

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

Влияние стоков Череповецкого
промышленного узла на
экологическое состояние
Рыбинского водохранилища

Рыбинск
1990

**ВЛИЯНИЕ
СТОКОВ ЧЕРЕПОВЕЦКОГО
ПРОМЫШЛЕННОГО УЗЛА
НА
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ
РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**



РЫБИНСК 1990



Б. А. ФЛЕРОВ

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ г. ЧЕРЕПОВЦА В 1987 г.

Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск. 1990....с.

Сборник статей посвящен оценке экологического состояния Рыбинского водохранилища после аварии на череповецком металлургическом комбинате (ЧМК) зимой 1986—1987 гг. Впервые рассмотрено негативное влияние и последствия промышленных сточных вод ЧМК на экосистему водохранилища: микробиологическую ситуацию, растительность, зоопланктон, бентос, ихтиофауну. Приводятся уровни загрязнения воды, грунтов, биоты и даются рекомендации для улучшения экологического состояния водохранилища.

Сборник рассчитан на гидробиологов, ихтиологов, экологов, специалистов по охране окружающей среды.

Ответственный редактор Б. А. ФЛЕРОВ

Дается оценка экологической ситуации в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища на основании гидрохимических, токсикологических, микробиологических, гидробиологических и ихтиологических исследований, выполненных после аварии на Череповецком металлургическом комбинате в 1987—1988 гг.

Начало аварии на Череповецком металлургическом комбинате (ЧМК) приходится на последние числа декабря 1986 г. В это время произошел аварийный сброс кислоты на заводскую территорию, в результате которого погиб активный ил на установке биохимической очистки, а 5 января 1987 г. из-за остановки работы (заморожена система трубопроводов) обесфеноливающей установки концентрированные сточные воды коксохимического производства вывели из строя городские очистные сооружения и стали беспрепятственно поступать в Рыбинское водохранилище. Создавшаяся крайне критическая ситуация усугубилась еще и тем, что производственное объединение «Аммофос» 5 января 1987 г. произвело аварийный выброс более 1 тыс. м³ концентрированной серной кислоты. Все это привело к экологической катастрофе Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища.

Программа „Комплексных исследований экологической обстановки на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г.“ разработана Институтом биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина АН СССР сразу же после выхода распоряжения Ярославского облисполкома „О проведении мероприятий по предотвращению последствий аварии на очистных сооружениях г. Череповца“ от 19. IV. 1987 г., № 84—р. Реализация программы исследований осуществлялась в течение 2-летнего периода 1987—1988 гг. За это

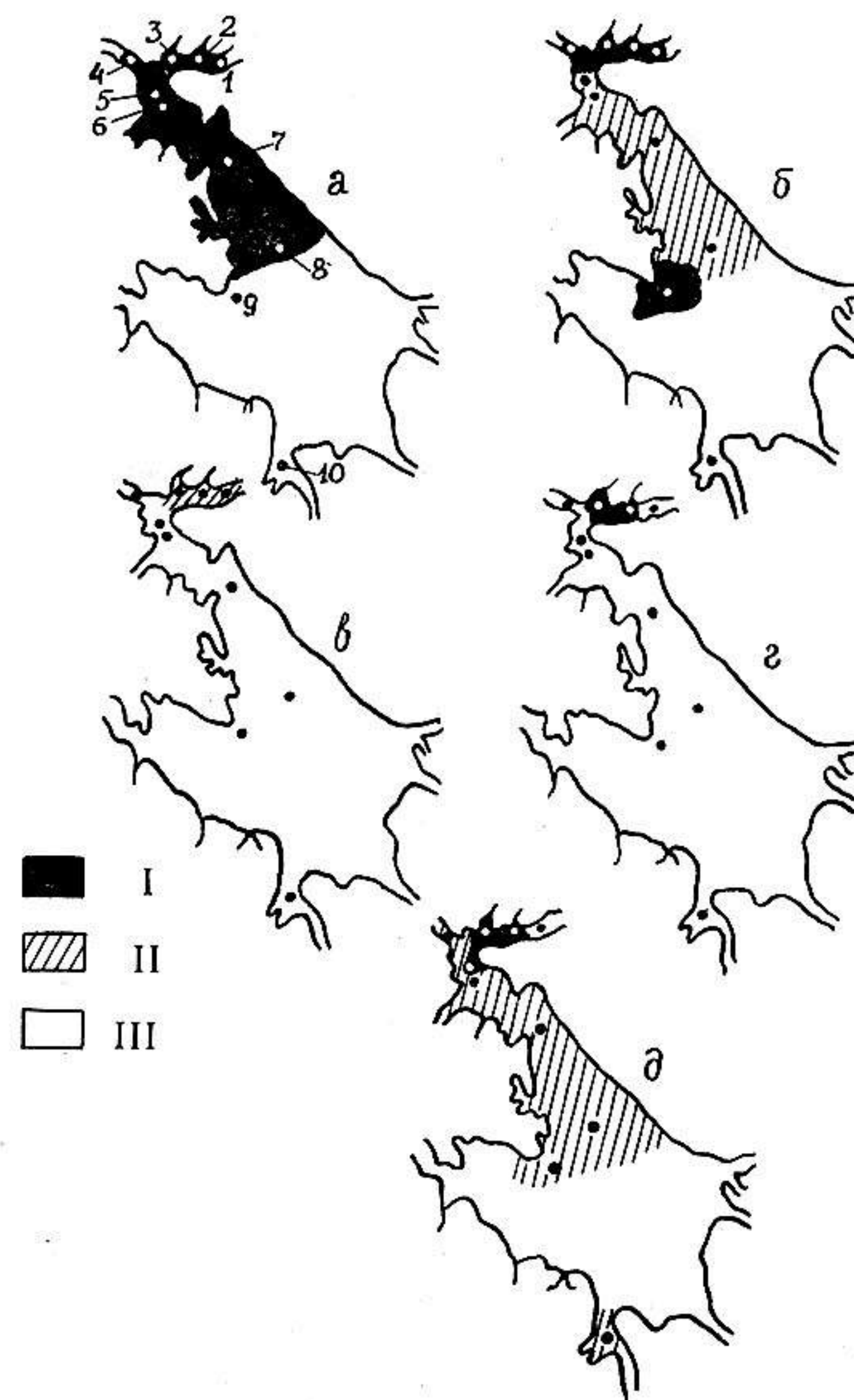
время проведено 6 комплексных и несколько специальных экспедиций с участием исследователей ИБВВ АН СССР разного профиля.

Стандартные гидрохимические параметры (рН, цветность, взвешенные вещества, щелочность, CO_2 , кислород, БПК₅, органический углерод, все формы азота, неорганический и общий фосфор, общее железо) Шекснинского плеса не показали существенных отклонений как непосредственно перед вскрытием льда, так и течение всего 1987 г.

В марте 1987 г. в воде Шекснинского плеса (ст. Любец) было обнаружено большое содержание ароматических углеводородов; ди- и полиароматические углеводороды (нафталин, дигидроаценафтилен, флуорен, дифенил), суммарно 42 мкг/л; кетоны, альдегиды и сложные эфиры (дибутилфталат, диоктилфталат), суммарно 23 мкг/л; кислород- и серосодержащие гетероциклические соединения (дибензофураны), суммарно 12 мкг/л; алкилбензолы и нефтепродукты, суммарно 10 мкг/л. В пробах очистных сооружений ЧМК (после биологической очистки) концентрации загрязняющих веществ были в 10—100 раз выше.

В послепаводковый период (май 1987 г.) концентрация ди- и полиароматических углеводородов уменьшилась почти в 200 раз; кетонов, альдегидов, сложных эфиров — в 7 раз, кислород- и серосодержащих гетероциклических соединений — почти в 600 раз; азотсодержащие гетероциклические соединения вообще отсутствовали. На других станциях Шекснинского плеса состав и количество загрязняющих веществ были примерно такими же.

После аварийного сброса производственным объединением «Аммофос» концентрированной серной кислоты в р. Кошту произошло высвобождение тяжелых металлов, накопленных в донных отложениях за время существования ЧМК, и перенос их на значительное расстояние по Шекснинскому плесу. Загрязнение воды прослеживалось до Центрального плеса водохранилища. Повышенное содержание металлов наблюдалось и в донных отложениях. Так, даже у д. Мякса в 1987 г., по сравнению с 1985—1986 гг. содержание меди в них увеличилось в 3, кадмия — в 2,5, цинка — в 3, никеля — в 5, хрома — в 10 раз. Причем растворенная форма металлов преобладала над взвешенной и была биологически активной, поскольку в мышцах рыб, выловленных в этом районе, наблюдалось превышение содержания свинца, кадмия, никеля и хрома по сравнению с предельно допустимыми концентрациями этих веществ, установленны-



Токсичность воды водохранилища для *Ceriodaphnia affinis*

а — 25 мая и 8 июня 1987 г., б — 19 июня и 20 июля 1987 г., в — 25 августа и 5 октября 1987 г., г — 17 мая 1988 г., д — 25 сентября 1988 г., 1 — очень токсичная вода (гибель животных 50—100%), II — умеренно токсичная вода (гибель 20—50%), III — нетоксичная вода (гибель 0—20%); места отбора проб: 1 — д. Кабачино, 2 — р. Ягорба, 3 — р. Кошта, 4 — р. Суда, 5 — о. Каргач, 6 — ст. Любец, 7 — д. Мякса, 8 — ст. Средний Двор, 9 — Центральный мыс, 10 — Волжский плес.

ми для рыбных продуктов. К лету 1988 г. концентрация тяжелых металлов в воде Шекснинского плеса снизилась до уровней, характерных для 1985—1986 гг. В это время тяжелые металлы находились в биологически малоактивной форме.

В мае 1987 г. на участке плеса от р. Кошты до ст. Любец уровень загрязненности грунтов нефтью увеличился в 2 раза. Содержание углеводов в воде Шекснинского плеса у г. Череповца в вегетационный период 1987—1988 гг. существенно не изменилось, а количество битумоидов возросло в 1987 г. в среднем в 2 раза, в 1988 г. — в 10 раз.

Динамику качества воды в различных участках плеса определяли при помощи высокочувствительного 7-суточного биотеста с использованием *Ceriodaphnia affinis* (Lill). Биотестирование показало, что после вскрытия льда и до середины июля 1987 г. вода Шекснинского плеса была токсичной (см. рисунок). Качество воды приблизилось к контрольному уровню (контроль — вода Волжского плеса) только в конце августа. Однако в конце сентября и октябре 1987 г. она снова стала токсичной. В мае 1988 г. качество воды Шекснинского плеса было удовлетворительным за исключением воды р. Ягорбы, где наблюдалась 100%-ная гибель рачков. В сентябре оно вновь снизилось на всех станциях, что вызвало 20—50%-ную гибель цериодафний. Это свидетельствовало о продолжающемся поступлении неочищенных стоков г. Череповца в Рыбинское водохранилище.

Изучена интенсивность микробиологических процессов продукции и деструкции органического вещества, определено содержание специфических групп бактерий, свидетельствующих о загрязнении вод и донных отложений фенолами, нафталинами и нефтепродуктами. В районе г. Череповца численность сульфатвосстанавливающих бактерий, содержание сульфидов, интенсивность сульфатредукции была в 5—10 раз выше по сравнению со станциями открытой части водохранилища, что указывает на сильное загрязнение иловых отложений органическим веществом и сульфатами промышленного происхождения. Содержание сапрофитных бактерий здесь превышало норму на 1—2 порядка. В целом, по микробиологическим данным можно заключить, что Шекснинский плес постоянно подвергался сильному антропогенному воздействию, и это отрицательное влияние распространялось на расстояние 50—60 км от источника загрязнения.

О постоянном уровне загрязнения свидетельствует наличие тяжелых металлов в растениях. Исследование 7 видов высшей водной растительности Рыбинского водохранилища в 1986—1988 гг., т. е. до и после аварии на ЧМК, показало, что, начиная с южной границы Шекснинского плеса (ниже ст. Любец) и по мере продвижения к г. Череповцу, содержание тяжелых металлов в растениях нарастало. В районах о. Ваганиха и г. Череповца содержание никеля в растениях в 2, меди в 2.5, хрома в 16, цинка в 8 раз больше по сравнению с контрольными растениями, взятыми из незагрязненных вод р. Мологи. Наибольшей аккумулярующей способностью обладают ряска и рдесты (гребенчатый и разнолистный). Значительного увеличения содержания металлов в высшей водной растительности после аварии не наблюдалось.

Трансформированная в результате аварии зона Шекснинского плеса выделяется и по обедненному зоопланктону. Видовой состав сократился в среднем на 50—60%, главным образом за счет выпадения олигосапробных форм. Заметно снизилась здесь и численность организмов. Эта зона характеризовалась низкими индексами биоценотического сходства (например, ст. Кошта — 15.2%, ст. Ягорба — 18.2%). Здесь же наблюдалось развитие отдельных сапрофитных видов. Загрязненная зона по показателям зоопланктона в 1987 г. имела протяженность более 20 км, а в 1988 г. около 7 км. Влияние аварийного сброса ЧМК наиболее ярко выразилось в конце мая 1987 г.

Аварийный сброс практически не повлиял на видовой состав перифитонных и планктонных инфузорий. Однако по уровню их развития в Шекснинском плесе выделили следующие зоны сапробности: полисапробную (р. Кошта, особенно в районе сброса стоков), устойчивую α -мезосапробную (у г. Череповца), переходную α - и β -мезосапробную (о-ва Ваганиха, Каргач).

Исследование зооперифитона в 1986—1988 гг. показало, что до аварии на ЧМК в Шекснинском плесе уже существовали подверженные сильному антропогенному воздействию полисапробная зона (у г. Череповца) и зона локального токсического воздействия. В 1987 г. зона токсического воздействия сильно расширилась и включила в себя р. Кошту, о. Ваганиха, о. Каргач, ст. Любец. Она характеризовалась самыми низкими индексами видового разнообразия (7.6—14.4) по сравнению с незагрязненной (19.2—27.3), а также низкими величинами численности и биомассы

зооперифитона. В 1988 г. произошло некоторое улучшение состояния зооперифитона в токсической зоне. Видовое разнообразие увеличилось, его индексы составили 9.2—21.3; численность и биомасса также повысились. Однако условия в этой зоне в 1988 г. оставались неблагоприятными для выживания основного компонента зооперифитона — дрейссены.

Биомасса бентоса Шекснинского плеса в 1987 г. была сравнительно высока, но ее представляли почти исключительно олигохеты — наиболее токсикорезистентные животные. Сферииды в бентосе практически не встречались. На мейобентос в 1988 г. оказывали сильное воздействие промстоки особенно в районе г. Череповца, где отмечалось почти полное отсутствие фауны копепоид и наличие большого количества сапробиотических форм нематод в составе донной фауны.

Зимой 1987 г. в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища происходила массовая гибель рыб. Картина отравления, патологоанатомические изменения, содержание в тканях рыб загрязняющих веществ показали, что отравление вызвано аварийным сбросом отходов коксохимического производства ЧМК. В рыбе обнаружены предельные и ароматические углеводороды — производные коксохимической промышленности (производные нафталина, дигидроацетилена, дибутилфталата, пиридина, дибензофурана, флуорена и т. д.), уровни которых в 100—1000 раз превышали концентрации, наблюдаемые в это время в воде. Наряду с этим, у рыб отмечалось разрушение тканей иммунокомпетентных органов, воспалительные реакции, повышенная активность ацетилхолинэстеразы мозга и пониженная концентрация коллагена в позвоночнике, свидетельствующие об их сильном стрессорном состоянии.

Весной и летом 1987 г. состояние рыб несколько улучшилось. В мае в рыбе присутствовали загрязняющие вещества, но в значительно меньших (30—60 раз) количествах по сравнению с зимним периодом. Однако у рыб наблюдались специфические антитела к фенолу и нафталину, пониженный уровень гуморальных факторов иммунитета, появление токсинсодержащих гранул липофусцина, перестройка холестерина обмена, направленного на генеративный синтез, повышенный уровень ацетилхолинэстеразы мозга.

Несмотря на отсутствие в рыбе ароматических углеводородов (октябрь) в летне-осенний период 1987 г. было

зарегистрировано резкое снижение численности и плотности популяций всех видов рыб в верхней части Шекснинского плеса, что явилось прямым следствием аварии на ЧМК. В результате непосредственной гибели рыб понизилась численность промысловой части популяций синца, снетка, судака и налима, что привело к существенному недолову этих видов рыб в 1987 г.

В 1988 г. плотва Шекснинского плеса отличалась от Волжской пониженным коэффициентом упитанности, повышенным содержанием ацетилхолинэстеразы в мозге и пониженным уровнем коллагена в позвоночнике. Низкое содержание коллагена в позвоночнике леща обнаружено только в районе о. Ваганиха. В 1988 г. у лещей отсутствовали воспалительные процессы в печени, почках, селезенке, количество гранул липофусцина значительно уменьшилось, упали также титры антител к фенолу и нафталину. Однако в иммунокомпетентных органах рыб появились соединительнотканые образования, которые могут привести к ослаблению сопротивляемости организма к инфекционным и паразитарным возбудителям.

Нагульные скопления пелагических рыб, ранее состоявшие преимущественно из снетка, в 1988 г. достигли первоначального уровня (до аварии на ЧМК). В популяции леща присутствовали особи с резорбированной икрой. В Шекснинском плесе был отмечен пониженный уровень плодовитости леща, свидетельствующий о том, что воспроизводительная способность самок в 1988 г. еще не восстановилась. Из большой выборки лещей у 2% наблюдался некроз плавников, причем, пораженные особи встречались по всей восточной части Рыбинского водохранилища.

В 1988 г. в Моложском плесе снизились уловы леща и синца; в Шекснинском и Волжском — остались на прежнем уровне. В ближайшие годы можно ожидать сокращения численности налима. Упадет также численность снетка, которая может повлечь за собой снижение в уловах доли хищных рыб (судака, окуня).

Эколого-генетический анализ состояния популяций леща Рыбинского водохранилища в 1970—1980 гг. выявил пониженную стабильность развития леща в Шекснинском плесе, свидетельствующую о неблагоприятных условиях в этом районе в результате загрязнения череповецким промышленным узлом.

Таким образом, Шекснинский плес Рыбинского водохранилища постоянно подвергается воздействию промыш-

ленных сточных вод г. Череповца, содержащих тяжелые металлы и отходы коксохимического производства. Хроническое антропогенное влияние привело к неудовлетворительному микробиологическому состоянию воды в районе города, к загрязнению донных отложений и высшей водной растительности северной части Шекснинского плеса тяжелыми металлами, а также — к заметному снижению стабильности развития популяции леща. Ниже города постоянно существует токсическая зона.

Декабрьская авария 1986 г., вызванная аварийным сбросом промышленных сточных вод коксохимического производства ЧМК, настолько усугубила экологическую обстановку, что можно говорить об экологической катастрофе Шекснинского плеса в весенне-летний период 1987 г. В этот период вода плеса оказалась токсичной. В ней и в рыбе присутствовали химические соединения — производные коксохимической промышленности. Экосистема плеса была серьезно нарушена: сильно ухудшилась микробиологическая ситуация (неудовлетворительное состояние распространилось на юг от г. Череповца на 50—60 км), выпали олигосапробные виды планктонных организмов, индексы видового разнообразия зооперифитонных организмов были низкими, бентос был представлен только токсикорезистентными видами, наблюдалась массовая гибель промысловых видов рыб. В целом нанесен большой ущерб рыбному хозяйству. В 1988 г. шло постепенное восстановление экосистемы плеса, однако отдаленные последствия аварии трудно предсказуемы из-за невозможности определить судьбу загрязняющих веществ коксохимического производства в биоте Рыбинского водохранилища.

Для улучшения состояния экосистемы Шекснинского плеса Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина АН СССР рекомендует введение искусственных биотопов (субстратов) в прибрежные зоны верховий плеса, что позволит увеличить численность гидробионтов-фильтраторов и аккумуляторов и тем самым усилить самоочищающую способность воды, а также обогатить фауну кормовыми организмами для рыб.

В связи с неблагоприятным состоянием ихтиофауны следует установить постоянный, строгий санитарный контроль за качеством рыбной продукции, поступающей в торговую сеть Ярославской и Вологодской областей, при этом, СЭС г. Череповца необходимо создать службу по

определению содержания загрязняющих веществ в рыбе.

Госкомприроде СССР следует принять меры по предотвращению и устранению загрязнения нерестовых притоков Рыбинского водохранилища.

По рекомендациям ИБВВ АН СССР 1987 г. в настоящее время ведется проектная разработка системы управления нерестилищ площадью 3 км², которая будет размещена в низовьях Шекснинского плеса.

ИБВВ им. И. Д. Папанина АН СССР в 1989 г. рекомендует резко ограничить весенний отлов неохранных рыб в запретный период, а с 1990 г. ввести в период нереста полный запрет на отлов всех видов рыб на акватории всего Рыбинского водохранилища сроком на 5 лет.

Ю. В. ЕРШОВ

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)**ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОДЫ И ГРУНТОВ
ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА БИТУМОИДАМИ
И НЕФТЕПРОДУКТАМИ**

Показано, что в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца уровень загрязненности воды нефтепродуктами не изменился, содержание битумоидов увеличилось в 2—10 раз, загрязнение донных отложений возросло в 2 раза.

Зимой 1986—1987 гг. в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца неочищенные бытовые и промышленные стоки стали поступать в Шекснинский плес Рыбинского водохранилища, что должно было привести к увеличению содержания битумоидов (экстракт углерода четыреххлористого) и нефтепродуктов (углеводороды) в воде и грунтах. Для оценки степени этого увеличения в 1987—1988 гг. собрано 126 образцов воды для определения в них углеводородов, 121 — для определения битумоидов, обработано также 19 проб донных отложений. Содержание битумоидов и углеводородов в вегетационный период контролировали на 11 станциях, 7 из которых расположены в Шекснинском плесе, по одной в устьях рек Ягорбы, Кошты, Суды и в Главном плесе (ст. Средний Двор).

Концентрацию битумоидов (X) в образцах воды и грунтов определяли методом экстракции с гравиметрическим окончанием, углеводородов (У) — ИК-методом в сочетании с колоночной хроматографией [2]. При извлечении битумоидов и углеводородов каждый литр воды дважды обрабатывали 12.5 мл углерода четыреххлористого на качалке при скорости вращения 170 об./мин. Время экстракции — 20 мин, время разделения фаз — 15 мин. Антропогенную составляющую этих параметров оценивали делением валовых концентраций битумоидов и углеводородов на их фоновые значения, равные соответственно 0.2 и 0.02 мг/л. Содержание углеводородов биогенного ($У_б$) и нефтяного

($У_н$) происхождения рассчитывали с помощью отношения $У/X$. Ранее было показано [1], что для образцов воды и грунтов, отобранных на участках Рыбинского водохранилища, не подверженных нефтяному воздействию, это отношение равно 5 и 2% соответственно, и их можно принять за фоновые величины. Уровень загрязненности нефтью или ее производными определяли с использованием отношения $У/У_б$, которое показывает, во сколько раз валовая концентрация углеводородов превосходит таковую биогенного происхождения. Величина $У/У_б = 1$ позволяет установить, во сколько раз концентрация углеводородов нефтяного происхождения выше, чем биогенный фон [1, 2].

В вегетационный период воду для анализов отбирали с двух горизонтов: 0,5 м от поверхности воды и 0,5 м от поверхности грунта. Содержание битумоидов и углеводородов в грунтах определяли в наилке, если он был, и в поверхностном 5-сантиметровом слое.

В период исследований содержание битумоидов и углеводородов в воде изменялось в значительных пределах, отличаясь крайними значениями в 100 и 40 раз соответственно (табл. 1).

Наиболее обогащенной углеводородами была вода р. Ягорбы, где за безледный период их концентрация не опускалась ниже 0.13 мг/л с максимумом в июле 1987 и 1988 гг., превышающем рыбохозяйственную ПДК в 6—8 и 3—12 раз, а фоновую величину в 15—21 и 7—30 раз соответственно (табл. 1). Основная масса углеводородов связана с нефтяным происхождением и была выше содержания углеводородов биогенного происхождения в среднем в 6.9 раза (табл. 2).

Концентрация битумоидов в воде р. Ягорбы в 1987 г. превышала фоновую в 2—4 раза, в 1988 г. — в 5—11 раз. Таким образом, основная масса битумоидов в реке была антропогенного, а углеводородов — нефтяного происхождения.

Вода р. Кошты была насыщена углеводородами значительно слабее, битумоидами — несколько выше, их содержание превышало биогенный фон для углеводородов в 1987 г. в 4—8 раз, в 1988 г. в 7—8 раз, для битумоидов в 1987 г. в 4—5 раз, в 1988 г. в 12—28 раз. Однако содержание углеводородов нефтяного и биогенного происхождения, по усредненным данным, было одинаковым, что, по-видимому, связано с поступлением в реку значительного количества сточных вод коксохимического комбината (табл. 2).

Содержание битумоидов в воде р. Шексны было практи-

Содержание битумоидов и углеводородов в воде

Время наблю- дения	Д. Кабачино		Против р. Кошты		Д. Торово		О. Каргач		Ст. Любец		Д.
	Х	У	Х	У	Х	У	Х	У	Х	У	Х
1987 г.											
май	0.24 0.22	0.05 0.08	0.95 1.10	0.07 0.08	0.28 0.53	0.04 0.08	0.41 0.71	0.06 0.06	0.33 0.32	0.06 0.05	0.26 0.41
июль	0.26 —	0.15 —	1.17 1.48	0.17 0.20	0.65 0.71	0.12 0.16	0.58 0.73	0.10 0.16	0.47 0.33	0.14 0.16	0.30 0.33
сен- тябрь	0.32 0.21	0.04 0.04	0.85 —	0.12 —	0.53 0.64	0.06 0.07	0.64 0.52	0.07 0.07	0.45 0.51	0.06 0.07	0.34 0.35
ок- тябрь	0.16 —	0.07 —	— —	— —	0.42 —	0.14 —	0.4 —	0.08 —	0.29 —	0.06 —	0.28 —
1988 г.											
май	0.16 0.15	0.03 0.03	1.06 15.10	0.10 0.63	0.27 0.73	0.05 0.13	0.27 0.31	0.06 0.05	0.29 0.96	0.04 0.06	0.16 0.21
июль	0.21 0.23	0.07 0.04	2.05 3.00	0.11 0.15	0.58 1.19	0.05 0.07	0.49 0.60	0.05 0.06	0.28 0.41	0.03 0.04	0.21 0.33

Примечание. Над чертой — 0,5 м от поверхности воды.

чески на уровне фона. Концентрация углеводородов в вегетационный период превосходила фоновую величину в 1,5—8 раз, рыбохозяйственную ПДК — в 3 раза. Нефтяная составляющая была выше биогенной в 5 раз, что, видимо, связано с функционированием речного флота.

Наименьшие величины определяемых параметров отмечали в воде р. Суды, где в 1987 г. количество битумоидов колебалось в пределах фоновых значений, содержание углеводородов было выше фонового в 1,5—7 раз, а рыбохозяйственной ПДК в 0,6—3 раза. В 1988 г. концентрация битумоидов также была на уровне фоновых значений, а углеводородов — превышала фон в 1,5 раза, но не превышала рыбохозяйственную ПДК. Однако за весь период наблюдений нефтяная составляющая углеводородов была выше биогенной в 4 раза.

Таким образом, вода притоков Шекснинского плеса была обогащена углеводородами в основном нефтяного происхождения.

