (IX—X)	10	2.55—3.70 3.0	10	2.90—4.67 3.60	8	3.3—5.90 3.85	5	3.15—4.60 3.85
Зима (XII—I)	—	—	6	3.10—4.10 3.80	35	6.70—26.0 14.40	3	4.0—13.70 10.40
Среднее	55	1.10—3.70 2.16	24	1.40—4.65 3.06	72	2.40—26.0 6.60	20	2.17—13.70 5.0

Таблица 2

Содержание натрия (мг/л) в воде Шекснинского плёса и р. Суде за 1966—1967 гг.

Место отбора	Число определений	Минимальное, максимальное, среднее
Шекснинский плёс выше г. Череповца (V—VII)	9	1.50—2.20 1.80
В 200 м ниже выпуска городской канализации (V—VII)	3	2.25—5.60 3.75
В 5 км ниже выпуска городской канализации (V—IX)	3	2.20—5.0 3.30
У с. Ольхово (V—IX)	3	1.55—2.55 2.10
Река Суда (V—IX)	3	0.55—2.55 1.20

и водохранилищного режима. Бассейн Суды неоднороден по своему почвенному покрову и гидрологическим условиям. Это, по-видимому, и обуславливает большую изменчивость натрия в р. Суде по сравнению с р. Шексной. В среднем концентрация натрия за исследуемый период в р. Суде была равна 1.20, а в р. Шексне 1.80 мг/л (табл. 2).

Таблица 3

Содержание натрия Na (мг/л) в промышленных стоках и городской канализации г. Череповца в 1966—1967 гг.

Стоки	Число определений	Минимальное, максимальное, среднее
Сток металлургического завода в р. Серовку	6	9.30—19.20 12.90
Сток металлургического завода в р. Кошту	6	4.50—22.50 12.0
Сток шламоакопителя	5	48.0—56.0 52.8
Городская канализация	5	40.0—45.0 43.0

Один из источников щелочных металлов в Шекснинском плёсе — сточные воды г. Череповца. Особенно высокие концентрации натрия обнаружены в городской канализации и стоке шламоакопителя (табл. 3). Поступление сточных вод с высоким содержанием натрия несколько увеличивает концентрацию его в воде плёса. Так, на расстоянии 0.2 и 5.0 км от места выпуска стоков городского коллектора содержание натрия составляет соответственно 3.75 и 3.30 мг/л. Ниже впадения р. Суды концентрация натрия в воде плёса в результате разбавления снижается и равна в среднем за весенне-летний период 1.20 мг/л (табл. 2).

Моложский плёс по содержанию натрия занимает второе место после Шекснинского. Несколько более высокое содержание натрия в воде этого плёса обусловлено особенностями физико-географических условий бассейна питания реки. Общая минерализация вод Моложского плёса почти во все сезоны выше, чем Шекснинского (Буторин, 1965). В естественных условиях при возрастании общей минерализации воды концентрация натрия увеличивается (Морачевский, 1964).

Волжский плёс сильно отличается от других речных плёсов Рыбинского водохранилища. В табл. 4 приведены данные по содержанию натрия в воде плёса у с. Коприно и в р. Ильдь. Как видно из приведенных данных, концентрация натрия в воде плёса весной, летом и осенью колебалась незначительно. Зимой же содержание его резко возрастает. Поступающие сюда волжские воды претерпевают значительные изменения в расположенных выше Ивановском и Угличском водохранилищах. Ниже г. Ка-

лина в Иваньковское водохранилище сбрасываются хозяйственно-бытовые и промышленные сточные воды, содержащие натрия от 76.2 до 740.0 мг/л. Это приводит к увеличению его содержания в воде Иваньковского водохранилища. Выше г. Калинина у пос. Мигалово концентрация натрия в Волге в среднем составляет 5.2 мг/л. В 35 км ниже выпуска сточных вод г. Калинина содержание натрия возрастает до 37.5 мг/л в летнюю и до 23.0 мг/л в зимнюю межень (Кудрявцева, 1971).

Таблица 4

Содержание натрия (мг/л) в воде Волжского плёса и р. Ильдь в 1966 г.

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Волжский плёс у с. Коприно												
Число проб	1	4	5	5	5	3	4	1	4	1	2	2
Среднее содержание натрия	9.8	11.7	15.8	13.0	3.3	3.5	4.6	4.6	4.8	4.5	—	8.0
Река Ильдь у с. Спас-Ильдь												
Число проб	1	—	6	15	12	4	5	1	2	3	2	1
Среднее содержание натрия	20.6	—	13.2	3.1	5.9	12.5	17.1	20.7	20.4	18.2	12.1	16.0

В зимний период влияние сточных вод г. Калинина обнаруживается и в Угличском водохранилище. Так, в марте 1968 г. концентрация натрия в воде верхнего бьефа была 18.4 мг/л. Поступление из Угличского водохранилища вод с повышенным содержанием натрия, вероятно, основная причина возрастания его в воде Волжского плёса.

В малых реках Волжского плёса наблюдается несколько иная картина распределения натрия по сезонам. Самая низкая концентрация натрия в воде р. Ильдь отмечена в апреле, что соответствует пику половодья. По мере возрастания роли грунтовых вод в питании реки содержание натрия увеличивается. В районе с. Спас-Ильдь концентрация натрия в грунтовых водах была в июне 1966 г. 36.0—50.0 мг/л. В период осенних паводков содержание натрия в реке несколько снижается, однако остается значительно выше, чем в воде плёса. Сравнительно высокое содержание натрия в летне-осенний период отмечено и для других

рек Волжского плёса — Сутки, Шуморовки, Латки. В среднем за этот период в воде Сутки концентрация натрия была 17.6, Шуморовки — 11.2, Латки — 17.6 мг/л. Несмотря на сравнительно высокое содержание натрия в реках, впадающих в Волжский плёс, заметного повышения его количества в воде плёса в летне-осенний период не обнаружено. Это относится и к зиме. Таким образом, влияние местного стока на повышение натрия в воде плёса невелико, так как расход воды Угличского гидроузла на два-три порядка выше, чем в малых реках.

