



ISSN 0320—9652

АКАДЕМИЯ
НАУК
СССР

**БИОЛОГИЯ
ВНУТРЕННИХ
ВОД**

№

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

61

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД

НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ

ГИДРОБИОЛОГИИ, ИХТИОЛОГИИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОЕМОВ

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

№ 61



ЛЕНИНГРАД

«НАУКА»

ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

1983

ACADEMY OF SCIENCES OF THE USSR

INSTITUTE OF BIOLOGY OF INLAND WATERS
SCIENTIFIC COUNCIL FOR PROBLEMS OF
HYDROBIOLOGY, ICHTHYOLOGY AND UTILIZATION
OF BIOLOGICAL RESOURCES OF WATERBODIES

BIOLOGY OF INLAND WATERS
INFORMATION BULLETIN

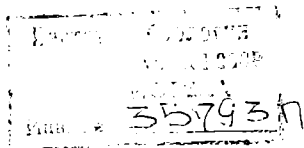
№ 61

УДК 577(28)

В бюллетене содержатся статьи, посвященные распределению, сезонной динамике, питанию, видовому составу и систематике гидробионтов, рассматриваются процессы фотосинтеза и роль микрофлоры в пресных водах; приводятся материалы по гидрологии, токсикологии, дается информация о советско-американских исследованиях влияния загрязняющих веществ на водные организмы и экосистемы. Бюллетень представляет интерес для научных сотрудников, изучающих пресные воды, преподавателей и студентов биологических факультетов вузов.

Ответственный редактор А.И. ШИЛОВА

Рецензенты: А.А. МИЛЬКО, Н.Ю. СОКОЛОВА



Б 2001050100-736 256-84 - 1
042(02)-84

© Издательство „Наука“, 1984 г.

О ПРОВЕДЕНИИ СОВМЕСТНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ СОВЕТСКИМИ И АМЕРИКАНСКИМИ СПЕЦИАЛИСТАМИ В БОРКЕ ПО ПРОЕКТУ „ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ. РАЗРАБОТКА КРИТЕРИЕВ КАЧЕСТВА ВОДЫ”

С 17 июня по 9 июля 1982 г. в Институте биологии внутренних вод АН СССР в пос. Борок проводились совместные исследования советских и американских специалистов по вышеназванному проекту.

С американской стороны в работе принимали участие: Том Б. Джонсон, Силия Джонсон (микробиологи) и Эдвард Э. Литтл (физиолог животных) из Колумбийской национальной лаборатории по изучению рыб (штат Миссури).

Микробиологи исследовали влияние компонентов нефти и продуктов их бактериального разложения на искусственные водные биоценозы и отдельные организмы от бактерий до рыб.

В аквариумах емкостью 10 л (3 контрольные и 3 опытные) были созданы искусственные биоценозы, в которые, кроме воды и донных отложений, входили высшие растения, бактерии, водоросли, дафнии, олигохеты, мальки рыб. В опытные аквариумы вносилось дизельное топливо их расчета 1 мг/л. В течение опыта, длившегося 14 дн., в аквариумах определялись физико-химические параметры – температура, pH, электропроводность, содержание кислорода, карбонатов, окислительно-восстановительный потенциал в воде и донных отложениях; и биологические параметры – интенсивность фотосинтеза, деструкция органического вещества, численность бактерий, гетеротрофная ассимиляция меченой ^{14}C CO_2 , по которой рассчитывались продукция бактериальной биомассы, обрастание предметных стекол в поверхностной пленке воды и формы бактерий под электронным микроскопом. Время от времени проводили биотестирование воды – из аквариумов отбиралась вода, и в нее добавляли чистые культуры водорослей, о развитии которых судили по ассимиляции радиоактивного изотопа ^{14}C в составе карбонатов, в отдельные порции воды вносились дафнии и олигохеты и определялась смертность животных через 24–48 ч, у мальков рыб смертность определялась через 4 сут. Для определения воздействия воды на бактерии была использована культура бактерий *Aeromonas liquifaciens*. В культуру с испытуемой водой вносилась налидиксиновая кислота, которая тормозит деление живых клеток: они вытягиваются и дают длинные нити. По числу живых (вытянувшихся) и мертвых клеток (с исходным размером) можно было судить о степени бактерицидности испытуемой воды на бактериальные клетки.

Параллельно были поставлены такие же аквариумы, служившие для пополнения воды, отобранной для анализа в экспериментальных аквариумах.

Через 7 дн. после внесения нефтепродукта вода в опытных аквариумах была заменена на свежую исходного качества, дизельное топливо удалили с помощью фильтровальной бумаги и были произведены опыты по восстановлению системы: качество воды, жизнедеятельность организмов, влияние воды на тест-объекты.

Работа будет продолжена, так как влияние нефтяных загрязнений на водоемы во всем мире приобрело катастрофический характер. Некоторые результаты соответствуют литературным, но получены и новые данные.

Группой физиологов с помощью поведенческих и электрофизиологических методов производились работы по выяснению действия некоторых токсических веществ на хемочувствительность карпов.

В первом случае работы проводились на 1.5–2-летних карпах в Y-образном аквариуме объемом 9 л. В один из рукавов аквариума подавался раствор токсического вещества. Были испытаны ПХП, фенол, детергент „Лотос-78“. Подачу растворов и воды в рукава аквариума чередовали для предотвращения выработки условнорефлекторных реакций у рыб. О чувствительности рыб к токсиканту судили по реакциям избегания, которые регистрировались через каждые 5 мин в течение некоторого времени.

В электрофизиологических опытах восприятие химических раздражителей оценивалось по величине импульсных реакций, регистрируемых в обонятельном тракте. Для проведения такого опыта животные подвергались операции. У них обнажались обонятельные луковицы и тракты, вырезались дорсальные стенки обонятельных мешков, которые промывались соответствующими растворами при постоянном потоке 18 мл/мин. Для регистрации ответа организма использовались биполярные хлорированные серебряные электроды. С электродов импульсы поступали на усилитель и затем на двухлучевой осциллограф. Сигналы фотографировались.

Раздражение обонятельных рецепторов осуществлялось 0.1 мл испытуемых растворов. Показано, что рыбы избегают фенол и детергент „Лотос-78“ и не избегают ПХП даже в детальных концентрациях. В электрофоретических опытах установлено, что „Лотос-78“ и ПХП слабо действуют на обоняние карпа. В противоположность им фенол оказывает сильное воздействие. В дальнейшем было установлено, что ПХП оказывает повреждающее действие на обонятельную систему карпа, что свидетельствует об его особой опасности для организма.

Работы также будут продолжены.

В.И. Романенко, Б.А. Флеров

УДК 579.68(28):581.526.3

В.И. Романенко, М. Перс Ейрис,
М.А. Публиенес

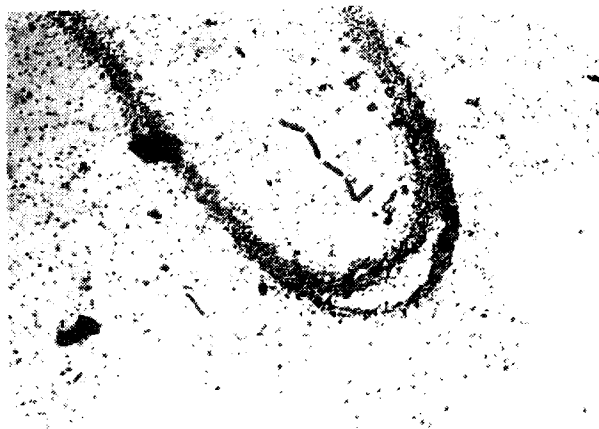
МЕТАНОКИСЛЯЮЩИЕ БАКТЕРИИ НА КОРНЯХ ЭЙХОРНИИ (EICHORNIA CRASSIPES (MART.) SOLMS.)

При изучении микрофлоры, развивающейся на корнях эйхорнии в водохранилищах Кубы, с целью выяснения ее влияния на процессы очистки воды, мы столкнулись с явлением большой концентрации здесь метанокисляющих бактерий.

Эйхорния – плавающее растение с мощной корневой системой. У каждого растения количество корней колеблется от 5 до 7. На первичном отростке находятся вторичные и третичные. Длина корней в среднем колеблется от 10 до 25 см. Основные корни имеют вид вытянутой конусообразной метелки. Молодые отростки – розовые, старые – черные, так как концентрируют на себе массу почвенных частиц, кусочков детрита, отмирающих частей растений. Гонимые ветром отдельные растения собираются вместе и образуют перемешающиеся „поля“.

В зарослях эйхорнии, прикрепившейся у берега, в ризосфере формируются настоящие комки почвы, иногда сливающиеся в рыхлую дерновину. Удивительная способность корней эйхорнии концентрировать взвешенные частицы заслуживает особого исследования. На корнях растений развивается большое количество бактерий, о чем можно судить по интенсивному обрастанию предметных стекол после суточного контакта с самыми малыми корешками (см. рисунок). В основном это аэробные бактерии, так как обрастание происходит по периметру.

О содержании метанокисляющих бактерий мы судили по потенциальной способности микрофлоры к окислению метана. Отдельные корни отрезали и тщательно ополаскивали в литре воды. При помощи сифона этой водой наполняли 6 склянок с притертыми пробками объемом по 70 мл. В 2 склянках сразу же по Винклеру определяли исходное содержание кислорода. Остальные склянки помещали в темные, не пропускающие свет мешки и выдерживали в водоеме 5–9 ч. 2 пробы служили контролем, а в 2 шприцем вносили по небольшому пузырьку метана объемом 0,5 см³ для стимуляции развития метанокисляющих бактерий. После инкубации в этих пробах определяли содержание кислорода. В пробах использованной воды также контролировали потенциальную способность микрофлоры к окислению метана. По разности между исходным и конечным содержи-



Обрастание бактериями предметного стекла при контакте с корнями эйхорнии в течение суток. Заснято под интерферирующим контрастом на микроскопе „Zetopan“, общее увеличение 63.

Потенциальная способность микрофлоры, обитающей на корнях эйхорнии, к окислению метана

Водохранилище	Потреблено кислорода на окисление метана микрофлорой с корней, мг $O_2 \cdot \text{сут}^{-1}$	
	с одного корня	на всех корнях одного растения
Маньяна де Санта Ана	0,38	2,58
Химагуаю		
Ст. 1	0,96	6,72
Ст. 2	6,89	34,4
Яйа	6,10	30,5

ем кислорода в склянках контрольных и с пузырьками рассчитывалась интенсивность потребления бактериями кислорода на окисление CH_4 (см. таблицу).

Из приведенных данных видно, какое громадное количество кислорода потребляется микрофлорой при избыточном содержании метана в воде. Велика также потенциальная способность микрофлоры воды, выражающаяся в потреблении нескольких миллиграммов и десятков миллиграммов O_2 на литр воды в сутки. В умеренном поясе в большинстве водоемов этот показатель чаще всего равен десятым долям и лишь иногда достигает нескольких миллиграммов O_2 [1, 2].

Во многих водохранилищах Кубы наблюдается интенсивное газотделение из донных отложений. Особенно активно такие процессы протекают в водоемах, куда во время ливней поступает клетчатка

в виде листьев и веток деревьев. Механизм окисления метана в данном случае состоит в том, что пузырьки газа, поднимающиеся со дна водоема, задерживаются в густой сетке корней скоплений эйхорнии, не пропускающей газ в атмосферу. Вода у поверхности содержит достаточное количество кислорода, и скопившиеся в ризосфере специфические бактерии окисляют его. Здесь же интенсивно развиваются и гетеротрофные микроорганизмы. В результате образуется своеобразный биоценоз. По содержанию органического вещества и микроорганизмов и интенсивности протекающих процессов окисления этот биоценоз можно назвать плавающим „дном“. Он играет важную роль в окислении органических веществ, газов, а следовательно, в очистке воды и одновременно в продуктивности тропических водоемов.

Л и т е р а т у р а

1. Крашенинникова С.А. О распределении метанокисляющих бактерий в Рыбинском водохранилище. — Бюл. Ин-та биол. водохранилищ. АН СССР, 1959, № 3, с. 9–12.
2. Кузнецов С.И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. М., 1952. 300 с.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР
Институт зоологии,
департамент экологии АН Кубы

УДК 577.472(28)

Ю.В. П а н а с е н к о в

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ВЛИЯНИЯ СТОЧНЫХ ВОД ЦЕЛЛЮЛОЗНОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ЕСТЕСТВЕННЫЕ ВОДНЫЕ МИКРОБИАЛЬНЫЕ ЦЕНОЗЫ ПО ПОГЛОЩЕНИЮ $^{14}\text{CO}_2$

Для изучения действия токсических веществ на микроорганизмы используют традиционные микробиологические методики, учитывающие количество выросших колоний. На возможность использования продукционных методов в токсикологии указывают Л.П. Брагинский и В.Д. Бескараваяная [1]. В настоящее время уже имеется ряд работ, в которых действие токсического агента на бактерии и водоросли оценивается по фиксации $^{14}\text{CO}_2$ [2, 3].

В 1977–1981 гг. были проведены работы по изучению воздействия сточных вод целлюлозного производства на водные микробиальные ценозы, используя способность гетеротрофных микроорганизмов фиксировать CO_2 .

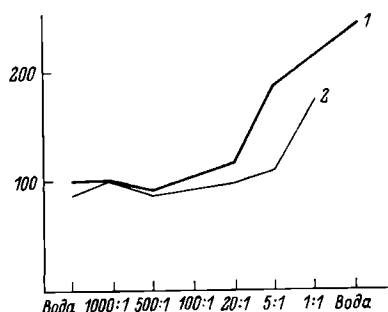


Рис. 1. Динамика поглощения $^{14}\text{CO}_2$ микроорганизмами при добавлении простерилизованной (2) и природной (1) воды реки.

По оси ординат – радиоактивность микроорганизмов на фильтре, имп/мин; по оси абсцисс – величина разбавления вод.

Рис. 2. Динамика поглощения $^{14}\text{CO}_2$ микроорганизмами при добавлении простерилизованных (2) и природных (1) сточных вод целлюлозного производства.

Обозначения те же, что и на рис. 1.

Для опыта вода отбиралась в стерильные сосуды емкостью 100 мл в контрольной точке водохранилища, не подверженной влиянию сточных вод, и в стерильных условиях разливалась в склянки. Затем в склянки добавляли производственные сточные воды (после очистных сооружений) в соотношении 1:1000, 1:500, 1:100, 1:20, 1:5, 1:1, где 1 – вода промышленных стоков; 1000, 500, 100, 20, 5, 1 – вода водохранилища. Параллельно изучали влияние химических компонентов промышленных стоков. Для этого в склянки, простерилизованные трехкратным автоклавированием при 0,5 атм в течение 30 мин, добавляли сточные воды.

Затем в каждую склянку добавлялось по 1 мл раствора $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$. Склянки экспонировались *in situ* без доступа света в течение 24 ч. После экспонирования пробы фиксировали раствором Люголя и фильтровали через мембранные ультрафильтры с диаметром пор 0,5 мкм по 5 мл на один фильтр. Далее пробы обрабатывались по общепринятой методике [4]. Учет радиоактивности осадка бактерий на фильтрах производился на малофоновой установке УМФ-1500 М.

Так как промышленные стоки после очистных сооружений попадают не сразу в водохранилище, а сначала в реку, то следующий опыт по аналогичной схеме проводился с речной водой и водой водохранилища из контрольной точки.

Таким образом, в одном случае (кривая 1, рис. 1–2) анализировалась суммарная активность микроорганизмов чистых и загрязнен-

ных вод, в другом (кривая 2, рис. 1-2) – активность естественных микробных сообществ участка водохранилища при воздействии загрязняющих агентов.

Вода из реки бралась в районе ее впадения в водохранилище. Вследствие того что органические соединения стоков подвергаются микробиальной деструкции, химические и биологические характеристики речной воды были в несколько раз ниже, чем таковые у вод промышленных стоков. В нашем опыте: бихроматная окисляемость в сточных водах составляла 300 мг О/л, в речных – 88 мг О/л, перманганатная окисляемость – 104 и 56 мг О/л соответственно, содержание растворенного кислорода – 4.0 и 5.8 мг/л соответственно.

Рассмотрим результаты опыта (рис. 1). Кривая 1 показывает постоянное нарастание радиоактивности осадка по мере уменьшения разбавления. Так, радиоактивность осадка бактерий на фильтрах при разбавлениях от 1:1000 до 1:20 практически не увеличивается, что, вероятно, объясняется минимальным содержанием в воде реки легкоразлагающихся органических соединений. Но уже при разбавлении 1:20 заметно влияние загрязненной воды. В этом случае уже заметен стимулирующий эффект загрязненной воды. От разбавления 1:5, 1:20 и далее радиоактивность проб нарастает. Такое явление можно объяснить увеличением активности микробов загрязненной речной воды вследствие повышения относительного содержания растворенного кислорода в склянке (в воде реки – 5.8 мг О₂/л, а в воде водохранилища – 10.5 мг О₂/л) и в меньшей степени деятельностью микробов водохранилища. По мере уменьшения разбавления этот эффект для бактерий реки снижается. Кроме того, микроорганизмы водохранилища испытывают недостаток кислорода и субстрата, за которые они конкурируют с микрофлорой реки, что и объясняет небольшое повышение радиоактивности осадка в разбавлении 1:1. Ход кривой 2 аналогичен ходу кривой 1. Стимулирующее действие органических загрязнений сказывается несколько позднее, так как здесь имеет место деятельность только микробов водохранилища, вследствие чего и сама кривая смещена влево по оси абсцисс. Величина радиоактивности в разбавлении 1:5 и 1:1 (кривая 2) подтверждает наши выводы об активности бактерий в тех же разбавлениях в опыте с водами водохранилища и реки (кривая 1).

В этом опыте рассматривалось также влияние на естественные микробные ценозы водохранилища промышленных стоков, отобранных непосредственно после очистных сооружений. Данные опыта приведены на рис. 2. Анализируя динамику поглощения ¹⁴CO₂ микроорганизмами очистных сооружений и микроорганизмами естественного ценоза водохранилища, можно сказать, что в данном случае наряду с вышеприведенными факторами имеет место и подавление активности микроорганизмов водохранилища токсическими веществами, содержащимися в водах стоков.

Результаты исследований показывают, что воды промышленных стоков целлюлозного производства после очистных сооружений ока-

зывают угнетающее воздействие на естественные микробиальные сообщества водохранилища при двадцатикратном разбавлении. Воды реки, содержащие разбавленные воды промышленных стоков, не оказывали угнетающего воздействия на микрофлору водохранилища.