В зимний период 1987 г. содержание углеводородов в воде Шекснинского плеса на участке о. Каргач — д. Мякса изменялось в пределах 0,06—0,18 мг/л, что выше фона в

Шекснинского плеса, мг/л

Васильево	Д. Мякса		Ст. Средний Двор		Р. Ягорба		Р. Кошта		Р. Суды	
	Х	У	Х	У	Х	У	Х	У	Х	У
0.05 0.06	0.30 0.32	0.06 0.04	0.58 0.53	0.05 0.04	0.48 0.76	0.31 0.33	0.9 —	0.13 —	0.28 0.24	0.03 0.06
0.14 0.14	0.30 0.46	0.19 0.31	0.48 0.30	0.15 0.13	0.75 —	0.43 —	0.95 —	0.17 —	0.2 —	0.14 —
0.05 0.06	0.30 0.30	0.04 0.04	0.28 0.30	0.03 0.04	0.89 —	0.34 —	1.28 —	0.09 —	0.23 —	0.05 —
0.15 —	0.22 —	0.12 —	0.26 —	0.07 —	0.84 —	0.45 —	0.68 —	0.13 —	0.20 —	0.07 —
0.08 0.06	0.21 0.26	0.04 0.04	0.12 0.12	0.05 0.05	0.88 1.10	0.13 0.37	5.62 —	0.13 —	0.15 —	0.02 —
0.03 0.03	0.18 0.23	0.05 0.03	0.17 0.19	0.03 0.04	1.66 2.30	0.57 0.77	2.43 —	0.15 —	0.18 0.76	0.02 0.03

под чертой — 0,5 м от дна.

3—9 раз, а рыбохозяйственной ПДК в 1,2—4 раза. В апреле этого же года на разрезе д. Гаютино — южная часть Центрального мыса концентрации битумоидов и углеводородов в воде различных станций варьировали в интервале 0,48—0,74 и 0,13—0,25 мг/л соответственно, превышая фоновые значения в 2,5—3,7 и 6,5—13 раз. Причем, содержание углеводородов в воде в это время было в 4, а битумоидов в 2 раза выше средних величин, полученных за зимний период 1981—1982 гг. В 1987 г. основная масса углеводородов на этом участке водохранилища была нефтяного происхождения (биогенная составляющая была в 5 раз ниже нефтяной), что объясняется последствиями аварии на очистных сооружениях г. Череповца.

Содержание битумоидов в воде плеса в безледный период колебалось в широких пределах, отличаясь крайними значениями в 100 раз, иногда превышая фоновую величину в 7 (1987 г.) или 75 (1988 г.) раз. Максимальная концентрация битумоидов отмечалась в воде у г. Череповца (ст. напротив р. Кошты), ее величина в 1987 г. была 1,13 мг/л, в 1988 г. 5,2 мг/л, что соответственно в 2 и 10 раз выше, чем в 1981—1982 гг., когда в среднем по плесу она составляла

Среднее содержание углеводов нефтяного и биогенного происхождения в воде Шекснинского плеса за 1987—1988 гг., мг./л

Индикаторы нефти	Д. Кабачино	Против р. Кошты	Д. Торово	О. Каргач	Ст. Любец	Д. Васильево	Д. Мякса	Ст. Средний Двор	Р. Ягорба	Р. Кошта	Р. Суда
U_{cp}	0.06	0.16	0.09	0.07	0.07	0.08	0.09	0.06	0.41	0.13	0.05
U_n	0.05	0.08	0.06	0.05	0.04	0.06	0.07	0.05	0.35	0.06	0.04
U_6	0.01	0.08	0.03	0.02	0.03	0.014	0.02	0.01	0.06	0.07	0.01
U/U_6	6	2	3	3.5	2.5	6	4.5	6	6.9	1.9	5

0.5 мг/л. При удалении от источника загрязнения содержание битумоидов в воде снижалось и у д. Мякса было на уровне 1981—1982 гг.

Углеводородов в воде плеса присутствовало меньше, чем в р. Ягорбе, но больше, чем в р. Суде. Концентрация их на различных станциях превосходила фоновую в 2—15 раз в 1987 г. и в 2—30 раз в 1988 г., а рыбохозяйственную ПДК — соответственно в 6 и 12 раз. Максимальные валовые концентрации были характерны для воды плеса вблизи г. Череповца (ст. напротив р. Кошты), минимальные — для воды у д. Кабачино и д. Мякса. Иногда эта закономерность нарушалась. Так, в июле 1987 г. на всех станциях плеса концентрация углеводородов была выше, чем в мае, сентябре и октябре, но максимальная обнаружена в придонном слое воды у д. Мякса на границе с Главным плесом (табл. 1).

Максимальное содержание углеводородов нефтяного происхождения было характерно для воды со станции, расположенной против р. Кошты, однако оно составляло половину от валового содержания углеводородов. Это указывает на то, что в 1987—1988 гг. очистные сооружения г. Череповца работали недостаточно надежно, поэтому в Шекснинский плес со стоками поступало большое количество органического вещества со значительным содержанием битумоидов и углеводородов не нефтяного происхождения. На остальных станциях, по усредненным данным, основная масса углеводородов была нефтяного происхождения и превышала таковую биогенного происхождения в несколько раз (табл. 2).

Авария на очистных сооружениях г. Череповца практически не повлияла на валовое содержание углеводородов в воде плеса в вегетационный период 1987—1988 гг. Это следует из сравнения средних концентраций углеводородов в воде на участке плеса вблизи г. Череповца (ст. против р. Кошты) и у д. Мяксы за 1987—1988 гг. с таковыми за 1981—1982 гг. В 1987 г. среднее содержание углеводородов на этих участках составляло соответственно 0.13 и 0.11 мг/л, в 1988 г. — 0.2 и 0.04 мг/л и не превышало аналогичных данных за 1981—1982 гг. [1].

В донных отложениях содержание битумоидов и углеводородов от станции к станции варьировало в широком интервале величин, отличаясь крайними значениями в 57 и 550 раз соответственно. Большая часть углеводородов в грунтах Шекснинского плеса и его притоков была нефтяного происхождения, а в грунтах Главного плеса нефтяные ком-

Содержание битумоидов и углеводородов нефтяного и биогенного происхождения
в донных отложениях Шекснинского плеса, мг/г

Индикаторы нефти	Д. Кабачино	Против р. Кошты	О. Ваганьиха	Д. Торово	О. Каргач	Ст. Любец	Д. Васильево	Д. Мякса	Ст. Средний Двор	Р. Ягорба	Р. Суда
Y/Y_0	$\frac{2}{3}$	$\frac{8}{8}$	$\frac{8}{8}$	—	1982 г.	$\frac{3}{3}$	$\frac{3.5}{3.5}$	$\frac{2.5}{2.5}$	$\frac{1}{1}$	—	—
X	$\frac{0.85}{0.8}$	$\frac{3.5}{3.5}$	$\frac{2.55}{2.55}$	$\frac{2.1}{2.1}$	Май 1987 г.	$\frac{4.1}{4.1}$	$\frac{4}{4}$	$\frac{10.2}{10.2}$	$\frac{5}{4.15}$	$\frac{9.25}{9.25}$	$\frac{0.18}{0.18}$
Y	$\frac{0.24}{0.15}$	$\frac{0.93}{0.93}$	$\frac{0.64}{0.64}$	$\frac{0.55}{0.55}$	—	$\frac{0.53}{0.53}$	$\frac{0.34}{0.33}$	$\frac{1.13}{1.13}$	$\frac{0.1}{0.11}$	$\frac{5.5}{5.5}$	$\frac{0.01}{0.01}$
Y_H	$\frac{0.22}{0.13}$	$\frac{0.86}{0.86}$	$\frac{0.59}{0.59}$	$\frac{0.51}{0.51}$	$\frac{0.4}{0.4}$	$\frac{0.45}{0.45}$	$\frac{0.26}{0.25}$	$\frac{0.93}{0.93}$	$\frac{0}{0.03}$	$\frac{5.31}{5.31}$	$\frac{0.006}{0.006}$
Y_0	$\frac{0.02}{0.02}$	$\frac{0.07}{0.07}$	$\frac{0.05}{0.05}$	$\frac{0.04}{0.04}$	$\frac{0.04}{0.04}$	$\frac{0.08}{0.08}$	$\frac{0.08}{0.08}$	$\frac{0.2}{0.2}$	$\frac{0.1}{0.08}$	$\frac{0.19}{0.19}$	$\frac{0.004}{0.004}$
Y/Y_0	$\frac{12}{8}$	$\frac{13}{13}$	$\frac{13}{13}$	$\frac{14}{14}$	$\frac{11}{11}$	$\frac{7}{7}$	$\frac{4}{4}$	$\frac{6}{6}$	$\frac{1}{1.4}$	$\frac{29}{29}$	$\frac{2.5}{2.5}$

Примечание. Над чертой — наилок, под чертой — 5-сантиметровый поверхностный слой.

поненты практически отсутствовали. В притоках максимальные концентрации битумоидов и углеводородов биогенного и нефтяного происхождения были характерны для грунтов устья р. Ягорбы, в плесе — для грунтов у д. Мякса (табл. 3). Это не значит, что донные отложения этих участков подвергались наиболее интенсивному нефтяному воздействию, так как по валовой концентрации и ее нефтяной составляющей оценить уровень загрязненности грунтов нефтью можно лишь в случае однотипности их на всех станциях отбора проб. Донные отложения плеса и его притоков не удовлетворяют данному условию, поэтому степень загрязненности грунтов нефтью или ее производными оценивали с помощью отношения Y/Y_0 . Для притоков этот показатель был максимальным в грунтах устья р. Ягорбы, для Шекснинского плеса — на участке от ст. Кабачино до ст. Любец. Это означает, что упомянутые участки в момент обследования подвергались наиболее интенсивному нефтяному воздействию. Причем, по сравнению с 1982 г. уровень загрязненности грунтов нефтью на участке плеса от ст. против р. Кошты до ст. д. Мякса увеличился примерно в 2 раза, что обусловлено аварией на очистных сооружениях г. Череповца (табл. 3).

Таким образом, авария на очистных сооружениях г. Череповца привела к увеличению содержания битумоидов вблизи города, а в апреле 1987 г. на разрезе д. Гаятино — южная часть Центрального мыса и практически не повлияла на содержание углеводородов в воде плеса в вегетационный период 1987—1988 гг. В мае 1987 г. наблюдалось увеличение содержания углеводородов в поверхностном слое донных отложений на участке плеса от ст. напротив р. Кошты до ст. Любец.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абиотические факторы круговорота веществ в водоемах замедленного водообмена: Отчет о НИР (заключ.)/ИБВВ АН СССР. Шифр темы 2.33.6.1, № г/р 81015333; Инв. № 02860041763. Борок, 1985.
2. Ершов Ю. В. Содержание углеводородов в воде и грунтах оз. Плещеево//Функционирование озерных экосистем. Рыбинск, 1983.

И. В. ЧАЛОВА

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР**ИЗУЧЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОД РЫБИНСКОГО
ВОДОХРАНИЛИЩА С ПОМОЩЬЮ СЕМИСУТОЧНОГО
ТЕСТА НА CERIODAPHNIA AFFINIS**

Проведено биотестирование природных вод с помощью *Ceriodaphnia affinis*. Выявлены токсические зоны Рыбинского водохранилища, прослежена динамика их изменений.

В 1987—1988 гг. проведено биотестирование воды Рыбинского водохранилища на 10 станциях с целью выявления токсических зон, образовавшихся в результате аварийного сброса промышленных стоков Череповецкого металлургического комбината. Был использован семисуточный тест с *Ceriodaphnia affinis* Lillieborg (1900) (Crustacea, Cladocera) [1, 2].

Пробы воды на водохранилище отбирали батометром с глубины 0—50 см и хранили в холодильнике при температуре +4°C.

Молодь цериодафний в возрасте 0—2 ч по одной рассаживали в 10 стеклянных стаканчиков, содержащих по 15 мл тестируемой воды. В качестве контроля использовали воду, в которой содержалась лабораторная культура *C. affinis*. Ежедневно животных кормили суспензией дрожжей в концентрации 5 мг/л, добавляя ее в каждый стаканчик по 0.05 мл. В течение недели в одно и то же время суток регистрировали количество живых рачков, пометов и молоди у каждой самки. Отродившуюся молодь после подсчета удаляли. На 3-и и 5-е сутки с начала опыта воду в стаканчиках заменяли.

По окончании тестирования для каждой пробы воды и контроля определяли процент гибели животных и их репродуктивную способность. Последний показатель включает в себя среднее число пометов на 1 самку за 7 суток и среднее количество молоди на 1 самку за тот же период.

С конца мая до начала июня 1987 г. вода была высокотоксичной на всех исследованных станциях, (за исключением ст. Мякса, где погибло менее 50% животных)

Гибель *Ceriodaphnia affinis* при тестировании, %

Место отбора проб	1987 г.						1988 г.			
	26 V	8 IV	19 VI	20 VII	25 VII	5 X	27 X	18 V	25 IX	1 X
У д. Кабачино	100	90	90	100	20	0	0	10	40	
Р. Ягорба	100	90	100	100	10	0	80	100	50	
Р. Кошта	100	80	100	100	20	0	70	10	50	
Р. Суда	100	100	100	100	0	0	0	—	40	
О. Каргач	100	90	20	10	0	0	0	0	50	
Ст. Любец	100	80	20	10	0	0	0	0	30	
У д. Мякса	50	30	20	0	0	0	0	10	30	
Ст. Средний двор	100	100	20	30	0	0	0	20	20	
Центральный мыс	—	70	100	60	0	0	0	10	40	
Волжский плес	—	—	10	20	0	0	0	20	30	
Контроль	—	—	0	10	0	0	0	0	0	

(табл. 1). В два последующих месяца высокая токсичность воды сохранялась на участках водохранилища прилегающих к г. Череповцу (у д. Кабачино, р. Ягорба, р. Кошта, р. Суда).

В конце лета и осенью вода Шекснинского плеса и центральной части водохранилища была удовлетворительного качества. Однако в конце октября в реках Ягорба и Кошта вновь стала токсичной: она вызывала гибель более 50% рачков.

Анализ репродуктивной способности *C. affinis* позволяет более точно определить качество исследуемой воды. Несмотря на то, что при биотестировании осенних проб воды смертность животных практически не наблюдалась, среднее количество пометов и молоди на 1 самку в это время не достигало контрольных величин (табл. 2, 3). В целом же полученные результаты по репродуктивной способности рачков из различных участков Рыбинского водохранилища подтверждают результаты биотестирования по показателям выживаемости.

Биотестирование воды в 1988 г. показало, что весной обстановка на всех исследованных станциях была более благоприятной по сравнению с 1987 г. Полная гибель животных отмечалась только в пробе из р. Ягорбы (табл. 1). Осенью произошло увеличение токсичности воды на всех исследованных участках Рыбинского водохранилища. Сходная кар-

Таблица 2

Среднее число пометов у одной самки

Место отбора проб	1987 г.						1988 г.		
	26 V	8 VI	19 VI	20 VII	25 VIII	5 X	27 X	18 V	25 IX
У д. Кабачино	0	0.2	0	0	1.8	2.3	1.4	1.6	1.4
Р. Ягорба	0	0	0	0	2.0	2.2	0.4	0	0.5
Р. Кошта	0	0.2	0	0	1.8	1.2	0.5	1.2	0.8
Р. Суда	0	0	0	0	1.9	1.4	1.8	—	1.3
О. Каргач	0	0.3	1.6	1.8	1.6	1.7	0.8	2.1	0.9
Ст. Любец	0	0.2	1.6	2.1	2.3	1.7	1.2	1.9	1.7
У д. Мякса	0.2	0.6	1.5	2.1	2.2	2.8	1.3	1.8	1.5
Ст. Ср. Двор	0	0	1.4	1.2	2.3	1.1	1.8	1.8	1.3
Центральный Мыс	—	0	0	0.4	1.9	1.0	2.4	1.2	1.1
Волжский плес	0	—	1.5	1.6	2.1	2.3	2.1	1.2	1.8
Контроль	—	—	0	2.9	3.2	3.2	3.1	3.6	3.1

тина наблюдалась и при изучении репродуктивной способности цериодафний (табл. 2, 3).

Таким образом, загрязняющие вещества, накопившиеся в водоеме зимой 1987 г. в результате аварии на Череповецком металлургическом комбинате, распространились на значительное расстояние от места сброса и образовали токсичные зоны. К концу лета качество воды в Шекснинском плесе улучшилось и сохранилось на удовлетворительном уровне до осени 1988 г. Увеличение токсичности осенью 1988 г. свидетельствует о новом поступлении загрязняющих веществ в Рыбинское водохранилище.

ЛИТЕРАТУРА

1. Рекомендации по экспрессному установлению хронической токсичности сточных и природных вод с использованием рачка *Ceriodaphnia dubia*. М., 1987.
2. Mount D. L., Norberg T. J. A seven-day life-cycle Cladoceran toxicity test//Environ. Toxisol. Chem. 1984. Vol. 3.

Таблица 3

Среднее число молоди у одной самки

Место отбора проб	1987 г.					1988 г.			
	26 V	8 VI	19 VI	20 VII	25 VIII	5 X	27 X	18 V	26 IX
У д. Кабачино	0	0.4±0.9	0	0	5.9±2.9	10.3±2.5	5.0±4.1	5.3±2.3	2.9±1.9
Р. Ягорба	0	0	0	0	6.8±2.7	10.9±2.6	1.4±2.7	0	1.2±0.9
Р. Кошта	0	0.5±1.1	0	0	6.8±2.7	8.1±6.1	1.9±2.8	3.9±3.1	1.8±1.5
Р. Суда	0	0	0	0	6.1±2.3	7.2±2.4	7.0±3.1	—	3.2±2.5
О. Каргач	0	0	6.0±2.4	6.8±3.5	5.6±2.0	4.7±0.9	2.7±2.0	6.8±2.3	2.4±2.0
Ст. Любец	0	0.5±0.8	6.1±2.1	6.1±2.6	7.9±1.6	7.8±1.1	3.6±2.0	5.2±2.7	4.3±2.7
У д. Мякса	4.8±1.2	1.5±1.0	4.3±2.8	5.5±1.5	9.6±1.2	11.0±2.1	4.3±1.6	5.9±3.4	3.5±2.2
Ст. Ср. Двор	0	0	4.3±2.2	3.7±2.5	8.7±2.5	4.0±2.5	5.8±2.5	5.8±3.8	3.3±1.8
Центральный Мыс	—	0	0	1.2±1.9	5.5±2.4	5.5±3.9	9.6±2.7	4.0±2.6	2.8±2.1
Волжский Плес	0	—	3.7±1.7	3.5±2.9	7.6±2.9	9.1±2.9	8.9±1.7	3.8±2.5	4.3±2.7
Контроль	—	—	—	10.0±3.7	9.0±2.1	12.3±1.3	12.7±1.3	11.9±1.0	8.4±2.1

В. И. РОМАНЕНКО, Л. И. ЗАХАРОВА,

В. А. РОМАНЕНКО, В. А. ГАВРИЛОВА, Е. А. СОКОЛОВА

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПО МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ У г. ЧЕРЕПОВЦА

В районе влияния бытовых и промышленных стоков г. Череповца активизируются микроорганизмы, разрушающие фенол, нафталин, нефтепродукты, белковые соединения, и бактерии, восстанавливающие сульфаты до сероводорода, ускоряющие продукционно-деструкционные процессы.

В 1986—1988 гг. перед нами была поставлена задача определить по микробиологическим показателям влияние г. Череповца на качество воды и донных отложения Рыбинского водохранилища.

Город Череповец расположен на берегу р. Шексны в северной оконечности Шекснинского плеса водохранилища. Население города около 300 тыс. человек. Это крупный центр черной металлургии, химии и судостроения.

Пробы воды и ила отбирали на 14 станциях, 6 из которых были расположены на чистых участках в центре водохранилища и на реках выше города (ст. Наволок, ст. Средний Двор, д. Мякса, р. Суда, р. Ягорба, д. Кабачино) и 8 (д. Васильево, ст. Любец, о. Каргач, о. Луковец, р. Кошта, р. Шексна, р. Серовка, устье р. Ягорбы) — в различных пунктах, куда могли поступать сточные воды (рис. 1).

В отличие от известных способов оценки качества воды по Кольквицу [14] и А. С. Разумову [7], мы использовали большее число микробиологических [9], а также ряд физических и химических показателей.

Для оценки качества воды А. С. Разумов [6] и С. И. Кузнецов [4] предложили рассчитывать индекс отношения общего количества бактерий к количеству сапрофитных. Поскольку индекс выражался очень большими цифрами, то В. И. Романенко [8] предложил характеризовать его обратной величиной — отношением сапрофитов к общему количеству, выраженной в процентах. Различные классы орга-

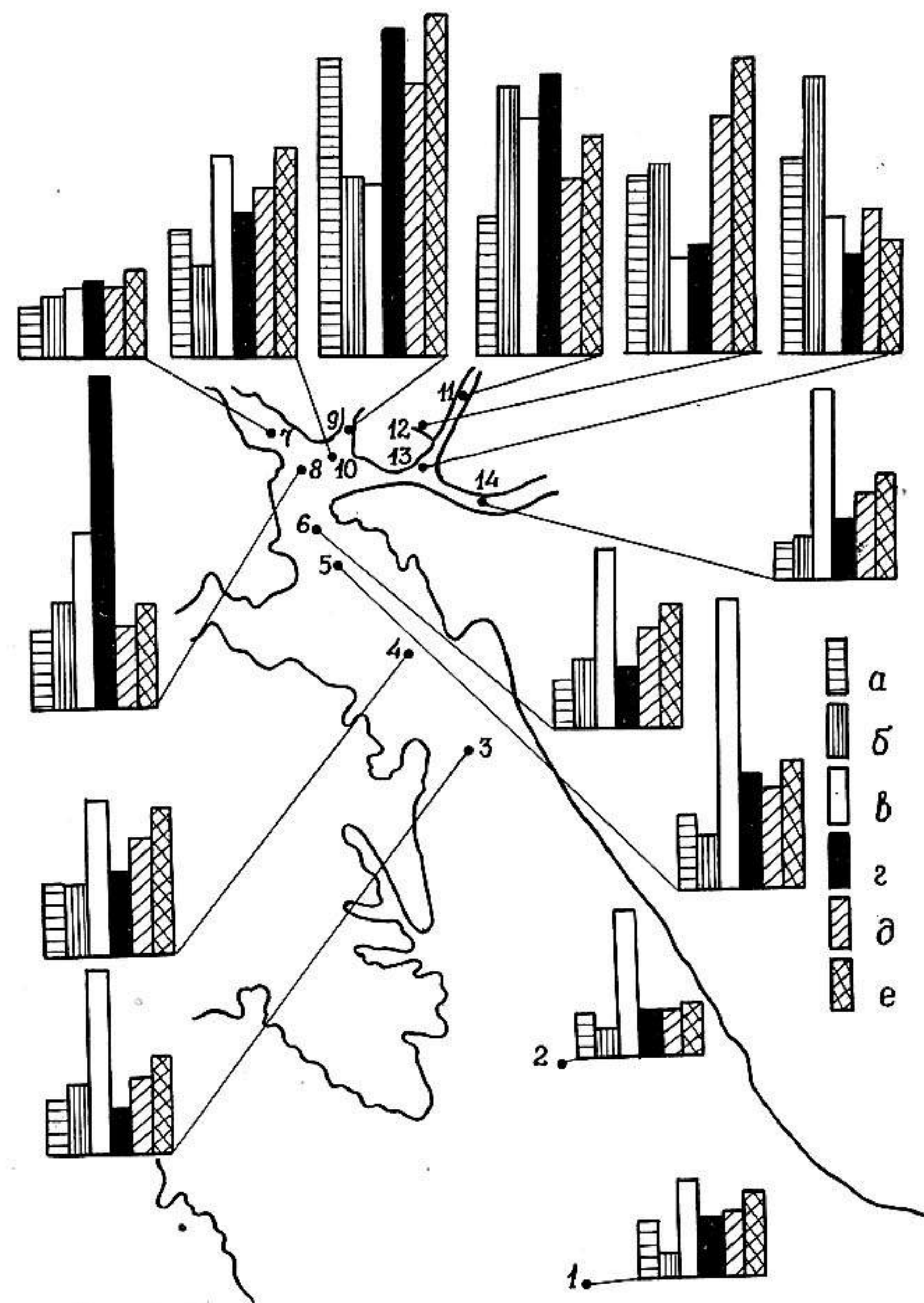


Рис. 1. Химическая и микробиологическая характеристика вод Шекснинского плеса.

Станции: 1 — Наволок, 2 — Средний Двор, 3 — д. Мякса, 4 — д. Васильево, 5 — Любец, 6 — о. Каргач, 7 — р. Суда, 8 — о. Луковец, 9 — р. Кошта, 10 — р. Шексна, 11 — р. Ягорба (выше города), 12 — р. Серовка, 13 — устье р. Ягорбы, 14 — д. Кабачино; а — азот органический и минеральный, 0.4 мгN/л, б — фосфор минеральный, 40 мкгP/л, в — интенсивность фотосинтеза при естественном освещении, 35 мкгC/(л. сут), г — деструкция органического вещества, 0.1 мгC/(л. сут), д — гетеротрофная ассимиляция CO₂, 1.5 мкгC/(л. сут), е — продукция бактериальной биомассы, 20 мкгC/(л. сут).

нических соединений разрушаются строго определенными группами бактерий, хотя каждый вид бактерий, как правило, может использовать несколько органических соединений. Например, имеются бактерии, окисляющие фенол и способные использовать глюкозу, которую потребляют многие микроорганизмы. При наличии фенола в больших количествах, чем глюкозы, они переключаются на его окисление. При этом клетками вырабатываются специфические ферменты, способные разрушать фенол. По численности тех или иных физиологических групп бактерий можно судить о наличии и обилии специфических веществ в водоеме, таких как клетчатка, фенолы, нафталины, нефтепродукты, перхлораты, белки, жиры, углеводы, восстановленные соединения железа, марганца, серы (сульфиды, тиосульфаты и пр.).

Новые методы определения активности бактериальных процессов с помощью меченых радиоактивными атомами низкомолекулярных органических соединений позволяют проследить за их потоком в биоценозах воды и донных отложений [15].

Сначала А. Ф. Францев [13], а затем С. И. Кузнецов [3] использовали культуру водорослей *Scenedesmus quadricauda* для определения «производительности» воды, что фактически было первой попыткой биоиндикации на наличие в воде биогенных элементов. Авторы подсчитывали под микроскопом прирост клеток водорослей. Мы усовершенствовали этот метод и использовали его для определения загрязнения воды в районе г. Череповца. Наши опыты показали, что при интенсивном поступлении биогенных элементов происходит стимуляция развития водорослей, а при наличии токсических соединений — угнетение.

Бытовые и сточные воды города оказывают также заметное влияние на донные отложения ближайших водоемов. В первую очередь здесь накапливаются органические вещества (взвеси, концентрированные растворы), поступающие из города, что приводит к повышенной бактериальной деятельности. При наличии сульфатов активизируются процессы их редукции с образованием сероводорода. Если в городе имеется деревообрабатывающая промышленность, то в иловых отложениях наблюдаются бурные процессы образования метана. Все это приводит к резкому понижению окислительно-восстановительного потенциала в иловых отложениях и вторичному загрязнению водоемов продуктами анаэробного дыхания и брожения (сероводород, меркаптан, водород, метан, масляная кислота и пр.).

Химические и микробиологические анализы проводили по руководствам О. А. Алекина [1], В. И. Романенко и С. И. Кузнецова [11].