Водные массы Главного плёса — смешанного происхождения. По содержанию натрия этот плёс отличается от Моложского и Шекснинского и значительно ближе к водам Волжского плёса (табл. 1). Концентрация натрия в нем от весны к зиме возрастает, что соответствует общему повышению солей. Высокое содержание натрия в зимний период обусловлено, по-видимому, влиянием волжских вод.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Б у т о р и н Н. В. 1965. К изучению водных масс Рыбинского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 7 (10).
К у д р я в ц е в а Н. А. 1971. Влияние бытовых и промышленных стоков на солевой состав Верхней Волги от истоков до Ивановской плотины. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 20 (23).
М о р а ч е в с к и й Д. Е. 1964. К вопросу о соотношении натрия и калия в речных водах. Тр. ЛГИ, 26.
Р ы б и н с к о е в о д о х р а н и л и щ е и е г о ж и з н ь. 1972. Под ред. Б. С. Кузина. Изд. «Наука», Л.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Ю. В. Л а р и о н о в

ВЛИЯНИЕ pH НА НЕКОТОРЫЕ СВОЙСТВА ОКРАШЕННЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ ПРИРОДНЫХ ВОД

Оле (Ohle, 1934) обнаружил, что окрашенный гумус озерной воды может менять свою окраску при изменении pH от 4.0 до 5.0. Наблюдения Б. А. Скопинцева (1950) также показывают, что в тех пределах колебаний активной реакции, которые могут иметь место в природных условиях, цветность воды при pH 6.2—6.4 может понизиться на 20—30% и при pH 8.8—9.2 повыситься на 20—30% по сравнению с исходной величиной pH 7.0—7.3. Шапиро (Shapiro, 1957), Блек и Кристомен (Black, Christ-

man, 1963) опытным путем установили, что цветность природной воды увеличивается по мере увеличения рН. Ими также было отмечено, что в щелочной среде цветность возрастает интенсивнее, чем в кислой.

Учитывая изложенное и то, что минеральные соли не оказывают влияния на спектр поглощения природных вод (James, Birge, 1938), Д. Хатчинсон (1969) предположил, что агрегация или диспергирование растворенного окрашенного гумуса находится в зависимости от величины рН.

С этим обстоятельством мы столкнулись во время работы с окрашенными водными вытяжками из торфа. Исходная цвет-

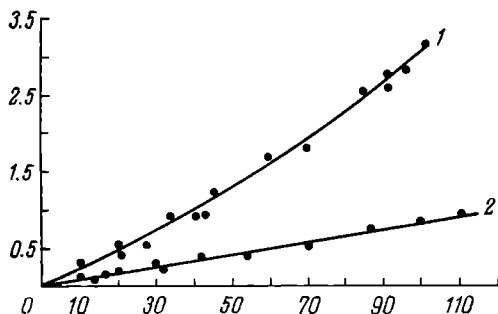


Рис. 1. Связь между оптической плотностью и цветностью при фильтрации.

1 — через фильтровальную бумагу, 2 — через мембранный фильтр № 4. По оси ординат — оптическая плотность (D 1/М); по оси абсцисс — цветность, град.

ность вытяжки была порядка 400° . После разведения ее дистиллированной водой до более низких значений цветности и фильтрации одних образцов через бумажный фильтр, а других дополнительно и через мембранный фильтр № 4 (диаметр пор 0.9 мк) в полученных растворах ($\text{pH}=6.5$) определялась цветность по шкале и оптическая плотность при помощи фотоэлектроколориметра с синим светофильтром. При фильтрации вод разной цветности через бумажный фильтр величины оптической плотности в фильтрате были значительно выше, чем при фильтрации тех же проб через мембранный фильтр № 4 (рис. 1). Это, вероятно, обусловлено наличием агрегатов окрашенного органического вещества: агрегаты проходят через фильтровальную бумагу и задерживаются мембранным фильтром № 4.

Далее в пробах воды, приготовленных таким же образом, изменяли величину рН путем введения минеральной кислоты (HCl) или щелочи (NaOH), после чего определялись цветность и оптическая плотность (рис. 2, 3). В водах разной исходной цветности проявляется общая тенденция к увеличению цветности и оптической плотности в щелочной среде и к уменьшению значений этих характеристик по мере подкисления. Характерно, что для проб, в начале фильтрованных через бумажный фильтр, градиент цветности и оптической плотности в щелочной среде выше, чем в кислой, и, что тоже важно, он тем выше, чем выше исход-

ная цветность. Для образцов воды, фильтрованных через мембранный фильтр № 4, можно отметить линейное увеличение как цветности, так и оптической плотности по мере увеличения рН. Эти факты дают основание говорить о том, что увеличение цветности в щелочной среде обусловлено растворением окрашенных органических агрегатов. Для проверки этого предположения пробы воды, доведенные до рН=10—11, фильтровались через мембранный фильтр № 4. Определенные в фильтрате цветность и оптическая плотность практически не отличались от соответствующих характеристик этих вод до фильтрации: понижение оптической плотности не превышало 3—5%, цветности — 10%, в то время как при фильтрации цветной воды с величиной рН 6.5 через мем-

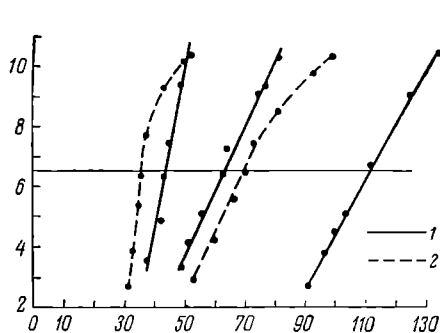


Рис. 2. Зависимость цветности от рН.