Данный опыт можно использовать как метод—схему при определении влияния сточных вод как целлюлозного, так и других производств на водоемы. Определяя величину гетеротрофной ассимиляции углекислоты, мы характеризуем активность микрофлоры водоема. Для более точной и полной характеристики воздействия вод промышленных стоков на микробные ценозы можно использовать несколько меченых соединений (глюкозу, фенол, серу и т.д.), тем самым определяя состояние специализированных групп микроорганизмов в водоеме.

Л и т е р а т у р а

1. Брагинский Л.П., Бескаравайная В.Д. Первичная продукция фитопланктона при воздействии токсикантов. — В кн.: Проблемы экологии Прибайкалья, Иркутск, 1979, с. 62–63. (Тез. докл.).
2. Костяев В.Я. Метод учета влияния фенола на водоросли. — В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1970, № 7, с. 29–32.
3. Романенко В.И., Величко И.А. Влияние ионов хрома на жизнедеятельность бактерий и водорослей. — В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1974, № 21, с. 12–15.
4. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных вод. Л., 1974. 194 с.

Институт экологической токсикологии
Министерства бумажно—целлюлозной промышленности

УДК 574.587(28):581+581.132

В.Г. Девяткин

ИНТЕНСИВНОСТЬ ФОТОСИНТЕЗА МИКРОФИТОБЕНТОСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

При определении продукции микрофитобентоса в качестве опытных сосудов обычно используются трубки из прозрачного материала [1, 2, 5, 6] или же с помощью различного рода „колпаков“, пропускающих свет [7, 8], изолируется небольшой участок дна водоема. Сопоставления полученных этими способами данных, насколько нам известно, не проводилось.

Летом 1976 г. мы произвели несколько определений интенсивности фотосинтеза микрофитобентоса Рыбинского водохранилища, используя при этом как трубки, так и „колпаки“. Были применены

трубки длиной 30 см при площади дна 9 см² из органического стекла („светлые“), а также винилпласта, покрытого сверху битумным лаком („темные“). В качестве „колпаков“ служили 20-литровые стеклянные бутылки с обрезанным дном. Площадь последних составляла около 500 см². „Темные“ бутылки тоже покрывались битумным лаком, а во время экспозиции — чехлом из плотной ткани. В опытах использовалось по 4–8 „светлых“ и такое же количество „темных“ трубок, а также по 2 „светлых“ и „темных“ бутылки.

Продукция донных водорослей определялась на глубине 0.5 м в открытой литорали небольшого острова, представляющей мелководный, выровненный прибоем песчаный пляж с редкими куртинами сосудистых растений. При проведении опытов трубки и бутылки погружались в грунт на глубину 8–10 см. Первые закрывались сверху завинчивающимися крышками, а затем вместе с колонкой грунта и надколоночной водой переносились в специально изготовленные штативы, установленные на глубине 0.5 м. Бутылки закрывались резиновыми пробками, сквозь которые были пропущены по две стеклянные трубки: длинная и короткая. Длинная трубка почти соприкасалась с грунтом, а короткая едва выступала из нижнего края пробки. Эти трубки соединялись с отрезками медицинского шланга, который пережимался зажимами Мора. Герметичность всех соединений обеспечивала устойчивость бутылей даже в условиях умеренного волнения водоема. По окончании суточной экспозиции надколоночная вода отсасывалась из опытных сосудов с помощью сифона. Для отсасывания воды из бутылей кислородные склянки опускались ниже уровня воды. Для учета продукции собственно микрофитобентоса одновременно определялась кислородная продукция фитопланктона, склянки с которым экспонировались на глубине 0.4 м в 3–5 повторностях „светлые“ и „темные“.

В течение лета было проведено 10 определений продукции донных водорослей, причем в 6 последних одновременно использовались трубки и бутылки. Несмотря на значительный разброс данных параллельных определений, различия содержания кислорода в „светлых“ и „темных“ сосудах, а также в воде в начале опыта и в „темных“ сосудах после экспозиции во всех случаях оказались достоверными, что было установлено по *t*-критерию Стьюдента [4]. Достоверно различались в отдельных опытах и значения „валовой“ продукции микрофитобентоса при определении этих показателей разными методами. Лишь интенсивность потребления кислорода населением грунта в сосудах разной площади различалась сравнительно слабо (табл. 1).

В целом при использовании бутылей получены более высокие показатели продуктивности населения грунта, хотя достоверно различалась на 0.05 уровне значимости лишь средняя величина „валовой“ продукции (табл. 1). Можно предположить, что более высокие значения интенсивности фотосинтеза микрофитобентоса при применении опытных сосудов большей площади обусловлены мозаичным распределением донных водорослей. При большей площади опытных сосудов, а в наших опытах последняя различалась более чем в 50 раз,

Т а б л и ц а 1

Интенсивность фотосинтеза микрофитобентоса в трубках (1) и бутылках (2), мг $O_2/(м^2 \cdot \text{сут})$

Время определения	Деструкция		Чистая продукция		Валовая продукция	
	1	2	1	2	1	2
2-3 УI	0.39	-	0.35	-	0.74	-
7-8 УI	0.59	-	0.43	-	1.02	-
10-11 УI	0.20	-	0.12	-	0.32	-
15-16 УI	0.77	-	0.10	-	0.87	-
24-25 УI	0.38	0.41*	0.19	0.88	0.56	1.29
20-21 УII	0.54	0.66*	0.28	0.11	0.82	0.77
27-28 УII	0.97	0.87*	-0.02	-0.39	0.95	0.48
17-18 УIII	0.65	0.82	-0.04	0.30	0.61	1.12
24-25 УIII	0.27	0.71	-0.10	0.41	0.17	1.12
26-27 УIII	0.34	0.60	-0.18	0.23	0.16	0.83
Среднее**	0.52	0.68 ^x	0.02	0.26 ^x	0.54	0.94

* Различия при применении разных сосудов не достоверны.

** Средние данные шести последних опытов.

возрастает вероятность учета продукции отдельных массовых скоплений водорослей, небольших по площади. Конечно, нельзя исключить и возможность проявления в сосудах малого объема скляночного эффекта. Следовательно, при определении продукции микрофитобентоса на небольшой глубине предпочтительнее применять опытные сосуды сравнительно больших объемов и площади. Преимуществом последних следует считать также возможность неоднократного отбора проб для различных анализов, так как поступающее в этом случае в опытный сосуд небольшое количество воды из водоема не вызовет заметного изменения исследуемых показателей.

По данным проведенных наблюдений, продуктивность микрофитобентоса в открытом побережье Рыбинского водохранилища невысока. На Ивановском водохранилище ее показатели были в 1.5-2.0 раза более высокими. Большие в 1.5-3.0 раза величины кислородной продукции донных водорослей получены и для Киевского водохранилища [1, 3]. Однако в верхнем горизонте литорали Рыбинского водохранилища продукция микрофитобентоса вполне сопоставима с продукцией фитопланктона. Последняя рассчитана для слоя воды толщиной 0.5 м (табл. 2).

Таким образом, при применении в опытах сосудов больших площадей и объема результаты определения продукции микрофитобентоса оказались более высокими. Последняя составила в верхнем горизонте открытой литорали Рыбинского водохранилища около половины продукции фитопланктона.

Т а б л и ц а 2

Интенсивность фотосинтеза фитопланктона (1)
и микрофитобентоса (2) в верхнем горизонте литорали,
г $O_2/(м^2 \cdot сут)$. Данные 1976 г.

Время опреде- ления	Деструкция		Чистая продукция		Валовая продукция	
	1	2	1	2	1	2
Июнь	0.40	0.47	0.51	0.31	0.91	0.78
Июль	0.99	0.76	1.17	0.00	2.16	0.76
Август	0.50	0.57	0.53	0.11	1.01	0.68
Среднее	0.63	0.60	0.74	0.14	1.37	0.74

Л и т е р а т у р а

1. В л а д и м и р о в а К.С. Первичная продукция донных фи-
то-микроценозов Киевского водохранилища. - В кн.: Киевское
водохранилище: Гидрохимия, биология, продуктивность. Киев,
1972, с. 228-234.
2. Б о н д а р е в а Е.И., Г о р л а ч е в В.П., М о р о -
з о в а Т.Н., Т о п о л о в А.А., Ш и ш к и н Б.А.,
Ш и ш к и н а К.А. Некоторые региональные особенности био-
логического круговорота вещества в Ивано-Арахлейских озерах
(Забайкалье). - В кн.: Продукционно-биологические исследования
экосистем пресных вод. Минск, 1973, с. 163-174.
3. Ц е е б Я.Я., Д е н и с о в а А.И., П р и й м а ч е н -
к о А.Д., В л а д и м и р о в а К.С., З и м б а л е в -
с к а я Л.Н., М и х а й л е н к о Л.Е., Е н а к и Т.А.,
Ж д а н о в а Г.А., С е р г е е в а А.И. Продуктивность
сообществ водных организмов Киевского водохранилища. - В кн.:
Продукционно-биологические исследования экосистем пресных
вод. Минск, 1973, с. 60-71.
4. П л о х и н с к и й Н.А. Биометрия. Новосибирск, 1961. 362 с.
5. L e a s h J.H. Epibenthic algal production in an
intertidal mudflat. - Limnol., Oceanogr., 1970, vol. 15,
N 4, p. 514-521
6. H a r g r a v e B.T. Epibenthic algal production
and community respiration in the sediments of Ma-
rion Lake. - J. Fish. Res. Board Can., 1969, vol. 26,
N 8, p. 2003-2025.

7. P a m a t m a t M.M. Ecology and metabolism of a benthick community on an ihtertidal sandflat. - Intern. Rev. gesamt. Hydrobiol., 1968, Bd 53, H. 2, S. 211-298.
8. P o m e r o y L.R. Algal productivity in salt marshes of Georgia. - Limnol., Oceanogr., 1959, vol. 4, N 4, p. 386-397.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

УДК 537.533.35:591.471.1:582.261.1

С.И. Г е н к а л

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИЗМЕНЧИВОСТИ ОСНОВНЫХ СТРУКТУРНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ПАНЦИРЯ У ДИАТОМОВЫХ ВОДОРОСЛЕЙ РОДА CYCLOTELLA KÜTZ.

У центрических диатомей рода *Cyclotella* к основным диагностическим признакам относят диаметр панциря, число ребер и подпертых выростов, приходящихся на 10 мкм краевой зоны створки (рис. 1). При определении указанных элементов мы обратили внимание на то, что створки небольшого диаметра имели меньшее количество ребер и выростов. Возник вопрос, а не существуют ли какие-то общие соотношения между размерами панциря и его основными структурными элементами. Используя около 700 негативов, полученных при изучении 8 таксонов рода *Cyclotella* под трансмиссионным электронным микроскопом, мы предприняли попытку выявить эти связи. Обработка данных измерений на ЭВМ по известным алгоритмам [2] показала, что действительно такие закономерности существуют и их можно представить в виде степенных уравнений (см. таблицу). Для наглядности на рис. 2 они приведены в графической форме.

Параметры степенных уравнений

Уравнение	k	s	σ^*	σ_s	σ_k	σ_D	r	Количество промеренных створок
$n = k \cdot D^s$	12.16	+0.50	0.16	0.02	0.11	0.22	+0.70	692
$\gamma = k \cdot D^s$	38.73	-0.50	0.16	0.02	0.11	0.22	-0.68	692
$b = k \cdot D^s$	2.42	+0.59	0.33	0.02	0.24	0.38	+0.68	598
$\alpha = k \cdot D^s$	9.02	-0.46	0.12	0.02	0.09	0.16	-0.63	467

П р и м е ч а н и я. σ^* - среднеквадратическое отклонение для соответствующих структурных элементов створки. r - коэффициент корреляции.

Рис. 1. Схематическое изображение створки.

р — ребро, в — краевой подпертый вырост.

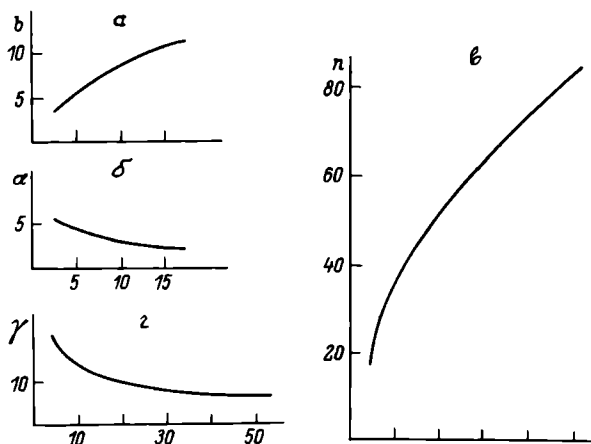
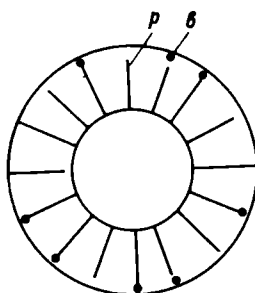


Рис. 2. Кривые зависимости числа структурных элементов от диаметра створки.

По оси ординат — общее число краевых подпертых выростов на створке (b) и их число в 10 мкм (α), общее число ребер на створке (n) и их число в 10 мкм (γ); по оси абсцисс — диаметр, мкм.

Полученные результаты мы попытались объяснить, исходя из того, что эти водоросли ведут планктонный образ жизни. Известно, что кривые подпертые выросты выделяют слизь, которая способствует парению клеток в толще воды [1, 3]. Наши наблюдения показали, что у представителей этого рода из подпертых выростов часто выходят длинные, тонкие щетинки, которые, по нашему мнению, служат той же цели. Количество выростов на створке, по-видимому, лимитировано, в противном случае последует утяжеление панциря, что отразится на парении клеток. Действительно, общее количество выростов возрастает с увеличением диаметра створки, но число выростов, приходящихся на 10 мкм, уменьшается (см. таблицу, рис. 2, а, б).

Аналогичная закономерность наблюдается и при сопоставлении числа ребер с диаметром створки. С возрастанием диаметра общее число ребер на створке увеличивается, а число ребер в 10 мкм уменьшается (см. таблицу; рис. 2, в, г). С одной стороны, для придания жесткости конструкции панциря створка более крупных размеров усиливается большим количеством ребер, а с другой, для уменьшения массы и увеличения межреберной перфорированной поверхности, через которую происходит метаболизм, их количество в 10 мкм уменьшается, т.е. и здесь между структурными элементами створки имеется оптимальное соотношение.

Вероятно, именно специфичность образа жизни водорослей определяет размеры панциря и количество основных структурных элементов на нем.

Л и т е р а т у р а

1. Прошкина-Лавренко А.И. Биология. – В кн.: Дiatомовые водоросли СССР. Л., 1974, т. 1, с. 37–44.
2. Сушеня Л.М. Интенсивность дыхания ракообразных. Киев, 1972. 196 с.
3. Hasle G.R. Two types of valve processes in centric diatoms. – Nova Hedwigia, 1972, Bd 39, S. 55–78.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

УДК 574.587(28)

С.М. Ляхов, В.Л. Лавров

БЕНТОС КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА
В 1977–1978 ГГ.

Ранее было показано [1], что в 70-х годах количество бентоса в Куйбышевском водохранилище по сравнению с предыдущими годами значительно возросло. На бывшем русле Волги в озеровидных плесах биомасса бентоса в средних за вегетационный период показателях достигла 27–33 г/м², на затопленной суше – 6,5–10,0 г/м² в Волжском и Камском плесах, принимающих аллохтонное органическое вещество со всего вышележащего незарегулированного бассейна, – 25–52 г/м², в Черемшанском заливе – 22 г/м². Стабилизировались состав донной фауны и массовое соотношение основных бентических групп.

В 1977–1978 гг. исследования проводились на 17 постоянных станциях теми же методами, что и ранее. Полученные результаты приведены в табл. 1 и 2.

Т а б л и ц а 1

Средняя за вегетационный период биомасса бентоса
в водохранилище в 1977-1978 гг., г/м²

Место исследования	Средняя биомасса бентоса, г/м ²	
	1977 г.	1978 г.
Бывшее русло Волги и Камы	36.87	33.58
Затопленная суша	7.76	9.71
Волжский плес	45.00	47.05
Черемшанский залив	27.12	28.85

Т а б л и ц а 2

Соотношение важнейших групп бентоса в медиали
основных районов водохранилища в 1977-1978 гг., %

Место исследования	Год	Олигохеты	Моллюски ¹	Амфиподы	Хирономиды	Прочие
Бывшее русло Волги и Камы	1977	83.0	4.6	0.2	11.6	0.6
	1978	79.1	9.8	0.6	9.8	1.3
Затопленная суша	1977	60.5	2.2	12.3	24.8	0.2
	1978	55.8	0.9	34.5	8.6	0.2
Волжский и Камский плесы	1977	51.9	37.5	3.9	4.0	2.7
	1978	49.7	36.1	12.0	0.8	1.3
Черемшанский залив	1977	43.7	-	-	55.0	1.3
	1978	33.0	-	-	66.7	0.3

П р и м е ч а н и е. ¹ Биомасса моллюсков без унионид, *Viviparus* и дрейссены.

Эти данные свидетельствуют о том, что бентос в медиали водохранилища стабилизировался на том же достаточно высоком уровне с некоторым повышением на бывшем русле Волги, в озеровидных плесах, и в Черемшанском заливе. Стабильными также остаются видовой состав и массовое соотношение важнейших бентических групп (олигохеты и моллюски в Волжском плесе, хирономиды в Черемшанском заливе).

С перекрытием в 1979 и 1980 гг. плотин Нижнекамского и Чебоксарского гидроузлов поступление в Куйбышевское водохранилище аллохтонных взвесей из существовавшего ранее обширного бассейна несомненно уменьшится, что не может не отразиться на бентической продуктивности водохранилища. Каковы будут эти изменения, должны показать дальнейшие исследования.

1. Л я х о в С.М. Бентос Куйбышевского водохранилища в 1975-1976 гг. - В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1982, № 53, с. 8-12.

Куйбышевская биологическая станция
ИБВВ АН СССР

УДК 594:591.524.11(476)

А.Ю. К а р а т а е в, Г.М. Т и ш и к о в,
И.В. К а р а т а е в а

НАСЕЛЕНИЕ ДРУЗ DREISSENA POLYMORPHA PALLAS КАК СПЕЦИФИЧЕСКОЕ СООБЩЕСТВО ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ

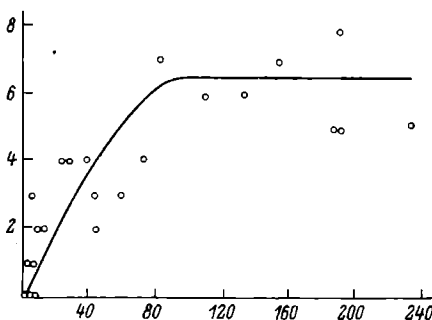
Друзы дрейссены, развиваясь на субстратах, создают своеобразные условия обитания для других донных животных. Сложные, часто многоярусные скопления дрейссены образуют пространство с многочисленными убежищами для поселения различных гидробионтов. Токи воды, создаваемые сифонами дрейссены, усиливают водообмен и способствуют улучшению кислородного режима, а осаждаемая дрейссеной взвесь, представленная агглютинатами и фекалиями, представляет собой легко усвояемую пищу для многих донных животных [1, 2].