Интенсивность процесса фотосинтеза и гетеротрофную ассимиляцию углекислоты определяли с помощью меченого радиоактивным углеродом карбоната, скорость потока низкомолекулярных метаболитов в воде — по методу Райта и Хобби [15] с использованием меченых ^{14}C ацетата, глюкозы, фенола. Редукцию сульфатов анализировали с применением $^{35}\text{SO}_4$. Бактерии, окисляющие фенол, нафталин, углеводороды учитывали методом титров на жидкой питательной среде Таусона, в которую соответственно вносили стерильное соляное масло, 0.1%-ный раствор фенола по 1 капле на пробирку или несколько кристаллов нафталина. Учет бактерий производили по развитию их в десятикратных разведениях. Более подробно мы даем описание вновь разработанных (окисление фенола) или усовершенствованных методов (использование тесткультуры водорослей).

Для определения интенсивности разрушения фенола микрофлорой в склянку с 30 мл воды добавляли по 0,2 мл раствора фенола меченого ^{14}C с активностью под счетчиком Гейгера $130 \cdot 10^3$ имп./мин, через 3 сут. вносили по 1 капле 1%-ного раствора NaOH и 0.25 мл 40%-ного формалина. Пробы переливали в колбы для диффузной отгонки $^{14}\text{CO}_2$ [10]. Об интенсивности разрушения фенола судили по количеству образовавшейся радиоактивной углекислоты. Чтобы определить наличие фенола и скорость его потребления в илах, образцы отбирали из поверхностного слоя иловых отложений в склянки из-под пенициллина. В каждую склянку вносили по 0,2 мл стерильного раствора меченого фенола. В специальном опыте было установлено, что оптимальное время инкубирования проб для этого эксперимента равно 24 ч при постоянной температуре 20°C . Через 24 ч их фиксировали 5 каплями 5%-ного раствора NaOH чтобы связать выделившуюся углекислоту, и 0.25 мл 40%-ного формалина, чтобы убить микрофлору. Выделившуюся CO_2 отгоняли в раствор щелочи описанным ранее диффузным методом [10]. Образовавшийся карбонат осаждали барием. $\text{Ba}^{14}\text{CO}_3$ отфильтровывали на мембранные фильтры и после просушивания подсчитывали под торцовым счетчиком Гейгера.

Для оценки качества воды дополнительно был использован модифицированный нами метод биотестирования с

помощью культуры водорослей *S. quadricauda*. Продукцию биомассы в процессе фотосинтеза оценивали с помощью радиоактивного изотопа в составе $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$. Пробы воды отбирали на тех же станциях и в лаборатории профильтровывали через бумажные фильтры «синяя лента». Затем воду пастеризовали путем кратковременного нагревания до 80°C , чтобы убить мелкие формы водорослей, и разливали по 50 мл в склянки светлого стекла, в которые вносили по 1 мл ресуспензированной культуры *S. quadricauda* очищенной от биогенных элементов путем промывания на мембранных фильтрах. В склянки вносили по 1 мл карбоната, меченого ^{14}C с активностью под торцовым счетчиком Гейгера $72 \cdot 10^3$ имп./мин. Пробы экспонировали в люминостате в течение 5 сут при освещенности 3000 лк. После этого их профильтровывали через мембранные фильтры, обрабатывали 0.5%-ным раствором соляной кислоты для очистки от $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ и определяли под счетчиком радиоактивность водорослей. Параллельно в воде находили содержание гидрокарбонатов. Интенсивность фотосинтеза рассчитывали по известной формуле [11]. С помощью этого метода можно установить места с наиболее благоприятным содержанием и сочетанием биогенных элементов, а также наличие токсичных соединений или других неблагоприятных для развития водорослей условий. Метод может дать хорошие результаты с параллельными химическими анализами воды. В крайнем случае, можно проводить сравнение интенсивности фотосинтеза в чистых, удаленных от берега частях водохранилища и явно загрязненных участках водоема. В местах с наибольшим содержанием биогенов наблюдается и наиболее интенсивное развитие фитопланктона. Следовательно, при использовании в качестве тест-объекта культуры водорослей в летний период, развитие последних будет определяться остаточными величинами химических элементов, не потребленных фитопланктоном в настоящий момент. Учитывая их оборот в процессе фотосинтеза и деструкции, можно вычислить интенсивность потребления тест-объектом биогенных элементов. Поскольку работы проводили не с одной культурой водорослей, для выравнивания результатов применяли среду-стандарт, которую также засевали культурой *S. quadricauda* и экспонировали в люминостате в течение 5 сут. Результаты интенсивности фотосинтеза водорослей на среде-стандарте в первом опыте принимали за единицу.

Численность бактерий и санитарное состояние воды в рай-

оне г. Череповца изучали неоднократно. Так, в 1959 — 1961 гг. количество сапрофитных бактерий у г. Череповца было в 100—1000 раз больше, а кишечных палочек в десятки и сотни раз больше, чем в центральной части водохранилища [2]. Это свидетельствует о загрязнении воды в районе города органическими веществами и фекалиями.

В 1979 г. было установлено [12], что в районе г. Череповца протекали интенсивные процессы окисления глюкозы и одноатомного фенола. Скорость потребления глюкозы здесь была в 46, а фенола в 584 раза больше, чем в центре водохранилища, что свидетельствует о напряженности микробиологических процессов возле города. Таким образом, загрязнение этого района началось давно, и специфические продукты загрязнения (фенол) присутствовали уже в 1975 г.

В 1987—1988 гг. было проведено три экспедиции в разные сезоны вегетационного периода. Температура воды весной и осенью была примерно в 2 раза ниже, чем летом, и поэтому процессы протекали в 2—3 раза медленнее. Прозрачность воды была максимальной в центре водохранилища, у д. Мяксы она снижалась и по мере приближения к городу уменьшалась в 3—8 раз. Это свидетельствует об увеличении количества взвешенных органоминеральных частиц, а следовательно ухудшении качества воды.

Одновременно с понижением прозрачности воды вверх по Шекснинскому плесу возрастала ее минерализация. Весной на ст. Наволок наблюдали высокую электропроводность воды (238 мкСм) как результат задержки высокоминерализованных зимних вод, после прохождения паводка она уменьшилась до 169 мкСм. В верховьях Шекснинского плеса паводковые воды были менее минерализованы, летом и осенью электропроводность на этих участках повышалась. Особенно большие ее величины отмечались в районе сброса богатых химическими соединениями вод металлургического комбината и других предприятий города. Весной электропроводность достигла здесь 923 мкСм, в то время как в р. Шексне (у д. Кабачино), основной артерии, наполняющей Шекснинский плес, в среднем за сезон равнялась 162 мкСм.

На всех станциях, находящихся под влиянием города, отмечали повышенное содержание основных биогенных элементов. Содержание азота и фосфора у города было в среднем в 2—3 раза больше, чем в Центральном плесе водохранилища, а по отдельным станциям — в 5—7 раз. Это должно было активизировать развитие фитопланктона, однако процессы фотосинтеза протекали интенсивнее не у самого

города, а на 20—25 км ниже по течению р. Шексны, что может быть связано с низкой прозрачностью воды и токсичным влиянием сточных вод. Например, в июле на ст. Наволок продукция фитопланктона равнялась 142, на ст. Любец — 442, в устье р. Ягорбы — 99.3 мкг С/(л·сут).

В северной части Шекснинского плеса деструкционные процессы протекали намного интенсивнее, чем в центре водохранилища. При этом отметили одну интересную особенность: если в центральной части водоема отношение деструкции органического вещества к интенсивности фотосинтеза в 1 л евфотической зоны за сутки было меньше единицы, то у города и на подходе к нему оно колебалось от 2 до 4.64:

Номера станций (рис. 1)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Деструкция органического вещества (А), мкгС/(л·сут)	60	60	70	180	130	60	80	280	190	190	280	260	190	100
Интенсивность фотосинтеза (Б), мкгС/(л·сут)	82	133	159	116	217	116	20	90	51	70	73	56	85	950
А/Б	0.73	0.45	0.44	1.51	0.60	0.52	4.00	3.11	3.73	2.71	1.62	4.64	2.24	0.11

Это свидетельствует о значительном содержании органического вещества в северной части Шекснинского плеса, которое поступает сюда с городскими стоками.

В пунктах, не подверженных влиянию города, общее количество бактерий в исследуемый период колебалось в среднем от 1.03 до 2.04 млн. кл./мл, на загрязненных участках размах колебаний значительно больше — от 1.02 до 6.81 млн. кл./мл. Количество бактерий выше здесь в 2—3 раза (табл. 1). Следовательно, северный район Шекснинского плеса по своему трофическому статусу соответствует мезотрофно-евтрофному типу, в то время как все водохранилище — типично мезотрофный водоем.

Особенно показательной в оценке степени загрязнения водоема служит группа сапрофитных бактерий, учтенных на рыбо-пептонном агаре. В 1987 г. численность их в

Таблица 1

Гидрохимические и микробиологические показатели воды на станциях Шекснинского плеса

Показатели	Чистые станции	Загрязненные станции	Показатели	Чистые станции	Загрязненные станции
Температура, °С	11.40	14.70	Деструкция органического вещества, мкгС/(л·сут)	0.09	0.19
Прозрачность воды по диску Секки, см	134.00	77.00	Гетеротрофная ассимиляция CO ₂ , мкгС/(л·сут)	2.65	4.95
Электропроводность, воды, мкСм	177.00	301.00	Общее количество бактерий, млн. кл./мл	1.45	2.47
Карбонаты, мкгС/л	16.90	21.00	Продукция бактериальной биомассы, мкгС/(л·сут)	44.00	87.00
Кислород, мг/л	9.13	8.13	Сапрофитные бактерии, тыс. кл./мл	0.90	58.70
Азот органический и минеральный, мгN/л	0.40	1.10	Отношение сапрофитов к общему количеству, %	0.06	2.73
Фосфор минеральный, мкгР/л	35.6	116.00	Бактерии, окисляющие нефть, тыс. кл./мл	6.48	902.00
Интенсивность фотосинтеза при постоянном освещении 2500 лк, мкгС/(л·ч)	6.86	9.62	Бактерии, окисляющие фенол, кл./мл	1.00	68.00
Интенсивность фотосинтеза при естественном освещении, мкгС/(л·сут)	101.00	149.00	Бактерии, окисляющие нафталин, кл./мл	648.00	4399.00
Интенсивность фотосинтеза под 1 м ² поверхности водоема, гС/(м ² ·сут)	0.28	0.18			

центральной части водохранилища не превышала 0.15 тыс. кл./мл. На участке от д. Мяксы до о. Каргач количество их возрастало в 2—4 раза, а возле города достигло несколько десятков и сотен тысяч клеток в 1 мл. Особенно выделялись станции в устье р. Ягорбы и р. Серовки, где их содержание равнялось соответственно в среднем 48 и

383 тыс. кл./мл. Эта громадная численность бактерий указывает на чрезвычайно сильное загрязнение органическими соединениями этих участков и на то, что поступающие сюда сточные воды города не подвергались очистке. Об этом же свидетельствует и индекс отношения сапрофитных бактерий к общему количеству микроорганизмов. В чистых районах он выражался сотыми и тысячными долями процента, на подходах к городу — десятными долями, а на самых загрязненных участках составлял несколько процентов, последнее крайне редко встречается в водоемах умеренных и северных широт. В этих районах можно ожидать значительно большего содержания и болезнетворных микробов.

Поскольку сапрофитные бактерии очень быстро реагируют на изменение внешних факторов, численность их резко повысилась в 1988 г., так как температура воды в среднем была на 3—4° С выше, чем в предыдущем. У д. Мякса, находящейся на расстоянии 55 км от города, наблюдали возрастание количества сапрофитных бактерий до 2.7 тыс. кл./мл. Резкое, скачкообразное увеличение численности до 13.2 тыс. кл./мл произошло на ст. Любец, а вблизи города достигло максимума — 104.7 тыс. кл./мл. Это свидетельствует об обилии легкоусвояемых органических соединений и благоприятной температуре.

Кроме органических соединений, на которых развиваются сапрофитные бактерии, у г. Череповца в воду поступали и токсичные соединения, такие как нефтепродукты, фенолы, нафталины. Нефтепродукты попадали в Шекснинский плес с городскими стоками и от речного транспорта, концентрировались на поверхности воды. В центре водохранилища количество бактерий, окисляющих нефть, соляровое масло и пр., выражалось несколькими десятками клеток. От д. Мякса численность их стала нарастать (370 кл./мл), достигая у города несколько десятков тысяч (33—70 тыс. кл./мл), а в р. Серовке — 7 млн. кл./мл. Из полученных результатов следует, что в р. Шексне и в верховьях Шекснинского плеса, а также в реках Серовке, Коште и Ягорбе нефтепродукты присутствовали в громадных количествах.

В этих же районах Шекснинского плеса во всех пробах постоянно встречались специфические группы бактерий, окисляющих фенолы и нафталины. Количество фенол-окисляющих бактерий в 68 раз, а нафталиноокисляющих в 7 раз выше их содержания в центральном плесе водохранилища и низовьях Шекснинского расширения.

Иловые отложения вокруг города сильно загрязнены

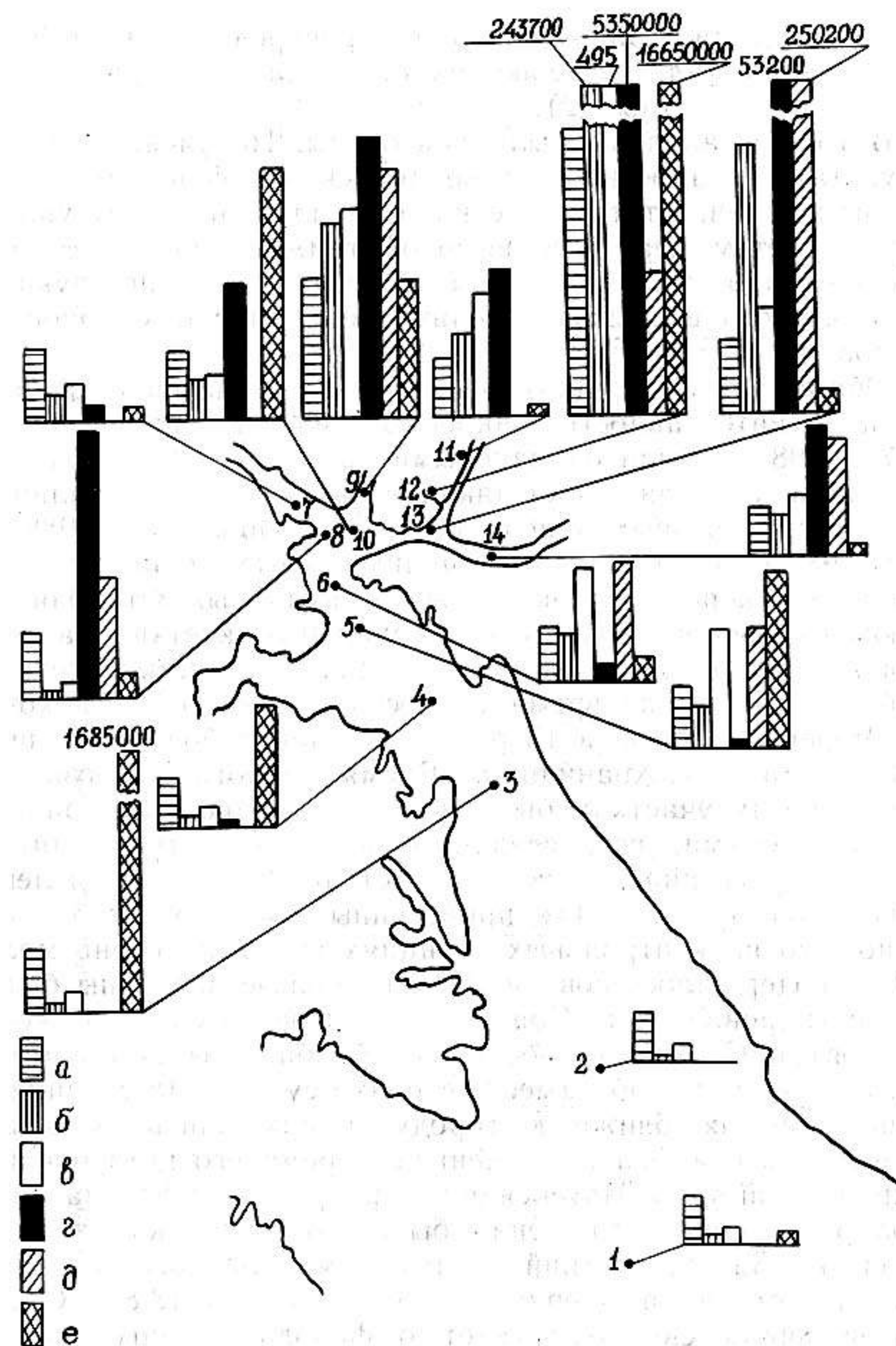


Рис. 2. Микрофлора воды Шекснинского плеса.

а — общее количество бактерий, 1 млн. кл./мл, б — количество сапрофитных бактерий, 7 тыс. кл./мл, в — отношение сапрофитов к общему количеству бактерий, 0.4%, г — количество бактерий, окисляющих нефть в воде, 6 тыс. кл./мл, д — то же фенол, 1 тыс. кл./мл, то же нафталин, 70 тыс. кл./мл. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1.

углеводородами. Закономерность распределения нефте-, фенол- и нафталинокисляющих бактерий в грунтах такая же, как в воде (табл. 2).

В 1988 г. анализы были повторены. Полученные ранее результаты полностью подтвердились на фоне межгодовых изменений. Этот год резко отличался от предыдущего жарким летом. На фоне высокой температуры более интенсивно протекали процессы фотосинтеза и деструкции органического вещества. Увеличилось и число микроорганизмов.

Общие закономерности распределения численности бактерий и интенсивность микробиологических процессов в 1987—1988 гг. были одинаковыми (рис. 1, 2). Исключение составили бактерии, окисляющие фенолы и нафталины, содержание которых в воде резко уменьшилось в 1988 г.

В 1988 г. были сделаны дополнительные анализы по определению скорости потока низкомолекулярных метаболитов (глюкозы, фенола) через бактериальные клетки. Запасы глюкозы на разных участках различались незначительно (табл. 3). В то же время скорость потребления глюкозы у г. Череповца была в 18 раз выше, чем в более отдаленных пунктах водохранилища. Время оборота глюкозы на загрязненных участках было в 10 раз меньше по сравнению с чистыми, где, следовательно, поток метаболитов во много раз ниже. Этим же методом было определено содержание фенола. Из приведенных данных (табл. 3) видно, что на контрольных станциях его было очень мало или не содержалось совсем. Максимальные величины были зарегистрированы в р. Коште (сброс коксохимических комбинатов), р. Серовке (сброс деревообрабатывающего комбината), устье р. Ягорбы (место стоянки судов). На станциях, расположенных ближе к городу, наблюдались большая скорость потока фенола и меньшее время его потребления микрофлорой воды. Интенсивность разрушения фенола микрофлорой донных отложений была такая же, как в воде (табл. 4). За весь летний период, с мая по ноябрь, запас фенола составил примерно 13.8 мг С/л, или 13.8 г С/м³. Эта величина свидетельствует о фенольном загрязнении отдельных участков водоема.

Антропогенное загрязнение можно выявить и по результатам биотестирования с чистой культурой водорослей *S. quadricauda*. Показатели тестирования качества воды сильно варьируют в зависимости от года. С использованием чистой культуры водорослей в качестве тест-

Таблица 2

Численность бактерий, окисляющих нефтепродукты и фенол в донных отложениях

Место отбора проб	Нефтеокисляющие бактерии, тыс. кл./г						Фенолокисляющие бактерии, кл./г					
	1987 г.			1988 г.			1987 г.			1988 г.		
	май	июль	сен-тябрь	х	май	июль	сен-тябрь	х	май	июль	сен-тябрь	х
Ст. Наволок	10	0	10	6.6	1	1000	0	333.3	0	0	0	0
Ст. Средний Двор	10	1	10	6.6	10	10	0	6.6	0	0	0	0
У д. Мякса	10	1	10	6.6	100	1	100	67.0	0	0	0	0
У д. Васильево	—	—	—	—	10	100	100	70.0	—	0	0	0
Ст. Любец	10000	1000	10000	7000.0	10000	1000	100	3700.0	10000	1000	0	333
О. Кургач	1000	100	1000	700.0	100	1000	100	400.0	0	0	0	0
Р. Суда	100	10000	100	3400.0	1	10	1000	337.0	1000	0	0	0
О. Луковец	10000	100	10000	6700.0	1	100	10	37.0	0	0	0	0
Р. Кошта	100	1000	100	400.0	100	100	100	70.0	0	0	0	0
Р. Шексна	100	100	100	100.0	100	1000	1000	700.0	0	0	0	0
Р. Ягорба (выше го- рода)	1000	10	1000	670.0	1	100	100	67.0	0	0	0	0
Р. Серовка	1000	100	1000	700.0	100	100	100	0	0	0	1000	333
Устье р. Ягорбы	1000	1000	1000	1000.0	10	10000	10	3340.0	0	1000	0	333
Д. Кабачино	100	10000	100	3400.0	10	10000	100	3370.0	100000	0	0	0

Поток глюкозы и фенола в водных биоценозах Рыбинского водохранилища
в 1988 г.

Место отбора проб	Глюкоза						Фенол					
	июль			сентябрь			июль			сентябрь		
	S	V	T	S	V	T	S	V	T	S	V	T
Ст. Наволок	—	—	—	6.3	0.01	675	0	0	0	0	0	0
Ст. Средний двор	31.0	0.77	40	12.6	0.13	96	0	0	0	0	0	0
У д. Мякса	—	—	—	—	—	—	0	0	0	0	0	0
У д. Васильево	12.6	0.74	17	—	—	—	0	0	0	7.0	0.010	680
Ст. Любец	—	—	—	13.6	0.30	45	0	0	0	14.0	0.035	400
О. Каргач	—	—	—	31.5	0.69	46	0	0	0	26.3	0.058	450
Р. Судя	—	—	—	—	—	—	0	0	0	—	—	—
О. Луковец	—	—	—	5.6	0.32	18	48.0	0.430	110	10.8	0.098	110
Р. Кошта	—	—	—	12.6	0.70	18	68.5	3.100	22	30.0	0.840	46
Р. Шексна	6.4	2.60	3	12.6	0.74	17	28.0	1.600	18	10.5	0.180	60
Р. Ягорба (выше города)	—	—	—	6.0	0.34	18	0	0	0	0	0	0
Р. Серовка	35.5	17.90	2	44.0	12.90	3	63.0	3.200	20	57.0	1.100	54
Устье р. Ягорбы	10.0	7.14	1	24.0	2.50	10	69.0	3.000	23	163.0	2.500	64
Д. Кабачино	6.3	0.23	27	2.6	0.11	23	3.5	0.077	45	19.7	0.230	60

Примечание. S — запасы, мкгС/л, V — скорость потребления, мкгС/(л·ч), T — время потребления субстрата, ч.

Таблица 4

Интенсивность разрушения фенола микрофлорой донных отложений
с образованием $^{14}\text{CO}_2$

Место отбора проб	Радиоактивность $^{14}\text{CO}_2$, образовавшейся из фенола, имп./мин	Разрушено фенола, % от заданной величины
Ст. Наволок	407	1.6
Ст. Средний Двор	2647	10.2
У д. Мякса	925	3.6
У д. Васильево	416	1.6
Ст. Любец	1671	6.4
О. Каргач	1825	7.0
Р. Судя	4114	15.8
О. Луковец	3864	14.9
Р. Кошта	898	3.5
Р. Шексна	5049	19.4
Р. Ягорба (выше города)	5228	20.1
Р. Серовка	2321	8.9
Устье р. Ягорбы	4151	16.0
У д. Кабачино	441	1.7

объекта легко определить наличие биогенных элементов в воде или донных отложениях. В местах с их повышенным содержанием фотосинтез водорослей протекает интенсивнее. Это мы наблюдали в 1987 г. (табл. 5). Установить же наличие токсических соединений значительно труднее. Правильный вывод может быть сделан только при сопоставлении фотосинтеза с химическими анализами по содержанию биогенных элементов. Если фотосинтез тест-объекта резко снижается при благоприятном биогенном режиме, то в этом районе присутствуют токсические соединения, что, возможно, и произошло в 1988 г.

В 1986 г. на ряде станций определяли величины окислительно-восстановительного потенциала в иловых отложениях. Анализы были проведены гладким платиновым игольчатым электродом в паре с каломельным. Ил отбирали стратометром с плексиглазовой трубкой, в которой был сделан ряд отверстий для введения платинового электрода [13]. Работы проводили с использованием походного рН-метра. В поверхностных слоях ила окислительно-восстановительный потенциал выражался большими положительными величинами, а с глубиной резко понижался (табл. 6). Особенно низкие величины были отмечены у о. Луковец.

По нашим данным, на станциях, удаленных от города, численность сульфатвосстанавливающих бактерий в июле

Биотестирование воды с помощью культуры водорослей *S. quadricauda*
(интенсивность фотосинтеза, мкгС/(л·5 сут))

Место отбора проб	1987 г.		Х	1988 г.		Х	
	май	сентябрь		июль	сентябрь		
Ст. Наволок	261	745	503	235	226	418	293
Ст. Средний Двор	203	881	542	235	200	418	284
У д. Мяска	150	649	400	308	254	371	311
У д. Васильево	116	429	273	97	195	186	159
Ст. Любец	117	715	416	146	215	232	198
О. Каргач	194	870	532	162	186	510	286
Р. Суда	103	526	315	81	288	278	216
О. Луковец	444	931	688	118	238	211	189
Р. Кошта	512	1151	832	244	234	325	268
Р. Шексна	268	248	258	101	128	209	146
Р. Ягорба (выше города)	443	2008	1226	65	198	186	150
Р. Серовка	304	1104	704	73	184	278	178
Устье р. Ягорбы	570	1477	1023	36	256	278	190
Д. Кабачино	163	793	478	97	154	232	161

Таблица 6

Окислительно-восстановительный потенциал в воде и толще ила в 1986 г.

Гори- зонт, см	Ст. Любец		О. Луковец		Р. Кошта		Р. Серовка		Д. Кабачино	
	Eh	rH ₂	Eh	rH ₂	Eh	rH ₂	Eh	rH ₂	Eh	rH ₂
Вода, над илом										
0.3	+410	28.1	+240	22.2	+230	21.9	+70	16.4	+300	24.3
Ил										
1	+370	26.7	+170	19.8	+210	21.2	0	22.6	+210	21.2
2	+350	26.0	—	—	+200	20.8	0	22.6	+110	17.8
3	+230	21.9	+70	16.4	—	—	-30	13.0	+80	14.7
5	+30	15.0	+20	14.6	+40	15.3	-40	12.6	+80	14.7
10	-170	8.1	+10	14.3	+40	15.3	-10	13.6	+65	16.2
15	+30	15.0	-80	11.2	+80	16.7	-60	12.0	—	—
20	-0	22.6	-200	7.1	+60	16.0	-40	12.6	—	—
25	—	—	-50	12.2	+70	16.4	-70	11.6	—	—

была на 2—3 порядка меньше, чем в зоне влияния г. Череповца (табл. 7). В соответствии с численностью этих бактерий увеличивалось содержание сульфатов в 2—3 раза, количество сульфидов и интенсивность процессов редукции — в 5—10 раз, что свидетельствует о сильном антропогенном влиянии города. Осенью эти показатели уменьшились, но по-прежнему были значительно выше в районе сброса сточных вод. Экстремально высокие величины обнаружены в июле в р. Серовке.