1 — воды фильтрованы через мембранный фильтр № 4, 2 — через бумажный фильтр. Горизонтальная линия — начальные условия опыта. По оси ординат — рН; по оси абсцисс — цветность, град.

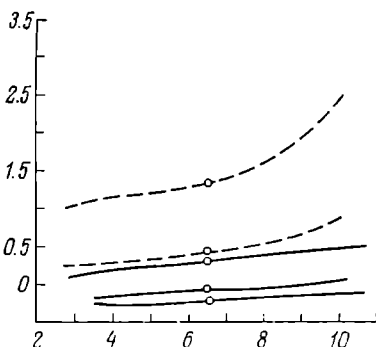


Рис. 3. Зависимость оптической плотности от рН.

По оси ординат — оптическая плотность; по оси абсцисс — рН. Остальные обозначения, как на рис. 2.

бранный фильтр № 4 потери цветности составляли 30—40%. Следует отметить, что фильтрация через мембранный фильтр № 4 щелочной цветной воды происходит несколько быстрее. При снижении рН до исходной величины наблюдалось уменьшение цветности до тех величин, которые были измерены в исходной воде, фильтрованной через мембранный фильтр № 4 (рис. 2). Соотношение между оптической плотностью и цветностью при этом также соответствовало зависимости для исходной воды, фильтрованной через мембранный фильтр № 4 (рис. 1).

Таким образом, становится очевидным: при добавлении щелочи происходит растворение взвешенных (агрегированных) форм окрашенного органического вещества, что приводит к увеличению цветности на 30—50% (в нашем случае при рН=10—11). Можно полагать, что в проведенных опытах на долю растворенной фракции окрашенного органического вещества (меньше 1 мк) приходится 50—70, а на долю агрегированного окрашенного органического вещества 30—50%.

- Скопинцев Б. А. 1950. Тр. ГОИНа, 17 (29).
 Хатчинсон Д. 1969. Лимнология. Изд. «Прогресс», М.
 Black A. P., R. F. Christman. 1963. Characteristics of Colored Surface Waters. J. Amer. Water Works Assoc., 55, 6.
 James H. R., E. A. Birge. 1938. A laboratory study of the absorption of light by lake waters. Trans. Wisconsin Acad. Sci. Arts and Letters, 31.
 Ohle W. 1934. Chemische und physikalische Untersuchungen norddeutscher Seen. Arch. Hydrobiol., 26.
 Shapiro I. 1957. Chemical and Biological Studies on the Yellow Organic Acids of Lake Waters. Limnol. and Oceanogr., 11, 3.

Институт биологии
 внутренних вод АН СССР

В. И. Романенко

ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДЕ ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ХРАНЕНИИ

Как известно, органические вещества, присутствующие в водоемах, с различной скоростью подвергаются бактериальному окислению. Быстрее всего окисляются белки, простые углеводы и совсем медленно некоторые полисахариды, гуминовые вещества и пр.

При определении скорости разложения органических веществ в водоемах используются такие показатели, как деструкция суточная, пятисуточная — БПК₅, полное БПК; последнее определяется количеством кислорода, которое потребляется на биохимические процессы окисления примерно в течение 20 дней. Но все эти показатели характеризуют в той или иной мере интенсивность окисления легкоусвояемого микроорганизмами органического вещества. Изменение перманганатной окисляемости и ряда химических показателей при длительном хранении воды изучалось Б. А. Скопинцевым и др. (1950, 1964). По данным этих авторов, окисляемость воды из водоема за 220 дней уменьшилась с 19.4 до 4.6 мг О/л.

Нами сделана попытка определить количество органического вещества в воде из Рыбинского водохранилища, которое может подвергнуться деструкции в течение весьма длительного периода — опыт длился более года.

20 л воды отбирали в две большие стеклянные бутылки в середине декабря 1968 г. Исходная цветность воды была 54° по платиново-кобальтовой шкале. В одну из бутылей добавляли несколько литров высокоцветной воды, отбранной из ручья, вытекающего из болота, и общую цветность доводили

до 100°. Так как вода отобрана зимой из-под льда, то легкоминерализуемые органические вещества водорослей уже подверглись значительному распаду в осенне-зимний период.

Из каждой бутылки воду сифоном наливали в 4 склянки объемом по 300 мл с хорошо пришлифованными пробками. В двух склянках методом Винклера определяли исходное содержание кислорода, в двух других пробки тщательно заваривали расплавленным парафином и они вместе с бутылками хранились в темноте при температуре 20° С. Через некоторое время в склянках определяли содержание кислорода, оставшуюся воду в бутылках тщательно взбалтывали, вновь наполняли 4 склянки и процедура повторялась. Вначале анализы производили через несколько дней, затем через несколько недель и несколько месяцев. Титровали весь объем склянок. Параллельно определяли перманганатную и бихроматную окисляемость и через большой промежуток времени цветность воды. Об идентичности процессов свидетельствуют наши предыдущие опыты (Романенко, 1969), хотя при очень длительном хранении воды в бутылках в результате обростаия микроорганизмами внутренней поверхности стекла процесс в них должен идти, как нам кажется, несколько интенсивнее.

За 376 дней в первой бутылки потреблено 11.76 мг O_2 /л, во второй, куда добавлена гуминовая вода, 14.95 мг O_2 /л; разница между первой и второй бутылками (3.19 мг O_2 /л) соответствует окислению стойких к разрушению гуминовых веществ во второй бутылки (см. таблицу). Общее количество разрушенного органического вещества, рассчитанное по потреблению кислорода, за все время опыта равно соответственно 4.41 и 5.61 мг С/л. При расчетах дыхательный коэффициент у микроорганизмов принят за единицу. По сравнению с исходным убыль органического вещества по величине перманганатной окисляемости составила 3.84 и 5.61 мг О/л.