Целью работы было выяснение состава и обилия макрозообентоса в друзах дрейссены и в грунте оз. Лукомльского, расположенного в Витебской области БССР. В песчаной литорали озера, на глубине 1-1,5 м, дрейссена была представлена отдельными, хорошо обособленными друзами, образованными в основном на живых устрицах и створках раковин отмерших моллюсков. Для анализа на участке дна площадью около 10 м² отдельные друзы вместе с населяющими их животными под водой помещались в сачок, затем поднимались на поверхность воды и фиксировались формалином. Площадь, занимаемая друзами на дне, определялась их проекцией на плоскость. Параллельно на грунте участка дна площадью около 10 м² дночерпателем Петерсена было отобрано десять проб зообентоса.

Полученные результаты показали, что в друзах поселяются специфические виды зообентоса, отсутствующие на песке, причем с увеличением численности дрейссены в друзах до 80 экз. (размерный состав дрейссены в изученных друзах был примерно одинаковым) количество видов гидробионтов возрастает, а затем стабилизируется (рис. 1). Доля биомассы зообентоса, приходящейся на виды, которые встречаются только в друзах, в общей сырой массе зообентоса в этом ценозе также закономерно возрастает с увеличением численности дрейссены до 80 экз. на одну друзу, после чего стабилизируется и составляет в среднем 66%. Следовательно,

Рис. 1. Зависимость количества видов донных животных, встречающихся в друзах, от числа особей дрейссены в друзах в оз. Лукомльском.

По оси ординат – число видов донных животных; по оси абсцисс – число особей дрейссены в друзах.



друзы дрейссены как специфический субстрат донных животных можно считать сформированными, если количество моллюсков в них больше 80 экз. Исходя из вышесказанного, при анализе ценозов зообентоса учитывалось население друз, в которых численность дрейссены превышала 80 экз.

Анализ показал, что численность зообентоса в песке составляла (40.9 ± 3.2) тыс. экз./м², биомасса 15.1 г/м². В друзах численность донных животных (без дрейссены) была (27.5 ± 4.0) тыс. экз./м², биомасса 114.8 г/м². Таким образом, в друзах дрейссены численность зообентоса оказалась в 1.5 раза ниже, а биомасса в 7.6 раза выше, чем в песке. Аналогичные данные получены и для Учинского водохранилища [2].

Видовой состав зообентоса в друзах и в песке тоже существенно различался. В обоих случаях обнаружено по 48 видов и форм донных животных, в том числе общих видов и форм только 26.

С помощью „индекса доминирования” $P\sqrt{B}$, где P – встречаемость данного вида в процентах, B – средняя биомасса данного вида [3], мы расположили организмы зообентоса в порядке доминирования отдельно в каждом сообществе (рис. 2). В песке четко доминирует *Stictochironomus psammophilus*, в то время как в друзах он обнаружен лишь в единственном экземпляре (занимает 37-е место). В группу субдоминантов в песке входят *Cladotany tarsus* ex. gr. *mancus*, *Nais pardalis*, *Psectrocladius* ex gr. *psilopterus*. Первый из них в населении друз не обнаружен, два других занимают в ряду доминирования 20-е и 12-е места соответственно.

В друзах дрейссены доминируют *Limnea lagotis* и *Gammarus lacustris*. Первый вид в сообществе песка занимает 29-е место (обнаружен в единственном экземпляре), второй вообще отсутствует. Группу субдоминантов в друзах дрейссены образуют *Asellus aquaticus*, *Othripsodes cinereus* и *Erpobdella octoculata*, из которых в песке обнаружен только *Othripsodes cinereus*, да и то лишь в одном экземпляре (занимает 32-е место). Волномейски [4], отмечая, что друзы дрейссены являются субстратом либо укрытием для многих форм зообентоса, в качестве наиболее часто встречающегося в друзах вида также назвал *Asellus aquaticus*.

Следовательно, сообщество зообентоса друз дрейссены и сообщество зообентоса грунта, окружающего эти друзы, и по структуре,

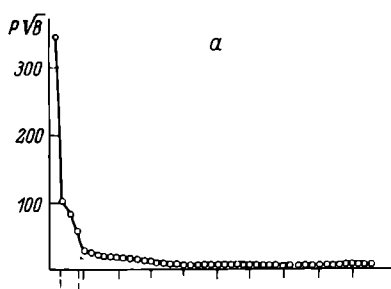
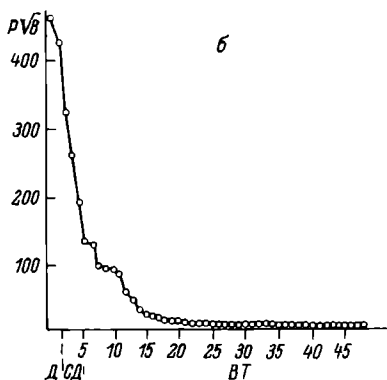


Рис. 2. Структура донных ценозов в песчаном биотопе (а) и в друзах дрейссены (б) в оз. Лукомльском.

Д – доминанты, СД – субдоминанты, ВТ – второстепенные виды. По оси ординат – индекс доминирования; по оси абсцисс – число видов.



и по обилию существенно различаются. Становится очевидным, что дрейссена, образуя скопления в песчаной литорали озера, значительно обогащает этот биотоп такими ценными кормовыми для рыб объектами, как *Gammarus lacustris* и *Asellus aquaticus*.

Полученные результаты имеют также определенное методическое значение. При исследовании зообентоса, проводя отбор проб донных животных с участков дна,

где встречаются друзы дрейссены, необходимо помнить, что пробы зообентоса, в которые попали друзы, будут по видовому составу и количественным показателям отличаться от проб, взятых на том же грунте без дрейссены. Поэтому наряду с обычными дночерпательными пробами в этом случае следует производить дополнительный учет друз и населяющих их животных.

Л и т е р а т у р а

1. Львова-Качанова А.А., Извекова Э.И. Осаждение дрейссеной взвеси и использование ее личинками хищномид. – В кн.: Комплексные исследования водохранилищ. М., 1973, вып. 2, с. 130–135.
2. Львова А.А., Извекова Э.И., Соловьева Н.Ю. Роль донных организмов в трансформации органического вещества и в процессах самоочищения водоема. – Тр. ВГБО, 1980, т. 23, с. 171–177.
3. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Состав и распределение донной фауны в водоемах дельты Дона. – Тр. Аз. Черн. НИРО, 1940, т. 12, № 2, с. 3–96.
4. Wolnomiej ski N. The effect of Dreisse-

na polymorpha Pall. Aggregations on the differentiation of the benthonic macrofauna. - Zecz. nauk. UMK, 1970, N 25, p. 31-39.

Белорусский университет
Белорусское республиканское управление
по гидрометеорологии
и контролю окружающей среды

УДК 593.16:591.524

А.П. М ы л ь н и к о в

АДАПТАЦИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЗООФЛАГЕЛЛЯТ К ПОВЫШЕННОЙ СОЛЕННОСТИ

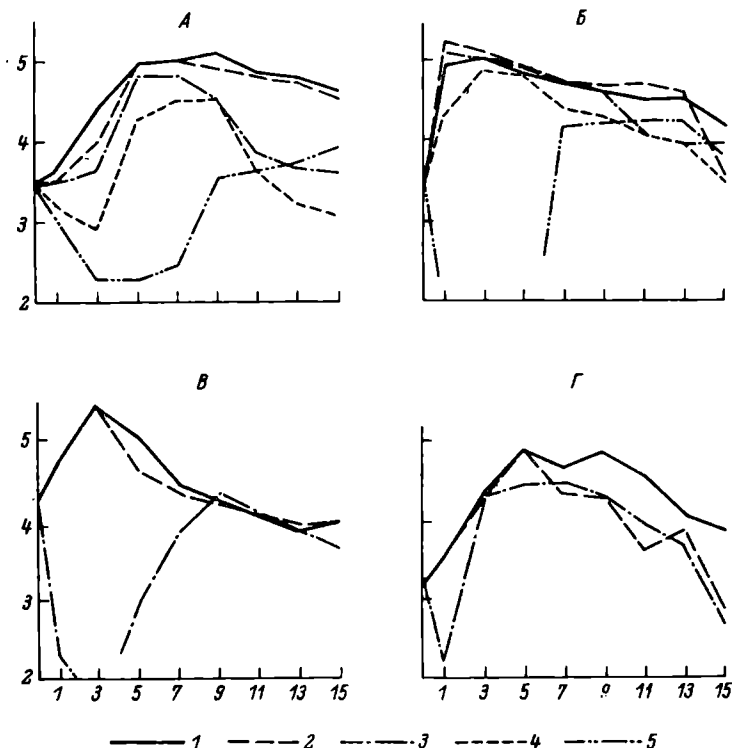
Бесцветные жгутиконосцы обитают в пресных и морских водоемах, причем морфологические различия видов, обитающих в пресных и морских водоемах, выражены слабо. В связи с этим принято считать, что в морях часто обитают те виды, что и в пресных водах [6]. Между тем одним из путей идентификации сходных пресноводных и морских жгутиконосцев может быть выявление особенностей их адаптации к повышенной солености. Такие исследования уже проводились с отдельными видами [2, 4, 7]. Перед нами стояла задача изучения максимальной солености, к которой способны адаптироваться пресноводные жгутиконосцы.

Для опытов использован 21 вид выделенных в 1974-1978 гг. жгутиконосцев из музея культур Лаборатории биологии низших организмов ИБВВ АН СССР. Жгутиконосцев культивировали в среде Пратта (0.01%). В качестве заменителя морской воды использована среда Шмальца-Пратта (ШП), успешно применявшаяся ранее для изучения жгутиконосца *Vodo marina* [1, 3].

Соленость использованного исходного раствора была 36‰. Раствор разбавляли средой Пратта. Окончательную концентрацию солей измеряли с помощью стеклянного электрода рНс на приборе „рН-340”.

Суспензию жгутиконосцев одного вида добавляли в среду с известной соленостью, в которую одновременно вносилась и суспензия бактерий *Escherichia coli* (20-50 млн. кл./мл). Контролем служила среда Пратта. В обоих случаях определяли численность простейших и наблюдали за изменчивостью формы и размеров их тела.

Установлено, что в первые 3 сут опыта численность жгутиконосцев в среде с повышенной соленостью снижалась по сравнению с контролем (см. рисунок). Общее количество бактерий в опыте существенно не уменьшалось, из чего следует, что снижение численности жгутиконосцев обусловлено влиянием солености, а не недостатком пищи. Аналогичная закономерность установлена и для *Vodo marina* [1]. После адаптации, на 3-7-е сутки, жгутиконосцы начинали размножаться. Скорость размножения в стадии ло-



Динамика численности жгутиконосцев в средах различной солености.

А - *Bodo caudatus*; Б - *Rhynchomonas nasuta*; В - *Cercobodo longicauda*; Г - *C. crassicauda*. 1 - контроль, среда Пратта; 2, 3, 4, 5 - соответственно соленость, 3, 5, 10, 15‰. По оси ординат - логарифмы численности в 1 мл; по оси абсцисс - время опыта, сутки.

гарифмического роста существенно не отличается от контроля. Характерно, что чем больше соленость среды, тем медленнее к ней адаптируются зоофлагелляты. Опыт заканчивали, когда численность жгутиконосцев в ШП и контроле выравнивалась.

Приспособляемость изученных простейших к повышенной солености видоспецифична. Так, *Bodo caudatus* и *Rhynchomonas nasuta* развиваются в среде с соленостью до 15‰. Для *Cercobodo longicauda* и *C. crassicauda* соленость 5‰ уже критическая.

При солености 5‰ и более сократительная вакуоль у изученных видов не функционирует, подвижность клеток резко замедлена, деление их нарушено. В среде ШП цисты у *Bodo caudatus* появляются на 3-5 сут раньше, чем в контроле. Распреснение среды ШП приводит к экзистированию жгутиконосцев.

Вид	Предельная соленость, ‰
<i>Bodo minimus</i> , <i>Cercobodo longicauda</i> , <i>C. crassicauda</i> , <i>C. sp.</i> , <i>Anthophysa ve-</i> <i>getans</i> , <i>Histiona aroides</i> , <i>Tetramitus</i> <i>pyriformis</i> , <i>Hexamita inflata</i> , <i>Codonosiga</i> <i>botrytis</i> , <i>Bodomorpha reniformis</i> , <i>Tre-</i> <i>pomonas agilis</i> .	5
<i>Monosiga ovata</i> , <i>M. sp.</i> , <i>Thaumatomo-</i> <i>nas lauterborni</i> , <i>Chilomonas undulata</i> , <i>Hexamita fissa</i> , <i>Phyllomitus apiculatus</i> , <i>Spiromonas angusta</i>	10
<i>Rhynchomonas nasuta</i>	15
<i>Bodo caudatus</i>	28
<i>Pleuromonas jaculans</i>	42

В другой серии опытов для исключения процедуры пересева жгутиконосцев была изменена методика постановки опытов и увеличено число исследуемых организмов. В чашки Петри с находившимися там простейшими по каплям каждые сутки добавлялась двойная среда ШП (72‰). Граница выживаемости у некоторых видов сдвигалась в сторону большей солености в течение 20 сут (см. таблицу).

Таким образом, 11 видов выживают при солености среды до 5‰, 7 видов – до 10‰, по одному – до 15, 28 и 42‰. Возможно, нахождение некоторых пресноводных видов зоофлагеллят в морской воде обусловлено эвригалинностью этих организмов. Полученные нами данные об угнетении размножения, деятельности сократительной вакуоли и нарушении деления исследованных видов согласуются с литературными данными [2, 4, 5, 7, 8].

Л и т е р а т у р а

1. Г о р я ч е в а Н.В. Влияние солености, температуры и освещенности на размножение жгутиконосцев *Bodo marina*. – В кн.: Физиология водных организмов и их роль в круговороте органического вещества. Л., 1969, с. 105–108.
2. Ж у к о в Б.Ф. Отношение бесцветных пресноводных жгутиконосцев *Pleuromonas jaculans* Perty (*Bodonina*) к солености. – В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1970, № 8, с. 35–38.
3. К а м ш и л о в М.М. Развитие бесцветных жгутиконосцев *Bodo marina* на синтетической минеральной среде. – В кн.: Лучистые факторы жизни водных организмов. Л., 1967, с. 44–53.

4. F i n l e y H.R. Toleration of fresh-water protozoa to increased salinity. - Ecology, 1930, vol. 11, N 2, p. 337-347.
5. K i t c h i n g J.A. Contractile vacuoles, ionic regulation, and excretion. - In: Research in Protozoology. New York, 1967, vol. 1, p. 307-336.
6. L a c k e y J.B. Some new flagellates from the Woods Hole area. - Amer. Midland. Natur., 1940, vol. 23, p. 463-471.
7. L o e f e r J. Acclimatization of fresh-water ciliates and flagellates to media of higher osmotic pressure. - Physiol. Zool., 1939, vol. 12, N 2, p. 161-172.
8. N o l a n d L. Factors influencing the distribution of fresh-water ciliates. - Ecology, 1925, vol. 6, N 4, p. 437-452.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

УДК 574.583(28)

Е.П. Р о м а н о в а

ИНТЕНСИВНОСТЬ ОБМЕНА НЕКОТОРЫХ ПЛАНКТЕРОВ САРАТОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В течение вегетационных сезонов 1974-1977 гг. в нижнем бьефе Волжской ГЭС им. В.И. Ленина исследовали потребление кислорода массовыми видами зоопланктона Саратовского водохранилища. Результаты частично были опубликованы [4, 5].

Для опытов использовали замкнутые непроточные респирометры. Кислород определяли микрометодом Винклера. Более подробно методика постановки опытов описана ранее [5]. Массы ракообразных находили по формулам, рассчитанным А.Ф. Тимохиной для планктеров из района нижнего бьефа ГЭС; массы коловраток взяты из таблиц А.А. Косовой [3]. Скорость дыхания R выражали в мкл $O_2/(экз.ч)$, температурные поправки взяты из работы Л.М. Сушени [10].

Полученные величины скорости дыхания 2 видов копепоид, 2 видов кладоцер и 2 коловраток приводятся в табл. 1. Обращает на себя внимание очень низкое потребление кислорода гетерокопой по сравнению с циклопами соответствующих размеров [4]. Во время опытов потребление кислорода ею составило не более 10% от исходной концентрации в респирометре, а в отдельных случаях даже 7-8%, хотя плотность посадки была достаточно высокой. Возможны две причины: объем респирометра был недостаточен для гетерокопы, поэтому она не имела необходимого пространства для активного

Т а б л и ц а 1

Потребление кислорода зоопланктоном водохранилища при $t\ 20\ ^\circ\text{C}$

Вид	Количество опытов	t воды в водоеме, $^\circ\text{C}$	L , мм	W , мкг	R , мкл $\text{O}_2/(\text{экз.}\cdot\text{ч}\cdot 10^{-3})$
<i>Heterocope</i> sp.	8	17.7	1.17	55	9027.6
	2	17.7	1.26	67	57.0
	3	17.7	1.37	83	72.5
	9	17.7	1.48	102	50.5
	6	17.7	1.58	123	56.7
	7	17.7	1.58	123	38.5
	6	17.7	1.67	144	61.6
	6	19.4	0.22	1.4	6.4
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	1	19.4	0.33	3.6	13.5
	2	19.4	0.58	12.5	19.3
	2	21.3	0.94	37.6	26.0
	3	16.5	0.26	7.1	3.6
<i>Bosmina longirostris</i>	3	16.5	0.26	7.1	3.6
<i>Chydorus sphaericus</i>	7	19.8	—	8.1	9.1
<i>Brachyonus calyciflorus</i>	3	17.7	—	3.7	7.1
<i>Euchlanis dilatata</i>	4	18.5	—	1.6	4.4

движения; двигательная активность гетерокопы, возможно, ниже, чем у диаптомуса или циклопа. В аквариуме можно наблюдать, как рачки „повисают” в воде у стенки сосуда, мало перемещаясь в пространстве.

Данные по величине дыхания у босмин сходны с данными, приведенными Е.С. Липеровской [7]. Для хидорусов Саратовского водохранилища значения R в 3 раза выше тех, которые получены А. Яценко [11] и С. Скадовским с соавторами [9]. Возможно, это связано с различиями в методике постановки опытов. Плотность посадки рачков в экспериментах А. Яценко была около 1000 экз. в склянке, а хидорусы в аквариуме скапливаются обычно у дна сосуда. При такой плотности посадки и длительном экспонировании (20 ч) могли создаться условия с пониженной концентрацией кислорода у дна респирометра, что в свою очередь оказало влияние на величину скорости дыхания.