В среднем, по всем исследованным пунктам 59% серы находилось в виде свободного сероводорода и сульфидов и 41% — форме сульфатов. Поделив содержание сульфатов на интенсивность их редукции, можно примерно определить время, за которое они могут полностью восстановиться. В июле на разных станциях время оборота сульфатов колебалось от 3.5 сут (устье р. Суды), до 118 сут (р. Ягорба), в среднем 20.8 сут. В сентябре, когда температура воды понизилась на 10—13°C, время полного оборота сульфатов возросло до 71.7 сут. Отношение средних величин равнялось 3.4. Возобновление запасов сульфатов, очевидно, происходит за счет круговорота серы в илах и поступления из водной толщи.

Таким образом, вся акватория северной части Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища и малые реки этого района находятся под мощным воздействием г. Череповца. Сюда поступают подогретые воды города, громад-

Процессы сульфатредукции в донных отложениях в 1988 г.

Место отбора проб	Количество сульфатредуцирующих бактерий, тыс. кл/г		Содержание сульфатов, мгS/кг ила		Содержание сероводорода и сульфидов, мг/кг ила		Интенсивность сульфатредукции, мгS/(кг·сут)	
	июль	сентябрь	июль	сентябрь	июль	сентябрь	июль	сентябрь
Ст. Наволок	1.0	10.0	11.6	10.3	13.9	70.2	0.46	0.97
Ст. Средний	0.2	20.0	17.1	33.6	36.0	34.8	1.82	0.80
Двор	6.0	10.0	34.9	19.6	8.2	43.6	4.62	0.54
У. д. Мякса	4.0	30.0	23.3	17.5	22.1	17.7	1.92	0.06
У. д. Васильево	4.0	6.0	15.8	13.1	31.6	13.3	1.37	0.07
Ст. Любец	4.0	10.0	32.2	24.0	25.3	14.5	4.70	0.20
О. Каргач	200.0	50.0	34.9	22.6	31.6	10.8	9.70	0.60
Р. Суда	100.0	50.0	52.1	26.1	173.9	138.5	10.43	0.67
О. Луковец	150.0	70.0	101.4	34.3	234.0	70.8	1.72	0.03
Р. Кошта	50.0	100.0	175.4	43.3	102.4	83.5	11.74	1.11
Р. Шексна	12.5	30.0	68.5	64.4	26.3	55.7	0.58	0.63
Р. Ягорба (выше города)	10000.0	350.0	963.3	82.2	1524.1	322.5	143.60	4.08
Р. Серовка	1000.0	50.0	45.2	43.8	37.9	68.3	7.50	1.70
Устье р. Ягорбы	10.0	30.0	34.3	23.3	46.3	64.5	4.95	1.03
У. д. Кабачино								

Примечание. В р. Серовке в июле и сентябре пробы ила были взяты в различных пунктах.

ное количество органических соединений бытового и промышленного происхождения. Влияние города сказывается на расстоянии 11 км по течению р. Шексны, отрицательное воздействие сточных вод проявляется при удалении на 25—30 км, а иногда и на 55 км (д. Мякса). Шекснинский плес содержит в 1.5—2 раза больше бактерий по сравнению с центром водохранилища. Заметных величин достигает численность сапрофитных бактерий. Особенно загрязнены р. Кошта, р. Шексна у сброса городских сточных вод, устье р. Ягорбы, р. Серовка. Наличие специфических групп бактерий и их активная деятельность — свидетельство сильнейшего загрязнения этого участка фенолами, производными нафталина, нефтепродуктами и фекальными сбросами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А. Химический анализ вод. суши. Л., 1954.
2. Казаровец Н. М. Санитарно-бактериологическая характеристика вод Рыбинского водохранилища//Биологические аспекты изучения водохранилищ. М.; Л., 1963.
3. Кузнецов С. И. Биологический метод оценки богатства воды биогенными элементами//Микробиология. 1945. Т. 14, вып. 4.
4. Кузнецов С. И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. М., 1952.
5. Кузнецов С. И., Романенко В. И. Определение запасов глюкозы в воде Рыбинского водохранилища//Микробиология. 1979. Т. 48, вып. 4.
6. Разумов А. С. Прямой метод учета бактерий в воде. Сравнение его с методом Коха//Микробиология. 1932. Т. 1, вып. 2.
7. Разумов А. С. Микробные показатели сапротности водоемов, загрязненных промышленными сточными водами//Микробиология. 1961. Т. 30, вып. 3.
8. Романенко В. И. Общая численность бактерий в Рыбинском водохранилище//Микробиология. 1971. Т. 40, вып. 4.
9. Романенко В. И. Микробиологические показатели качества воды и методы их определения//Водные ресурсы. 1979. № 6.
10. Романенко В. И., Вереш Л. Метод определения $^{14}\text{CO}_2$ при исследовании метаболизма у гидробионтов с помощью радиоактивного углерода//Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1983. № 59.
11. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л., 1974.
12. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Использование меченого ^{14}C -фенола для определения его запасов и скорости потребления микрофлорой водоемов//Микробиология. 1976. Т. 45, вып. 1.
13. Францев А. В. Опыт оценки гидробиологической производительности московской воды//Микробиология. 1932. Т. 1, вып. 2.
14. Kolwitz R., Marsson M. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 1908. 26 a.
15. Wright R. T., Hobbie J. E. The uptake of organic Solutes in lake Water//Limnol. and Oceanogr. 1965. Vol. 10.

И. К. РИВЬЕР

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)**ВЛИЯНИЕ СТОКОВ Г. ЧЕРЕПОВЦА НА ЗООПЛАНКТОН
ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА**

Поступающие в Шекснинский плес сточные воды г. Череповца вызывают смену олигосапробных форм зоопланктона на α -мезосапробные. Количественный уровень развития зависит также от метеоусловий года. Кроме токсических веществ, сточные воды несут минеральную взвесь, что вызывает гибель фильтраторов — зоопланктеров.

Характеристики зоопланктона служат надежными показателями в диагностике и прогнозировании состояния как речных, так и озерных экосистем [1,8].

В Шекснинском плесе материал собирали в 1982 и 1983 гг., а также после аварийного сброса в 1987 и 1988 гг.

Изучали следующие показатели зоопланктона, которые могут характеризовать изменения водной среды под воздействием промстоков: видовой состав, ареал отдельных видов и групп, особенно олигосапробов, индексы биоценологического сходства, показатели биомассы, численность, величины индексов сапробности. Для выяснения влияния некоторых факторов на изменения в зоопланктонном сообществе были привлечены данные по температуре, прозрачности, взвешенному веществу. В 1988 г. были проведены эксперименты по воздействию сточной воды на озерный комплекс Главного плеса Рыбинского водохранилища. Данные, полученные в 1982—1983 гг., до аварии на очистных сооружениях, следует считать фоновыми, позволяющими проследить изменения в сообществе при поступлении сбросов, не прошедших очистные сооружения.

Изменения в видовом составе. В мае 1982 г. в зоопланктоне было встречено 27 видов, наименьшее их количество (22%) отмечалось ниже устья р. Кошты. Количество видов возрастало от устья р. Суды до о. Каргач с 41 до 60% относительно общего списка. Значительные изменения в видовом составе загрязненной зоны связаны с отмиранием здесь зимних форм — олигосапробов, поступающих с чистым стоком из приплотинного плеса Шекснинского водохранилища.

В начале августа 1983 г. изменения в видовом составе,

представленном 31 видом, были менее выражены в связи с большой долей в планктоне мезосапробных форм. Выпадение из планктона некоторых видов (*Kellicottia*, представители рода *Conochilus*, *Limnosida*, *Daphnia cristata*) наблюдали в наиболее загрязненных участках (устье р. Ягорбы и ниже устья р. Кошты). Наиболее разнообразный зоопланктон отмечали ниже ст. Любец (табл. 1).

Таблица 1

Количество видов зоопланктона в Шекснинском плесе,
% от общего числа

Время наблюдений	Д. Кабачино	Устье р. Ягорбы	Мост	Устье р. Кошты	Устье р. Суды	О. Ваганьиха	О. Каргач	Ст. Любец	Д. Вычелово	Д. Мякса
1982, V	—	37	44	22	41	44	59	—	—	—
1983, VII	—	60	84	74	72	70	—	80	100	87
1987, V	51.6	51.6	58.1	51.6	34	71	51.6	48.4	68	64.5
1987, VII	53	43	45.7	35.3	56	68	59	50.3	68	—
1988, VII	57.5	47.5	—	10	50	50	50	57.5	—	45

Аналогичную картину наблюдали и в различные сезоны 1987 г. Весной в районе города, ниже устья р. Кошты и до устья р. Суды, зоопланктон содержал всего 34—58% видов от общего состава. Ниже ст. Любец от д. Вычелово до д. Мяксы он был более разнообразен. Летом 1987 г. в районе города, а особенно в устье р. Кошты, отмечено несколько более одной трети от общего списка видов (35) (табл. 1). Наибольшие изменения обычно наблюдаются среди ветвистосусых, которые разнообразны летом: так, выше города (уд. Кабачино) и ниже ст. Любец в планктоне присутствовали *Limnosida*, *Diaphanosoma*, *Daphnia cristata*, *D. cucullata*, *Bosmina longispina*, *B. coregoni*, *B. longirostris*, *Chydorus sphaericus*. Вблизи устья р. Кошты от этого разнообразия остаются лишь 2—3 вида, в основном *Bosmina longirostris* и *Chydorus sphaericus*.

В течение всех лет исследований в районе города от устья р. Ягорбы до устья р. Суды встречались формы, развитие которых связано с поступлением органических загрязнений со сточными водами. Это виды рода *Brachionus*, главным образом *B. calyciflorus*, которые исчезали ниже о. Каргач и ст. Любец, где качество воды улучшалось.

Летом 1988 г. при особых погодных условиях — высоких

температурах воды в течение всего летнего периода, в наиболее загрязненных участках было зарегистрировано массовое развитие сапробного комплекса, в том числе коловраток — брахионусов, характерных для аэротенков и полей орошения [2,3]. Плотность брахионусов и акватория их расселения были несравненно большими, чем когда-либо наблюдалось в этом регионе. Так, в 1987 г. при температуре 14—16.7°C численность *B. calyciflorus* в районе устья р. Кошты не превышала 2.5 тыс. экз./м³, тогда как в 1988 г. при температуре 23—28°C на этом же участке она составляла 105 тыс. экз./м³, а в самой р. Кошты — 1.5 млн. экз./м³.

Акватория, подверженная влиянию стоков г. Череповца, — очаг загрязнения Шекснинского плеса и всего водохранилища — постоянно расширяется и на протяжении последних лет исследований зоопланктона доля сапробного комплекса (главным образом *B. calyciflorus*) неуклонно растет (рис. 1,2).

Процесс трансформации видового состава в районе исследований сложен и складывается из взаимодействия нескольких факторов: проточности, поступления промстоков, содержащих токсические вещества и большое количество минеральной взвеси, а также выноса форм с незагрязненных мелководий и поступления их из чистых боковых притоков. В русло р. Шексны выше города (д. Кабачино) поступает лимнический олиго-мезосапробный планктон из приплотинного расширения Шекснинского водохранилища. В его составе много крупных ветвистоусых (*Daphnia*, *Bosmina*, *Limnosida*, *Leptodora*, *Bythotrephes*) и озерных коловраток (*Conochilus*, *Kellicottia*, *Euchlanis*). Эти формы в русле р. Шексны постепенно отмирают и у д. Кабачино регистрируется измененный зоопланктон, состоящий в основном из коловраток и копепод. В районе устья р. Ягорбы в «шекснинскую» струю добавляются сапробные формы, развивающиеся в ее устье, и зоопланктон приобретает черты, свойственные водному населению загрязненной реки. В черте города его состав относительно постоянен. Ниже города стоки, вносимые р. Коштой, резко изменяют видовой состав. Это выражается в выпадении многих форм из «шекснинской» струи, а иногда (1988 г.) — почти в полной смене видового состава, что связано с интенсивным развитием сапробного биоценоза в р. Кошты.

Летом 1988 г. специфические формы из р. Кошты, подхваченные потоком р. Шексны, распространялись до о. Каргач, ниже они не встречались. Это связано с их отмиранием

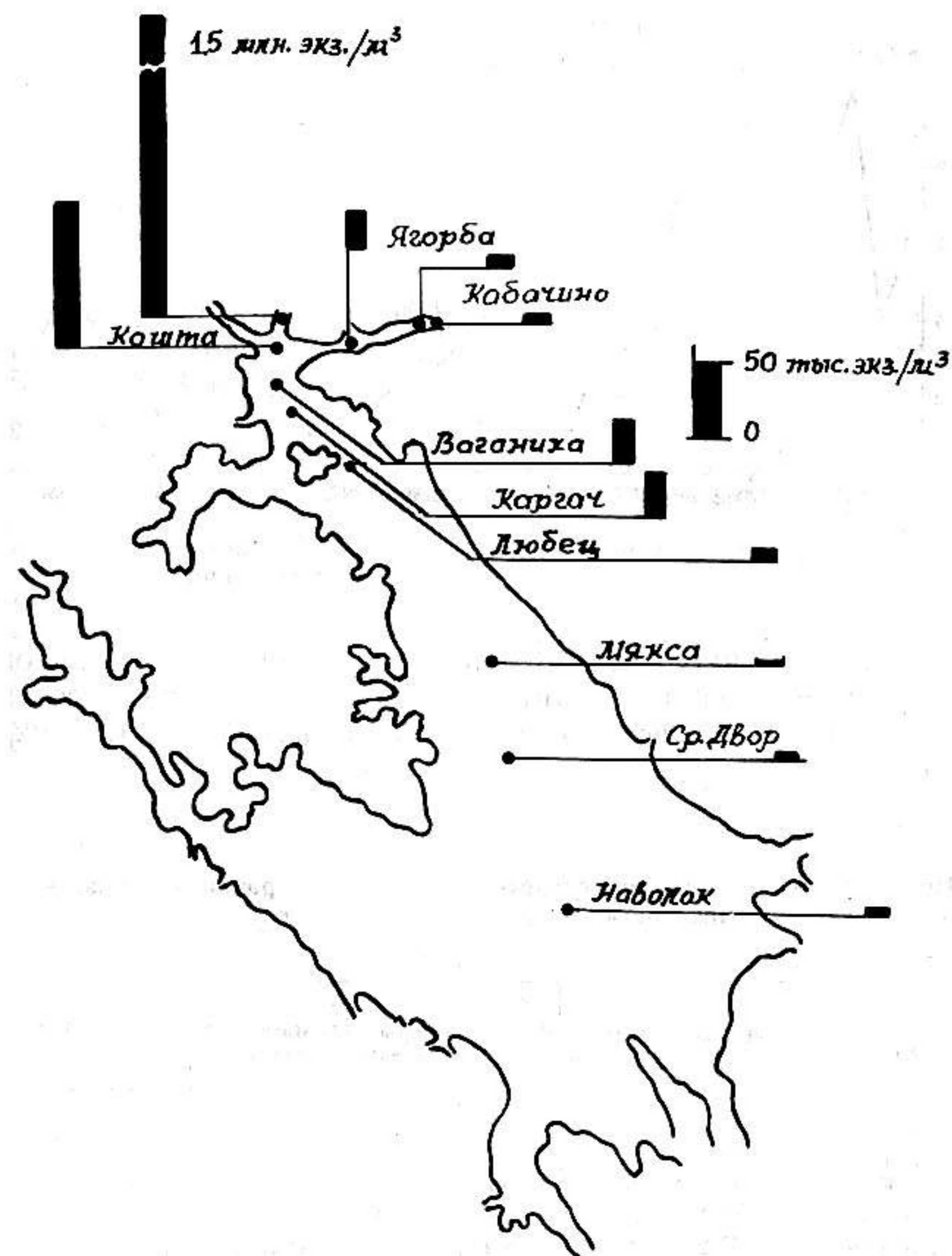


Рис. 1. Численность *Brachionus calyciflorus* от д. Кабачино до ст. Наволок в июле 1988 г.

в условиях относительно чистых вод. Зоопланктон по руслу р. Шексны вплоть до д. Мякса сохранял одну треть видового состава. Наибольшие нарушения состава (как и во все годы исследований) отмечались в районе устья р. Ягорбы и особенно вблизи устья р. Кошты (15—0%). В районе

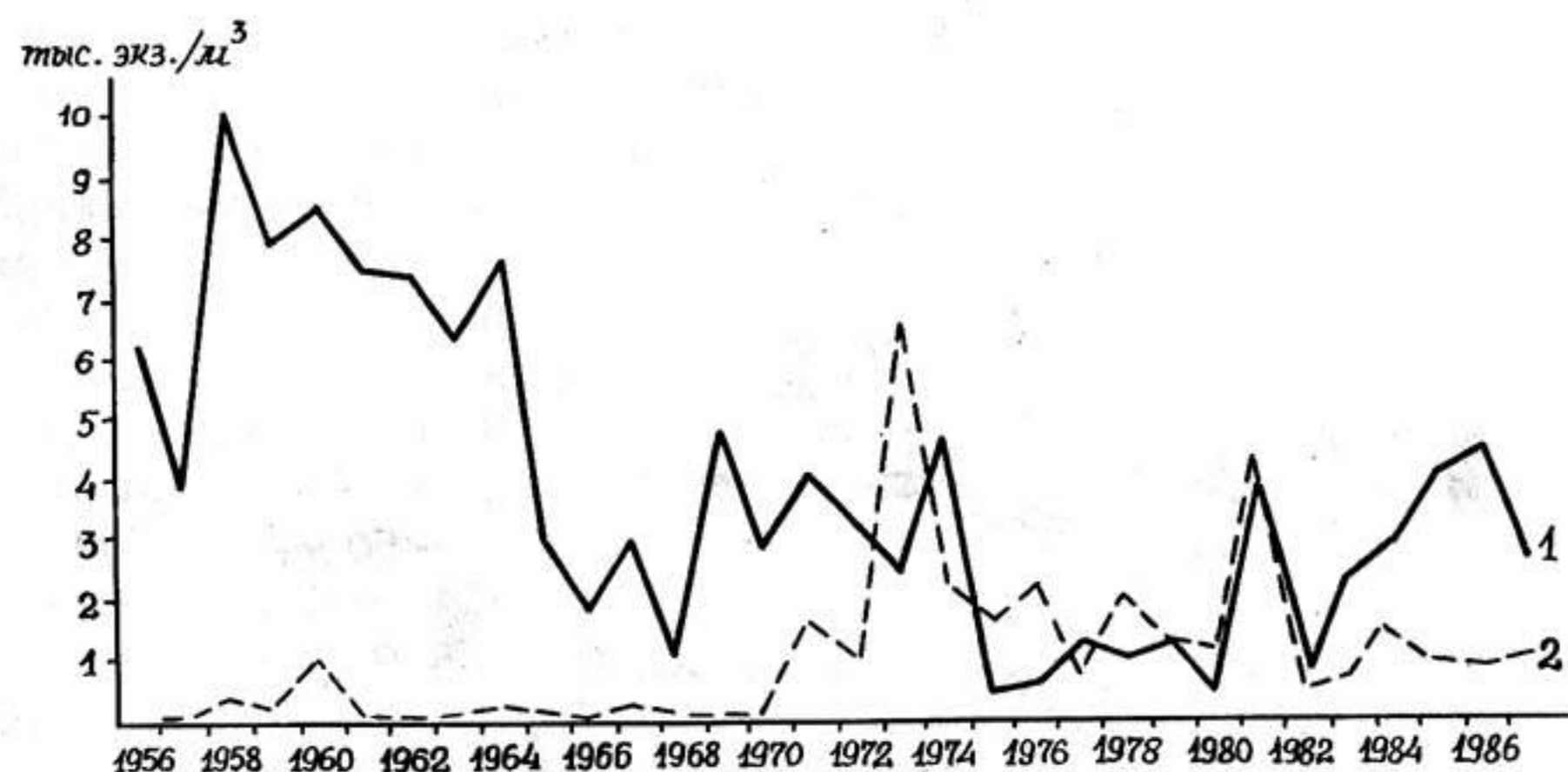


Рис. 2. Динамика численности *Kellicottia* (1) и *Brachionus* (в основном *B. calyciflorus*) (2) в Рыбинском водохранилище.

ст. Наволок наблюдался типично озерный зоопланктон, который не может служить контролем. Сходство его по руслу Шексны невелико и сильно колебалось (13—0%) (табл. 2).

Таблица 2

Индексы биоценотического сходства зоопланктона различных участков Шексинского плеса в июле 1988 г., %

Участок	Д. Ка- бачино	Устье р. Ягорбы	Р. Кош- та	Устье р. Кошты	О. Вага- ниха	О. Кар- гач	Ст. Лю-Д- бец	Мяк- са
Устье Ягорбы	19.5							
Р. Кошта	4.8	35.0						
Устье Кошты	31.0	30.1	39.6					
О. Ваганиха	33.1	35.0	35.5	35.8				
О. Каргач	27.2	11.8	14.7	41.6	34.6			
Ст. Любец	27.3	4.26	2.0	22.0	18.0	34.8		
Д. Мякса	30.1	7.44	0	18.5	17.7	30.4	46.1	
Ст. Наволок	8.5	1.8	0	2.5	12.8	24.1	40.8	43.5

Таким образом, в районе устья р. Ягорбы, а особенно р. Кошты, откуда поступают в р. Шексну промышленные и бытовые стоки, наблюдалось резкое сокращение и изменение видового состава зоопланктона, вызванное отмиранием олиго-мезосапробных форм, а также поступлением со

стоком этих рек сапробных видов. В 1987 г. после аварии на очистных сооружениях и при низких летних температурах воды развитие зоопланктона было слабым, а поступление сапробных видов незначительным. В 1988 г., когда температура в июле была более, чем на 10°C выше, сапробный комплекс, состоящий всего из 4 видов, интенсивно развивался в р. Коште, поступал в русло Шексны и распространялся до о. Каргач.

Количественные показатели зоопланктона. Материалы за весь период исследований (за исключением жаркого 1988 г.) показывают значительное снижение количества зоопланктона в зоне загрязнения, которое было ярко выражено в разные годы, разные сезоны, отмечалось при различном составе зоопланктона и разных метеоусловиях: температуре, инсоляции, прозрачности воды. Результаты двух съемок в мае 1982 г. и августе 1983 г. позволили установить зоны протяженностью 20 км, где регистрировалось снижение численности: от устья р. Кошты до ст. Любец (по судовому ходу — руслу р. Шексны) (рис. 3, 4).

Весной 1982 и 1987 гг. сроки исследований совпадали, метеоусловия и показатели водной среды были сходными, что отразилось на составе зоопланктона и количественном уровне его развития. Так, 13 мая 1982 г. температура воды колебалась от 10.6 до 12°C, было обнаружено 40 видов, средняя численность составляла 14.2 тыс. экз./м³; 19 мая 1987 г. эти показатели были соответственно: 10.6—14°C, 31 вид и 14.7 тыс. экз./м³. Бóльшее снижение количества зоопланктона в мае 1987 г. в загрязненной зоне и увеличение ее протяженности следует рассматривать как результат аварийного сброса (рис. 3, 4).

Лето 1987 г. по условиям среды настолько отличалось от лета 1983 г., что выявление воздействия промстоков оказалось затруднительным. Исследования, проведенные летом 1983 г. (которые могут служить фоновыми) и летом 1987 г., охватывают один период (1—3 августа и 19 июля), характеризующийся обычно обильным для этого времени и разнообразным зоопланктоном, преобладанием ракообразных. Однако в 1987 г. средняя температура воды в районе исследований составляла всего 16°C, тогда как в 1983 г. — 20.3°C. В 1987 г. низкая температура воды, сильное волновое перемешивание и высокая мутность определили несвойственное летнему времени состояние зоопланктона. Оно выразилось в бедном, характерном более для весны, чем для лета, видовом составе, преобладании коловраток,

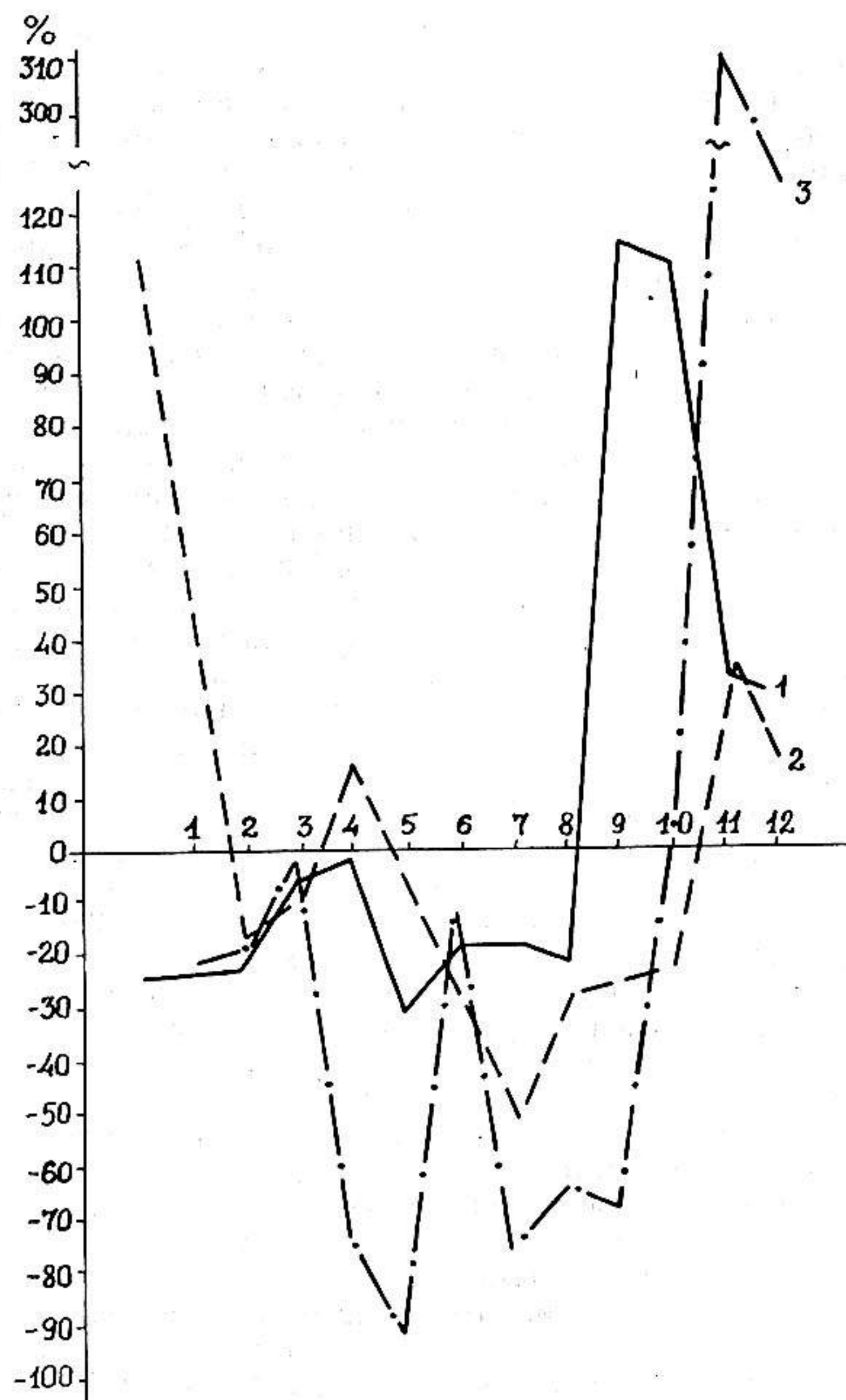


Рис. 3. Численность зоопланктона (отклонения от среднего уровня, %) весной 1982 г. (1,2) и 1987 г. (3) в Шекснинском плесе.