Деструкция органического вещества в воде в течение длительного времени

Номер бутылки	Дата анализа		Число дней деструкции	Содержание O_2 , мг/л в малых склянках		Потреблено мг O_2 /л	Деструкция органического вещества, мг С/л	Перманганатная окисляемость, мг О/л	Бихроматная окисляемость, мг О/л	Цветность, град.
	начальная	конечная		начальное	конечное					
1	18 XII 1968	27 XII 1968	9	11.55	10.05	1.50	0.563	14.24	29.47	54
2	—	—	—	11.25	9.17	2.08	0.780	20.00	38.61	100
1	27 XII 1968	28 I 1969	32	9.76	9.00	0.76	0.285	—	—	—
2	—	—	—	9.37	8.21	1.16	0.435	—	—	—
1	28 I 1969	28 IV 1969	90	10.50	6.19	4.31	1.616	—	—	—
2	—	—	—	10.40	5.54	4.86	1.823	—	—	—
1	28 IV 1969	28 V 1969	30	8.83	5.33	3.50	1.313	11.33	24.27	—
2	—	—	—	8.63	4.05	4.58	1.718	17.94	30.19	—
1	28 V 1969	29 XII 1969	215	9.08	7.39	1.69	0.634	10.40	18.10	45
2	—	—	—	9.03	6.78	2.27	0.851	14.40	21.72	80

Из литературных данных (Скопинцев и Бакулина, 1966) следует, что соотношение между перманганатной окисляемостью, выраженной в единицах кислорода, и содержанием органического вещества, выраженного в единицах углерода, близко к единице. Если это так, то наши результаты, полученные при изучении деструкции органического вещества, рассчитанной по потреблению кислорода и убыли его в пробах по перманганатной окисляемости, совпадают. В то же время в воде после 376 дней деструкции осталось еще значительное количество органического вещества, по-видимому, весьма стойкого к окислению. Об этом же говорит и убыль цветности всего на 9° в первой и на 20° во второй бутылки. По-видимому, оставшееся органическое вещество еще длительное время может обеспечить жизнедеятельность олигокарбофильных бактерий, подвергаясь очень медленному окислению. Грубо убыль органического вещества за год составила 30—40% от исходной величины, а убыль цветности 20%.

Принимая, что средняя глубина Рыбинского водохранилища 5.6 м, можно рассчитать, что без развития водорослей и без вынесения органического вещества с поверхностным стоком весной в воде содержится количество органического вещества, достаточное для обеспечения деструкции при температуре 20°C , около 25 г на 1 м^2 за год.

ЛИТЕРАТУРА

- Романенко В. И. 1969. Интенсивность дыхания микрофлоры воды в стеклянных сосудах разного объема. Микробиол., 28, 6.
- Скопинцев Б. А. 1950. Изменение некоторых химических и физических свойств воды при длительном хранении. Гидрохим. матер., 17.
- Скопинцев Б. А., Е. М. Любимова и С. Н. Тимофеева. 1964. Изучение минерализации органического вещества отмершего планктона в анаэробных условиях. В сб. Химико-технол. инст. в Праге «Технология воды», 8, 1.
- Скопинцев Б. А. и А. Г. Бакулина 1966. Органическое вещество в водах Рыбинского водохранилища в 1964 г. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 13 (16).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

**ФЛУОРЕСЦЕНЦИЯ ВОДЫ ОТКРЫТЫХ ВОДОЕМОВ
В УЛЬТРАФИОЛЕТОВОЙ ОБЛАСТИ СПЕКТРА**

В ультрафиолетовой области спектра светятся бензол, нафталин и их метил- и этилпроизводные, ароматические амины, некоторые галоидопроизводные. Известна флуоресценция производных бензола, содержащих гидроксильную, карбоксильную или карбонильную группы, а также соединений с изолированными бензольными ядрами (дифенилов) и гетероциклических соединений с одним и двумя кольцами (пиридин, хинолин, индол). Флуоресценция в ультрафиолетовой области спектра отражает присутствие в воде достаточно определенной группы веществ природного происхождения, чаще всего связанных с промышленным синтезом.

Для регистрации спектров на стандартных станциях было отобрано по 10 образцов вод Рыбинского и Ивановского водохранилищ, 6 — из р. Клязьмы и 8 — химкомбината и городского коллектора г. Щелково. Пробы отбирали с глубины 0,5 м. Хлороформные и гексановые экстракты готовили из 5 л воды водохранилищ, 0,5 л воды Клязьмы и из 250 мл воды стока.

Установка (Владимиров, Литвин, 1964) состояла из лампы СВД-120, монохроматора возбуждения с дифракционной решеткой 600 штр./мм, газового хлор-бромного светофильтра, кварцевой кюветы объемом 10 мл, светофильтра БС-5, отсекающего возбуждающий свет в области 290 нм, монохроматора регистрации с решеткой 1200 штр./мм, приемника излучения ФЭУ-39, усилителя постоянного тока и самописца ЭПП-09. Чувствительность в области 300, 350 нм 1 мкг фенола в гексане или нафталина в хлороформе в измеряемом объеме.

Для возбуждения флуоресценции бензола, нафталина и их производных выбраны следующие наиболее интенсивные линии ртутной лампы: 253,6, 281,4, 284,7, 295,5, 296,7, 309,0, 311,6 нм.

Опыты на природных водах показали, что при возбуждении линиями ртути 284,7, 295,5 нм появлялась флуоресценция добавленных к воде фенола, нафталина и его метилпроизводных, содержащихся в бензине и керосине. Возбуждение в этой области спектра пригодно для выделения флуоресценции моно- и бициклических соединений. При облучении образцов линией ртути 253,6 нм флуоресценция в водах водохранилищ и в экстрактах из них не возбуждалась. В экстрактах из воды р. Клязьмы ниже г. Щелково возникала флуоресценция в области 290 нм.