Величины, характеризующие скорость обмена у *Brachyonus calyciflorus* и *Euchlanis dilatata*, занимают промежуточное положение между данными, полученными для этих коловраток Ю.С. Беляцкой [1] и А.Г. Крыловой [6], и наиболее близки к результатам Г.А. Галковской [2]. Вероятно, это также связано с использованием различных методик.

Данные Ю.С. Беляцкой получены в поплавковом микрореспирометре, где находилось по одному брахионусу. А.Г. Крылова для своих опытов использовала сосуды объемом около 1000 мл, куда помещала по несколько тысяч коловраток разного вида, причем туго

Т а б л и ц а 2

Потребление кислорода дафниями в разные годы ($\pm 20^\circ\text{C}$)

Масса, мг	1975 г.		1977 г.		t-критерий Стьюдента
	Количество опытов	R, мкл O ₂ /(экз.ч)	Количество опытов	R, мкл O ₂ /(экз.ч)	
0.168	8	0.0757	3	0.0708	1.81
0.206	5	0.0818	3	0.0649	2.48
0.249	6	0.1117	6	0.0927	2.07
0.307	6	0.1314	5	0.1065	2.05

попадала и молодь босмин, и личинки *Lamellibranchiata*. В нашем эксперименте объем респирометров не превышал 12 мл, где содержалось по 50 экз. *Euchlanis dilatata* или *Brachyonus calyciflorus*. Наши опыты по условиям проведения более близки к опытам Г.А. Галковской.

Кроме определения скорости обмена у разных планктеров изучалось потребление кислорода одним из массовых видов планктона — *Daphnia longispina*. Опыты в разные годы проходили в одни и те же календарные сроки. Объемы респирометров и плотности посадок были идентичны. Нами установлено, что величина потребления кислорода у дафний одинакового физиологического состояния летом 1975 г. на 15–20% больше, чем в 1977 г. Эта разница достоверна при уровне значимости $P=0.1$ (табл. 2).

Вероятно, это связано с трофическим фактором. Для лета 1975 г. характерен низкий уровень воды в водохранилищах, ее ранний прогрев, бурное развитие водорослей. В Куйбышевском водохранилище, воды которого поступают в нижний бьеф, в августе отмечена чрезвычайно высокая биомасса водорослей (18–24 г/м³), что в 4–6 раз больше обычных многолетних величин [8].

Возможно, при таком обилии фитопланктона пищевые условия для фильтраторов были более благоприятны. А по данным Комиты [12], сытые рачки потребляют кислорода на 20–60% больше, чем голодные.

Полученные величины скорости потребления кислорода массовыми планктерами были использованы при расчетах минерализационной деятельности зоопланктона Саратовского водохранилища.

Л и т е р а т у р а

1. Б е л я ц к а я Ю.С. Применение поплавкового микрореспирометра к измерению газообмена у планктонных животных. — Докл. АН БССР, 1959, т. 3, № 7, с. 57–62.
2. Г а л к о в с к а я Г.А. Скорость потребления кислорода коловратками из естественных популяций. — Вестн. АН БССР, 1980, № 6, с. 114–116.

3. К о с о в а А.А. Вычисленные веса некоторых форм зоопланктона низовьев Волги. – Тр. Астрахан. заповедника, 1961, т. 5, с. 151–158.
4. К о п и е в с к а я Е.П. Интенсивность обмена некоторых хищных зоопланктеров. – В кн.: Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья. Казань, 1977, с. 83–85. (Тез. докл.).
5. К о п и е в с к а я Е.П. Интенсивность дыхания *Daphnia longispina* (O.F. Müller) (Cladocera). – В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1979, № 41, с. 47–51.
6. К р ы л о в а А.Г. О газообмене коловраток. – Гидробиол. журн., 1971, т. 7, № 1, с. 109–114.
7. Л и п е р о в с к а я Е.С. Интенсивность дыхания Cladocera. – В кн.: Сборник науч. студ. работ. Зоол.-ботан. М., 1940, вып. 12, с. 39–80.
8. Л я х о в С.М., А н д р о с о в а Е.Я., И в а т и н А.В., Т и м о х и н а А.Ф., Т р е т ь я к о в а С.И. Гидробиологический режим Куйбышевского водохранилища в 1975 г. – В кн.: Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1980, № 46, с. 22–25.
9. С к а д о в с к и й С., К о р ш и к о в А., А м л и н с к и й И., Б р ю х а т о в а А. Биология планктона и физико-химический режим Петровских озер Оршанского торфяника Московской области. – Зоол. журн., 1933, т. 12, вып. 3, с. 3–107.
10. С у щ е н я Л.М. Интенсивность дыхания ракообразных. Киев, 1972. 196 с.
11. Я ц е н к о А. Активирование культуры *Chydorus ovalis* этиловым алкоголем. – Тр. Звенигор. гидрофизиол. станции. М., 1928, с. 112–123.
12. С о м и т а G.W. Oxygen consumption in *Diaptomus*. – Limnol., Oceanogr., 1968, vol. 13, N 1, p. 51–57.

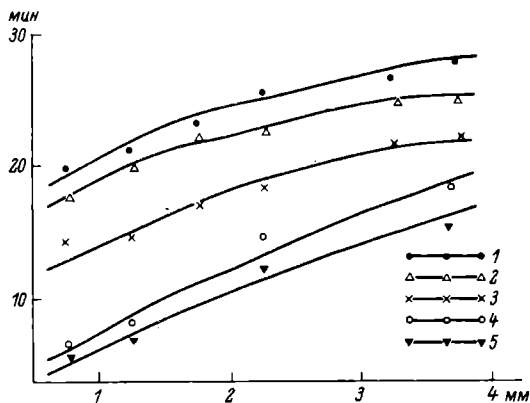
Куйбышевская станция
ИБВВ АН СССР

УДК 595.324.1–11

А.П. П а в л ю т и н

ВРЕМЯ ПРОХОЖДЕНИЯ ПИЩИ ПО КИШЕЧНИКУ *DAPHNIA MAGNA*

Для изучения питания водных беспозвоночных широко применяются различные модификации метода меченых атомов. При использовании любой из модификаций, когда требуется получить величины рациона и усвояемости, необходимо знать время прохождения пищи по кишечнику подопытного животного. Несмотря на очевидную необхо-



Зависимость времени прохождения пищи по кишечнику *Daphnia magna* от длины тела при разных концентрациях пищи.

1 — 0.2 мг/л; 2 — 2.0; 3 — 5.0; 4 — 6.0; 5 — 8.0–20.0 мг/л.

По оси ординат — время прохождения; по оси абсцисс — длина животных.

димостью подобных данных, сведения о специальном изучении этого вопроса в литературе практически отсутствуют. Чаше всего авторы либо сами определяют время прохождения пищи для конкретных условий эксперимента, либо берут его из литературных данных, полученных при разных пищевых и температурных условиях. В специальном исследовании времени прохождения пищи по кишечнику *Acartia clausi*, выполненном Г.А. Печень-Финенко с соавторами [1], получена зависимость этой величины от вида пищи, но четкой связи с ее концентрацией не обнаружено.

Нами методом непосредственного наблюдения под микроскопом прослежена зависимость времени прохождения пищи от размеров животных и концентрации пищи при постоянной температуре.

В опытах использовали *Daphnia magna* с длиной тела от 0.75 до 3.75 мм и 13 видов концентраций пищи (0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 5.0, 6.0, 8.0, 10.0, 20.0 мг/л).

Для определения времени прохождения пищи по кишечнику дафний кормили взвесью дрожжей определенной концентрации до полного наполнения кишечника. Затем дафний переносили во взвесь *Chlorella vulgaris* той же концентрации, что и дрожжи. Время прохождения пищи по кишечнику определяли по периоду времени от начала питания водорослями до полного заполнения ими кишечника, что хорошо прослеживается по изменению окраски кишечника с белой на зеленую. Опыты проводили в стаканах емкостью 150 мл, куда помещали 100 мл взвеси водорослей и одну дафнию. Все опыты были поставлены в 10 повторностях. Поскольку склянки с животными термостатировать было трудно (к концу периода питания кишечник

Константы \underline{a} и \underline{b} в уравнении $t = \underline{a}l^{\underline{b}}$
при разных концентрациях пищи

Кон- станты	Концентрация пищи, мг сухого вещества/л					
	0.2	0.5	1.0	2.0	2.5	3.0
\underline{a}	20.620	20.070	19.640	18.770	17.630	16.020
\underline{b}	0.229	0.232	0.257	0.238	0.266	0.314

Т а б л и ц а (продолжение)

Кон- станты	Концентрация пищи, мг сухого вещества/л						
	3.5	4.0	5.0	6.0	8.0	10.0	20.0
\underline{a}	15.370	14.880	13.880	7.220	5.920	5.940	5.900
\underline{b}	0.333	0.286	0.353	0.755	0.761	0.763	0.760

просматривался через 1 мин), температура в отдельных опытах колебалась от 15 до 18 °С, при средней 17 °С. Вероятно, этим в основном вызван разброс точек в отдельных опытах (см. рисунок).

Установлено, что зависимость времени прохождения пищи от длины тела животных выражается степенной функцией $t = \underline{a}l^{\underline{b}}$, где t - время прохождения, мин, l - длина тела, мм, \underline{a} и \underline{b} - константы.

Поскольку время прохождения зависит также и от концентрации пищи, кривые зависимости t от l располагаются на разных уровнях (см. рисунок), которые определяются величинами констант \underline{a} и \underline{b} , т.е. величины констант зависят от концентрации пищи. Чтобы не усложнять рисунок, приведены не все полученные в опытах кривые.

При плотности пищи выше 6 мг/л время прохождения ее по кишечнику у *Daphnia magna* не зависит от концентрации, поэтому нижняя кривая представляет собой среднюю из трех.

Данные каждой серии опытов обработаны статистически, но, ввиду небольших отклонений результатов отдельных опытов от средней ($\bar{G} \approx 1-2$; $\bar{S}\bar{X} \approx 0.1-0.5$), мы посчитали возможным не приводить результаты обработки.

Для всех тринадцати полученных кривых были рассчитаны константы \underline{a} и \underline{b} (см. таблицу).

Имея величины констант для разных концентраций пищи, достаточно подставить их значения в уравнение $t = \underline{a}l^{\underline{b}}$, чтобы определить время прохождения пищи по кишечнику для животного с длиной тела l при выбранных концентрациях.

Как видно из таблицы, концентрация 5-6 мг/л является переломной точкой, после которой величины коэффициентов \underline{a} и \underline{b} резко изменяются и выходят на плато, и скорость прохождения пищи перестает зависеть от ее концентрации. Это может косвенно свидетельствовать о том, что при дальнейшем увеличении концентрации пищи рационы дафний не увеличиваются.

1. Печень-Финенко Г.А., Павловская Т.В., Дубилевич Л.Г. Время переваривания пищи и количественная оценка выделения жидких экскрементов при питании *Acartia clausi*. - В кн.: Биология моря: Респ. межведомств. сб. Киев, 1975, вып. 34, с. 71-74.

Белорусский университет
им. В.И. Ленина

УДК 594.14/.17:574.587(28)

Е.П. Загорская, В.И. Митропольский

PISIDIIDAE (MOLLUSCA, BIVALVIA) КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Моллюски семейства *Pisidiidae* - одна из наименее изученных бентических групп Куйбышевского водохранилища. До последнего времени не выяснены их видовой состав, характер распределения, численность. Опубликованных материалов по *Pisidiidae* Куйбышевского водохранилища не имеется.

Материалом для работы послужили сборы бентоса с мая по октябрь 1975 и 1978 гг., проводившиеся на 17 постоянных станциях, равномерно расположенных вдоль водохранилища на бывших руслах Волги и Камы и на затопленной суше. Использовали дночерпатели Петерсена 1/10 м² и Экмана-Берджи 1/25 м². Собрано 204 пробы.

Выявлено 24 вида, их названия приводятся в соответствии с принятой ныне номенклатурой [1, 2]: *Sphaeriastrum rivicola* (Lamarck), *Amesoda solida* (Normand), *A. scaldiana* (Normand), *Pisidium amnicum* (O.F. Müller), *P. inflatum* (Muhlferd), *Neopisidium moitessierianum* (Paladilpe), *N. torquatum* (Stelfox), *N. tenuilineatum* (Stelfox), *N. alpinum* (Odhner), *Euglesa nitida* (Jenyns), *E. federse-ni* (Westerlund), *E. subtruncata* (Malm), *E. supina* (A. Schmidt), *E. ponderosa* (Stelfox), *E. pulchella* (Jenyns), *E. crassa* (Stelfox), *E. henslowana* (Sheppard), *E. dupuiana* (Normand), *E. suecica* (Clessin), *E. ostro-umovi* Pirogov et Starobogatov, *E. casertana* (Poli), *E. fossarina* (Clessin), *E. globularis* (Clessin), *E. acuminata* (Clessin).

Из них массовые 8 видов: *Amesoda solida*, *Pisidium inflatum*, *Euglesa dupuiana*, *E. henslowana*, *E. acuminata*, *E. casertana*, *Neopisidium moitessierianum*, *N. tenuilineatum*.

Распределение пизидий в водохранилище зависит от его проточности и характера грунта. В верховьях для участков с заметной скоростью течения и песчаным или слабозаиленным грунтом характерны реофильные виды: *Sphaeriastrum rivicola*, *Amesoda solida*, *A. scaldiana*, *Euglesa supina*, *E. ponderosa*, выпадающие в нижних плесах по мере уменьшения проточности и заиления грунта. Виды *Neopisidium* и большинство видов *Euglesa* более эврибионтны и встречаются повсеместно. То же можно сказать и в отношении видов *Pisidium*, избегающих лишь сильнозаиленные грунты с большой примесью растительных остатков.

Приведем некоторые данные по распределению и численности отдельных видов моллюсков.

Sphaeriastrum rivicola найден на участке водохранилища от г. Чебоксары до г. Казани и в бывшем русле Камы у Сорочьих гор преимущественно на слабозаиленных и песчаных грунтах. Численность до 300-600 экз./м², встречаемость - 18%.

Amesoda solida встречена на тех же участках. Численность - 180-1320 экз./м², встречаемость 36%.

A. scaldiana найдена на бывшем русле Волги от г. Чебоксары до г. Казани и на бывшем русле Камы у г. Тетюши на слабозаиленном грунте. Численность 55-480 экз./м², встречаемость - 30%.

Pisidium amnicum и *P. inflatum* встречались повсеместно по всему водохранилищу на песчаных, слабозаиленных и илистых грунтах. Их совместная численность в верхних плесах была в пределах 25-460 экз./м², в нижних - 25-175 экз./м². Встречаемость у *P. inflatum* 28%, *P. amnicum* - 16%.

Виды *Neopisidium* обнаружены на самых разнообразных грунтах. В верхних участках водохранилища численность *N. moitesierianum* составляла 50-350 экз./м², для *N. tenuilineatum* - в пределах 50-225 экз./м². В нижних плесах численность обоих видов была 25-112 экз./м². Встречаемость соответственно составляла 29 и 23%. Плотность популяции *N. torquatum* и *N. alpinum* незначительна (20-40 экз./м²).

Большинство видов *Euglesa* (кроме реофильных) довольно широко встречается в разных биотопах. Наиболее многочисленна *E. dupuiana*. Ее численность на бывшем русле Волги до 540 экз./м². Близкая к ней *E. henslowana* менее массовая (до 100 экз./м²), а *E. suecica* (из той же группы) малочисленна (15 экз./м²).

Из группы видов *Casertiana* наиболее многочисленна *E. acuminata* (до 187 экз./м²), численность *E. casertana* - 60 экз./м² а *E. fossarina* и *E. globularis* встречались единично. *E. subtruncata* обнаружена на заиленном песке и на серых илах. Ее численность до 40 экз./м². Реофильная *E. supina* в пределах своего узкого ареала многочисленна (до 485 экз./м²), а численность совместно с ней встречающейся *E. ponderosa* только 50 экз./м². Можно отметить, что на затопленной суше плотность моллюсков меньше, чем на бывших руслах.

1. Пирогов В.В., Старобогатов Я.И. Мелкие двустворчатые моллюски семейства Pisidiidae ильмена Большой Карабулак в дельте Волги. - Зоол. журн., 1974, т. 53, вып. 3, с. 325-336.
2. (Тимм В.) Timm V. The Pisidiinae and the Euglesinae of Lake Võrtsjärv. - Estonian Contributions to the International Biological Programme, Tartu, 1975, vol. 6, p. 201-261.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

УДК 574.586

И.А. Скальская

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ ПЕРИФИТОННЫХ ЛИЧИНОК ХИРОНОМИД В ПРИБРЕЖЬЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В сообществе обрастателей на искусственных субстратах (предметные стекла и древесина) в прибрежье Рыбинского водохранилища почти половина всего видового состава (более 30 видов и групп) приходилась на долю личинок хирономид. Список видов и методика исследований опубликованы нами ранее [3]. На протяжении последних двух десятилетий состав доминирующих видов не изменился. Преобладали личинки *Glyptotendipes glaucus* Mg., *Endochironomus albipennis* Mg, *Cricotopus ex gr. silvestris* (F.). Они же были многочисленны в обрастаниях в начале 60-х годов [2]. Это свидетельствует о сохранении в водохранилище довольно стабильных условий для прохождения биологических циклов указанных видов хирономид. Однако численность личинок ежегодно менялась. В настоящей статье приводятся данные по динамике численности перифитонных личинок хирономид в 1977-1980 гг. в разных зонах прибрежья водохранилища, а также затрагиваются вопросы межвидовых связей.