По оси абсцисс — станции: 1 — р. Ягорба, 2 — пляж, 3 — мост, 4 — устье р. Кошты, 5 — устье р. Суды, 6 — о. Ваганиха, 7 — о. Каргач, 8 — ст. Любец, 9 — д. Вычелово, 10 — д. Васильево, 11 — д. Мякса, 12 — ст. Наволок.

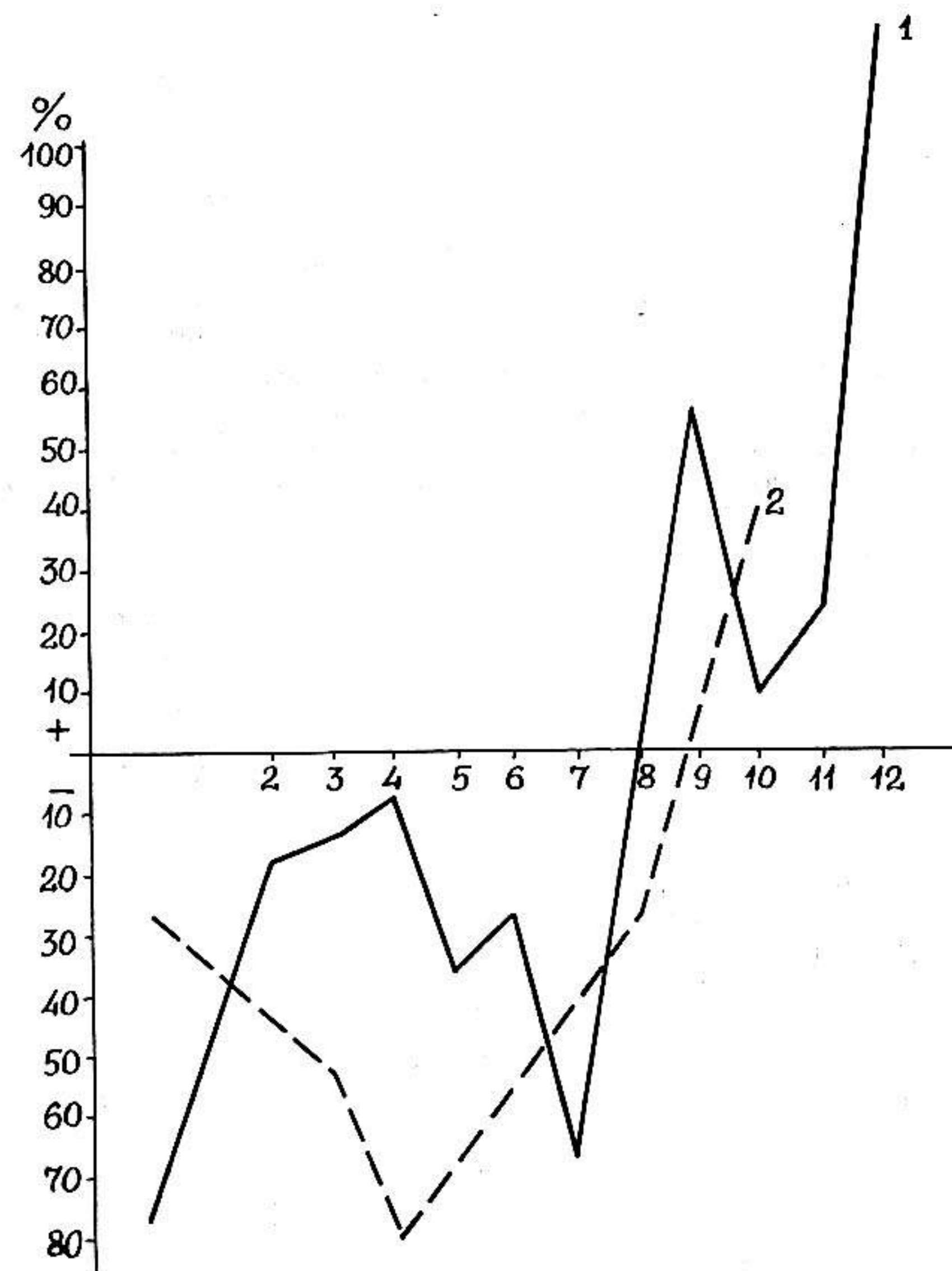


Рис. 4. Численность зоопланктона (отклонения от среднего уровня, %) летом 1983 г. (1) и 1987 г. (2) в Шекснинском плесе.

Обозначения те же, что на рис. 3.

сохранении в сообществе зимне-весенних видов (*Polyarthra dolichoptera*) и отсутствии типичных летних форм (*Diaphanosoma*, *Termocyclops*, *Bythotrephes*). Численность ракообразных, особенно ветвистоусых, в 1987 г. была на порядок ниже, чем в 1983 г.:

	Год	Коловратки	Веслоногие	Ветвистоусые
Количество видов	1983	13	7	11
	1987	21	5	9
Численность, тыс. экз./м ³	1983	54	36.7	30.6
	1987	13.3	3.2	1.6

Биомасса зоопланктона в 1987 г., так же как и численность, оказались на порядок ниже, что было связано с неблагоприятными метеоусловиями и с воздействием токсических сбросов. Снижение биомассы, наблюдаемое ниже впадения р. Кошты, было особенно заметным в 1987 г. и ее повышение произошло значительно ниже ст. Любец, где в 1983 г. наблюдался уже максимум зоопланктона (рис.5).

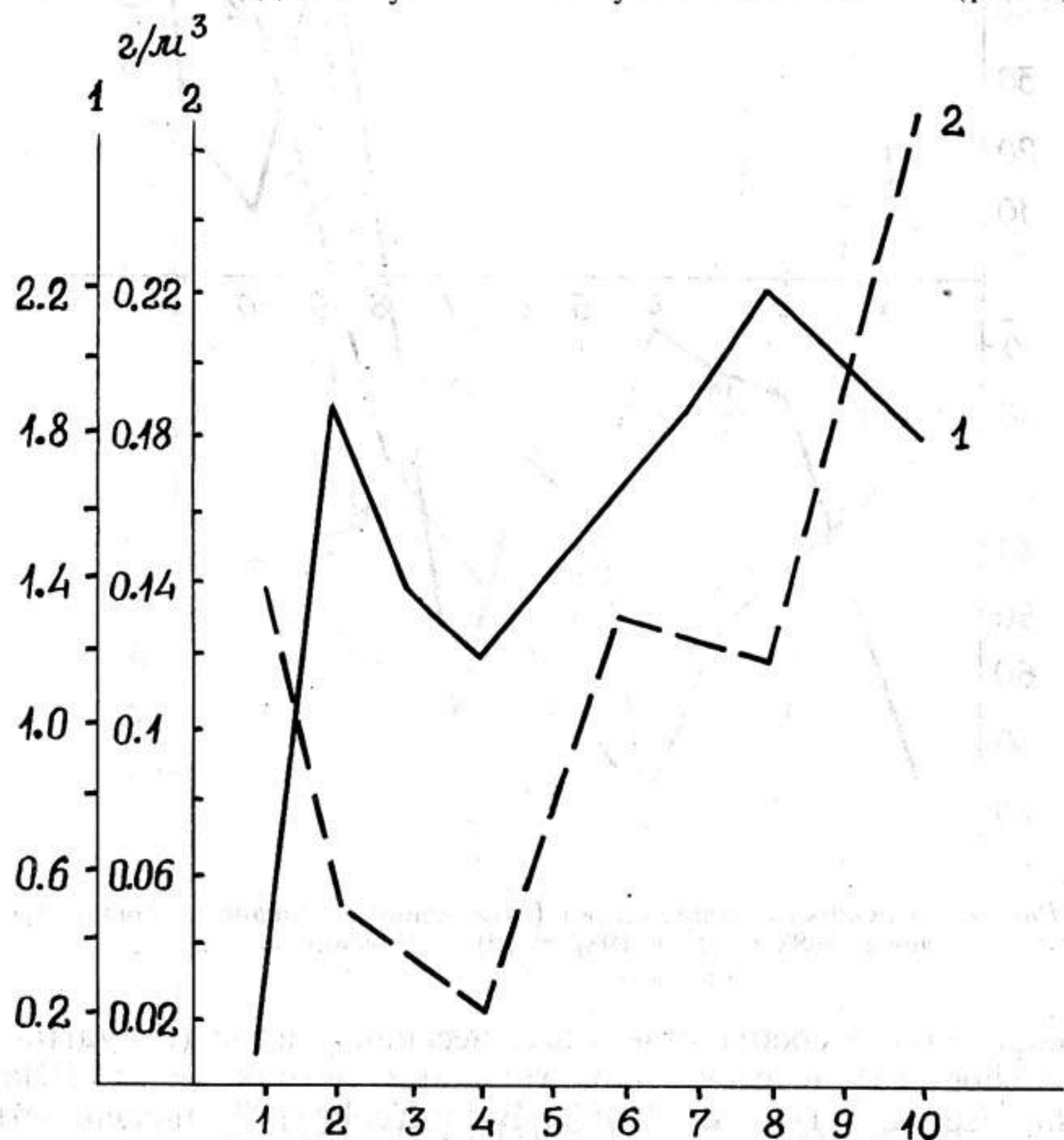


Рис. 5. Биомасса зоопланктона летом 1983 г. (1) и 1987 г. (2) в Шекснинском плесе, г/м³.
Остальные обозначения те же, что и на рис. 3.

Летом 1988 г. благодаря восстановлению работы очистных сооружений и в связи с устойчивой жаркой погодой, вызвавшей обильное развитие бактерио-, фито- и зоопланктона, количественный уровень развития последнего превышал тот, который наблюдался в 1987 г., в 10—100 раз:

	Д. Ка- бачино р.	Устье Ягор- бы	Р. Кош- та	Устье р. Кош- ты	О. Вага- ниха	О. Кар- гач	Ст. Лю- бец	Д. Мяк- са	Ст. На- волон
Температура, поверхности, °С	25	26.7	27.5	24.6	24.4	24.5	22.8	22.8	24.6
Прозрачность, см	80	60	50	50	80	110	150	150	250
Численность, тыс. экз./м ³	52.3	85.5	4706.4	393.4	331.3	170	197.6	337	291

Ниже устья р. Кошты отмечалось не снижение, а значительное повышение численности организмов в результате вспышки размножения двух сапробных видов: *Brachionus calyciflorus* и *Asplancha siboldi* (численность 4.6 млн. экз./м³) в самой реке.

Таким образом, в 1982—1983 гг., до аварии на очистных сооружениях, загрязненная сточными водами зона имела протяженность около 20 км (до ст. Любец) и выделялась по снижению количества организмов. Весной 1987 г., при сходных метеоусловиях, но после аварии, отклонения в численности были значительно более выражены и фактически весь Шекснинский плес был беден зоопланктоном. Сравнение летнего материала 1987—1988 гг. со сборами предыдущих лет затруднительно, так как лето 1987 г. оказалось необычно холодным и ветреным, а лето 1988 г. отличалось устойчивой штилевой жаркой погодой и высокими температурами воды. Значительно колебались также летняя биомасса и численность организмов. Особенно большие величины биомассы (г/м³) регистрировались в 1988 г.:

	Устье р. Кошты	О. Вага- ниха	Ст. Любец	Д. Мякса	Ст. Наволон
1983 г.	1.3	0.78	2.2	1.7	1.8
1987 г.	0.02	0.27	0.12	0.39	—
1988 г.	6.0	6.8	1.4	4.7	3.25

Общие потери зоопланктона зависят от его изначальной биомассы и степени ее снижения в токсической зоне. Расчеты производились только для руслового участка р. Шексны.

В 1982—1983 гг. трансформированная зона простиралась до ст. Любец. Весной потери на этом участке составили 9,5 т, летом — 142 т; весной 1987 г. — около 12 т, летом — около 20 т. Низкая величина, полученная для лета 1987 г., связана со слабым развитием зоопланктона, но относительные его потери были больше, чем в 1983 г. на 30%. Летом 1988 г. биомасса сапробов в р. Коште равнялась 64 г/м³, что вызвало повышение количества организмов в близлежащих участках за счет выноса этих форм.

Прозрачность воды и взвешенное вещество. Влияние взмучиваемости донных осадков в периоды штормов на фильтраторов (коловраток и ракообразных) хорошо изучено в различных водоемах и широко освещено в печати. В настоящее время большие акватории с трансформированным зоопланктоном и бентосом возникают в результате дноуглубительных работ и добычи из водоемов гравия и песка [5].

Промстоки г. Череповца, поступающие в р. Шексну, снижают прозрачность на значительном участке. Это не связано с воздействием течения самой р. Шексны, так как выше города в районе д. Кабачино течение интенсивнее, но прозрачность (см), как правило, в 2 раза выше, чем в районе устья р. Кошты, что наблюдалось и в 1987 г.:

	Д. Ка- бачи- но	Устье р. Яго- рбы	Мост	Устье р. Ко- шты	Устье р. Су- ды	О. Вага- ниха	О. Кар- гач	Устье р. Кон- доши	Ст. Лю- бец	Д. Выче- лово	Д. Васи- льево	д. Мяк- са
Май	120	100	100	100	100	105	110	120	120	130	120	110
Июль	110	60	110	60	85	100	100	110	110	130	130	—
Октябрь	140	80	110	70	90	90	90	—	90	110	110	120

В 1988 г., кроме измерений прозрачности, исследовали взвешенное вещество во всей толще воды. Большое количество минеральной взвеси отрицательно влияет на зоопланктеров-фильтраторов, забивает их фильтрационный аппарат, вызывает погружение организмов ко дну и отмирание их. Этому способствует и более высокое количество взвеси в придонных слоях, что не улавливается, естественно, измерениями прозрачности с помощью диска Секки.

Наши исследователи показали, что увеличение взвеси наблюдается уже в черте г. Череповца, особенно вблизи устья загрязненной р. Ягорбы; второй участок, где ее количество особенно велико — это устье р. Кошты, что связано с

поступлением промстоков. Некоторое осветление воды происходит лишь ниже ст. Любец (рис. 6).

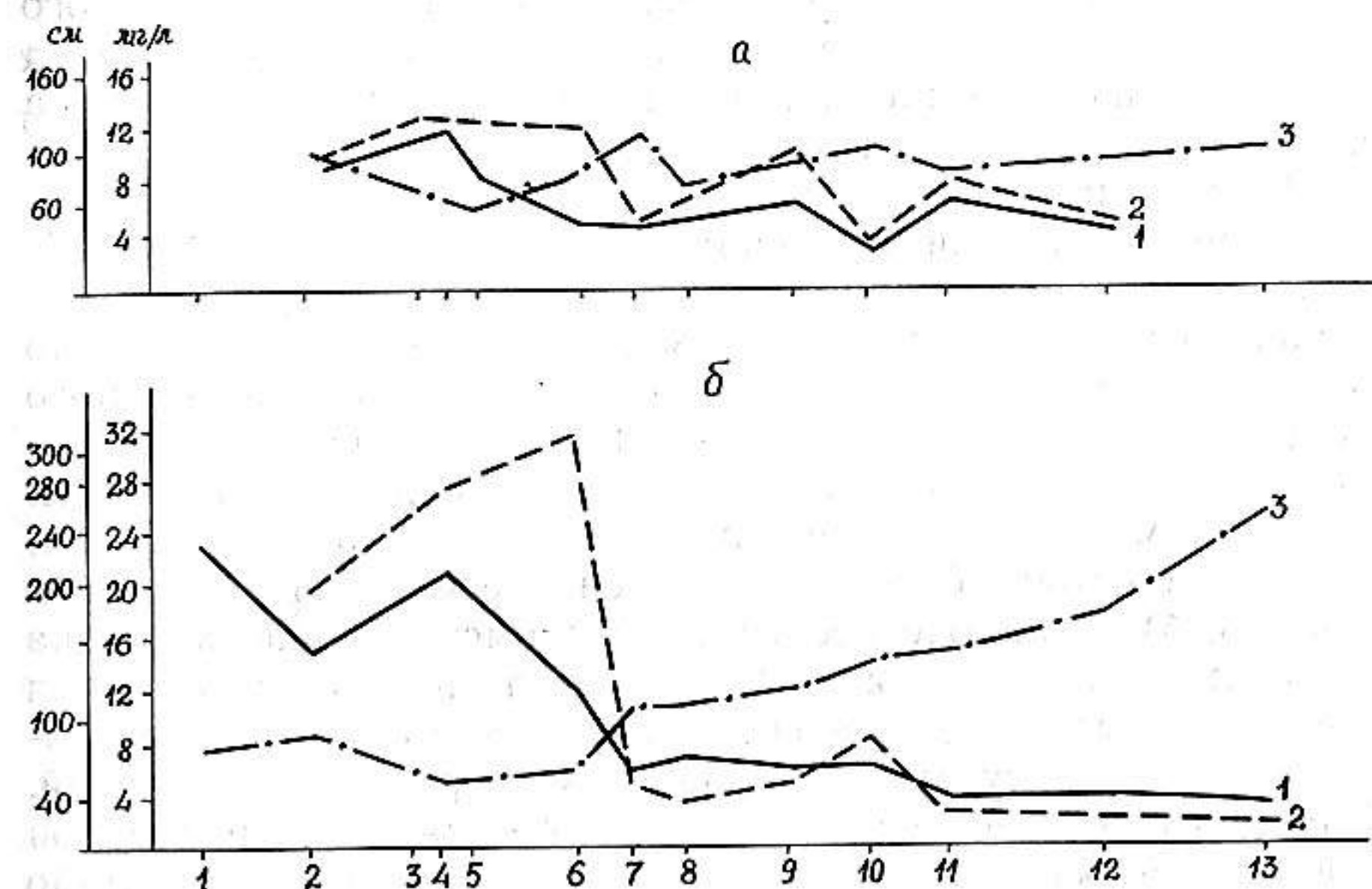


Рис. 6. Взвешенное вещество (мг/л) в поверхностном слое (1), у дна (2) и прозрачность (см) воды (3) в Шекснинском плесе в мае (а) и июле (б) 1988 г.

По оси абсцисс — станции: 1 — д. Кабачино, 2 — устье р. Кошты, 3 — р. Кошта, 4 — ниже р. Кошты, 5 — д. Торово, 6 — устье р. Суды, 7 — о. Каргач, 8 — ст. Любец, 9 — д. Васильево, 10 — д. Мякса, 11 — ст. Средний Двор, 12 — ст. Наволок.

В мае 1988 г. количество взвеси колебалось от 2,8 мг/л в р. Суде до 12—13 мг/л вблизи устья р. Кошты. В этот период в водохранилище, где прозрачность составляла 250—300 см, развитие фитопланктона только начиналось, в Шекснинском же плесе была многочисленна *Melosira* вследствие большого прогрева воды (в Главном плесе 5—7 °С, в Шекснинском — 10—12 °С). На незагрязненном участке (ниже ст. Любец) разница в количестве взвеси у дна и поверхности была невелика. В районе поступления промстоков (ниже устья р. Кошты — д. Торово) взвешенного вещества было значительно больше, особенно в придонном слое. Это связано с иным характером взвеси, с большей долей минеральных частиц антропогенного происхождения. У д. Кабачино (контрольная станция), как и ниже ст. Любец, разница в количестве взвеси в поверхностном и придонном слоях была незначительной. Несколько более высо-

кое содержание взвеси в придонном слое в незагрязненных районах характерно для весны [7]. В мае, в период наших исследований, еще сохранялись особенности паводкового периода, однако на участке устье р. Кошты — ст. Любец это соотношение было значительно более выражено, чем на контрольной станции (рис. 6, а).

В июле на относительно чистых участках (ниже ст. Мякса) при отсутствии взмучивания донных осадков (устойчиво-безветренный период) взвесь у поверхности была представлена исключительно живым фитопланктоном, и ее было больше, чем в придонных слоях. Количество взвешенного вещества в незагрязненном участке Шекснинского плеса составляло от 2.65 до 7.2 мг/л в среднем для толщи воды. В Главном плесе, где прозрачность достигала 200—300 см, осадок, состоящий из водорослей, весил всего 1.6 мг/л (рис. 6, б). В районе поступления промстоков масса осадка на фильтрах составляла 22—39 мг/л; при этом основная часть его была представлена минеральными частицами. Фитопланктон присутствовал лишь в виде редких вкраплений. Такое количество взвешенного вещества в загрязненной зоне оказалось значительно более высоким, чем когда-либо наблюдалось в водоеме летом [7], что является доказательством его антропогенного происхождения. Это одна из причин выпадения фильтраторов-ракообразных и некоторых коловраток, в частности колониальной формы *Conochilus*, на загрязненном участке.

Кроме минеральной взвеси, вода в районе промстоков содержала токсические вещества, вызывающие гибель многих массовых форм зоопланктона. В эксперименте зоопланктон из чистых участков водохранилища (ст. Наволок) помещали в воду из р. Кошты, а также в воду со ст. Наволок. Всю воду предварительно отстаивали в течение нескольких часов для полного осаждения минеральной взвеси. Эксперименты производили в сосудах различного размера — от 0.5 до 3 л. Провели 3 серии экспериментов по 3 повторности в каждом. Плотность организмов (включая велигеров дрейссены) в сосудах составляла около 5 тыс. экз./л, что близко к величинам, наблюдаемым в водоеме в 1988 г. Естественно, что олигосапробы-зоопланктеры, отловленные и помещенные в ограниченное замкнутое пространство, гибнут и в натуральной воде (табл. 3). Практически не жили в экспериментальных сосудах в натуральной воде со ст. Наволок наиболее чувствительные к изменениям среды велигеры дрейссены (погибло 82—88%), лимносида (100%), кел-

Таблица 3

Количество погибших организмов зоопланктона, %

Серия опыта, объем сосуда, см ³	Вариант опыта	Велигеры дрейссены	Лимносида	Келликоттия	Daphnia cucullata + D. cristata	Bosmina longispina	Conochilus hippocrepis	D. hyalina + D. longispina	Asplanchna	Mesocyclops leuckartii + Thermocyclops	Eudiaptomus (взрослые особи + копепоиды)
I, 500	Контроль	82	100	80	60	10	0	15	0	0	0
	Опыт	100	100	100	100	85	86	23	80	0	0
II, 3000	Контроль	87	100	82	81	50	10	10	0	0	0
	Опыт	100	100	100	100	90	100	33	2	0	0
III, 3000	Контроль	88	100	94	88	63	0	18	0	0	0
	Опыт	100	100	100	100	100	100	40	0	1	0

ликтотия (80—90%), дафнии (60—88%). В воде из р. Кошты эти организмы в течение 2—3 ч отмерли полностью. Несколько более устойчивы к условиям эксперимента и к загрязненной воде *Daphnia hyalina* и *D. longispina*. Реакцию на воздействие загрязненных вод можно было проследить по выживаемости *Coposchilus hippocrepis*. Гибели колоний в контроле почти не наблюдалось (всего 10% во II серии опытов). Колонии сохранились такими же, как в природе, с 30—70 особями в каждой. В воде из р. Кошты через сутки обнаружили всего 4 живые колонии, содержащие по 4—20 особей. Устойчивыми к условиям загрязненной воды оказались *Asplanchna*, *Mesocyclops*, *Thermocyclops*, *Eudiaptomus* и копепоидные стадии последних.

Проведенные эксперименты показали, что олигосапробы-лимнофилы *Limnosedalia*, *D. cristata*, *D. cucullata*, *Bosmina longispina*, *Kellicottia* не могут быть использованы в экспериментах, так как не выносят даже перемещения из природной среды в сосуды. Другая группа видов α -, β -мезосапробы (аспланхны, циклопы, диаптомусы) устойчивы к условиям эксперимента и к загрязнению. Наиболее показательный вид — крупная колониальная коловратка *Coposchilus hippocrepis*. Эта форма не переносит повышения мутности и в массе отмирает после сильных штормов, что происходит в результате прилипания минеральных частиц к слизистой капсуле [4, 6]. В наших экспериментах вода из р. Кошты была процежена через газ № 76 и отстаивалась в течение 2-х сут (III серия). Таким образом, воздействие взвеси в данном случае исключалось. Полная гибель *C. hippocrepis* была вызвана токсическими свойствами воды.

Использование индексов сапробности не дало четких результатов, особенно в замутненной токсической зоне у устья р. Кошты, где сильно снижалась общая численность организмов. На участке поступления промстоков индексы оказались низкими: 1.29, 1.43, 1.46 — весной и 1.8—1.9 — летом. В районе устья р. Ягорбы, куда поступают бытовые сточные воды, наблюдались повышенные индексы: 2.61 — весной 1982 г. и 2.52 — летом.

Таким образом, нарушение среды Шекснинского плеса в результате поступления сточных вод г. Череповца прослеживается по сокращению и изменению видового состава, снижению численности и биомассы зоопланктона на определенной акватории. Сокращение видового состава (в среднем на 50—60%) происходит в результате отмирания олигосапробных форм и замещения их отдельными сапробными

видами, развивающимися в массе в загрязненных участках при наиболее благоприятных метеоусловиях. Специфика зоопланктона загрязненных зон доказывается низкими индексами биоценологического сходства в среднем (18% — р. Ягорба и 16% — р. Кошта) с другими участками плеса.

Особенности вегетационного периода (инсоляция, температура, прозрачность воды, интенсивность развития бактерио-фитопланктона) оказывают решающее воздействие на количественный уровень развития зоопланктона. За период исследований (1982—1983 и 1987—1988 гг.) 1987 г. отличался неблагоприятными метеоусловиями, в результате чего выявить воздействие на зоопланктон последствий аварийного сброса оказалось затруднительным. Однако, весной 1982 и 1987 гг. параметры среды были сходными и состояние зоопланктона сравнимым. В этот период в 1987 г. изменения в видовом составе зоопланктона и снижение его численности оказались более выраженными, чем до аварии. Увеличилась также протяженность загрязненной зоны. Летом 1987 г. в результате особенно неблагоприятных погодных условий (низкие температура и инсоляция, сильная ветровая перемешиваемость, высокая мутность) самоочищающие способности водоема были снижены, планктон, и в том числе зоопланктон, развит слабо (средняя биомасса 0.24 г/м³). Летом 1988 г. благодаря высоким температурам воды (на 10 °C выше, чем в 1987 г.), высокой инсоляции и прозрачности, развитие зоопланктона было интенсивным (средняя биомасса 4.3 г/м³), что повысило способность водоема к самоочищению.

Гибель зоопланктонных форм ниже устья р. Кошты связана с большой замутненностью воды — высоким содержанием минеральной взвеси в промстоках. Отрицательным фактором является также токсичность воды, вызывающая гибель основной части зоопланктонного комплекса.

ЛИТЕРАТУРА

1. Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона экосистем разных трофических типов: Автореф. дисс. докт. биол. наук. Л., 1989.
2. Галковская Г. А., Митянина И. Ф., Головчиц В. А. Эколого-биологические основы массового культивирования коловраток. Минск, 1988.
3. Кутикова Л. А. Класс Коловратки Rotifera Cuvier 1817// Фауна аэротенков: Атлас. Л., 1984.
4. Николаев И. И., Ривьер И. К. Вспышки численности

Conochilus hippocrepis (Rotatoria) в планктоне Белого озера//Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1979. № 43.

5. Ривьер И. К., Курдин В. П. О зоопланктоне некоторых мутных водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем//Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., 1982.