Интенсивность флуоресценции вод водохранилищ в ультрафиолетовой области спектра оказалась невелика (табл. 1). Спектры флуоресценции вод водохранилищ имеют вид плавной линии с пологим подъемом от 325—360 мн в сторону фиолетовой области спектра. Флуоресценция в области 300—325 нм в водах из Рыбинского водохранилища отсутствовала. Из 10 образцов Ивановского водохранилища небольшая интенсивность све-

чения в области 340 нм обнаружена в трех образцах, отобранных на участке водохранилища, где ощущается влияние подогретых вод Конаковской ГРЭС. Отношение интенсивности флуоресценции $\frac{350 \text{ нм}}{400 \text{ нм}}$ колебалось от 0.2 до 0.6 и составляло в среднем 0.5

Т а б л и ц а 4

Интенсивность флуоресценции хлороформных экстрактов из воды Рыбинского и Ивановского водохранилищ в ультрафиолетовой области спектра (14—27 июля 1970 г.)

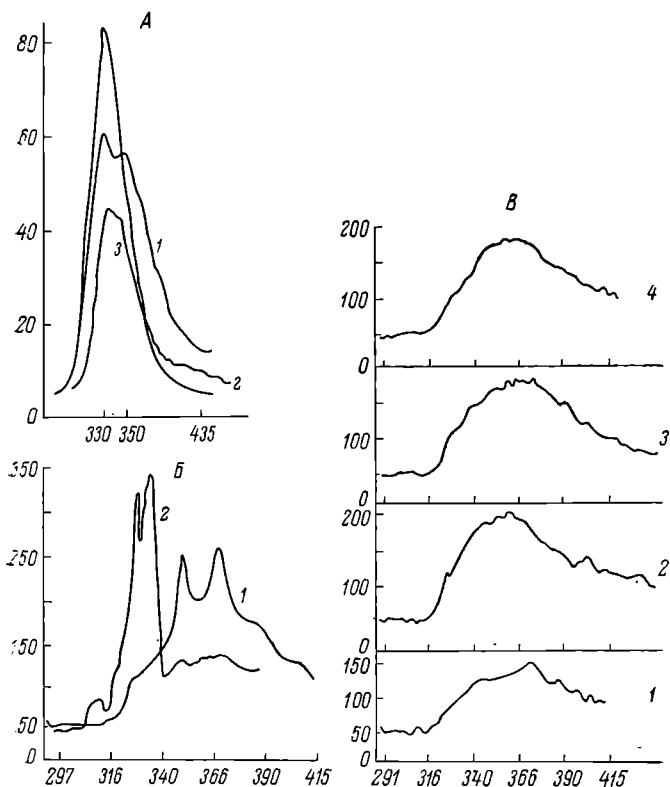
Место отбора пробы	Интенсивность флуоресценции в единицах шкалы ЭПП-09 при трех длинах волн, нм			$\frac{350 \text{ нм}}{400 \text{ нм}}$
	305	350	400	
Рыбинское водохранилище:				
с. Коприно	0	15	30	0.5
устье р. Суды	0	10	15	0.6
с. Мякса	0	10	20	0.5
с. Средний Двор	0	10	20	0.5
с. Измайлово	0	10	15	0.6
с. Наволок	0	10	20	0.5
г. Молога	0	10	25	0.4
г. Весьегонск	0	10	15	0.6
с. Противье	0	10	15	0.6
с. Брейтово	0	5	15	0.3
Иваньковское водохранилище:				
Водозабор г. Конаково (русло) . .	5	20	35	0.5
Разрез 2	0	20	30	0.6
Разрез 3	10	25	40	0.6
Мошковичский залив, ст. 4	10	25	40	0.6
» » ст. 5	10	20	30	0.6
» » ст. 6	5	20	30	0.6
Волга { разрез 4	15	15	35	0.4
разрез 5	0	15	35	0.4
разрез 6	0	5	20	0.2
Приплотинный участок	0	5	20	0.2

В шести образцах вод из Рыбинского водохранилища и во всех образцах из Иваньковского отмечалось от 1 до 3 максимумов в области 320—350 нм, совпадающих с максимумами легких ароматических фракций из бензина и керосина (см. рисунок, А).

Как видно из табл. 2, флуоресценция воды из р. Клязьмы в области 350 нм была в 10—20 раз, а в области 400 нм в 5—10 раз более интенсивной, чем в воде водохранилищ. Отношение интенсивностей свечения $\frac{350 \text{ нм}}{400 \text{ нм}}$ колебалось от 1.7 до 2.2. Это указывает на то, что максимум свечения воды р. Клязьмы по сравнению

с водой из водохранилищ сместился в сторону более коротких длин волн (350 нм).

Спектр флуоресценции вод р. Клязьмы (см. рисунок, *В*) имеет широкополосный максимум в области 340—350 нм. Асимметрич-



Спектры флуоресценции.

А — ароматических соединений: 1 — содержащихся в керосине, 2 — в бензине, 3 — извлеченных гексаном из воды Иваньковского водохранилища на участке Мошковичского залива; *Б* — промышленных стоков, поступающих в р. Клязьму (разбавление дистиллированной водой в 5 раз): 1 — выпуск № 1, 2 — выпуск № 2; *В* — воды р. Клязьмы у г. Щелково: 1 — выше Щелково, 2 — ниже Щелково, 3 — хлороформный экстракт из 100 мл воды реки, 4 — хлороформный экстракт из 100 мл воды городского стока. По оси ординат — интенсивность флуоресценции, единицы шкалы ЭПП-09; по оси абсцисс — длина волны, нм.