В закрытом прибрежье (ст. 1, 3) условия для размножения хирономид более благоприятны по сравнению с открытыми участками. Наличие прибрежных макрофитов, незначительное волнение привлекают имаго хирономид для роения и откладки яиц. В маловодный и теплый вегетационный период 1977 г. (температура воды в августе до 24.2 °C) численность личинок хирономид на ст. 1 достигала 45 тыс. экз./м² (рис. 1, а). Личинки одного возраста в большом количестве появились на субстратах в июле. Иная картина наблюдалась в 1978 г., характеризовавшемся холодной, дождливой погодой и температурой воды не более 21 °C. Численность личинок

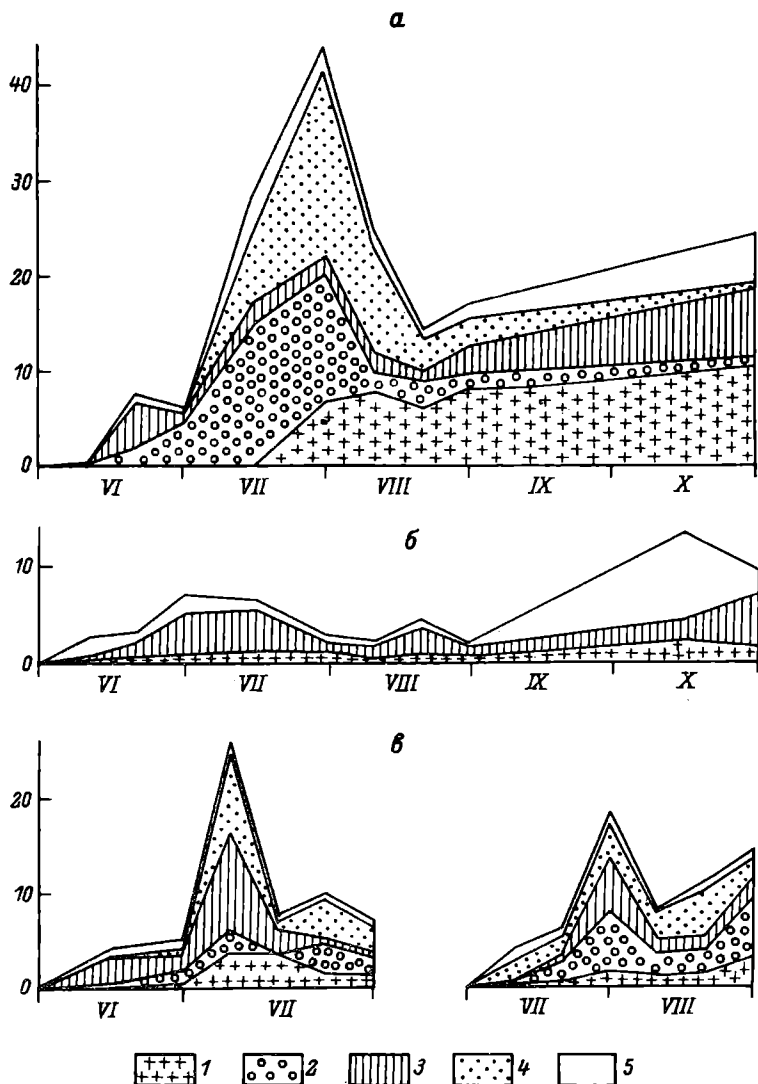


Рис. 1. Численность личинок хирономид в обрастаниях на предметных стеклах в закрытом побережье (ст. 1).

а - 1977 г.; б - 1978 г.; в - 1979 г. 1 - *Glyptotendipes glaucus*; 2 - *Endochironomus albipennis*; 3 - *Cricotopus* ex gr. *silvestris*; 4 - *larvula Chironomidae*, 5 - прочие. По оси ординат - численность, экз./м²; по оси абсцисс - месяцы.

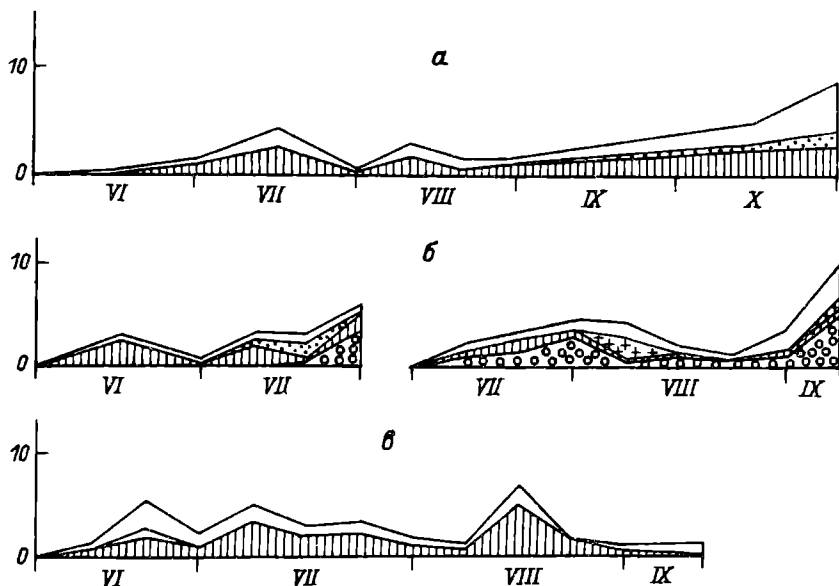


Рис. 2. Численность личинок хирономид в обрастаниях на предметных стеклах в открытом прибрежье (ст. 2).

а - 1978 г.; б - 1979 г.; в - 1980 г. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1.

хирономид оказалась сравнительно низкой и не превышала 13 тыс. экз./м². В отличие от предыдущего сезона личинки *Endochironomus albipennis* не вошли в состав доминирующих форм. Причина их низкой численности заключалась в неблагоприятных условиях размножения имаго и в сокращении концентрации личинок в толще воды при высоком уровне, что привело к уменьшению их численности на субстратах.

Вегетационный период 1979 г. был маловодным и холодным, температура воды в июле и августе колебалась от 16.2 до 20.4 °С. Численность личинок хирономид составляла не более 26 тыс. экз./м², т.е. она была ниже, чем в 1977 г., и выше, чем в 1978 г. (наименее благоприятном для хирономид). В состав доминирующих видов вновь вошли личинки *Endochironomus albipennis*.

На ст. 3, располагавшейся в устье р. Шумаровки, состав и численность хирономид были примерно такими же, как и на ст. 1.

В отличие от закрытого побережья открытые участки водохранилища подвержены сильному ветровому перемешиванию водных масс, смывающему животных-обрастателей с поверхности субстратов. Отсутствие зарослей макрофитов с их богатой фауной, служившей источником питания перифитонных форм в толще воды, также отрицательно сказалось на обилии личинок хирономид в обрастаниях. На

протяжении 1977-1980 гг. их численность не превышала 10 тыс. экз./м² (рис. 2). Преобладали *Cricotopus ex gr. silvestris* и *Endochironomus albipennis*.

Сопоставление численности личинок двух близких по биологии доминирующих видов хирономид *Glyptotendipes glaucus* и *Endochironomus albipennis* в закрытом прибрежье в наиболее благоприятный для их размножения вегетационный период 1977 г. позволило предположить наличие конкуренции между ними за место прикрепления. Для проверки этого предположения рассчитан коэффициент корреляции численности личинок обоих видов для всех станций за весь период наблюдений. На ст. 1 в 1977 г. он был равен 0,7, что указывает на довольно тесную отрицательную связь между этими видами. В годы с низкой численностью личинок этот коэффициент составил 0,35-0,40, что свидетельствовало о наличии слабой положительной корреляции и отсутствии конкуренции. По-видимому, только при довольно высокой численности личинок возможна конкуренция за место обитания, причем личинки *E. albipennis*, которые менее связаны с субстратом и наиболее подвижные [1], чем личинки *Glyptotendipes glaucus*, оказывались вытесненными. В годы с низкой численностью личинок конкуренция между ними, по всей вероятности, отсутствовала.

Таким образом, в прибрежье Рыбинского водохранилища на протяжении последних двух десятилетий состав доминирующих видов личинок хирономид в обрастаниях оставался постоянным, изменялось лишь их относительное обилие. В закрытом прибрежье численность личинок хирономид была выше, чем в открытом: в маловодные и теплые сезоны их больше, чем в многоводные и холодные. В годы с относительно высокой численностью личинок на субстратах возможна конкуренция за место обитания между двумя доминирующими видами *G. glaucus* и *Endochironomus albipennis*.

Л и т е р а т у р а

1. К а л у г и н а Н.С. Места обитания личинок и смена поколений у семи видов *Glyptotendipes* Kieff. и *Endochironomus* Kieff. (Diptera, Chironomidae) из Учинского водохранилища. - В кн.: Учинское и Можайское водохранилища. М., 1959, с. 173-212.
2. Л у ф е р о в В.П. Эпифауна затопленных лесов Рыбинского водохранилища. - В кн.: Биологические аспекты изучения водохранилищ. М.; Л., 1963, с. 123-129.
3. С к а л ь с к а я И.А. Видовое разнообразие и сукцессия зооперифитона в прибрежье Рыбинского водохранилища. - В кн.: Экология водных организмов верхневолжских водохранилищ. Л., 1982, с. 23-48.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

А.И. Ш и л о в а, М.В. П а в л о в а

НОВЫЕ ХИРОНОМИДЫ РОДА *PARATANYTARSUS* *THIENEMANN ET BAUSE* ФАУНЫ СССР (DIPTERA, CHIRONOMIDAE)

Материал собран М.В. Павловой в Киргизской ССР в пресноводном оз. Сон-Куль, расположенном в небольшой котловине Внутреннего Тянь-Шаня на высоте 3016 м над уровнем моря. Длина озера 28.5 км, ширина 16.9 км, максимальная глубина 13.2, средняя 9.3 м [1]. Содержание кислорода не ниже 6–7 мг/л, pH 7.6. С ноября по май озеро находится подо льдом. В период короткого лета температура воды в поверхностных слоях прогревается до 15–17 °С. Благодаря сильным ветрам вода в озере почти полностью перемешивается. В разгар лета (15 июля–15 августа) воздух прогревается до 23 °С [2].

В фаунистических сборах имаго (облов роев) и гидробиологических пробах преобладали представители рода *Paratanytarsus*, впервые обнаруженные в Советском Союзе. Видовая принадлежность куколок установлена по самцу, хорошо различимому сквозь их покровы. Выявлено 2 вида: *Paratanytarsus kaszabi* Reiss и *P. setosimanus* Goetgh., четко различающиеся по строению гениталий [4] самца. В статье также впервые дается описание куколки *P. kaszabi* Reiss и уточняется диагноз куколки *P. setosimanus* Goetgh.

Paratanytarsus kaszabi Reiss

Вид описан по материалам Монгольской экспедиции венгерского специалиста Кацаба, собравшего комаров в середине июня–начале июля близ озер, расположенных на высоте 1500–2100 м над уровнем моря. Вид назван его именем [3].

В оз. Сон-Куль встречается в массе. Сроки вылета совпадают со сроками, наблюдаемыми на Монгольских озерах. Многочисленные самцы собраны 15 июня 1981 г. и 7–10 июля 1982 г. Две куколки 10 июля 1980 г.

К у к о л к а (рис. 1, Б, Г; 2, Е–З). Темно-коричневая, длина тела 5 мм, III тергит с парными полями светлых игловидных шипов близ заднего края, с непарным поперечно вытянутым полем черных коротких шипов близ переднего края IY и двумя слабо разделенными полями таких же шипов близ переднего края Y тергита. Задний угол VIII сегмента с 8–14 черноватыми шипиками, расположенными в 2–3 ряда, L§ Y–VIII сегментов 3, 4, 4, 5. На каждой лопасти анального плавника одна дорсальная полая щетинка и около тридцати краевых. У куколки самца вершина анальной лопасти заканчивается шипом.

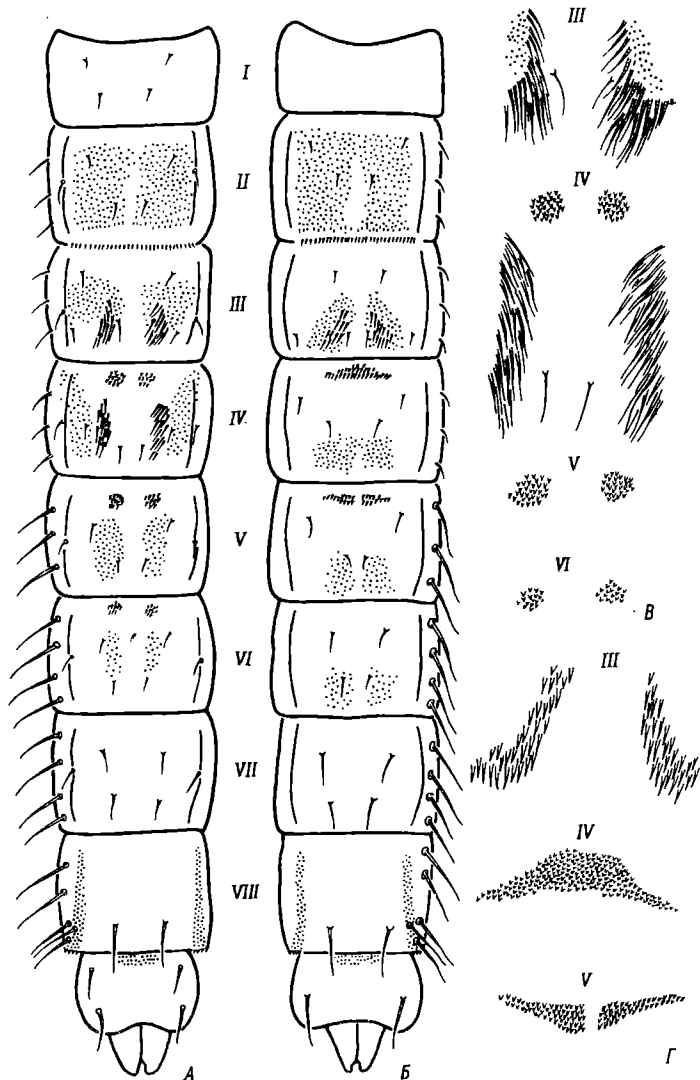


Рис. 1. Брюшко куколки.

A, Б - *Paratanytarsus setosimanus* Goetgh. Б, Г - *P. kaszabi* Reiss. А, Б - вид сверху. Б, Г - вооружение тергитов брюшка. Римские цифры - номера тергитов.

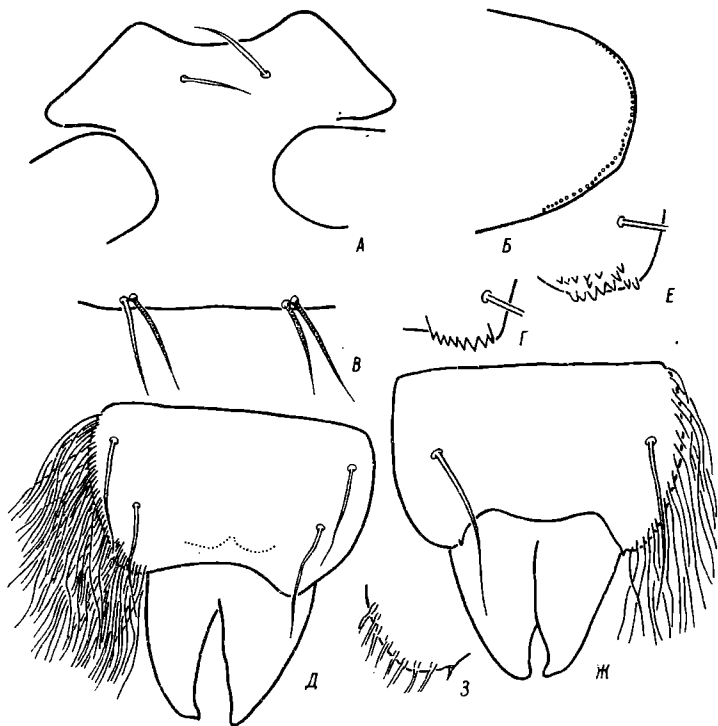


Рис. 2. Детали строения куколки.

А-Д - *Paratanytarsus setosimanus* Goetgh. Е-Ж - *P. kaszabi* Reiss. А - лобное поле; Б - вершина крылового чехла; В - дорсоцентральные (ДС 1-4) щетинки; Г, Е - шипы заднего угла VIII сегмента; Д, Ж - анальный плавник; 3 - вершина анального плавника с шипом.

Paratanytarsus setosimanus Goetgh.

Известен из Западной Гренландии, Скандинавии, Карпат, Монголии? [4].

8 самцов и 6 экзுவиев куколок собраны 10 июля 1980 г. Одна куколка найдена 8 июля 1982 г. на глубине 1 м.

По самцу вид близок к *P. pencillatus* Goetgh. Опознается по расположению медиальных щетинок на IX тергите и более коротким срединным придатком (2a) гонококситы. Куколка *P. setosimanus* отличается наличием на V тергите около 10 едва различимых шипиков, расположенных сзади и чуть латеральнее округлых парных полей черных шипов близ переднего края тергита [4, 5]. По нашим наблюдениям, их число значительно больше.

Имея в распоряжении 6 экзувиев и детально изучив их строение, считаем целесообразным впервые дать подробное описание куколки этого вида.

К у к о л к а (рис. 1, А, В; 2, А-Д). Темно-коричневая, длина тела 4.2 мм, длина экзuvia 5-5.5 мм. Экзувий прозрачный, анальный плавник окрашен темнее. Расположение парных полей черных игловидных и коротких шипов, как у *P. pencillatus* [4], но на V тергите сзади парных полей черных шипов имеются поля мелких, едва различимых шипиков. Дорсоцентральные щетинки $Дс_{1-4}$ (ранее Mth) одноразмерные, сближены. $Дс_1$ светлее других. Головные бугорки не развиты. Орган дыхания редуцирован. Крыловые чехлы близ вершины с рядом мелких шипиков, имеющих сверху вид округлых пор (ряд „раковин" (по: [5])). $L\delta$ V-VIII сегментов 3, 4, 4, 5. Задний угол VIII сегмента с 7-14 острыми шипиками, расположенными в один ряд. Каждая лопасть анального плавника с двумя дорсальными полыми щетинками, краевых около ста.

Л и т е р а т у р а

1. Б у к и н В.М. Морфометрия и морфология озера Сон-Куль. - Изв. АН КиргССР, 1977, № 4, с. 78-83.
2. В у н д ц е т т е л ь М.Ф. Фауна озера Сон-Куль. - В кн.: Икhtiологические и гидробиологические исследования в Киргизии, Фрунзе, 1977, с. 3-26.
3. R e i s s F. Beitrag zur ostpalaearktischen Chironomidenfauna (Diptera) am Beispiel einiger Tanytarsini. - Arten aus der Mongolei und Ostsibirien. - Entomol. tidschr., 1971, bd 92, h. 3-4, s. 198-212.
4. R e i s s F., S ä w e d a l L. Keys to males and pupae of the Palaeartic (excl. Japan) Paratanytarsus Thienemann et Bause, 1913, n. comb. with descriptions of three new species (Diptera: Chironomidae). - Entomol. scand., 1981, Suppl. 15, s. 73-104.
5. T h i e n e m a n n A. Tanytarsus - Studien II. Die Subsectio Paratanytarsus. Auf Grund der nachgelassenen Papiere Friedrich Wilh. Carl Krüger. - Arch. Hydrobiol., 1951, Suppl. 18, S. 595-632.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

ДИНАМИКА РАЗМЕРНОГО И МАССОВОГО СОСТАВОВ И УПИТАННОСТИ МОЛОДИ ОКУНЯ *PERCA FLUVIATILIS L.* В РАЗНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЗОНАХ РЫБИНСКОГО И ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ

Изучение динамики плотности молоди окуня в различных экологических зонах Рыбинского и Иваньковского водохранилищ, а также полевые наблюдения за перемещениями водных масс и меченой молоди [2] позволили сделать вывод о том, что окунь на ранних этапах развития в большом количестве выносится с нерестилищ в открытую часть водохранилища, но благодаря разнообразию условий и сроков нереста часть эмбрионов и личинок остается в защищенном прибрежье с растительностью и держится там в течение всего лета. Доля окуня, выносимого в открытую часть, по-видимому, определяется гидрологическими и метеорологическими условиями года.