6. Ривьер И. К., Овчинникова Н. К., Лебедева И. М. Многолетняя динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища//Экология водных организмов Верхне-Волжских водохранилищ. Л., 1982.

7. Рыбинское водохранилище. Л., 1972.

8. Цимдинь П. А. Биоценологический анализ экологического состояния малых рек: Автореф. дис... докт. биол. наук. М., 1989.

УДК 574.586

И. А. СКАЛЬСКАЯ

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова
АН СССР)

СТРЕССОВЫЕ СОСТОЯНИЯ СООБЩЕСТВ ЗООПЕРИФИТОНА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Приводятся данные о влиянии аварийных городских стоков на структуру зооперифитона Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища.

Стрессовые состояния сообществ гидробионтов могут быть вызваны различными причинами: резкими изменениями абиотических факторов — поступлением подогретых вод тепловых электростанций, сбросами городских стоков, штормом, выпадением кислых дождей и т. д. Состояния повышенного напряжения создаются также в сообществах при нашествии хищников или обострении конкурентных отношений. По времени и силе действия они бывают постоянными или эпизодическими, постепенно нарастающими или внезапными.

Вопросы трансформации структуры зооперифитона Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища под влиянием городских стоков находились в центре внимания исследований, проводившихся в районе г. Череповца в 1986—1988 гг. Зимой 1987 г. произошла авария на очистных сооружениях города и водоем длительное время находился под воздействием разного рода сбросов. Выполненные исследования позволили проследить состояние структуры сообществ зооперифитона в период предшествовавший аварии, во время сбросов и оценить их последствия в дальнейшем.

При работе использовали искусственные субстраты. Подробная характеристика района работ и методика исследований опубликованы ранее [3]. Применение метода искусственных субстратов в данном случае целесообразно по той причине, что, во-первых, рассматриваемый зооценоз формируется на новых субстратах, его население занимает строго фиксированное положение и, следовательно, постоянно находится под воздействием выбранного исследователем

уровня влияния изучаемого фактора. Во-вторых, методика использования искусственных субстратов позволяет проследить промежуточные этапы сукцессий целых сообществ. По сути дела, это эксперимент непосредственно на водоеме, и, хотя под контролем находятся отдельные параметры (характер субстрата, глубина погружения, длительность экспозиции), за основными характеристиками среды ведутся наблюдения и измерения. В-третьих, эксперименты проводятся на уровне целого сообщества, что весьма важно и актуально.

Развитие биологических процессов в водоеме проходит на фоне изменений абиотических факторов среды, границы значений которых характерны для конкретных водоемов, что и составляет их уникальность. Для каждого фактора существует некое среднеемноголетнее значение, ежегодное отклонение от которого в сторону увеличения или уменьшения откладывает тот или иной отпечаток на структурно-функциональные характеристики сообществ.

Среди многокомпонентного набора факторов, составляющих абиотический фон водоема, можно выделить те из них, которые не имеют тенденции накопления во времени: температуру, содержание кислорода, режим течений, прозрачность и т. д. Их изменения будут иметь большую или меньшую амплитуду отклонений от среднеемноголетних значений. Теоретически колебания таких факторов могут перейти на новый более или менее высокий среднеемноголетний уровень значений.

Другая группа факторов естественного и антропогенного происхождения (биогены, токсические вещества) накапливается в воде и донных отложениях. Процесс накопления биогенов имеет место и в естественных условиях водоема, однако усиливающийся антропогенный пресс катастрофически ускоряет этот процесс. Следовательно, при прогнозировании состояния водных экосистем следует исходить прежде всего из оценки тенденций и величины антропогенных нагрузок на водоем. Они будут определять направление изменений структурно-функциональных характеристик сообществ.

В естественных условиях водоема ход биологических процессов в сильной мере зависит от температуры, которая существенно варьировала в годы исследований. В вегетационный сезон 1986 г. температура (°C) была близка к среднеемноголетней, в следующий 1987 г. — аномально низкой, в 1988 г. — аномально высокой:

	Май	Июнь	Июль	Август	Сентябрь
1986 г.	—	15.4—17.0	19.4—22.6	20.2—22.0	10.2—14.2
1987 г.	—	13.2—18.6	14.8—17.2	15.2—16.7	11.5—13.1
1988 г.	8.0—11.8	15.6—23.8	23.8—25.4	17.8—20.0	11.6—13.2

Итак, в соответствии с прогревом водоема структура сообществ зооперифитона на природных участках в первый год исследований примерно должна соответствовать среднеемноголетней, во второй — находиться в угнетенном состоянии из-за слабого прогрева водоема, а на третий год — испытывать стимулирующее воздействие высоких температур. Соответственно, в зоне воздействия городских стоков особенности термического режима сочетались с разной степенью антропогенных нагрузок: постоянный уровень загрязнения + среднеемноголетний уровень прогрева (1986 г.), аварийные сбросы + аномально низкий прогрев (1987 г.), последствия аварийных сбросов + высокая температура (1988 г.).

Целесообразно последовательно рассмотреть особенности структурных характеристик зооперифитона в разные годы на природных участках (д. Кабачино, р. Суда) и в зоне антропогенного воздействия (в черте города — ниже р. Ягорбы, р. Кошта), (у островов Ваганиха и Любец).

Природные сообщества. Состав основных групп зооперифитона в р. Шексне выше города у д. Кабачино, включавший личинок хирономид, дрейссену, наидид, в целом соответствовал комплексу доминирующих форм обрастателей на природных участках Волжского плеса [2]. Характерным элементом структуры зооперифитона оказались поденки *Baetis vernus* (Curt.), мшанки *Paludicella articulata* (Ehr.) и моллюски *Viviparus viviparus* (L.), отсутствовавшие в перифитоне Волжского плеса.

Личинки поденок поселялись в основном на верхних горизонтах, иногда их численность была более 11 тыс. экз./м², и они становились одним из доминирующих видов.

Мшанки попадали на субстраты вместе с моллюсками *V. viviparus* на раковинах которых они живут, но как правило не играли заметной роли в сообществе, хотя на отдельных горизонтах эпизодически их биомасса достигала 4 г/м².

Моллюски *V. viviparus* появлялись на субстратах в июне — июле, но к концу августа исчезали с этих биотопов. Они поселялись на всех глубинах. В начале июля 1988 г.

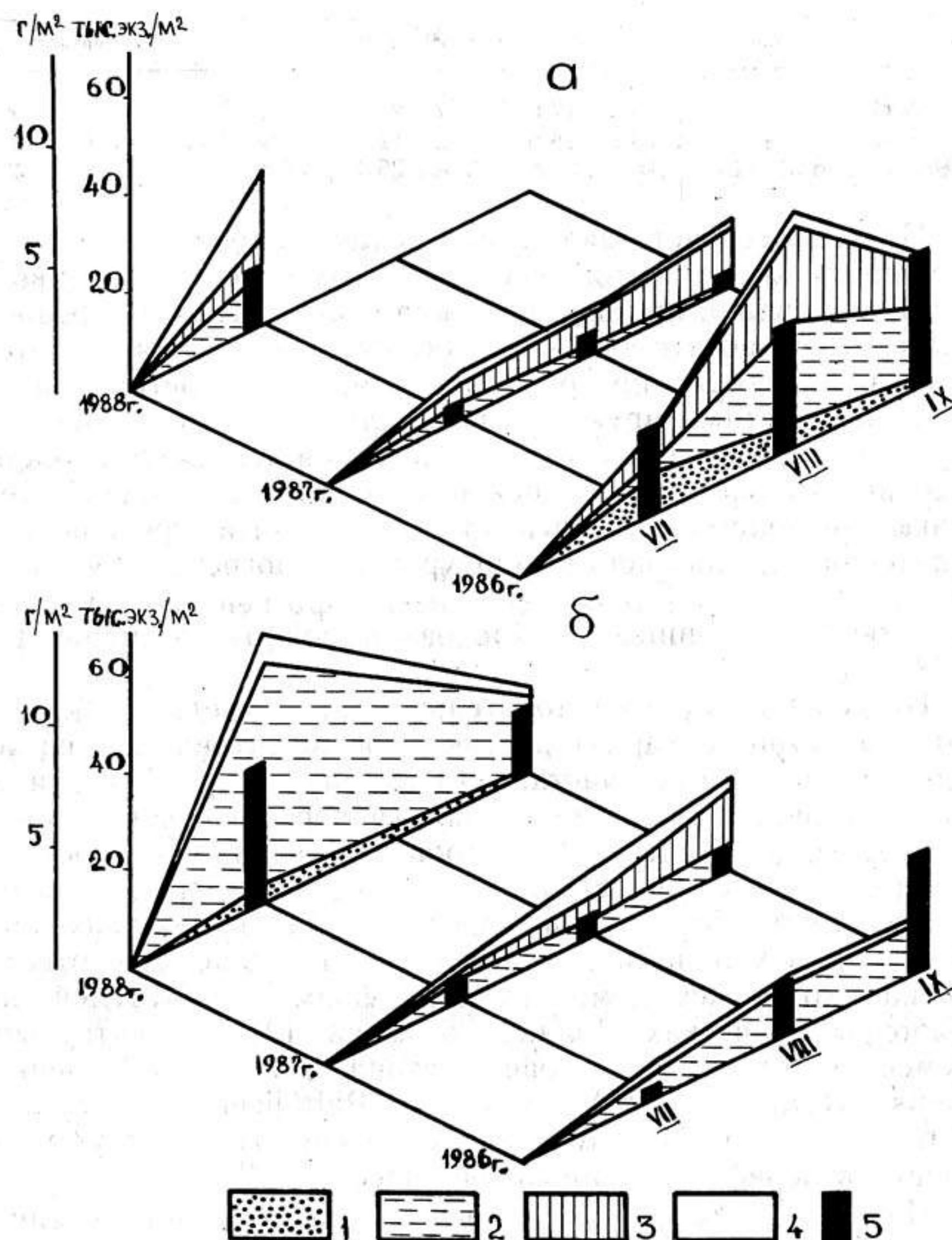


Рис. 1. Биомасса (г/м^2) и численность (тыс. экз./ м^2) зооперифитона на природных участках Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища. а — у д. Кабачино, б — в р. Суде; 1 — дрейссена, 2 — личинки хирономид, 3 — наидиды, 4 — прочие, 5 — биомасса.

отмечалось большое скопление живородок на субстратах от поверхности воды до 0.5-метровой глубины, в расчете на 1 м^2 их поверхности количество моллюсков оказалось равным 105 экз.

В соответствии с термическим режимом, близким к среднелетнему в 1986 г., ход сезонной сукцессии сообщества соответствовал тем закономерностям, которые были отмечены нами для Волжского плеса [2]. Наибольшего развития зооперифитон достигал в августе (рис. 1). В этот период индекс видового разнообразия Кабэ [6] имел наибольшее значение (см. таблицу).

Индекс видового разнообразия Кабэ зооперифитона водохранилища в разные годы

Время исследований	Природные сообщества Трансформированные сообщества					
	д. Кабачино	в р. Суде	ниже р. Ягорбы	в р. Коште у	о. Вага-у ниха	о. Любец
1986 г.						
Июль	19.3	18.4	20.3	5.3	20.4	
Август	21.2	23.3	19.3	7.3	18.2	
Сентябрь	17.4	18.4	13.4	7.4		
1987 г.						
Июль	21.4	23.4	18.2	7.6	14.4	9.4
Август	22.4	19.3	17.2	11.2	10.6	11.4
Сентябрь	19.2	27.3	27.4	11.4		14.4
1988 г.						
Июль	21.3	20.4	27.1	15.1	17.3	16.2
Сентябрь	—	21.3	19.2	—	9.2	16.2

Дрейссена поселялась на субстратах в июле — августе, но к осени ее численность сильно уменьшилась за счет миграции моллюсков в придонный слой, где в скоплениях над грунтом их численность составила 205 тыс. экз./ м^2 , биомасса 576.6 г/м^2 . Это явление характерно и для перифитона Волжского плеса.

Среди личинок хирономид доминировали *Glyptotendipes glaucus* Mg., к осени увеличилась численность *Cricotopus sylvestris* (Fabr.) и *Endochironomus albipennis* Mg. Из наидид преобладали *Ripistes parasita* (Schm.) и *Nais barbata* Mull., в августе численность первого из них достигала 20.8 тыс. экз./ м^2 , биомасса 0.8 г/м^2 .

В 1987 г. в условиях аномально низкого прогрева водоема зооперифитон был беден. Несмотря на то, что разнообразие сообщества было высоким, его количественные характеристики оказались гораздо ниже, чем в предыдущем году. Низкий прогрев воды отрицательно сказался на теплолюбивых видах — дрейссене и хирономидах. Основная часть популяции моллюсков не размножалась. На субстра-

тах встречались лишь единичные осевшие поствелигеры. Среди наидид по-прежнему преобладал *Ripistes parasita*, но его численность оказалась вдвое ниже, чем в 1986 г.

Высокий естественный прогрев водоема в 1988 г. активизировал жизнь гидробионтов. Уже в начале июля их численность и биомасса были высокими — соответственно 30.7 тыс. экз./м² и 2.5 г/м². По структурным параметрам зооперифитон оказался полидоминантным: по численности преобладали личинки хирономид *Cricotopus intersectus* (Staeg.) (13.8%), личинки хирономид первого возраста (16.5%), наидиды *Ripistes parasita* (15.3%), гидры (21.4%), поденки *Baetis vernus* (7.4%). Происходило заселение субстратов поствелигерами. На самом верхнем горизонте живородки образовывали скопления, но на нижележащих горизонтах в целом преобладали личинки хирономид и поденок.

В р. Суде были обнаружены те же группы перифитонных организмов, что и у д. Кабачино, но преобладающее развитие получили временные обитатели субстратов — личинки хирономид (рис. 1). Дрейссена развивалась крайне слабо, возможно ее расселению препятствовал неблагоприятный естественный химизм воды или недостаток пищевых взвесей. Живородки встречались единично.

За вегетационный период 1986 г. в р. Суде сформировалось чрезвычайно однообразное по количественным характеристикам сообщество с преобладанием личинок хирономид, но при этом оно было не беднее по видовому разнообразию, чем в р. Шексне (см. таблицу). Личинки хирономид составляли 78.6—86% численности и 84.0—95.5% биомассы, доминировали *Glyptotendipes glausus*. Среди наидид наибольшее развитие получили *Nais barbata* и *Ripistes parasita*. Личинки поденок, ручейников были малочисленны.

В 1987 г. роль личинок хирономид заметно снизилась, а наидид возросла, среди них преобладали те же виды, что и в 1986 г. К концу октября численность червей резко уменьшилась в результате гибели особей, закончивших половое размножение, и вновь зооперифитон оказался представленным личинками хирономид в основном первого возраста. Численность и биомасса обрастателей снизилась до 28 тыс. экз./м² и 0.2 г/м² соответственно.

Высокая температура воды в 1988 г. благоприятно отразилась на биологических циклах основных групп перифитона — хирономид и дрейссены. Численность личинок хирономид резко возросла и была выше, чем в предыдущие 2 года при прежнем доминантном составе. Поствелигеры дрейссены

появились на субстратах в июле, и хотя их численность на отдельных горизонтах была довольно значительной (4.2 тыс. экз./м²), осенних скоплений моллюсков у дна не обнаружено.

Следовательно, разный уровень естественного прогрева водоема не оказывал заметного влияния на видовое разнообразие природных сообществ, но в сильной мере сказывался на активности биологических циклов теплолюбивых видов, что находит отражение в количественных характеристиках сообщества и его доминантной структуре.

Трансформированные сообщества. Особые условия для развития зооперифитона сложились на правобережных участках городской зоны ниже р. Ягорбы. При довольно высоком разнообразии сообществ (см. таблицу) массовое развитие получили наидиды. Полностью отсутствовали моллюски — дрейссена и живородки. Формировалось, как правило, монодоминантное сообщество с преобладанием *Nais barbata*, численность которого в отдельные годы составляла более 90% от общей, ему сопутствовали *Nais pardalis* Piguet, *Dero obtusa* (Udek.), *Ripistes parasita*.

Поступление аварийных сбросов в 1987 г. не снизило роли наидид в перифитоне этого участка, а наоборот, численность и биомасса увеличилась до 11.7—57.8 тыс. экз./м² и 0.2—0.4 г/м² соответственно (рис. 2). В большом количестве развивались нематоды, в основном *Tobrilus helveticus* (Hofm.), популяция которого была представлена особями с необычайно крупными индивидуальными размерами, что возможно в условиях высокой обеспеченности пищей. Аварийные сбросы способствовали еще большей аккумуляции органических веществ на этом участке, в результате чего в 1988 г. численность наидид достигла 108—172 тыс. экз./м², биомасса — 5.4—7.6 г/м². По-прежнему основную часть сообщества составляли *Nais barbata* и *Dero obtusa*.

Подобно тому, как в бентосе водоемов умеренных широт в присутствии большого количества легкоусвояемого органического вещества создаются огромные по численности популяции олигохеты *Tubifex tubifex* Müll [4], так и в перифитоне вследствие бесполого размножения неограниченно увеличивается численность другой олигохеты — *Nais barbata*. При разнице в биотопической приуроченности их сходство состоит в высокой способности утилизировать органические вещества на рост и размножение и, по-видимому, в высокой толерантности к естественным колебаниям температуры в летний период. В данном случае однообразие биотопа, ха-

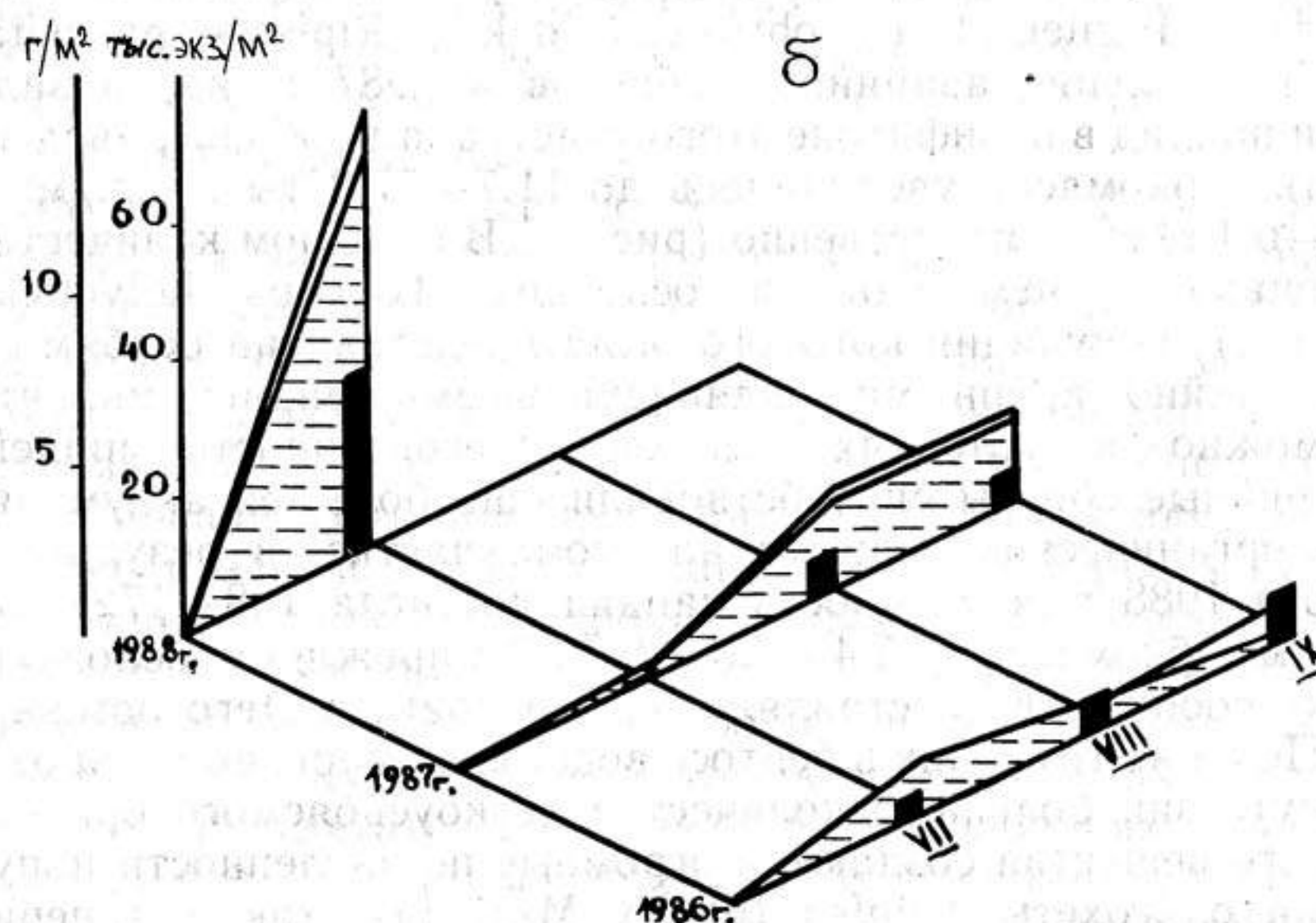
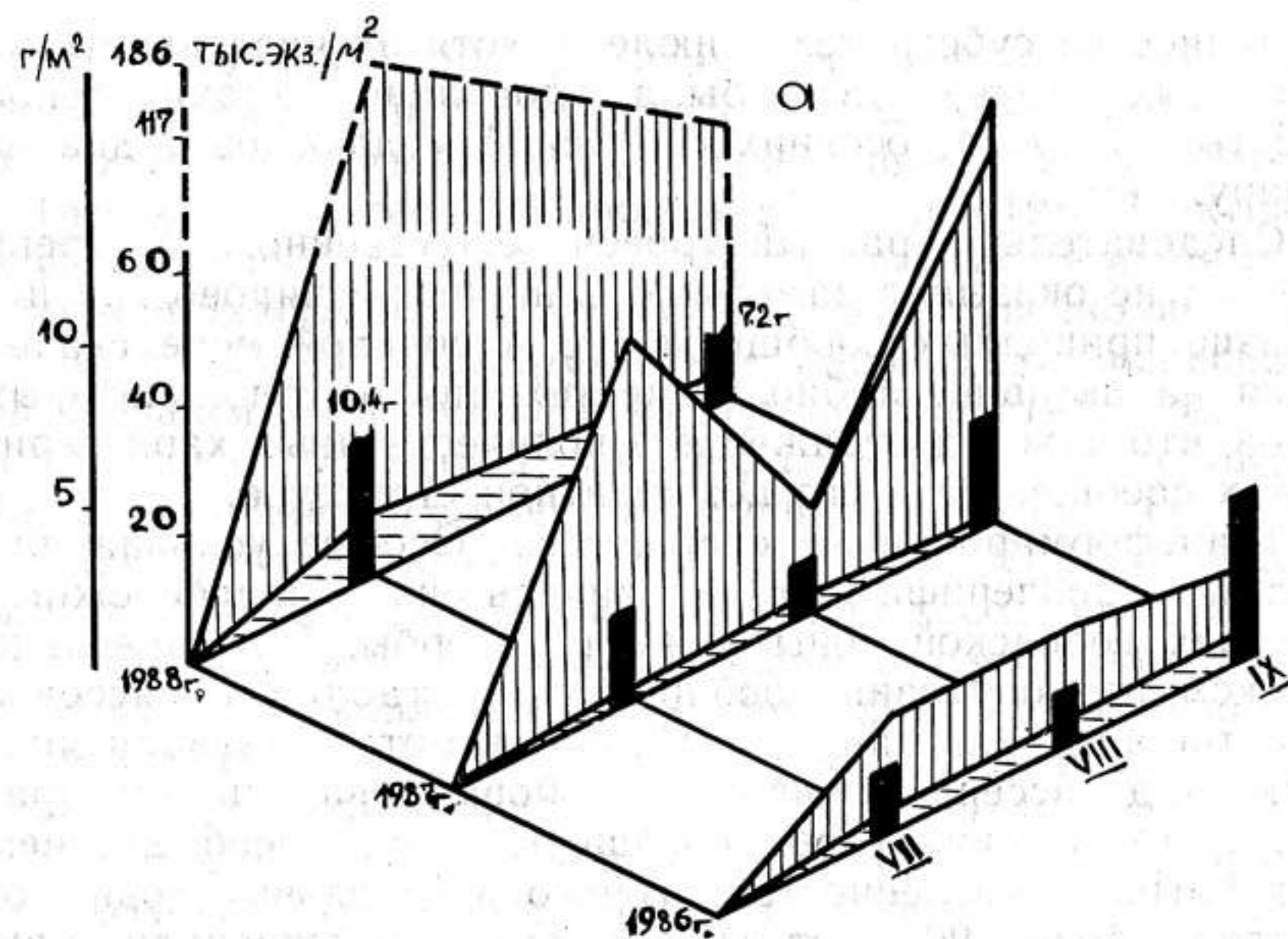


Рис. 2. Биомасса (г/м^2) и численность (тыс. экз./ м^2) зооперифитона в зоне антропогенного воздействия
а — ниже р. Ягорбы, б — в р. Коште,
Остальные обозначения те же, что и на рис. 1.

характеризующегося избыточным содержанием органических веществ, приводит к количественному однообразию сообществ на уровне подсемейства или семейства при сохра-

нении сравнительно высокого видового разнообразия.

Высокую степень доминантности на уровне семейства представлял собой зооперифитон р. Кошты, где частично шел сброс стоков. Здесь сообщество обрастателей было представлено почти одними гетеротопами — личинками хирономид. Гомотопные, массовые на других участках виды — дрейссена, наидиды, отсутствовали. На сильно загрязненных локальных участках вблизи дамбы встречались нематоды *Diplogaster rivalis* (Leyd.), *Tobrilus helveticus* (Hofm.), *T. gracilis* (Bast.). Первый из них, наиболее массовый, характерен для полисапробных условий. Индекс видового разнообразия был крайне низок, в 3—4 раза меньше, чем на природных биотопах (см. таблицу).

В 1987 г. отбор проб проводился ниже дамбы, где сообщества были разнообразнее в основном за счет хирономид, численность которых достигала значительных величин (рис. 2).

В июле 1988 г. численность хирономид составляла 62.6 тыс. экз./ м^2 , биомасса 5.2 г/ м^2 . Преобладали личинки *Parachironomus arcuatus* Goetgh., *Glyptotendipes glaucus*. На этих участках, по-видимому, существовало загрязнение иного свойства, чем в черте города ниже р. Ягорбы. Характер стоков, вероятно был токсичным для гомотопов (дрейссены, наидид), но гетеротопные организмы (хирономиды) осуществляли биологические циклы.

За пределами города в зоне смешения вод рек Шексны и Суды зооперифитон был сходным по составу с сообществами природных участков. В районе о. Ваганихи до аварии на очистных сооружениях состав и количественные характеристики зооперифитона были близки к соответствующим показателям у д. Кабачино (рис. 3). В период аварии именно эти участки подверглись наиболее сильному воздействию стоков.

Воздействие токсических веществ на беспозвоночных начинается с нарушения физиологических и поведенческих реакций, подавления репродуктивного потенциала и, в конечном итоге, приводит к разрушению структур сообществ, свойственных данному водоему.

На участках ниже города перифитон развивался крайне слабо. Практически погибли многие беспозвоночные: на субстратах встречались мертвые личинки хирономид, поденки, рачки *Sida crystallina* (O. F. Müll). Видовое разнообразие сообществ было беднее, чем на природных участках.