ность спектра указывает на то, что он обусловлен суммой соединений, флуоресцирующих в области 340—450 нм, относящейся к циклическим соединениям с двумя-тремя кольцами. Содержание фенола на этом участке 0.20—0.04 мг/л. На рисунке, *Б* показаны спектры флуоресценции некоторых сточных вод, поступающих

Интенсивность флуоресценции вод р. Клязьмы и экстрактов из них

Место отбора пробы	Интенсивность флуоресценции в единицах шкалы ЭПП-09 при трех длинах волн, нм			$\frac{350 \text{ нм}}{400 \text{ нм}}$	Интенсив- ность $\cdot 10^3/\text{л}$ экстракта
	305	350	400		
Выше г. Щелково	50	135	75	1.8	6
	60	160	70	2.2	6
	40	120	55	2.1	4
Ниже г. Щелково	80	200	110	1.8	24
	95	170	96	1.8	21
	75	200	100	2.0	29
Выпуск № 1	140	650	310	2.0	145
» № 2	230	800	450	1.7	235
» № 3	130	520	230	2.2	195
» № 4	180	510	180	2.8	170
» № 5	310	870	430	2.0	300

в Клязьму. На спектрах можно обнаружить максимумы 330, 335 и 350, 365 нм. Во многих случаях для идентификации отдельных соединений по спектрам необходимо предварительное разделение смеси веществ, выделенных из воды.

Л И Т Е Р А Т У Р А

В л а д и м и р о в Ю. А., Ф. Ф. Л и т в и н. 1964. Фотобиология и спектральные методы исследования. Изд. «Вышая школа». М.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Н. В. Б у т о р и н и А. М. С м и р н о в

АВТОНОМНЫЙ ИЗМЕРИТЕЛЬНЫЙ ПУНКТ
НА РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Для повышения качества и увеличения объема информации о состоянии некоторых физических характеристик воздуха, воды и донных отложений на мелководье Рыбинского водохранилища сооружен специальный измерительный пункт, оснащенный автоматизированной измерительной системой со светолучевыми осциллографами.

Измерительный пункт (рис. 1) представляет собой помещение для аппаратуры площадью 4 м² и высотой 2 м. Он расположен над

поверхностью воды на металлической ферме. Ферма находится на фундаменте из 8 железобетонных плит, к которым она прикреплена анкерными болтами. Высота фермы 3 м. Для протяжки коммуникаций из помещения в воду и на дно водоема имеется специальная разъемная труба диаметром 100 мм.

Блок-схема измерительной системы пункта представлена на рис. 2. Она состоит из следующих основных элементов: трех источников питания, электронного генератора импульсов, электровторичных часов, промежуточного реле, двух светолучевых

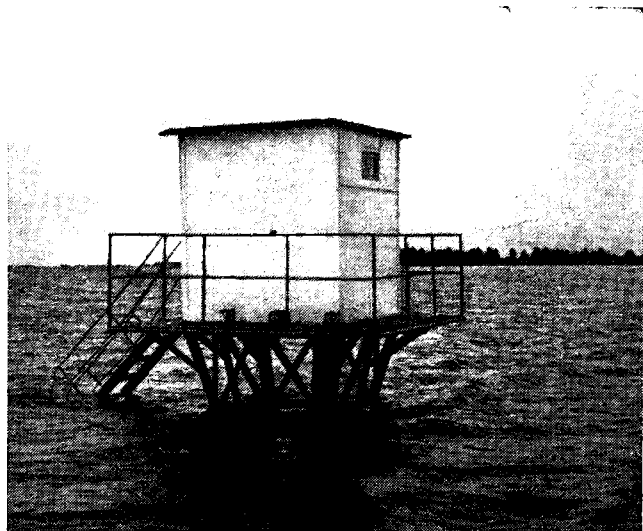


Рис. 1. Внешний вид измерительного пункта.

осциллографов, блоков измерительных схем и измерительных датчиков.

В качестве источников питания используются судовые аккумуляторные батареи 6-СТ-128 емкостью 128 а·ч, напряжением 12 в. Для питания электронного генератора и осциллографов служат две такие же батареи, соединенные последовательно. Для питания измерительных схем использована одна банка аккумулятора напряжением около 2 в. Всего на измерительном пункте установлено 5 аккумуляторных батарей.

Электронный генератор импульсов предназначен для питания механизма электровторичных часов импульсами тока противоположной полярности. Он вмонтирован в корпус электровторичных часов, которые предназначены для автоматического отсчета времени измерений. С помощью электровторичных часов можно

задавать практически любой режим работы датчиков, так как при медленном изменении во времени измеряемых характеристик нет необходимости в их непрерывной регистрации. Процесс измерений производится в определенный момент через заранее установленные интервалы времени.

Промежуточное реле служит для подключения осциллографов и измерительных схем к источникам питания. Светолучевые осциллографы предназначены для автоматической регистрации из-

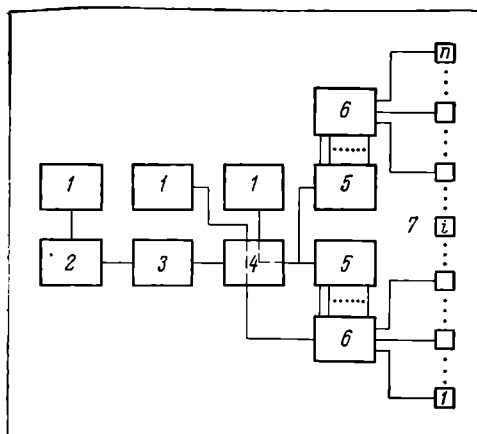


Рис. 2. Блок-схема автоматизированной измерительной системы.

1 — источники питания, 2 — генератор импульсов, 3 — электровторичные часы, 4 — промежуточное реле, 5 — осциллографы, 6 — измерительные схемы, 7 — измерительные датчики, n, i — номера датчиков.

меряемых характеристик на фотобумагу или фотопленку. В данном случае используются преимущественно осциллографы типа К-12-21. Наряду с указанными самописцами для измерения уровня воды и атмосферного давления использованы оптические самописцы типа СД-51 с двумя манометрическими узлами.

Для получения линейности тарировочных характеристик применены блоки измерительных мостовых схем. Измерение характеристик осуществляется с помощью специальных датчиков.

Измерительный пункт автономный и работает автоматически. Он был введен в действие 5 мая 1971 г. В течение двух месяцев с момента ввода в эксплуатацию пункт работал надежно и не имел случаев потери информации. Обработка данных, записанных на осциллографной бумаге, с помощью тарировочных кривых не вызывает затруднений.