В настоящей работе на основании динамики линейного и массового роста, упитанности эмбрионов, личинок и мальков нами предпринята попытка оценить влияние их выноса в открытую часть водохранилищ на структурные особенности пополнения популяции окуня.

Работа проведена на Рыбинском и Иваньковском водохранилищах в мае-октябре 1977-1979 гг. В Рыбинском водохранилище материал собран на 32 станциях, в Иваньковском - на 21. Пытаясь охватить все типичные биотопы рыб, мы расположили станции в пелагиали над экологическими зонами литорали, сублиторали и батиа-ли, на станциях защищенного прибрежья с растительностью и без растительности, песчаных плато, размываемых почв сублиторали и серых илов [3, 6, 7].

Эмбрионов, личинок и мальков (этапы развития цит. по: [1, 5]) отлавливали сачком из газа № 14, 6-метровой волокушей из безузловой дели № 3 (для ранней молоди в куток шивалась марля), сеткой Кори из газа № 12 (длина 1.5 м, размер входного отверстия 0.5x1.0 м), а также 5-метровым рамовым тралом с кутком из безузловой дели № 3 с размером рамы 1x2 м и 12-метровым мальковым тралом с площадью устья 12 м².

Для сравнения длины, массы и упитанности рыб использованы относительные единицы, что позволило нивелировать влияние общей тенденции увеличения или уменьшения тех или иных показателей в течение сезона и вести сравнительный анализ их значений на разных биотопах.

Относительную длину Р (масса, упитанность по Фультону) молоди на станции обитания вычисляли по формуле

$$P = \frac{n}{N},$$

где \bar{n} – средняя длина (масса, упитанность) молоди на станции обитания, N – средняя длина (масса, упитанность) молоди за рейс по всему водохранилищу [8].

Обработку материалов проводили с использованием вариационно-статистических методов [4]. Достоверность различий длины, массы и упитанности молоди на разных станциях обитания определяли с доверительной вероятностью $P=0,05$. Все статистические характеристики подсчитаны на ЭВМ „Минск-22“. Всего за время наблюдений проанализировано более 12 500 экз. молоди окуня.

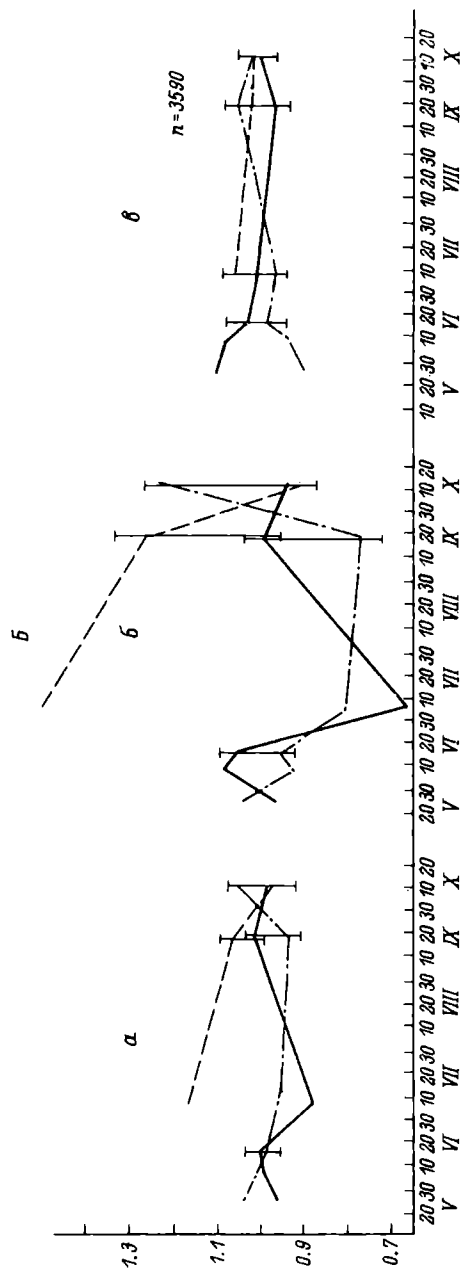
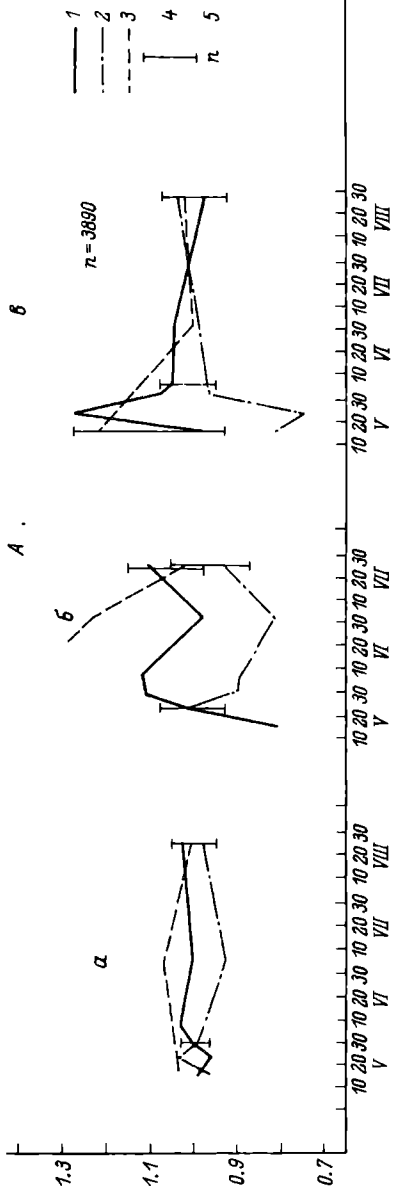
Исследование размерного и массового состава, упитанности молоди окуня на разных станциях водоема показало резкое различие в распределении рыб в Рыбинском и Ивановском водохранилищах. В Рыбинском водохранилище в мае 1977 г., когда шел выклев эмбрионов из икры, ветровыми течениями из прибрежья в открытую часть выносились более мелкие особи (см. рисунок). В это время средняя длина окуня на этапах развития A_1-C_1 в прибрежье составила 7.11 мм, а в зонах сублиторали и батiali соответственно 6.77 и 6.61 мм ($t=2.54-3.56$, различия достоверны). Средняя масса у прибрежной молоди также оказалась значительно выше, чем у эмбрионов и личинок на станциях батiali и сублиторали – 1.54, 0.88 и 0.70 мг соответственно ($t=5.59-7.17$, различия достоверны).

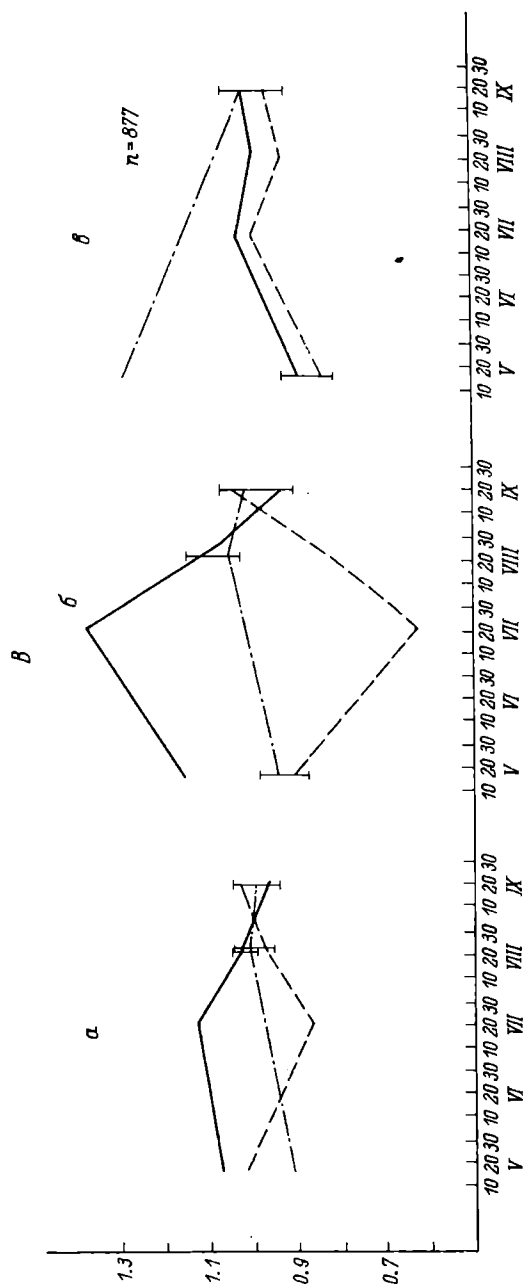
Небольшая площадь акватории водоема, интенсивные прибои в литоральной зоне и значительная устойчивость потока по направлению в Ивановском водохранилище обуславливают более быстрый и массовый вынос молоди с нерестилищ в открытую часть, чем в Рыбинском. В прибрежье остается лишь незначительное количество эмбрионов и личинок. В этом водохранилище (см. рисунок) в отличие от Рыбинского в период выклева самая крупная молодь (средняя длина 6.03 мм, средняя масса 0.79 мг) обнаружена в пелагиали над станциями батiali ($t=2.84-4.10$, различия достоверны).

Упитанность молоди в этот период на станциях батiali и прибрежья как в Рыбинском, так и в Ивановском водохранилище примерно одинакова ($t=0.67-1.38$, различия недостоверны), что свидетельствует в целом об одинаковых условиях питания окуня в обеих зонах.

В июне-июле в Рыбинском водохранилище на этапах C_2-G более крупные размеры и массу имела молодь из прибрежья, а в Ивановском лучшие показатели были по-прежнему у молоди открытой части.

В летний период в Рыбинском водохранилище, когда личинки и мальки вместе с водными массами перемещаются над различными экологическими зонами, какой-либо приуроченности более упитанной молоди к одной из зон не обнаружено. В Ивановском же водохранилище наивысшей упитанностью отличалась молодь из открытой части водоема, что, вероятно, связано с более лучшими условиями нагула в этой зоне по сравнению с прибрежьем. Лишь в августе в Рыбинском водохранилище и в сентябре в Ивановском размеры, масса и упитанность мальков окуня выравнивались во всех экологических зонах.





Размерный (а), массовый (б) состав и упитанность (в) молоди окуня в относительных единицах в различных экологических зонах.

А - Рыбинское водохранилище, 1977 г. Б - Рыбинское водохранилище, 1978 г. В - Ивановское водохранилище, 1979 г. 1 - зоны илонакопления батяли; 2 - размываемые почвы сублиторали; 3 - защищенное прибрежье литорали; 4 - различия между значениями недостоверны; 5 - количество проанализированной молоди. По оси ординат - длина, масса, упитанность в относительных единицах; по оси абсцисс - дата.

Проведенные наблюдения показали, что в Рыбинском водохранилище ветровыми течениями с нерестилищ в открытую часть выносятся эмбрионы и личинки, уступающие по длине и массе молоди, оставшейся в прибрежье, тогда как в Ивановском в отличие от Рыбинского более крупная и упитанная молодь окуня с мая по август держится в зонах аккумуляции биомассы, в открытых плесах водоема вдали от берегов. Различия в длине, массе и упитанности молоди, наблюдаемые в исследованных экологических зонах Рыбинского и Ивановского водохранилищ к концу лета сглаживаются, что свидетельствует о том, что эмбрионы, личинки и мальки окуня, видимо, вполне приспособлены к жизни в открытой части водохранилищ.

Л и т е р а т у р а

1. В а с н е ц о в В.В. Этапы развития костистых рыб. – В кн.: Очерки по общим вопросам ихтиологии. М.; Л., 1953, с. 207–217.
2. К о н о б е е в а В.К., К о н о б е е в А.Г., П о д д у б н ы й А.Г. О механизме образования скоплений молоди окуня *Perca fluviatilis* L. в открытой части водохранилища озерного типа (на примере Рыбинского водохранилища). – *Вопр. ихтиологии*, 1980, т. 20, вып. 2, с. 258–271.
3. К у р д и н В.П., З и м и н о в а Н.А. Об изменениях в грунтовой среде Рыбинского водохранилища. – В кн.: *Биология внутренних вод*: Информ. бюл. Л., 1968, № 2, с. 38–41.
4. Л а к и н Г.Ф. Биометрия. М., 1968. 284 с.
5. Л а н г е Н.О., Д м и т р и е в а Е.Н., С м и р н о в а Е.Н., П е н я з М. Методика исследования морфоэкологических особенностей развития рыб в зародышевый, личиночный и мальковый периоды. – В кн.: *Типовые методики исследования продуктивности видов рыб в пределах их ареалов*. Вильнюс, 1974, с. 56–71.
6. П о д д у б н ы й А.Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л., 1971. 311 с.
7. Ф о р т у н а т о в М.А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатель его режима. – *Тр. Ин-та биол. водохранилищ. АН СССР*, 1959, вып. 2(5), с. 246–357.
8. W a l l a s e D.N. Two anomalies of fish larval transport and their importance in environmental assessment. – *J.N.Y. Fish a. Game*, 1978, vol. 25, N 1, p. 59–71.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

О.А. Романова, Д.И. Стом,
Н.З. Кобжицкая, А.М. Бейм

ТОКСИЧНОЕ ДЕЙСТВИЕ СМЕСЕЙ ПОЛИФЕНОЛОВ,
ХИНОНОВ И ТИОЛОВЫХ ПРОИЗВОДНЫХ
НА ВОДНЫЕ РАСТЕНИЯ И НИЗШИХ РАКООБРАЗНЫХ

Органические соединения промышленных стоков предприятий целлюлозной промышленности с сульфатным способом варки в основном представлены фенольными соединениями и серосодержащими производными. Фенольные соединения характеризуются ярко выраженной способностью к окислению [1, 7]. Причем, согласно некоторым работам, начальные продукты окисления фенолов, близкие к хинонам [2, 6], а также некоторые другие соединения, образующиеся при окислительной деструкции фенолов, характеризуются более высокой токсичностью, чем исходные фенолы. С другой стороны, известно, что SH -содержащие вещества могут восстанавливать хиноны [5]. Свойство тиолсодержащих полимеров связывать хиноны лежит в основе одного из способов устранения последних из водных растворов [3]. На основании сказанного можно было ожидать снижения порога токсичности легко окисляющегося гидрохинона в присутствии SH -содержащих восстановителей.

В наших экспериментах в качестве тест-объектов использовали водоросли *Nitella* sp., *Dunaliella salina*, а также низших ракообразных — *Daphnia magna* Str. Критерием токсичного действия испытуемых фенольного и сернистых соединений служила остановка движения протоплазмы в нителле, потеря подвижности клеток дуналиеллы через 15 мин и 3 ч и время гибели дафний. Первоначально на наших тест-объектах было проведено изучение токсичности ряда меркаптанов, а затем исследовано комплексное влияние смеси фенол+меркаптаны на водоросли. Из испытанных меркаптопроизводных наибольшую токсичность на обоих объектах обнаруживал бензилмеркаптан. На нителю через 3 ч он действовал в концентрации $2 \cdot 10^{-3}$ моль/л, на дуналиеллу $4 \cdot 10^{-4}$ моль/л. Затем следовал амилмеркаптан, который останавливал движение протоплазмы нителлы в концентрации $2,8 \cdot 10^{-3}$ моль/л, а движение клеток дуналиеллы — $5,8 \cdot 10^{-4}$ моль/л. Пропилмеркаптан действовал на нителю в концентрации $5,5 \cdot 10^{-3}$ моль/л, на дуналиеллу $1,5 \cdot 10^{-3}$ моль/л, и, наконец, этилмеркаптан воздействовал на дуналиеллу в концентрации $7 \cdot 10^{-3}$ моль/л.

Опыты по совместному действию полифенолов и меркаптанов выявили заметное снижение токсичности первых в присутствии вторых. В этих экспериментах мы использовали концентрации гидрохинона, пирокатехина, резорцина, останавливающие движение клеток дуналиеллы и движение протоплазмы нителлы через 15 мин [6]. Меркаптаны существенно влияли на токсичность пирокатехина и гидрохинона, отодвигая момент повреждения. При действии растворов пиро-

катехина в концентрации $1.3 \cdot 10^{-2}$ моль/л в присутствии 0.05% этилмеркаптана время выживания клеток дуналиеллы возрастало более чем в 4 раза по сравнению с контролем (эквивалентным раствором одного пирокатехина). Время проявления летального действия на дуналиеллу гидрохинона в концентрации $3 \cdot 10^{-3}$ моль/л в присутствии амилмеркаптана ($6 \cdot 10^{-4}$ моль/л) увеличивалось почти в 3 раза.

У нителлы при действии смеси из гидрохинона в концентрации $2.5 \cdot 10^{-2}$ моль/л и бензилмеркаптана ($2 \cdot 10^{-3}$ моль/л) время выживания удлинялось в 3 раза. Пропилмеркаптан ($5.5 \cdot 10^{-3}$ моль/л) снижал токсичность пирокатехина ($2 \cdot 10^{-3}$ моль/л), тем самым увеличивая время выживания нителлы в 5 раз. Таким образом, токсичность смеси меркаптанов и фенолов гораздо ниже исходных фенолов. Интересно, что эффект меркаптанов проявляется наиболее сильно при взаимодействии с фенолами, легко подвергающимися окислению до хинона. С фенолами, которые не трансформируются в хиноны, меркаптаны не дают такого эффекта. Например, токсичность резорцина в присутствии различных меркаптанов в наших опытах на нителле и дуналиелле не снижалась.

В экспериментах с низшими ракообразными - *Daphnia magna* - испытывали действие гидрохинона, этилмеркаптана, а также их смеси гидрохинон+этилмеркаптан. Критерием токсического действия служила 100%-ная гибель рачков.

Вначале было изучено действие этилмеркаптана в концентрации 10^{-4} и $7.5 \cdot 10^{-5}$ моль/л. Гибель дафний наступала через 29 ч как в первом, так и во втором случае. Гидрохинон брали в концентрации 10^{-3} и $7.5 \cdot 10^{-4}$ моль/л. Токсичность была высокой, и гибель дафний наступала соответственно через 1.83 и 2.16 ч. После этого было проведено исследование влияния комплекса смеси гидрохинона и этилмеркаптана на дафний.