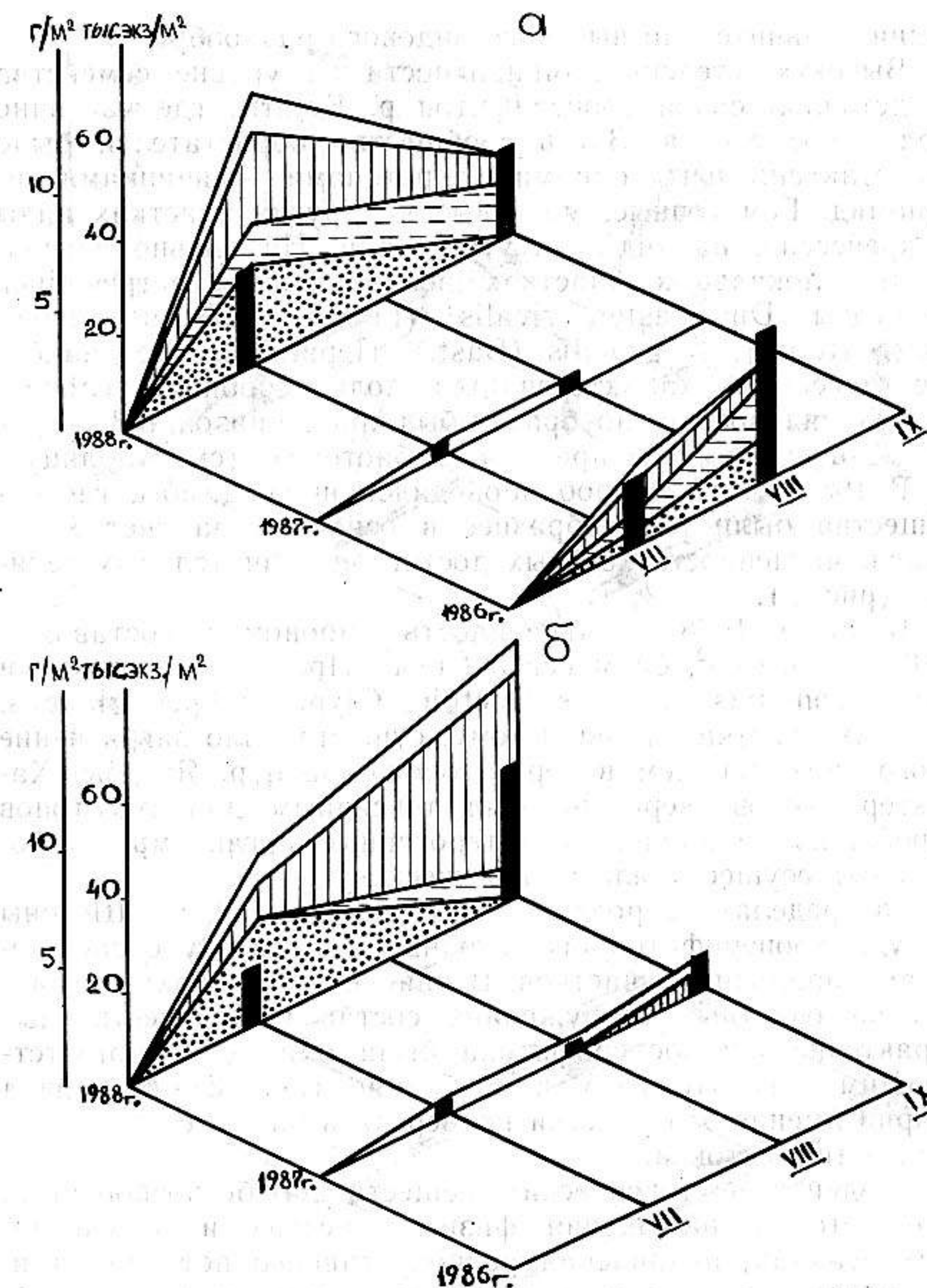


Рис. 3. Биомасса (г/м^2) и численность (тыс. экз./ м^2) зооперифитона в зоне антропогенного воздействия.

а — о. Ваганиха, б — о. Любец.

Остальные обозначения те же, что и на рис. 1 (Работы на ст. Любец в 1986 г. не проводились).

Слабый естественный прогрев воды в период аварии усугубил ход процессов самоочищения. В условиях аквариумных экспериментов с мидиями [1] было показано, что

возрастание температуры до 22°C усиливает интенсивность обменных процессов в организме моллюсков и обуславливает ускорение биоконцентрации и десорбции ртути, наиболее токсичной при загрязнении среды. Кроме того, низкие температуры воды снизили активность биологических циклов теплолюбивых видов — личинок хирономид и дрейссены — основных компонентов перифитона, но не повлияли на менее чувствительных к прогреву наидид, численность которых на участках, где аккумулируются органические вещества, была высокой. В то же время такая температура способствовала большей выживаемости чувствительных к загрязнению зоопланктонных организмов. В опытах с лабораторной культурой *Daphnia magna* было показано, что с увеличением температуры воды от 15°C до 25°C витальная концентрация солей тяжелых металлов снижается, причем весьма существенно, например, для цинка в 10 раз [5].

В 1988 г. благодаря очистительному действию паводка биологические структуры, подвергшиеся стрессовым нагрузкам, по отдельным параметрам частично восстанавливались. Размножение дрейссены на участках, где она обитала раньше, проходило в июне, заселение субстратов поствелигерами — в начале июля, что также характерно и для Волжского плеса в годы с аналогичным температурным режимом. Об активности процесса размножения дрейссены свидетельствует высокая численность поствелигеров у островов Ваганиха и Любец, где она в начале июля на отдельных горизонтах составляла 52 тыс. экз./ м^2 , биомасса 1.1 г/м^2 , что почти в 7 раз больше по сравнению с 1986 г. Однако в дальнейшем последствия аварии отрицательно сказались на выживаемости моллюсков. При высокой численности молоди можно было ожидать образования характерных для осени больших скоплений моллюсков у дна. Однако этого не произошло, их численность ($4.6\text{—}25$ тыс. экз./ м^2) и биомасса ($20.9\text{—}181.9 \text{ г/м}^2$) оказались невысокими. Эти показатели значительно ниже, чем в 1986 г. когда при гораздо меньших потенциальных возможностях в летний период в осенних скоплениях у дна на природных участках численность и биомасса моллюсков были в несколько раз больше.

Учитывая довольно сильные вариации численности и биомассы сеголетков, целесообразно сравнить средние размеры моллюсков, которые более стабильны и наиболее объективно отражают условия обитания для них в Шекснинском и Волжском плесах:

Показатели	Шекснинский плес	Волжский плес
Численность, тыс. экз./м ²	4.6—25.0	14.5
Биомасса, г/м ²	20.9—181.9	419.1
Размеры, мм	0.8—9.5	0.5—13.6
Средний размер, мм	3.9	7.3

В Волжском плесе биомасса и размеры моллюсков гораздо выше, чем в Шекснинском. Несомненно, что это результаты губительных последствий аварии для популяций моллюсков Шекснинского плеса.

У островов Ваганиха и Любец среди других беспозвоночных перифитона в массе появились поденки *Baetis verpus*, в июле их численность и биомасса в верхних горизонтах были равны соответственно 20.3 тыс. экз./м², 5.9 г/м² и 9 тыс. экз./м² и 2.8 г/м². Осенью из состава перифитона они полностью выпали отчасти за счет вылета имаго, а также миграций личинок на другие биотопы.

В сентябре в перифитоне у о. Любец заметно усилилась роль наидид за счет *Nais barbata*, что служит признаком повышения содержания органических веществ на этом участке.

Таким образом, структура зооперифитона Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища на природных участках представлена небольшим набором доминирующих групп и видов гидробионтов. Для этих участков, также как и для Волжского плеса, характерен основной хирономидно-дрейсеновый тип структуры сообществ обрастателей с эпизодически массовыми сопутствующими видами из других систематических групп организмов — наидидами, поденками, гидрами, мшанками.

Сезонная сукцессия сообщества следует особенностям реализации биологических циклов основных ее компонентов и определяется в целом степенью прогрева водоема. При обычном среднемноголетнем уровне прогрева водоема формируется соответственно сообщество, свойственное данному региону. Аномально низкий естественный прогрев водоема приводит к нарушению ритмов размножения теплолюбивых видов — дрейссены, хирономид. Их роль в сообществе резко снижается, количественные характеристики сообщества уменьшаются. При аномально высоком прогреве водоема активизируются биологические циклы компонентов зооперифитона, раньше и интенсивнее проходит размножение, удлиняется период интенсивного роста, что

приводит к созданию высоких количественных характеристик сообщества, превышающих среднемноголетние. При этом отмечается постоянство характеристик видового разнообразия. Следовательно, стрессовое состояние в природных сообществах может быть причиной аномально низкого прогрева водоема и выражаться через подавление активности и ритмов размножения гидробионтов.

В трансформированных сообществах в зависимости от характера и силы антропогенного воздействия формируются соответствующие структуры. На участках с повышенным содержанием органических веществ из состава сообществ выпадают организмы-фильтраторы, они замещаются ило-детритным комплексом с доминированием наидид. В таких условиях создаются монодоминантные сообщества (наидидный тип), соответствующие сложившемуся однообразию условий среды, характеризующемуся повышенным содержанием органических взвесей в толще воды и их накоплением на субстратах. Избыточное поступление бытовых стоков в результате аварии приводит к биологической экспансии наидид, видовое разнообразие сообществ сохраняется на высоком уровне.

На локальных участках с постоянным уровнем загрязнений промстоками деградация сообществ идет по пути резкого сокращения видового разнообразия, уменьшения количественных характеристик, выпадения из состава гомотопных видов, массовых за пределами этой зоны, за исключением нематод. Осенью в слаборазвитых сообществах нематоды могут преобладать над остальными группами беспозвоночных, характеризуя глубокую стадию деградации их структуры (нематодный тип). Возможно, что переходный к этому состоянию тип структуры — хирономидный. Следовательно, однообразие условий существования по другому антропогенному фактору — промстокам, также приводит к монодоминантности на уровне семейства и сопровождается сильным снижением видового разнообразия сообществ.

Аварийный сброс промстоков имеет огромный разрушительный эффект, приводит к гибели многих беспозвоночных. В дальнейшем благодаря проточности и весеннему паводку идет восстановление прежних биологических структур, хотя придонные участки длительное время остаются неблагоприятными для беспозвоночных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Рамжева С. В., Костылев Э. Ф. Влияние температуры воды на характер биоконцентрирования ртути мидиями // Гидробиологические исследования водоемов юго-западной части СССР. Киев, 1982.
2. Скальская И. А. Экологическая характеристика зооперифитона Рыбинского водохранилища по материалам 1977—1982 гг. // Водные сообщества и биология гидробионтов. Л., 1985.
3. Скальская И. А., Мильникова З. М. Изменение структуры зооперифитона Рыбинского водохранилища в условиях антропогенных нагрузок на водоем // Экология и морфология водных беспозвоночных ИБВВ АН СССР. Борок, 1988, с. 33—53. Деп. в ВИНТИ. 27.09.1988, № 7151-B88 деп.
4. Финогенова Н. П., Лобашева Т. М. Рост *Tubifex tubifex* Müll. (Oligochaeta, Tubificidae) в разных трофических условиях // Зоол. ин-т СССР. 1986. 12 с. Деп. в ВИНТИ. 01.07.1986, № 4776-B86 деп.
5. Щербань Э. П. Токсичность ионов некоторых тяжелых металлов для *Daphnia magna* в зависимости от температуры // Гидробиол. журн. 1977. № 4.
6. Cuba T. R. Diversity: a two-level approach // Ecology. 1981. vol. 62. N 1.

УДК 574.587 (285.2)

В. Г. ГАГАРИН

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

МЕЙОБЕНТОС ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Средняя численность мейобентоса 46—86 тыс. экз./м². Доминировали нематоды и циклопы. Отмечены в значительном количестве формы, характерные для полисапробных вод, что косвенно указывает на загрязнение грунта в районе г. Череповца.

У нас в стране охране природы уделяется большое внимание. В настоящее время в связи с увеличением антропогенных нагрузок на водоем контроль за качеством воды — наипервейшая задача научно-исследовательских институтов по проблемам гидробиологии.

На Рыбинском водохранилище расположен крупнейший промышленный центр — г. Череповец. В водохранилище, кроме бытовых городских стоков, довольно часто

сбрасываются неочищенные аварийные промышленные воды, которые губительно воздействуют на животный и растительный мир водоема. Целью настоящей работы было изучить воздействие сбросов предприятий г. Череповца на состав и численность мейобентоса в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища.

Материал собирали весной (май), летом (июль) и осенью (сентябрь) 1988 г. на 11 стандартных станциях. Девять станций расположены около г. Череповца, в зоне воздействия городских бытовых и промышленных стоков, а две (Мякса и Средний Двор, табл. 1) — вне зоны воздействия и служили контролем. Всего отобрано 32 пробы. Одна проба включала 3 подъема стратометром С-1 (диаметр входного отверстия 3 см). Промывали пробы сачком, сшитым из газа № 45. Отбирали и просчитывали организмы с помощью микроскопа МБС-9. Для изучения нематод монтировали постоянные и временные препараты. Организмы мейобентоса определяли, в основном, до ранга отряда, а нематоды до вида. Для оценки роли отдельных видов нематод в биоценозах использовали «индекс плотности» Мордухай-Болтовского, который имеет вид pb , где p — встречаемость, %, b — средняя численность, экз./м² [3].

В мейобентосе доминировали две группы животных — нематоды и циклопы. Представители остальных групп встречались более редко (табл. 1). Более высокая плотность животных отмечалась в мае и июле. Осеннее понижение численности мейобентоса связано с окончанием вегетационного периода в водоеме [2]. Несмотря на то, что численность мейобентоса в мае и июле была почти одинаковой, роль отдельных групп организмов в ее формировании различна. В мае 73% численности мейобентоса составляли нематоды и около 10% — циклопы, а в июле, наоборот, 70% численности — циклопы и только 14% — круглые черви. Такое распределение в течение сезона закономерно и отражает общие биологические процессы, происходящие в водоеме.

Циклопы зимуют в стадии копеподитов в придонном слое воды. Ранней весной (апрель, май) они достигают половозрелости и поднимаются в толщу воды. Поэтому в этот период в бентосе их нет. В июне—июле рачки начинают размножаться, и науплии и копеподиты ранних стадий оседают на дно.

Нематоды интенсивно развиваются ранней весной. В это время почти всегда отмечается их максимальная плотность

Средняя численность мейобентоса, тыс. экз./м²

Группа	Ст. Ср. Двор	Д. Мякса	Д. Васьково	Ст. Любец	О. Каргач	О. Ваганиха	Р. Кошта	Ст. Острова	Р. Ягорба	Д. Кабачино	Р. Сузда	Среднее
Nematoda	—	—	Май	14	31	26	167	—	247	72	9	63
Cladocera	—	—	66	5	—	2	2	—	—	3	12	2.9
Cyclopoida	—	—	28	19	2	9	—	—	5	11	5	8
Harpacticoida	—	—	7	47	5	49	—	—	2	—	—	11
Ostracoda	—	—	—	14	—	—	—	—	—	—	—	1.4
Vсего	—	—	106	99	38	86	169	—	254	86	26	86.3
Nematoda	—	—	Июль	34	38	—	3	5	5	35	8	12
Cladocera	—	—	5	—	2	9	51	—	5	—	8	7
Cyclopoida	165	146	61	64	56	23	85	19	19	5	11	59
Harpacticoida	—	24	—	26	—	11	—	—	—	—	6	6.1
Ostracoda	—	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.5
Vсего	165	175	66	124	96	43	139	24	29	40	33	84.6
Nematoda	—	—	Сентябрь	52	75	—	—	47	17	9	9	19
Cladocera	—	—	—	5	5	5	—	5	—	—	9	2.6
Cyclopoida	94	71	24	—	14	5	38	—	5	5	—	24
Harpacticoida	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Ostracoda	9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.8
Vсего	103	71	24	57	94	10	38	52	22	14	18	46.4

Таблица 2

Характеристика фауны нематод

Виды	Май			Июль			Сентябрь			Среднее		
	p	b	pb	p	b	pb	p	b	pb	p	b	pb
Отряд Enoptida												
Paramphidelus dolichurus (de Man)	10	100	32	—	—	—	—	—	—	3	33	10
Tobrilus gracilis (Bastian)	20	2400	219	—	—	—	27	3482	307	16	1961	177
T. helveticus (Hofmann)	30	1050	177	—	—	—	—	—	—	10	350	59
T. tenuicaudatus Gagarin	20	4350	295	27	1618	209	—	—	—	16	1989	178
Eutobrilus medius (Shneider)	—	—	—	—	—	—	9	427	62	3	142	21
E. nothus Gagarin	40	17780	843	36	1909	262	9	455	64	28	6715	434
Raritobrilus allophysis (Steiner)	—	—	—	9	173	39	—	—	—	3	58	13
Brevitobrilus stefanski (Micol.)	30	2700	285	—	—	—	—	—	—	10	900	95
Ironus ignavus Bastian	20	640	113	—	—	—	18	882	126	13	507	81
I. tenuicaudatus de Man	30	670	142	9	173	39	9	885	88	16	566	95
Отряд Dorylaimida												
Dorylaimus stagnalis Dujardin	70	8360	765	36	4818	316	36	2609	306	47	5262	497
Laimydorus conurus (Thorne)	10	200	45	—	—	—	—	—	—	3	67	14
Aporcelaimellus krygeri (Ditlevsev)	10	100	32	—	—	—	—	—	—	3	33	10
Eudorylaimus carteri (Bastian)	10	300	55	—	—	—	—	—	—	3	100	17
Отряд Monhysterida												
Monhystera stagnalis Bastian	10	21500	464	—	—	—	—	—	—	3	7167	147

Виды	Май			Июль			Сентябрь			Среднее		
	p	b	pb	p	b	pb	p	b	pb	p	b	pb
<i>M. paludicola</i> de Man	20	870	132	—	—	—	9	455	64	10	442	66
<i>M. uncispiculata</i> Gagarin	—	—	—	9	182	40	9	364	57	6	182	33
Отряд Chromadorida												
<i>Ethmolaimus pratensis</i> (de Man.)	—	—	—	18	545	99	18	864	125	12	470	75
<i>Prodesmodora circulata</i> (Micol.)	—	—	—	—	—	—	9	364	57	3	121	19
Отряд Araeolamida												
<i>Aphanolaimus aquaticus</i> Daday	10	100	32	—	—	—	9	455	64	6	185	33
<i>Paraphanolaimus behningi</i> Micol.	20	200	63	—	—	—	27	2609	265	16	936	122
<i>Paraplectonema pedunculatum</i> (Hofm.)	20	630	122	9	345	56	9	455	64	13	477	79
Отряд Rhabditida												
<i>Diplogaster rivalis</i> (Leydig)	40	1250	224	—	—	—	9	1909	131	16	1053	130
<i>Panagrolaimus rigidus</i> (Bütschli)	—	—	—	—	—	—	9	455	64	3	152	91

Примечание. p — встречаемость, %, b — средняя численность, экз./м², pb — индекс плотности.

в водоемах. В течение лета численность червей не подвергается резким колебаниям. Отсутствие нематод в мае, июле и сентябре на контрольных станциях (Мякса, Средний Двор), возможно, связано с характером грунта (жидкий ил, сапропель). Кроме того, здесь в июле и сентябре наблюдалось большое скопление копеподитов циклопов. Их было в 2—3 раза больше, чем в зоне воздействия промстоков. По всей видимости, сбросы промышленных стоков влияют на развитие этих рачков.

Нематоды представлены 24 видами (табл. 2). Из них доминантов — 2 вида (*Eutobrilus nothus* и *Dorylaimus stagnalis*), субдоминантов — 5 видов (*Tobrilus gracilis*, *I. tenuicaudatus*, *Monhystera stagnalis*, *Paraphanolaimus behningi* и *Diplogaster rivalis*). Основная масса червей включала виды, широко распространенные в водоемах Европейской части СССР [1]. Питаются они простейшими (инфузориями, жгутиконосцами), бактериями или, реже, хищничают (например, *Dorylaimus stagnalis*, виды рода *Ironus*). Интерес вызывает находка только одного вида, *Diplogaster rivalis*, который входит в состав семейства червей, обычных в наземных экосистемах, в очагах сапробиотического распада органического вещества (в частности, в навозе). В водной среде он встречается в полисапробных водоемах [4]. В нашем случае *Diplogaster rivalis* найден в 5 пробах (из 32): в мае — на ст. Ваганиха, Кошта, Ягорба и Суда и в сентябре на ст. Острова. Численность его была довольно высокой — до 21 тыс. экз./м² (табл. 1). Отмечено также, что пробы, в которых присутствовал данный вид, сильно пахли мазутом.

Все это свидетельствует о том, что в районе г. Череповца имеются участки грунта, сильно загрязненные разными веществами (мазутом, нефтью, бензином и т. д.).

ЛИТЕРАТУРА

1. Гагарин В. Г. Пресноводные нематоды Европейской части СССР, Л., 1981.
2. Гагарин В. Г. Мейобентос Рыбинского водохранилища и его притоков // Фауна и морфология водных беспозвоночных ИБВВ АН СССР. Борок, 1986. С. 30—47. Деп. в ВИНТИ 14.01.1986, № 306-В.
3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975.
4. Zullini A. Nematodes as indicators of river pollution // Nematol. medit. 1976. Vol. 4.

В. И. БИСЕРОВ, М. В. ГАПЕЕВА,
О. Л. ЦЕЛЬМОВИЧ, М. А. ШИРОКОВА

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

РТУТЬ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И МАКРОЗООБЕНТОСЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Показано, что загрязнение донных отложений Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища происходит с поверхностным стоком. Рассчитаны запасы ртути, содержащиеся в макрозообентосе.

В проблеме биомониторинга тяжелых металлов одно из ведущих мест принадлежит ртути. Ртуть — высокотоксичный глобальный поллютант. Среди источников поступления ртути в окружающую среду на первом месте стоит использование и последующая ликвидация ртутьсодержащих приборов, на втором — сжигание ископаемого топлива. Оба источника есть в промышленной зоне г. Череповца.

Цель настоящей работы — исследование содержания и распределения ртути в донных отложениях и макрозообентосе (как биоиндикаторе) Рыбинского водохранилища. Определяли общие формы ртути.

Образцы донных отложений отбирали стратометром С-1 и на каждой станции объединяли поверхностный слой (0—2 см) пяти колонок грунта. Навеску (1 г высушенных при 105°C до постоянной массы донных отложений) помещали в коническую колбу объемом 100 мл, приливали 10 мл азотной кислоты (перегнанной) и нагревали на песчаной бане около 2 ч при слабом кипении кислоты (ни в коем случае не упаривать досуха!). Затем в колбу добавляли по 10 мл 30%-ной перекиси водорода, нагревали в течение часа при слабом кипении жидкости. После охлаждения реакционную смесь фильтровали в 25-миллилитровые мерные колбы и фильтрат доводили до метки бидистиллированной водой.

Зообентос отбирали дночерпателем ДАК-250 с площадью захвата 1/40 м². После лабораторной разборки

анализу на ртуть подвергали пробы, представляющие собой сумму определенных групп бентических организмов с каждой станции. Каждую пробу фиксировали формалином, а непосредственно перед анализом промывали бидистиллированной водой и сушили до постоянной массы при 105°C, после чего помещали в пробирку объемом 10 мл. В пробирку приливали 2 мл смеси концентрированной азотной кислоты и перекиси водорода в соотношении 1:1 [3]. Смесь нагревали около 2 ч на глицириновой бане при 150—160°C, а после охлаждения переносили в мерный цилиндр объемом 5 мл и доводили до метки бидистиллированной водой. Ртуть определяли беспламенным атомно-абсорбционным методом с помощью прибора «Юлия-2» путем восстановления ртути до элементарного состояния хлоридом олова (II), затем переводили ее в газовую фазу, продувая анализируемый раствор воздухом.

Ртуть в природных водах интенсивно связывается с твердыми взвешенными частицами. Фактор концентрирования ртути между взвесью и раствором, рассчитанный по полевым и лабораторным данным, составляет 1.34—1.88 × 10⁵. Сорбция ртути взвешенными веществами и последующая седиментация играют, таким образом, важную роль в удалении ртути из водных масс. В настоящей работе взвешенные вещества не определяли количественно, содержание ртути во взвешях пересчитывали на литр воды. Концентрация ртути во взвеси, отобранной в июле 1989 г. в Шекснинском плесе, была максимальной в районе грузового порта г. Череповца (0.08 мкг/л).

Содержание ртути в донных отложениях Шекснинского плеса определяли в мае и июле 1989 г. Весной уровень содержания ртути в грунтах был намного выше летнего (табл. 1), причем летние концентрации соответствовали кларку.

Биоиндикацию ртути в Рыбинском водохранилище осуществляли с помощью зообентоса. Бентосную съемку проводили в сентябре 1988 г. на 52 стандартных станциях. Количественное развитие зообентоса характеризовали величиной биомассы в пересчете на 1 м² по [1].

Результаты исследований показали (табл. 2), что в 70-е годы и в первой половине 80-х годов наиболее богат бентосом был Шекснинский плес, позднее — Волжский. Средневзвешенная биомасса бентоса по всему водохранилищу в 1988 г. составляла 10.96 г/м².

В целом биомасса бентоса по-прежнему оставалась на

Таблица 1
Концентрации общих форм ртути в донных отложениях Шекснинского плеса в 1989 г, мг/кг

Месяц	Русло р. Шексны				О. Ваганиха		
	против д. Кабачино	против р. Ягорбы	ниже моста	против р. Кошты	против д. Торово	северная часть	южная часть
Май	12.5	32.5	10.0	30.0	5.0	18.8	43.3
Июль	0.19	0.16	0.40	3.35	0.16	—	0.36

уровне, достигнутом в начале 80-х годов, однако происходило ее перераспределение: на участках, подверженных влиянию сточных вод г. Череповца, биомасса продолжала уменьшаться.

Таблица 2
Распределение биомассы бентоса и его составных частей по плесам Рыбинского водохранилища

Группа животных	Плеса							
	Главный		Моложский		Волжский		Шекснинский	
	г/м ²	%	г/м ²	%	г/м ²	%	г/м ²	%
Хирономиды	0.38	11.3	9.95	73.5	10.47	50.9	6.22	49.8
Олигохеты	2.97	88.37	3.06	22.6	5.19	41.6	15.19	41.6
Моллюски	0.01	0.3	0.38	2.8	0.0	0.0	0.9	7.2
Прочие	0.001	0.03	0.15	1.1	0.03	0.1	0.17	1.4
Общий бентос	3.36±0.8	100	13.54±7.5	100	20.57±3.6	100	12.48±2.94	100

Качественный состав бентоса был довольно беден. Из хирономид по-прежнему преобладали *Chironomus f. l. plumosus*, из олигохет — *Isochaetides newaensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamotrix hammoniensis*. Наблюдалось резкое снижение количества мелких моллюсков — были отмечены единичные экземпляры лишь на 5 станциях. Мелкие сферииды рода *Euglesa*, ранее широко распространенные в водохранилище, были обнаружены только на одной станции. Такое уменьшение количества мелких моллюсков связано, вероятно, с неблагоприятной экологической обстановкой в водохранилище.

Все Mollusca и Oligochaeta являются по отношению к ртути макроконцентраторами [2] и пригодны, таким образом, для биоиндикации этого элемента. В бентосной съемке 1988 г. на большем числе станций были обнаружены олигохеты, что позволило представить концентрацию ртути в них, а также биоаккумуляцию ртути в виде схематических карт (рис. 1, 2).