На начальной стадии эксплуатации измерительного пункта ведется измерение температуры воздуха, температуры воды на по-

верхности и на дне водоема, уровня воды и атмосферного давления. В дальнейшем число измеряемых характеристик предполагается значительно расширить.

Первый опыт эксплуатации измерительного пункта на Рыбинском водохранилище показал большую перспективность его для получения систематической надежной научной информации в любом объеме без большой затраты труда наблюдателей. В этом легко убедиться на примере работы первого месяца измерительного пункта. При ежечасных круглосуточных измерениях указанных характеристик в течение месяца потребуется рабочего времени около 1440 человеко-часов. Месячное же рабочее время одного рабочего равняется 170 человеко-часам. Следовательно, работа измерительного пункта за месяц эквивалентна работе примерно 8 наблюдателей. Таким образом, экономическая целесообразность использования такого пункта вполне очевидна.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Л. А. Петухова

ОБ ИСПОЛЬЗОВАНИИ УЛЬТРАФИОЛЕТОВОГО ОБЛУЧЕНИЯ ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ОБЩЕГО ФОСФОРА В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Способность ультрафиолетовых лучей полностью окислять органические вещества была использована для определения органического углерода, азота, фосфора (Armstrong a. oth., 1966) и общего фосфора в морской воде (Grasshoff, 1966). В. Г. Сойер и А. Д. Семенов (1969) применили фотохимическую деструкцию при определении общего фосфора в пресных водах и показали необходимость предварительной подготовки проб перед облучением. Нами разработана модификация этой методики с использованием стандартной аппаратуры для облучения. Вместо открытых кювет использованы кварцевые колбочки, при этом устранена необходимость непрерывного продувания воздуха и охлаждения проб воды. Методика определения заключается в следующем.

В кварцевую колбочку с притертой пробкой, емкостью 100 мл, отбирают 25 мл исследуемой воды, подкисляют 1 мл крепкой серной кислоты и выдерживают при температуре 95° 45 мин. После быстрого охлаждения пробу нейтрализуют, добавляют 1 мл серной кислоты (1 : 10) и облучают в течение часа. Для облучения используют ртутно-кварцевый облучатель на штативе типа ОКУФ-5

Таблица 1

Воспроизводимость результатов при определении
общего фосфора после УФ-облучения

Место и дата отбора проб	Число параллель- ных определений	Средняя из параллель- ных определе- ний, мкг Р/л	Среднее отклонение, %
Иваньковское водохрани- лище			
у плотины, 15 V 1970	4	63	4.76
с. Городня, 17 V 1970	5	60	2.00
р. Шоша, 17 V 1970	6	86	3.84
р. Орша, 20 V 1970	6	104	3.44

Таблица 2

Содержание общего фосфора при различной обработке проб, мкг Р/л

Место и дата отбора проб	Р мине- ральный	Р общий (среднее из 2—6 опре- делений)		
		сжигание	автоклав	УФ-облу- чение
Рыбинское водохранилище				
с. Коприно, 12 V 1970	14	67	70	68
затопленный г. Моло- га, 25 VII 1970	6	45	42	43
с. Измайлово, 25 VII 1970	2	22	26	24
Угличское водохранилище перед пло- тиной, 13 V 1970	22	79	78	75
Иваньковское водохранилище				
дер. Корчева, 15 V 1970	8	53	55	53
г. Конаково, 17 V 1970	10	82	86	83
Реки				
Шоша, 17 V 1970	6	89	84	86
Орша, 20 V 1970		100	100	104
Суножка, 8 X 1969	45	65	66	66
Снег (с. Коприно), 12 II 1970	5	24	24	25
Сточная вода				
г. Конаково, 18 V 1970	2000	2690	2740	2650
г. Калинин, 15 V 1970	1800	2310	2070	2250

с лампой ПРК-2М. Кварцевые колбочки с пробой располагают наклонно с целью увеличения площади облучения. Одновременно облучают 8 проб. При необходимости количество облучаемых проб можно увеличить. Затем пробу переносят в медную колбочку и определяют ортофосфаты. Ортофосфаты определяли по методу Дениже—Аткинса с использованием ФЭК-56 с красным светофильтром. В табл. 1 представлены результаты параллельных анализов после УФ-облучения. Среднее отклонение определений не превышает 4.76%. Такую воспроизводимость можно признать достаточной.

Для проверки предлагаемого способа проведены определения общего фосфора путем сжигания концентрированной серной кислотой и с применением автоклава (Скопинцев и др., 1963). Определения проводились в пробах воды из водохранилищ и рек бассейна Верхней Волги, в сточных водах и в снеговой воде.

Цветность в исследуемых пробах колебалась от 5 до 210 град. стандартной шкалы, прозрачность — от 40 до 160 см по белому диску. Фосфор определяли в натуральной, нефильтрованной воде. Результаты определений приведены в табл. 2.

Максимальное отклонение от среднеарифметических значений при различной обработке проб составило 4%. Если учесть разнообразие исследуемых вод и использование для анализа нефильтрованных проб, то сходимость результатов можно считать вполне удовлетворительной.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Скопинцев Б. А., А. В. Карпова и С. Н. Тимофеева. 1963. Опыт применения автоклава для минерализации органических веществ природных вод. Гидрохим. матер., 35.
- Со́йер В. Г., А. Д. Семенов. 1969. Фотохимическая деструкция органических веществ при определении фосфора в поверхностных водах. Гидрохим. матер., 50.
- Grasshoff K. 1966. Über eine Methode zur automatischen Bestimmung von Gesamtposphat im Meerwasser durch Aufschluss mit ultravioletten licht. *Analyt. Chem.*, 220, 2.
- Armstrong F. A. I., P. M. Williams and I. D. H. Strickland. 1966. Photooxidation of organic matter in sea water by Ultraviolet radiation, analytical and other applications. *Nature*, 211, 5048.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