Токсичность смесей 10^{-3} моль/л гидрохинона и 10^{-4} моль/л этилмеркаптана, а также $7.5 \cdot 10^{-4}$ моль/л гидрохинона и $7.5 \cdot 10^{-5}$ моль/л этилмеркаптана была меньше, чем исходного фенола. Гибель особей наступала через 2.5 ч.

В опытах по действию гидрохинона и совместному действию гидрохинон+SH-содержащие восстановители (глутатион, цистеин) на дафнии тоже наблюдалось снижение токсичности гидрохинона в присутствии глутатиона и цистеина. В этом эксперименте мы брали концентрацию гидрохинона 10^{-3} моль/л и учитывали время гибели рачков. В этой концентрации дафнии жили около 2 ч. При добавлении к раствору гидрохинона цистеина в концентрациях 10^{-4} , 10^{-3} и 10^{-2} моль/л время жизни рачков увеличивалось соответственно до 5 ч с цистеином в концентрации 10^{-4} моль/л, а в концентрации 10^{-3} и 10^{-2} моль/л цистеина время жизни дафний увеличивалось до 10 ч. В контроле с цистеином (10^{-4} , 10^{-3} , 10^{-2} моль/л) дафнии не погибали. В опыте по снижению токсичности гидрохинона в концентрации 10^{-3} моль/л в присутствии глутатиона в концентрациях 10^{-4} , 10^{-3} , 10^{-2} моль/л наблюдали снижение токсичности соответственно до 7 и 12 ч (10^{-3} и 10^{-2} моль/л).

Из полученных данных следует, что при добавлении SH-содержащих восстановителей к раствору гидрохинона токсичность последнего понижается. Следует учитывать, что опыты проводились с высокими концентрациями токсикантов в короткий промежуток времени. Но, принимая во внимание, что специфическое действие полифенолов, в противоположность наркотическому, при удлинении времени экспозиции должно возрастать [4], можно предположительно говорить о том, что, добиваясь определенного соотношения двух токсичных компонентов промышленных стоков сульфатцеллюлозных заводов, в принципе возможно добиться ослабления токсичности легкоокисляющихся полифенолов под влиянием меркаптопроизводных.

Л и т е р а т у р а

1. К и р с о У.Э., К у й в К.А., Г у б е р г р и ц М.Я. Кинетика окисления замещенных монофенолов молекулярным кислородом в водной среде. – Журн. прикл. химии, 1968, № 41, с. 1257–1261.
2. С т о м Д.И., И в а н о в а Г.Г., Т и м о ф е е в а С.С. Альгоцидные свойства полифенолов и их способность окисляться водорослями. – In: Kurzfassungen der Vorträge Symposium Eutrophierung und Gewässerschutz, Dresden, 1973, S. 134–138.
3. С т о м Д.И., Т и м о ф е е в а С.С., Б о б о в с к а я Л.П., Ц а р и к Л.Я., К а л а б и н а А.В. Способ очистки сточных вод от органических соединений, А. с. № 458514 от 7 окт. 1974 г. (СССР).
4. С т о м Д.И., Б е й м А.М. Действие фенолов на некоторые виды водорослей. – Гидробиол. журн., 1976, т. 12, № 6, с. 53–57.
5. Т о р ч и н с к и й Ю.М. Сульфидгидрильные и дисульфидные группы белков. М., 1971. 158 с.
6. (С т о м Д.И., И в а н о в а Г.Г., Б а ш к а т о в а Г.В., Т р у б и н а Т.П., К о з л о в а О.М.) S t o m D.I., I v a n o v a G.G., B a s h k a t o v a G.V., T r u b i n a T.P., K o z l o v a O.M. About the role of quinones in the action of some polyphenols on the streaming of protoplasm in *Nitella* sp. cells. – Acta hydrochim., hydrobiol., 1974, Bd 2, N. 5, S. 407–412.
7. (W t h e r s W.M.) У о т е р с У.М. Механизм окисления органических соединений. М., 1966. 175 с.

Научно-исследовательский
институт биологии
при Иркутском университете

Б.И. Новиков, П.В. Сипченко

ПОСТУПЛЕНИЕ И СЕДИМЕНТАЦИЯ
АЛЛОХТОННЫХ ВЗВЕСЕЙ В КИЕВСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ
ЗА ПЕРИОД 1965-1977 ГГ.

Задача работы заключалась в определении количества аллохтонных взвесей, поступивших в Киевское водохранилище за период 1965-1977 гг., особенностей их седиментации и участия в формировании иловых отложений. Актуальность задачи обусловлена головным положением Киевского водохранилища в днепровском каскаде. Именно в него поступает весь жидкий и твердый сток Днепра, Припяти и ряда более мелких притоков, а сформировавшиеся водные массы являются исходными для всего каскада. Влекомые наносы нами не учитывались, так как они осаждаются в зоне вклинивания подпора и в дальнейшем практически не влияют на водные массы и донные отложения основного объема водохранилища.

Заполнение Киевского водохранилища началось в 1965 г. Этот год и следует считать началом аккумуляции взвесей в чаше водохранилища. Для расчета количества взвесей, поступивших в водохранилище, использованы материалы наблюдений Госкомгидрометов УССР и БССР на створах: р. Днепр - г. Могилев, р. Сож - г. Гомель, р. Припять - г. Мозырь, р. Уж - пос. Полесское, р. Тетерев - с. Макалевичи, а также материалы наблюдений отдела гидрологии Института гидробиологии АН УССР. Наблюдения над взвесями на водпостах рек Днепра и Припяти велись только по 1970 г. включительно, поэтому были построены зависимости между среднегодовыми величинами расходов воды и взвешенных наносов. Это дало возможность рассчитать приток взвесей и после 1970 г., когда наблюдения Госкомгидрометов были прекращены (табл. 1).

По данным А.И. Денисовой [1], в 1965-1977 гг. и в 1971 г. в Киевское водохранилище вместе с аллохтонными взвесями поступало ежегодно $1.11-2.09 \cdot 10^6$ кг фосфора, $8.2-11.79 \cdot 10^6$ кг железа и $40.5-51.9 \cdot 10^6$ кг органического углерода. Это соответствует 0.2-0.3% фосфора, 1.1-2.2% железа и 5.4-7.9% органического углерода от общей массы взвесей, поступивших за эти годы. Если допустить, что процентное содержание этих элементов в аллохтонных взвезях не изменялось в остальные годы, то суммарное поступление за период 1965-1977 гг. составит: $21 \cdot 10^6$ кг фосфора, $115 \cdot 10^6$ кг железа и $661 \cdot 10^6$ кг органического углерода, что довольно существенно для гидрохимического баланса водохранилища.

Аллохтонные взвеси принимают участие в формировании иловых отложений, которые могут послужить источником вторичного загрязнения водных масс за счет аккумулированных веществ. Для оценки вероятного участия аллохтонных взвесей в формировании донных от-

Т а б л и ц а 1

Водный сток и сток взвешенных наносов, поступивший в водохранилище за период 1965-1977 гг.

Год	Основной приток		Боковая приточность		Суммарный сток	
	воды, 10^9 м ³	взвешенных наносов, 10^6 кг	воды, 10^9 м ³	взвешенных наносов, 10^6 кг	воды, 10^9 м ³	взвешенных наносов, 10^6 кг
1965	25.58	542	2.63	67.6	28.21	609.6
1966	32.23	924	4.61	131.2	36.84	1055.2
1967	29.69	741	2.97	72.6	32.66	813.6
1968	28.63	656	2.31	55.7	30.94	711.7
1969	30.62	684	4.58	132.4	35.20	816.4
1970	50.32	1572	7.89	245.4	58.21	1817.4
1971	39.89	811	4.45	114.5	44.34	925.5
1972	23.32	416	1.63	31.8	24.95	447.8
1973	25.82	503	1.44	31.4	27.26	534.4
1974	29.86	753	1.77	35.7	31.63	788.7
1975	35.81	911	2.98	74.3	38.79	985.3
1976	25.71	591	2.51	59.4	28.22	650.4
1977*	14.28	260	1.88	82.8	16.16	342.8
Сумма	391.76	9364	41.65	1134.9	433.41	10498.9

* Сток рассчитан по июль включительно.

Т а б л и ц а 2

Гранулометрический состав и масса отдельных фракций аллохтонных взвесей в водохранилище и в илах водохранилища, сформировавшихся за период 1965–1977 гг.

Фракция, мм	Аллохтонная взвесь		Ил	
	%	10 ⁹ кг	%	10 ⁹ кг
1–0,1	10,1	1.06	28.18	5,69
0,1–0,05	15,3	1,60	13,67	2,76
0,05–0,01	36,5	3,84	23,65	4,76
<0,01	38,1	4,00	34,50	7,00
Сумма	100	10,50	100	20,21

ложений водохранилищ рассмотрим их гранулометрический состав (табл. 2).

В июне 1977 г. была проведена съемка донных отложений Киевского водохранилища и определен их гранулометрический состав (табл. 2). Сопоставление данных табл. 2 с данными табл. 3 показывает, что при полной седиментации аллохтонных взвесей их доля в иловых отложениях, сформировавшихся за 1965–1977 гг., составила бы в среднем 52%, а для отдельных фракций: 1–0,1 мм – 18,6%, 0,1–0,05 мм – 58%, 0,05–0,01 мм – 80,6%, меньше 0,01 мм – 57,1%. Таким образом, аллохтонные взвеси являются основным поставщиком частиц диаметром 0,05–0,01 мм и играют существенную роль в формировании тонкодисперсной фракции отложений. Представляет интерес оценка условий седиментации аллохтонных взвесей, поскольку в чаше водохранилища обычно находятся также биогенные и минеральные взвеси автохтонного происхождения, выделить которые генетически в составе отложений невозможно.

Расчет скорости седиментации частиц различного диаметра обычно ведут по уравнению Стокса. Однако при седиментации в движущейся водной массе возникают специфические условия, связанные с внутренней турбулентностью. Специальные исследования [2] показали, что скорость седиментации существенно зависит от горизонтальной скорости движения водной массы и при определенных ее значениях мелкие частицы не осаждаются.

По данным отдела гидрологии, среднегодовая проточность верхнего участка Киевского водохранилища составляет 3,6 см/с, среднего – 2,8 см/с, нижнего – 1,8 см/с и приплотинного – 2,8 см/с. Исходя из этой проточности определено, что частицы аллохтонных взвесей крупнее 0,1 мм седиментируют в верхнем участке водохранилища, в месте слияния вод Днепра и Припяти. Частицы 0,05 мм могут седиментировать только в пределах нижнего участка, а частицы менее 0,05 мм могут транспортироваться в нижний бьеф. Естественно, что расчеты по осредненным показателям не всегда бу-

дуг соответствовать реальному состоянию на определенный момент времени. К тому же развитие ветро-волновых явлений приводит к неоднократному взмучиванию взвесей, после которого они могут седиментировать на другом участке – процесс трансседиментации. Тем не менее анализ гранулометрического состава взвесей, отобранных после длительного штилевого периода на верхнем и приплотинном участках, показал, что во взвеси приплотинного участка полностью отсутствовали частицы крупнее 0,05 мм, в то время как на верхнем участке их содержание во взвеси превышало 25%. Тонкодисперсные частицы являются основным переносчиком в водных массах микроэлементов и ряда других активных компонентов, поэтому полученные путем расчетов и измерений данные об этом явлении следует учитывать при изучении общей экологической ситуации в каскаде водохранилищ.

Проведенные исследования и расчеты позволяют сделать следующие выводы:

в Киевском водохранилище, головном водохранилище каскада, более половины (52%) веществ, формирующих иловые отложения, составляют аллохтонные взвеси;

вместе со взвесями в водохранилище поступает значительное количество биогенов, что может оказывать существенное влияние на гидрохимический режим водоема;

по расчетным данным, проточность водохранилища обеспечивает транзит тонкодисперсных частиц взвесей (диаметром менее 0,05 мм) от верховья до сбросных сооружений. Однако в связи со сложностью развития гидродинамических процессов в водохранилище необходимо дальнейшее изучение особенностей седиментации в натуральных условиях.

Л и т е р а т у р а

1. Д е н и с о в а А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев, 1979. 292 с.
2. Л и с и ц ы н А.П. Процессы современного осадконакопления в Беринговом море. М., 1966. 544 с.

Институт гидробиологии АН УССР

П.А. М и т р а х о в и ч

К МЕТОДИКЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИНДИВИДУАЛЬНОЙ МАССЫ
НАУПЛИАЛЬНЫХ СТАДИЙ КОПЕПОД

Определение индивидуальной массы планктонных животных основано на применении формулы связи между массой и длиной тела: $W = q l^{\underline{b}}$ [2]. Константы q и \underline{b} в уравнении для ракообразных и коловраток, приведенные в работе Е.В. Балущкиной и Г.Г. Винберга [1], хорошо передают связь массы и длины тела ветвистоусых рачков, коловраток, копеподитных стадий и зрелых веслоногих. Индивидуальные массы науплиусов, рассчитанные по формуле связи, имеют низкие показатели по сравнению с индивидуальными массами, полученными по методу пластилиновых моделей [3]; особенно это заметно на первых стадиях (см. таблицу). При расчете продукции популяций копепод большое значение имеет точность расчета индивидуальных масс науплиусов. В связи с этим выполнена работа по определению массы науплиусов популяции *Eudiaptomus graciloides* L. Масса определялась погружением в воду увеличенных в 100 раз пластилиновых моделей, выполненных по схемам [6]. Размеры тела и конечностей снимались под биноклем МБС-1 при увеличении 8х7. Для расчета по формуле использовались константы q и \underline{b} для *E. graciloides* [1] и для науплиусов и копеподитов *Eurytemora velox* Lill. [4]. Установлено, что масса (W_0) науплиусов, полученная методом погружения пластилиновых моделей в воду, и масса, рассчитанная по формуле связи (W_1) с использованием констант для диаптомусов, значительно различаются на первых стадиях и мало отличаются друг от друга на шестой стадии; массы (W_0 и W_1) копеподитов первой стадии, полученные по двум методам, совпали (см. таблицу). Массы (W_2) науплиусов, рассчитанные с использованием констант q и \underline{b} , приведенных для *E. velox*, менее отличаются на первых стадиях от масс, полученных по моделям, и почти совпадают на шестой стадии. Существенная разница W_2 и W_0 копеподитов первой стадии в этом случае связана, вероятно, с расчетным методом определения индивидуальных масс по геометрическому подобию с учетом поправки на соотношение высоты и ширины цефалоторакса у копеподитов и взрослых, а у науплиусов – ширины тела [4]. Вероятно, такая поправка для копеподитных стадий и взрослых форм более существенна, чем для науплиальных стадий различных популяций калянид.

На основании результатов по определению массы науплиусов, полученных разными методами, можно заключить, что значения констант q и \underline{b} для *Eudiaptomus graciloides* [1] не совсем точно передают связь массы и размеров тела науплиусов, но почти с абсолютной точностью отражают эту взаимосвязь для копеподитов и половозрелых особей.

Стадия развития	Длина тела, мм	Масса по моделям, W_0	Масса по формуле			
			W_1	разность, %	W_2	разность, %
n_1	0.175	0.0011	0.0003	73	0.0006	46
n_2	0.200	0.0014	0.0004	71	0.0009	36
n_3	0.240	0.0020	0.0007	65	0.0013	35
n_4	0.290	0.0026	0.0012	54	0.0020	23
n_5	0.340	0.0030	0.0018	40	0.0028	7
n_6	0.380	0.0036	0.0026	28	0.0037	2
K_1	0.550	0.0067	0.0069	2	0.0058	13

Примечания. Для W_1 $q=0.036$, $\bar{b}=2.738$ — науплиусы и копеподиты. Для W_2 $q=0.032$, $\bar{b}=2.235$ — науплиусы; $q=0.026$, $\bar{b}=2.490$ — копеподиты.

Значения констант q и \bar{b} , приведенные для науплиусов *Eurytemora velox* [4] и использованные для расчета массы науплиусов *Eudiaptomus graciloides*, несколько точнее передают связь между массой и размерами тела, но, как подчеркивают авторы [1], едва ли смогут отвечать действительности, так как у науплиусов очень малые различия в длине.

При сравнении масс (W_0 , W_1 и W_2) науплиусов первой стадии с массой яйца, рассчитанной нами по объему шара (при диаметре 0.112 мм масса равна 0.0013 мг) и полученной методом прямого взвешивания [5] (при навесках — 3–6 мг масса равна в среднем 0.0017 мг), оказалось, что разница наименьшая для случая W_0 . Это в какой-то мере подтверждает, что более точные массы науплиусов калянид могут быть получены путем экстраполяции данных W_0 , полученных методом пластилиновых моделей.

Л и т е р а т у р а

1. Балущкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных. — В кн.: Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л., 1979, с. 58–78.
2. Винберг Г.Г. Методы определения продукции водных животных. Минск, 1968. 245 с.
3. Киселев А.И. Методы исследования зоопланктона. — В кн.: Жизнь пресных вод СССР. М.; Л., 1956, т. 4, с. 183–265.
4. Кудринская О.И., Юшко Л.Н. Определение веса по длине у массовых форм копепод Кременчугского водохранилища. — Гидробиол. журн., 1973, т. 9, № 6, с. 100–104.
5. Уиорелский С.Н. Роль ракообразных в общей биомассе

планктона озер. - Тр. Всесоюз. гидробиол. о-ва. М.; Л., 1951, вып. 3, с. 3-14.

6. T o r k e B.G. An Illustrated to the identification of the Planktonic Crustacea of the lake Michigan with notes on their Ecology. - Center for Great Lakes Stadies: special report. 1974, N 17. 42 p.

Белорусский университет им. В.И. Ленина

УДК 597-1.134:519.2

М.М. С мет а н и н, Т.Л. С мет а н и н а

ОБ ОПРЕДЕЛЕНИИ СТАТИСТИЧЕСКИХ ПОГРЕШНОСТЕЙ УСКОРЕНИЯ РОСТА РЫБ

При анализе роста рыб обычно используются различные количественные показатели [5, 8]. В.А. Желиговский [4], развивая представления В.П. Горячкина [2], отмечал, что абсолютный рост организмов наиболее полно характеризуется в каждый данный момент времени совокупностью трех взаимообусловленных показателей - накопленным результатом (длины, массы) l_i , скоростью V_i и ускорением a_i , вычисляемым по формуле

$$a_i = \frac{l_i - 2l_{i+1} + l_{i+2}}{\theta^2}, \quad i = 1 \div n-2. \quad (1)$$

Для простоты принято $t_{i+1} - t_i = \theta = \text{const}$.

При изучении интенсивности роста применяются относительные показатели. Для количественного анализа быстроты изменения удельной скорости роста можно использовать относительное ускорение

$$u_i = \frac{\ln l_i - 2 \ln l_{i+1} + \ln l_{i+2}}{\theta^2}, \quad i = 1 \div n-2. \quad (2)$$

Если оно положительно, то это свидетельствует об ускорении роста единицы длины или массы тела, если отрицательно - о замедлении относительного роста.