ИНФОРМАЦИЯ

Международная конференция по продуктивности и экологии высших водных растений	3
---	---

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

В. И. Романенко и Э. Г. Добрынин. Определение удельного веса сухих бактериальных клеток <i>Pseudomonas denitrificans</i>	6
И. О. Солнцева. Реакция клеток розовых дрожжей на УФ-радиацию при облучении на агаризованных средах	8
Г. А. Лукина. Действие фенола на фотосинтез хлореллы различных стадий развития	10
Л. И. Лисицына. К изучению флоры Угличского водохранилища	13
Ф. Д. Мордухай-Болтовской. Состояние бентоса озера части Горьковского водохранилища в 1963—1969 гг.	16
Л. Г. Буторина. Некоторые особенности поведения <i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	19
В. М. Садырин. Личинки поденок (<i>Ephemeroptera</i>) в водоемах Кировской области	23
В. П. Семерной и А. А. Томилов. Олигохеты (<i>Oligochaeta</i>) оз. Хубсугул (Монголия)	26
В. Н. Сергеев. Способы питания некоторых макротрицид (<i>Cladocera</i> , <i>Macrothricidae</i>)	29
З. Н. Чиркова. Сезонная динамика численности <i>Ilyocryptus sordidus</i> (<i>Cladocera</i> , <i>Macrothricidae</i>)	34
В. Л. Владимиров. Новый противовирусный фактор естественного иммунитета у пресноводных рыб	38
К. А. Бакулин. Некоторые данные о вертикальном распределении температуры воды на открытых мелководьях Рыбинского водохранилища	41
А. А. Былинкина. Скорость оборота минерального фосфора в Ивановском водохранилище в весенний период	45
С. М. Драчев, А. А. Былинкина и Л. А. Петухова. Источники поступления и содержание фосфора в Ивановском водохранилище	48
Л. А. Калинин. Цинк в водохранилищах и реках бассейна Верхней Волги	51
Н. А. Кудрявцева. Содержание натрия в воде Рыбинского водохранилища	55
Ю. В. Ларионов. Влияние pH на некоторые свойства окрашенных органических соединений природных вод	59
В. И. Романенко. Деструкция органического вещества в воде при длительном хранении	62
В. Е. Синельников. Флуоресценция воды открытых водоемов в ультрафиолетовой области спектра	65
Н. В. Буторин и А. М. Смирнов. Автономный измерительный пункт на Рыбинском водохранилище	68
Л. А. Петухова. Об использовании ультрафиолетового облучения при определении общего фосфора в поверхностных водах	71

INFORMATION

International conference on productivity and ecology of the higher aquatic plants	3
---	---

ARTICLES

V. I. Romanenko and E. G. Dobrynin. Determination of specific gravity of dry bacterial cells of <i>Pseudomonas denitrificans</i>	6
I. O. Solntseva. The reaction of pink yeast cells grown on agar media to ultra-violet radiation	8
G. A. Lukina. The effect of phenol on photosynthesis of <i>Chlorella</i> of various development stages	10
L. I. Lisitsina. On study of the Uglich reservoir flora	13
Ph. D. Mordukhai-Boltovskoi. Bottom-fauna of the lacustrine part of the Gorky reservoir in 1963—1969	16
L. G. Butorina. Some peculiarities of behaviour of <i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	19
V. M. Sadyrin. The larvae of mayflies (<i>Ephemeroptera</i>) in water-bodies of the Kirovs region	23
V. P. Semernoi and A. A. Tomilov. <i>Oligochaeta</i> of the lake Hubsugul (Mongolia)	26
V. N. Sergeev. Feeding methods of some macrothricids (<i>Cladocera</i> , <i>Macrothricidae</i>)	29
Z. N. Chirkova. Seasonal dynamics of abundance of <i>Ilyocryptus sordidus</i> (<i>Cladocera</i> , <i>Macrothricidae</i>)	34
V. L. Vladimirov. A new antiviral factor of natural immunity in fresh water fishes	38
K. A. Bakulin. Some data on the vertical distribution of water temperature on the open shoals of the Rybinsk reservoir	41
A. A. Bylinkina. The rate of mineral phosphorus circulation in the Ivankovo reservoir in spring	45
S. M. Drachev, A. A. Bylinkina and L. A. Petukhova. The sources and content of phosphorus in the Ivankovo reservoir	48
L. A. Kalinina. Zinc in reservoirs and rivers of the Upper Volga basin	51
N. A. Kudryavtseva. Sodium content in the water of the Rybinsk reservoir	55
Yu. I. Larionov. The influence of pH on some properties of coloured organic compounds in natural waters	59
V. I. Romanenko. Destruction of organic matter in water during a term storage	62
V. E. Sinelnikov. Fluorescence of water of open water-bodies in the ultra-violet part of the spectrum	65
N. V. Butorin and A. M. Smirnov. An autonomous measuring station on the Rybinsk reservoir	68
L. A. Petukhova. On the methods of treating water samples when determining total phosphorus	71
	75

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

Информационный бюллетень № 16

Утверждено к печати

*Институтом биологии внутренних вод
Академии наук СССР*



Редактор издательства Л. М. Маковская

Технический редактор В. А. Зябликова

Корректор Г. А. Александрова

Сдано в набор 27/III 1972 г. Подписано к печати
14/VII 1972 г. Формат бумаги $60 \times 90^{1/4}$. Бу-
мага № 2. Печ. л. $4^{3/4} = 4^{3/4}$ усл. печ. л. Уч.-изд.
л. 5,27. Изд. № 5101. Тип. зак. № 991. М-10053.
Тираж 1100. Цена 35 коп.

Ленинградское отделение издательства «Наука»
199164, Ленинград, Менделеевская линия, д. 1

1-я тип. издательства «Наука»
199034, Ленинград, 9 линия, д. 12