Обязательная часть современного количественного подхода - оценка точности полученных результатов. Ранее нами [10] была предложена методика оценки точности скорости роста. Задача настоящей статьи - вывод формул для оценки косвенных предельных и среднеквадратических погрешностей абсолютного и относительного ускорения роста.

Конкретный способ определения ошибки зависит от типа имеющейся информации о росте. Если данные l_i , l_{i+1} , l_{i+2} получены

непосредственным измерением длины тела отдельных особей в моменты времени t_i, t_{i+1}, t_{i+2} или обратным расчислением по какой-либо регистрирующей структуре, то статистическая ошибка находится классическим методом: определяется среднее значение ускорения для всех одновозрастных особей, вычисляются средне-квадратическое отклонение и возможная погрешность с требуемой вероятностью [9].

Часто имеется информация о росте рыб, которую получают в результате анализа выборок, производимых в последовательные моменты времени, т.е. когда прослеживается рост не отдельных особей, а определенного годового класса. В этом случае нет возможности определить ускорение роста у отдельных особей, но статистические погрешности можно рассчитать как ошибки косвенных измерений.

Абсолютное и относительное ускорения при этом рассматриваются как функции нескольких переменных

$$Y = f(x_1, x_2 \dots x_j \dots x_p). \quad (3)$$

Возникает ситуация, когда нужно оценить точность функции, ошибки аргументов которой определяются предварительно. Для нахождения предельной абсолютной ошибки функции иногда [3, 7] рекомендуется соотношение

$$\Delta_1 Y = \sum_{j=1}^p \left| \frac{\partial f}{\partial x_j} \Delta x_j \right|. \quad (4)$$

Используя его, получаем формулы предельных ошибок с учетом погрешности интервала дискретности

$$\Delta_1 \alpha_i = \frac{1}{\theta^2} \left[\Delta l_i + 2 \Delta l_{i+1} + \Delta l_{i+2} + 2 \frac{\Delta \theta}{\theta} (l_{i+2} - 2l_{i+1} + l_i) \right], \quad (5)$$

$$\Delta_1 u_i = \frac{1}{\theta^2} \left[\frac{\Delta l_i}{l_i} + 2 \left(\frac{\Delta l_{i+1}}{l_{i+1}} \right) + \left(\frac{\Delta l_{i+2}}{l_{i+2}} \right) + 2 \ln \frac{l_{i+2} l_i}{l_{i+1}^2} \left(\frac{\Delta \theta}{\theta} \right) \right], i = 1 \div n - 2. \quad (6)$$

Применение этих формул приводит, вообще говоря, к завышению результирующей ошибки, так как вероятность того, что все частные погрешности имеют одинаковые знаки, сравнительно мала. Поэтому кроме предельной имеет смысл вычислять еще и среднеквадратическую погрешность.

В ряде работ [1, 6] показано, что при некоррелированных ошибках аргументов косвенная среднеквадратическая ошибка $\Delta_2 Y$ вычисляется по формуле

$$\Delta_2 Y = \left[\sum_{j=1}^p \left(\frac{\partial f}{\partial x_j} \Delta x_j \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}. \quad (7)$$

Операцию, выражаемую этой формулой, иногда называют „квадратическим сложением“. Оно характерно тем, что преимущественное влияние на результирующую ошибку оказывают наибольшие слагаемые.

Если число аргументов, например, равно двум, а $\frac{\partial f}{\partial x_1} \Delta x_1 = 0.5$, $\frac{\partial f}{\partial x_2} \Delta x_2 = 0.2$, то $\Delta_2 Y = 0.54$. Следовательно, меньшая ошибка в данном случае играет очень небольшую роль. Если необходимо повысить точность исследования, то в первую очередь нужно ту ошибку, которая больше, уменьшить.

Применение выражения (7) позволило получить формулы средне-квадратических ошибок ускорения роста

$$\Delta_2 \alpha_i = \frac{1}{\theta^2} [\Delta l_i^2 + 4 \Delta l_{i+1}^2 + \Delta l_{i+2}^2 + 4(l_i - 2l_{i+1} + l_{i+2})^2 \left(\frac{\Delta \theta}{\theta}\right)^2]^{\frac{1}{2}}, \quad (8)$$

$$\Delta_2 u_i = \frac{1}{\theta^2} \left[\left(\frac{\Delta l_i}{l_i} \right)^2 + 4 \left(\frac{\Delta l_{i+1}}{l_{i+1}} \right)^2 + \left(\frac{\Delta l_{i+2}}{l_{i+2}} \right)^2 + 4 \left(l_i \frac{l_{i+2} - l_i}{l_{i+1}} \right)^2 \left(\frac{\Delta \theta}{\theta} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}}. \quad (9)$$

Так как $\Delta \theta$ можно выразить через ошибки оценки возраста

$$\Delta \theta = \Delta (t_{i+1} - t_i) = [(\Delta t_i)^2 + (\Delta t_{i+1})^2]^{\frac{1}{2}}, \quad (10)$$

то для использования полученных формул нужно знать погрешности определения средней длины и возраста рыб.

Если возраст рыб заранее или воспроизводимостью определения его очень высока, то $\Delta \theta \approx 0$ и формулы упрощаются. В качестве примера использования этих формул в табл. 1 приведены значения показателей линейного роста, их предельных погрешностей с вероятностью 0.7 и ошибок репрезентативности (в скобках) для окуня, выращенного в прудах экспериментальной базы „Сунога“. Измерения длины тела производились в конце апреля–начале мая 1972–1975 гг. при пересадке рыб из зимовального в нагульные пруды. Ежегодно промерялось около 25 особей. Значения ошибок ускорений, рассчитанные по формулам (5)–(9), округлены.

Видно, что абсолютная и удельная скорости роста положительные, но быстро убывают с возрастом по величине. Абсолютное и относительное ускорения отрицательны и показывают, как быстро происходит это убывание: на третьем году жизни окуня данной популяции модуль абсолютного ускорения более чем в 5 раз, а модуль относительного – в 9 раз меньше, чем на втором году.

Использование критерия Стьюдента показывает, что различие между соответствующими средними значениями показателей роста в разные годы достоверно с вероятностью не меньшей, чем 0.95. Оценка достоверности разности при этом оказалась возможной только после определения ошибок репрезентативности.

Т а б л и ц а 1

Показатели роста окуня, их предельные и среднеквадратические (в скобках) погрешности с вероятностью 0,7

Показатель роста	Возраст, годы					
	1	2	3	4	5	6
Длина тела, мм	50±1(1)	120±1(1)	140±1(1)	151±2(2)		
Абсолютная скорость, мм/год	—	—	—	—	—	—
Абсолютное ускорение, мм/год ²	—	70±2(1)	20±2(1)	11±3(2)	—	—
Удельная скорость, 1/год	—	—	—	—	—	—
	—	0.88±	0.15±	0.08±	—	—
	—	±0.03(0.02)	±0.02(0.01)	±0.02(0.01)	—	—
Относительное ускорение, 1/год ²	—	—	—	—	—	—
	—	-0.72±	-0.08±	-0.08±	—	—
	—	±0.04(0.03)	±0.04(0.02)	±0.04(0.02)	—	—

Т а б л и ц а 2

Абсолютные, относительные ускорения роста судака оз. Ильмень и их ошибки репрезентативности (по: [11])

Показатель роста	Возраст, годы					
	1	2	3	4	5	6
Длина тела, мм	104±3	229±1	321±5	361±5	430±3	483±7
Абсолютное ускорение, мм/год ²	—	-33±8	-52±12	+29±16	-16±12	—
Относительное ускорение, 1/год ²	—	-0.45±0.05	-0.22±0.04	+0.06±0.04	-0.06±0.04	—

Предложенные формулы можно использовать и при анализе литературных данных, если в них имеется информация о вариабельности размеров рыб разных возрастов. Так, нами определены абсолютное и относительное ускорения роста и произведена оценка их точности по средним значениям и ошибкам репрезентативности длины тела судака оз. Ильмень, по исходным данным Г.В. Федоровой [11]. Как абсолютное, так и относительное ускорение роста неоднократно меняют знаки (табл. 2). Это свидетельствует о резком изменении абсолютной и удельной скоростей роста и дает дополнительную информацию о периодичности роста судака оз. Ильмень.

Отметим, что, если необходимо оценить погрешности ускорения роста с большей, чем 0,7, вероятностью, то ошибки исходных переменных нужно умножить на соответствующие коэффициенты Стьюдента и произвести вычисления. Выведенные формулы сохраняются для любого уровня доверительной вероятности.

Л и т е р а т у р а

1. В е н т ц е л ь Е.С. Теория вероятностей. М., 1964. 576 с.
2. Г о р я ч к и н В.П. Собр. соч. М., 1940, т. 1. 271 с.
3. Г у т е р Р.С., О в ч и н с к и й Б.В., Р е з н и к о в с к и й П.Т. Программирование и вычислительная математика. М., 1965. 448 с.
4. Ж е л и г о в с к и й В.А. Применение принципа акад. В.П. Горячкина к изучению природных явлений. - Докл. Моск. с.-х. акад. им. К.А. Тимирязева, 1964, вып. 1, с. 1-7.
5. Ж и в к о в М. Критический анализ некоторых относительных показателей интенсивности роста рыб. - Изв. на зоол. инст. с музей, 1972, кн. 36, с. 81-101.
6. З а й д е л ь А.Н. Ошибки измерений физических величин. Л., 1974. 108 с.
7. К о п ч е н о в а Н.В., М а р о н И.А. Вычислительная математика в примерах и задачах. М., 1972. 368 с.
8. М и н а М.В., К л е в е з а л ь Г.А. Рост животных (анализ на уровне организма). М., 1976. 291 с.
9. П л о х и н с к и й Н.А. Биометрия. М., 1971. 364 с.
10. С м е т а н и н М.М. Алгоритм определения погрешности показателей относительной скорости роста рыб. - Рыбное хоз-во, 1979, № 3, с. 74-76.
11. Ф е д о р о в а Г.В. Биология и динамика численности судака озера Ильмень. - Изв. ГОСНИОРХ, 1974, т. 86, с. 73-90.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

О проведении совместных исследований советскими и американскими специалистами в Борке по проекту „Влияние загрязняющих веществ на водные организмы и экосистемы. Разработка критериев качества воды” (В.И. Романенко, Б.А. Флеров)	3
--	---

СООБЩЕНИЯ

Романенко В.И., Перес Ейрис М., Публинес М.А. Метанооксиляющие бактерии на корнях эйхорнии (<i>Eichornia crassipes</i> (Mart.) Solms.)	5
Панасенков Ю.В. Определение влияния сточных вод целлюлозного производства на естественные водные микробные ценозы по поглощению $^{14}\text{CO}_2$	7
Девяткин В.Г. Интенсивность фотосинтеза микрофитобентоса Рыбинского водохранилища	10
Генкал С.И. Закономерности изменчивости основных структурных элементов панциря у диатомовых водорослей рода <i>Cyclotella</i> Kütz.	14
Ляхов С.М., Лавров В.Л. Бентос Куйбышевского водохранилища в 1977–1978 гг.	16
Каратаев А.Ю., Тишиков Г.М., Каратаева И.В. Население друз <i>Dreissena polymorpha</i> Pallas как специфическое сообщество донных животных	18
Мыльников А.П. Адаптация пресноводных зоофлагеллят к повышенной солености	21
Романова Е.П. Интенсивность обмена некоторых планктонов Саратовского водохранилища	24
Павлютин А.П. Время прохождения пищи по кишечнику <i>Daphnia magna</i>	27
Загорская Е.П., Митропольский В.И. <i>Pisidiidae</i> (Mollusca, Bivalvia) Куйбышевского водохранилища	30
Скальская И.А. Динамика численности перифитонных личинок хирономид в прибрежье Рыбинского водохранилища	32
Шилова А.И., Павлова М.В. Новые хирономиды рода <i>Paratanytarsus</i> Thienemann et Bause фауны СССР (Diptera, Chironomidae)	36
Коновеева В.К. Динамика размерного и массового составов и упитанности молоди окуня <i>Perca fluviatilis</i> L. в разных экологических зонах Рыбинского и Иваньковского водохранилищ	40

	Стр.
Р о м а н о в а О.А., С т о м Д.И., К о б ж и ц к а я Н.З., Б е й м А.М. Токсичное действие смесей полифенолов, хино- нов и тиоловых производных на водные растения и низших рако- образных	45
Н о в и к о в Б.И., С и л ч е н к о П.В. Поступление и се- дimentация alloхтонных взвесей в Киевское водохранилище за период 1965-1977 гг.	48
М и т р а х о в и ч П.А. К методике определения индивидуаль- ной массы науплиальных стадий копепод	52
С м е т а н и н М.М., С м е т а н и ц а Т.Л. Об определе- нии статистических погрешностей ускорения роста рыб	54

INFORMATIONS

On joint researches of the soviet and american specialists by the Project „Influence of pollutants on water organisms and ecosystems Working out water quality criteria" (V.I. R o m a n e n k o, B.A. F l e r o v)	3
---	---

ARTICLES

R o m a n e n k o V.I., P e r e s E i r e s M., P u b i e n e s M.A. Methane oxidizing bacteria on the roots of Eichornia (Eichornia crassipes (Mart.) Solms.)	5
P a n a s e n k o v Ju.V. Determination of affecting action of cellulose industry sewage waters on natural microbial cenosis by $^{14}\text{CO}_2$ consumption ..	7
D e v i a t k i n V.G. Intensity of photosynthesis of the Rybinsk reservoir microphytobenthos	10
G e n k a l S.I. Regularities of changes in structural elements of diatom algae Cyclotella Kütz. test ..	14
L j a k h o v S.M., L a v r o v V.L. Benthos in the Kuibyshev reservoir in 1977-1978	16
K a r a t a e v A.Ju., T i t s h i k o v G.M., K a r a t a e v a I.V. Population of Dreissena polymorpha Pallas as a specific community of bottom animals	18
M y l n i k o v A.P. Adaptation of freshwater zooflagellates to heightened salinity	21
R o m a n o v a E.P. Intensity of some plankter metabolism in the Saratov reservoir	24
P a v l u t i n A.P. Duration of food passage through bowels Daphnia magna	27
S a g o r s k a j a E.P., M i t r o p o l s k i V.I. Pisidiidae (Mollusca, Bivalvia) in the Kuibyshev reservoir	30
S k a l s k a j a I.A. Dynamics of number of Chironomidae periphyton larvae in the Rubinsk reservoir	32
S h i l o v a A.I., P a v l o v a M.V. New Chironomidae of the family Paratanytarsus Thienemann et Bause of the USSR fauna (Diptera, Chironomidae)	36

K o n o b e e v a V.K. Dynamics of dimensional and weight compositions and condition of perch juvenile <i>Perca fluviatilis</i> L. in various ecological zones of the Rubinsk and Ivankovo reservoirs	40
R o m a n o v a O.A., S t o m D.I., K o b t s y - t s k a j a N.S., B e i m A.M. Toxic action of polyphenols mixtures, benzoquinone and thiol derivatives on water vegetations and lower animals....	45
N o v i k o v B.I., S i p t c h e n k o P.V. Entering and sedimentation of allochthonous suspensions into the Kiev reservoir during the period 1965-1977	48
M i t r a k h o v i t c h P.A. To the methods of determination individual mass of Copepodes nauplius stages	52
S m e t a n i n M.M., S m e t a n i n a T.L. On determination of statistic errors of fishes growth acceleration	54

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

Информационный бюллетень № 61

Утверждено к печати
Институтом биологии внутренних вод
Академии наук СССР

Редактор издательства Л.И. Сметанкина
Технический редактор А.П. Чистякова
Корректор Н.П. Кизим

ИБ № 20888

Подписано к печати 18.10.83. М-19258. Формат 60х90 1/16.
Бумага для глубокой печати. Печать офсетная. Усл. печ. л. 4.
Усл. кр.-отт. 4.25. Уч.-изд. л. 4.55. Тираж 750. Тип. зак. № 1021.
Цена 70 к.

Издательство „Наука“. Ленинградское отделение
199164, Ленинград, В-164, Менделеевская лин., 1

Ордена Трудового Красного Знамени
Первая типография издательства „Наука“
199034, Ленинград, В-34, 9 линия, 12

Книги издательства „Наука“ можно предварительно заказать в магазинах
конторы „Академкнига“.

Для получения книг почтой заказы просим направлять по адресу:
117192 Москва, В-192, Мичуринский пр., 12. Магазин „Книга – почтой“
Центральной конторы „Академкнига“;
197345 Ленинград, П-345, Петрозаводская ул., 7. Магазин „Книга – поч-
той“ Северо-Западной конторы „Академкнига“.

480091 Алма-Ата, ул. Фурманова, 91/97 („Книга – почтой“);
370005 Баку, ул. Джапаридзе, 13;
320093 Днепропетровск, пр. Гагарина, 24 („Книга – почтой“);
734001 Душанбе, пр. Ленина, 95 („Книга – почтой“);
375002 Ереван, ул. Туманяна, 31;
664033 Иркутск, ул. Лермонтова, 289;
252030 Киев, ул. Ленина, 42;
252030 Киев, ул. Пирогова, 2;
252142 Киев, пр. Вернадского, 79;
252030 Киев, ул. Пирогова, 4 („Книга – почтой“);
277012 Кишинев, пр. Ленина, 148 („Книга – почтой“);
343900 Краматорск Донецкой обл., ул. Марата, 1;
660049 Красноярск, пр. Мира, 84;
443002 Куйбышев, пр. Ленина, 2 („Книга – почтой“);
191104 Ленинград, Литейный пр., 57;
199164 Ленинград, Таможенный пер., 2;
199034 Ленинград, 9 линия, 16;
220012 Минск, Ленинский пр., 72 („Книга – почтой“);
103009 Москва, ул. Горького, 8;
117312 Москва, ул. Вавилова, 55/7;
630076 Новосибирск, Красный пр., 51;
630090 Новосибирск, Академгородок, Морской пр., 22 („Книга – почтой“);
142292 Пушкино Московской обл., МР „В“, 1;
620151 Свердловск, ул. Мамина-Сибиряка, 137 („Книга – почтой“);
700029 Ташкент, ул. Ленина, 73;
700100 Ташкент, ул. Шота Руставели, 43;
700187 Ташкент, ул. Дружбы народов, 6 („Книга – почтой“);
634050 Томск, наб. реки Ушайки, 18;
450059 Уфа, ул. Р. Зорге, 10 („Книга – почтой“);
450025 Уфа, Коммунистическая ул., 49;
720001 Фрунзе, бульв. Дзержинского, 42 („Книга – почтой“);
310078 Харьков, ул. Чернышевского, 87 („Книга – почтой“).