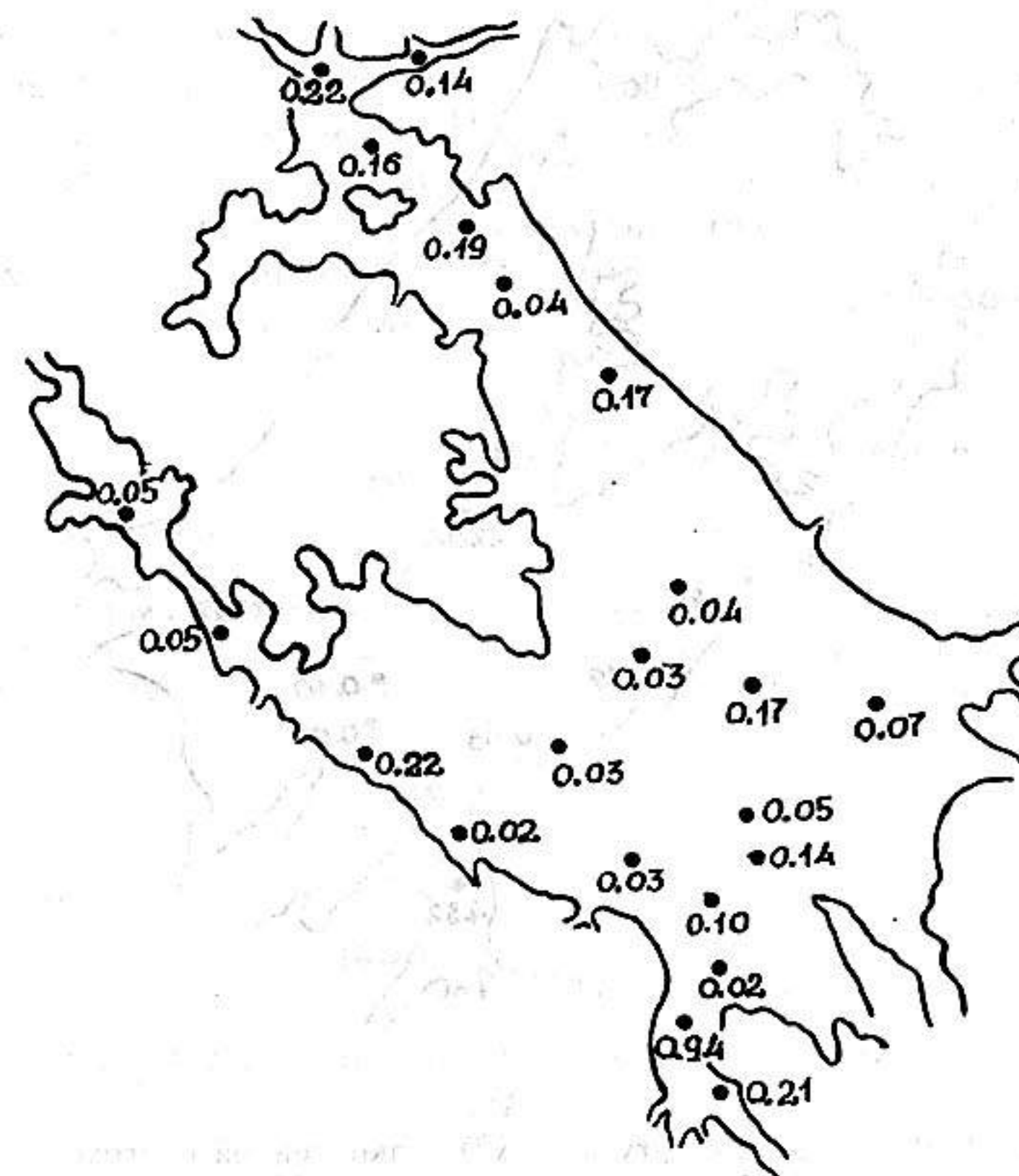


Рис. 1. Распределение концентраций ртути (мкг/г сухой массы) в олигохетах Рыбинского водохранилища, 1988 г.

Меньше всего содержалось ртути в олигохетах центральной части Главного плеса Рыбинского водохранилища, максимальное количество — в олигохетах Волжского плеса. К этому же району приурочены и наибольшие величины аккумуляции ртути олигохетами, затем по убыва-

¹ Биоаккумуляцию ртути рассчитывали умножением концентрации металла в олигохетах на массу олигохет.

ющим величинам биоаккумуляции следуют районы, прилегающие к промышленной зоне г. Череповца и устьям рек.

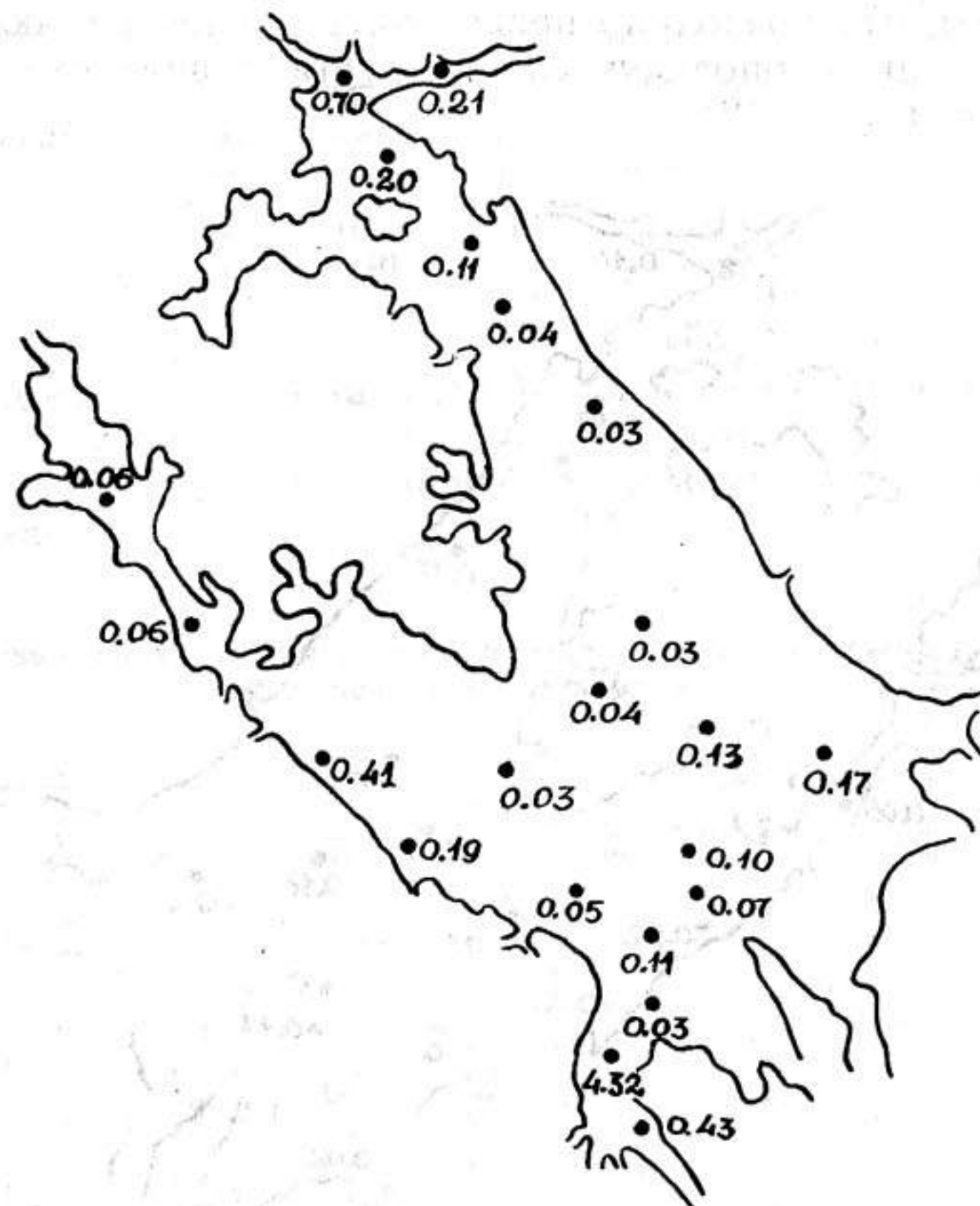


Рис. 2. Распределение ртути (г/м^2), накопленной олигохетами в Рыбинском водохранилище, 1988 г.

Концентрация ртути в мягких тканях моллюсков выше, чем в раковинах, что естественно, так как в живых организмах ртуть связана в основном с белками. Величины размаха концентраций ртути (мг/кг сухого вещества) в олигохетах и моллюсках Рыбинского водохранилища укладываются в крайние значения концентраций ртути в указанных организмах из относительно незагрязненных и слабозагрязненных водных экосистем Европейской части СССР [2].

	Рыбинское водохранилище	Слабозагрязненная экосистема
Олигохеты	0.05—0.94	0.15—1.50
Viviparus viviparus		
мягкие ткани	0.17.—0.35	0.08—0.60
раковины	0.03—0.10	—

Таким образом, Шекснинский плес Рыбинского водохранилища подвергается загрязнению ртутью, вероятно с поверхностным стоком. Невысокие значения концентраций этого элемента в бентосе указывают на то, что ртуть присутствует в водохранилище в биологически малоактивной форме. Для выяснения путей миграции ртути в водохранилище необходимы дальнейшие исследования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методика изучения биогеноценозов внутренних водоемов. М., 1975.
2. Никаноров А. М., Жулидов А. В., Покаржевский А. Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л., 1985.
3. Analyses of metals and organochlorines in Fish: Manual of methods in aquatic environment Research FAO Fisheries Technical Paper. 1 1983. N 212, part 9.

УДК 574.635

Т. Ф. МИКРЯКОВА

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

РОЛЬ ПРИБРЕЖНО-ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД

Установлено, что промстоки г. Череповца содержат тяжелые металлы, которые накапливаются водными растениями. Наибольшие величины аккумуляции отмечены вблизи источников загрязнения.

С ростом антропогенного прессинга на природную среду вопрос о накоплении тяжелых металлов во всех звеньях

Содержание металлов в высшей водной растительности (мкг/г сухого вещества) и воде (мкг/л) Шекснинского плеса в 1987 г.

Место отбора проб	Вид	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Co	Cd
Д. Васильево	—	—	—	—	—	—	—	—
Ст. Любец	Рдест гребенчатый Рдест пронзеннолистный Горец земноводный Сусак зонтичный	5.0 4.6 2.6 17.0	40.0 57.4 21.2 67.8	7.1 6.8 4.0 6.5	3.4 9.6 3.9 5.5	0 3.2 0.3 4.1	2.0 1.8 0.5 2.6	0.1 0 0 0
О. Ваганиха	—	—	—	—	—	—	—	—
Г. Череповец	Рдест гребенчатый Рдест злаковый	8.3 16.0	117.9 136.9	3.9 3.8	9.5 11.5	4.5 7.3	5.0 5.7	0.4 0.4
Р. Кошта	Рдест гребенчатый Горец земноводный Ряска малая	13.5 3.7 20.0	250.5 144.3 311.0	9.0 2.5 9.2	27.1 8.9 18.0	4.3 2.6 10.7	25.1 9.8 15.7	0.7 0.4 0.8
Д. Кабачино	—	—	—	—	—	—	—	—
Р. Молога (контроль)	Рдест гребенчатый Рдест злаковый Горец земноводный	5.3 5.1 3.1	40.8 22.8 22.5	2.4 3.5 1.2	3.9 6.7 3.8	0.6 0.5 0	1.9 3.0 2.7	1.0 1.6 0.9
Шекснинский плес	Вода	2.0	27.0	2.0	3.0	0.5	—	0.8

водных экосистем приобретает все большее значение. Водные растения, занимающие побережья рек, озер и водохранилищ активно адсорбируют и накапливают в своих тканях различные химические соединения. Эти свойства успешно используются для очистки сточных вод [2, 4, 5].

Нами исследована аккумулярующая способность погруженных водных растений в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища и р. Коште после аварийного сброса сточных вод г. Череповца. Сборы проводили в 1987—1988 гг. в сезон массовой вегетации растений. Для анализа отбирали растения и воду с загрязненных участков плеса, расположенных на восточном побережье водохранилища. В качестве контроля использовали данные по содержанию металлов в макрофитах незагрязненных вод р. Мологи. Концентрацию тяжелых металлов в растительном материале и воде определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии [1].

В 1987 г. пробы растительного материала отбирали по всему побережью водохранилища в районе г. Череповца и р. Кошты, а в 1988 г. проводилось более детальное исследование плеса до южных его границ. Анализировали растения, относящиеся к различным экологическим группам: погруженные — рдест гребенчатый и рдест пронзеннолистный; погруженные с плавающими листьями — рдест злаковый и горец земноводный, полупогруженные — сусак зонтичный, и свободноплавающие — ряска малая. Результаты химического анализа (табл. 1, 2) свидетельствуют о том, что накопительная способность различных видов высших водных растений неодинакова. У ряски малой отмечено наибольшее накопление химических элементов на всех станциях. В растительных тканях особенно высоки величины аккумуляции цинка, при этом у рдеста злакового и рдеста гребенчатого они сохраняются на одном уровне по всему плесу. У горца земноводного содержание цинка значительно меньше. По мере удаления от источника загрязнения степень накопления металлов водной растительностью уменьшается. Наглядно это прослеживается у рдеста злакового (табл. 3): у растений, взятых со ст. Любец и у д. Васильево, удаленных от г. Череповца на 20 км и более, и с контрольной станции, содержание большинства химических элементов одинаково, исключение составляют цинк и хром. В то же время, у рдеста злакового, собранного в побережье у г. Череповца и у о. Ваганиха наблюдается увеличение меди по сравнению с контролем в среднем

Содержание металлов в высшей водной растительности (мкг/г сухого вещества) Таблица 2
и воде (мкг/л) Шекснинского плеса в 1988 г.

Место отбора проб	Вид	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Co	Cd
Д. Васильево	Рдест пронзеннолистный	3.9	134.2	4.3	4.8	5.0	2.4	0.6
	Рдест злаковый	4.2	163.2	2.3	4.6	3.7	2.4	0.6
	Горец земноводный	1.6	13.7	1.2	4.1	1.9	1.8	0.6
	Вода	1.3	15.0	1.3	1.6	0.1	—	0.2
Ст. Любец	Рдест гребенчатый	3.5	122.2	3.9	4.1	6.5	2.5	0.9
	Рдест пронзеннолистный	3.2	62.5	3.5	3.9	3.7	2.7	0.6
	Рдест злаковый	4.8	182.1	4.4	4.2	8.1	2.1	0.6
	Горец земноводный	1.9	37.2	1.7	4.8	2.3	1.4	0.3
О. Ваганиха	Вода	1.3	9.0	0.9	1.5	0.1	—	0.1
	Рдест гребенчатый	7.4	193.1	5.2	6.1	7.8	3.0	1.4
	Рдест злаковый	12.7	212.2	6.0	8.3	8.3	3.5	1.0
	Горец земноводный	4.5	65.7	2.0	3.6	3.8	2.4	0.4
Г. Череповец	Вода	1.7	10.0	1.1	1.5	0.1	—	0.2
	Рдест гребенчатый	8.5	170.0	3.8	5.4	8.0	2.8	1.3
	Рдест злаковый	12.7	170.0	4.1	4.8	8.7	2.3	0.9
	Рдест блестящий	12.7	213.6	7.9	6.6	13.8	3.9	0.7
Р. Кошта	Вода	2.1	18.0	1.8	1.6	0.2	—	0.2
	Рдест гребенчатый	14.6	332.2	8.2	7.0	7.0	5.5	0.5
	Горец земноводный	6.0	48.1	2.1	3.1	4.8	1.9	0.5
	Ряска малая	24.3	915.1	35.5	11.3	12.0	14.6	1.3
Д. Кабачино	Сусак зонтичный	32.2	143.2	4.1	6.4	6.3	4.1	0.7
	Вода	3.6	35.0	6.8	1.7	0.1	—	0.2
	Рдест пронзеннолистный	5.7	54.1	5.5	6.2	13.8	3.8	1.1
	Рдест злаковый	8.9	60.9	6.2	5.5	21.0	3.8	1.1
Д. Кабачино	Рдест блестящий	6.5	101.8	7.9	6.2	20.1	3.1	1.1
	Вода	1.9	14.0	0.9	1.4	0.1	—	0.2

Таблица 3

Содержание металлов в рдесте злаковом в Шекснинском плесе, мкг/г сухого вещества

Элемент	Д. Кабачино	Г. Череповец	О. Ваганиха	Ст. Любец	Д. Васильево	Р. Молога (контроль)
Cu	8.9	12.7	12.7	4.8	4.2	5.1
Zn	60.9	170.0	212.2	182.1	163.2	22.8
Ni	6.2	4.1	6.0	4.4	2.3	3.5
Pb	5.5	4.8	8.3	4.2	4.6	6.7
Cr	21.0	8.7	8.3	8.1	3.7	0.5
Co	3.8	2.3	3.5	2.1	2.4	3.0
Cd	1.1	0.9	1.0	0.6	0.6	1.6

в 2.5 раза, цинка — в 8, никеля — в 2 и хрома — в 16 раз.

Результаты анализа того же вида, собранного на станциях, расположенных выше г. Череповца (у д. Кабачино) и в черте города также близки.

Значительно отличаются величины аккумуляции металлов макрофитами в заливах р. Кошты (табл. 1, 2). Повышенное содержание металлов в воде р. Кошты вызывает и более высокую накопительную способность у растений, что особенно характерно для рдеста гребенчатого и ряски малой, которая хорошо вегетирует в стоячих и малопроточных водоемах в условиях как органического, так и минерального загрязнения [3, 6, 7]. Аккумулирующая способность у ряски малой на порядок выше, чем у других растений плеса.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что макрофиты активно поглощают и утилизируют тяжелые металлы. Однако различные виды растений по разному аккумулируют их. У одних содержание большинства химических элементов ниже, чем в воде, у других — в несколько раз выше. Наиболее высокие величины накопления отмечены вблизи источников загрязнения. Результаты двухлетнего изучения показали, что в каждой исследуемой зоне Шекснинского плеса содержание металлов находится практически на постоянном уровне. Это свидетельствует о том, что загрязнение тяжелыми металлами связано с наличием хронических стоков многочисленных промышленных предприятий г. Череповца.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брицке М. Э. Атомно-абсорбционный спектральный анализ. М., 1982.

2. Кордаков М. А. Прибрежно-водная растительность вторичных отстойных прудов водохранилищ и ее роль в очистке промышленных сточных вод//Тр. науч.-иссл. инт-та проекта по обогащению руд цветных металлов. М., 1971. № 2.

3. Музафаров А. М., Таубаев Т. Т., Абдиев М. Ряска малая как кормовое растение и методы ее массового культивирования в бассейнах под открытым небом//Культивирование водорослей и высших водных растений в Узбекистане. Ташкенте, 1971.

4. Смирнова Н. Н. Об использовании высших водных растений в экологическом мониторинге водоемов//Проблемы экологии Прибайкалья: Тез. док. Иркутск, 1988.

5. Atri F. R. Beitrag aquatischer Makrophyten zur Wasserreinigung//Haustechn., Bauphys, Umwelttechn. 1983. Vol. 104, N 4.

6. Rodgers O. H., Cherry D. S., Guthrie R. K. Cycling of elements in duckweed (*Lemna perpusilla*) in an ash settling basin and swamp drainage system//Water Res. 1978. Vol. 12, N 10.

7. Ozimek T. Heavy metal content in macrophytes from ponds supplied with post-sewage water//Heavy Metals Water Organ. Budapest, 1985.

УДК 597—152(28)

Л. К. МАЛИНИН, А. С. СТРЕЛЬНИКОВ

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 1987—1988 гг. В СВЯЗИ С ЕГО ЗАГРЯЗНЕНИЕМ

На основании гидроакустических и траловых съемок показано изменение плотности и видового состава скоплений рыб в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища как следствие аварийного сброса загрязняющих веществ.

Современное развитие рыбного хозяйства Рыбинского водохранилища осуществляется в условиях все возрастающего негативного воздействия хозяйственной деятельности человека. Этому способствует расположение водохранилища в промышленно развитом районе страны, что обуславливает его повышенную подверженность загрязнению и другим неблагоприятным воздействиям.

В настоящее время рыбное хозяйство несет наиболее ощутимые потери от загрязнений промышленными и сельскохозяйственными стоками. В Рыбинском водохранилище за последние 8 лет зарегистрировано 13 случаев локальной гибели рыбы, а суммарный ущерб, нанесенный рыбному хозяйству, составил более 30 млн. рублей. В 1987 г. было наиболее масштабное загрязнение, вызванное аварийным сбросом токсических веществ коксохимического производства Череповецкого металлургического комбината. Произошла не только локальная гибель рыбы, но и отмечены значительные изменения в численности, распределении и плотности рыб на акватории Шекснинского плеса. Ниже дается анализ этих изменений.

Материалом для анализа послужили результаты ихтиологических исследований в июле и сентябре 1987 г. и в мае, июне и сентябре 1988 г. Эти исследования включали как гидроакустические съемки, так и контрольные обловы рыбы с помощью донного и пелагического тралов на различных участках Шекснинского плеса. Отловленную рыбу использовали для полного биологического анализа.

В работе использовали эхолот «Шкипер—607» и пяти-

канальный эхоинтегратор СИОРС. Градуировку этой аппаратуры, проводимую с помощью осциллографа С1—49, задающего генератора ГЗ—112, образцового латунного шара с известным акустическим сечением обратного рассеяния звука, а также все расчеты плотности и биомассы рыб осуществляли по типовой методике [3]. Эхосъемку проводили в виде зигзагообразных галсов от г. Череповца на расстояние 100 км вниз по течению р. Шексны, а также на экспериментальном полигоне Моложского плеса в районе пос. Брейтово. Эхосъемку сопровождали контрольными обловами донным (раскрытие 22 м) и пелагическим (раскрытие 12 м) тралями по трем горизонтам, соответствующим диапазонам интегрирования.

До залпового выброса в районе г. Череповца за счет бытовых и производственных стоков происходило постепенное загрязнение и последующее эвтрофирование верховий Шекснинского плеса. Наиболее четко это отмечалось по резкому росту биомассы бентосных организмов, преимущественно олигохет, которые, как известно, менее требовательны к качеству воды, чем хирономиды, ранее составляющие основную часть биомассы бентоса Рыбинского водохранилища. Повышенное содержание бентоса привлекало сюда бентосоядных рыб, в том числе и леща, который занимал в основном придонные горизонты воды. Пелагиаль верховий Шекснинского плеса широко осваивалась разнообразной молодью рыб, а также синцом, снетком, ряпушкой, судаком. Но биомасса пелагических рыб здесь летом была относительно небольшой от $2-3 \cdot 10^3$ до $5-8 \cdot 10^3$ кг/км². Постепенно, по мере удаления от города, биомасса пелагических рыб возрастала и достигала максимума в средней части плеса в районе д. Мякса. Высокая биомасса пелагических рыб в этом районе определялась в основном нагульными скоплениями снетка.

В июле 1987 г., т. е. через полгода после залпового выброса загрязнений, судя по контрольным уловам в верхней части Шекснинского плеса, в приповерхностном слое 3—5 м доминировали снеток в возрасте 0+ — 1+, сеголетки окуня, судака и ряпушки. Соотношение этих видов от общего улова в этом же горизонте варьировало от 12 до 91% — по снетку, от 0 до 56% — по его сеголеткам, от 0 до 34% — по сеголеткам окуня и от 0 до 23% — по ряпушке. В горизонте 5—9 м (по руслу, где глубины превышали 10 м) преобладал разноразмерный лещ (85—100% от улова), отлавливалась также и крупная разнообразная молодь

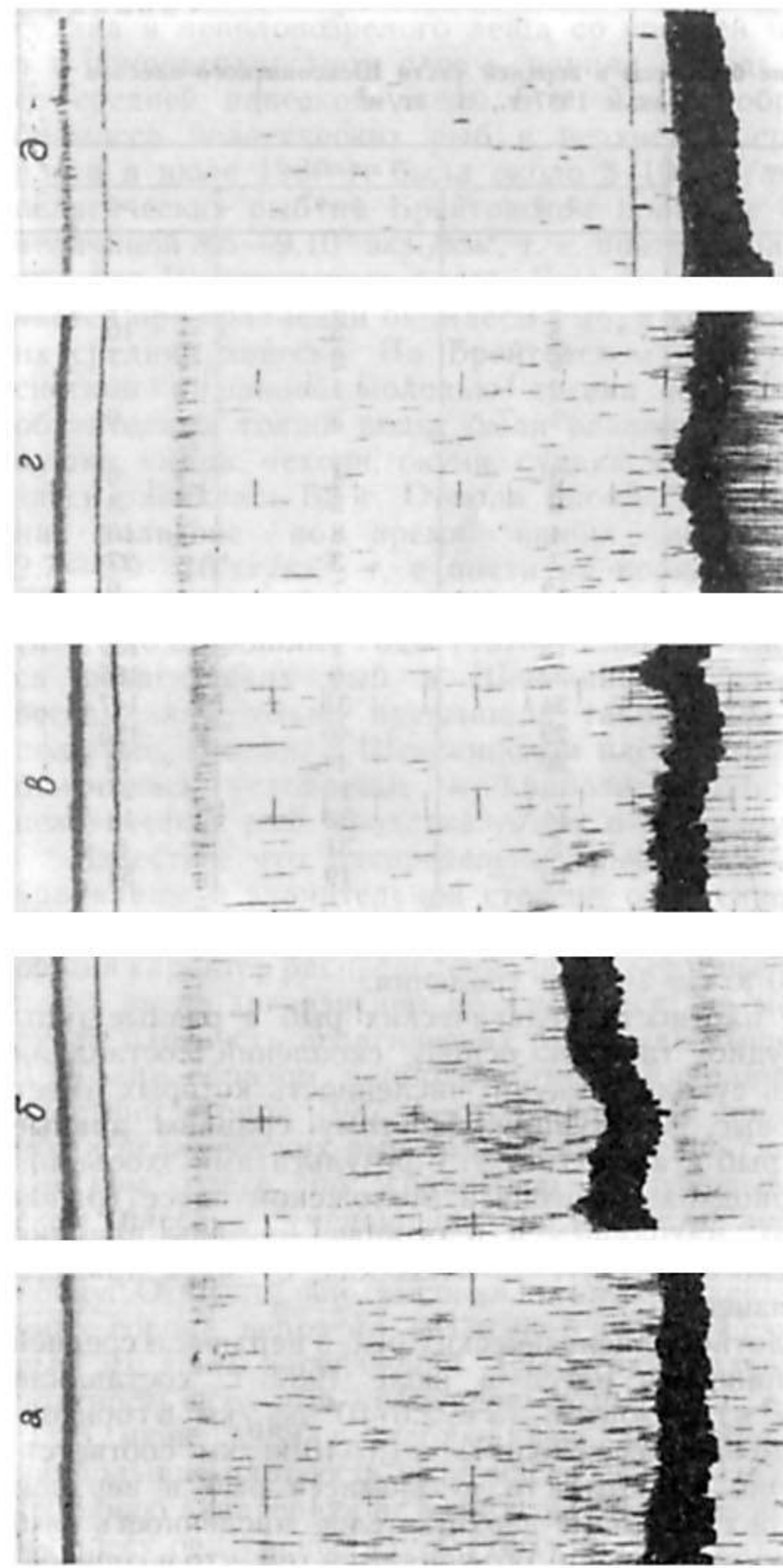
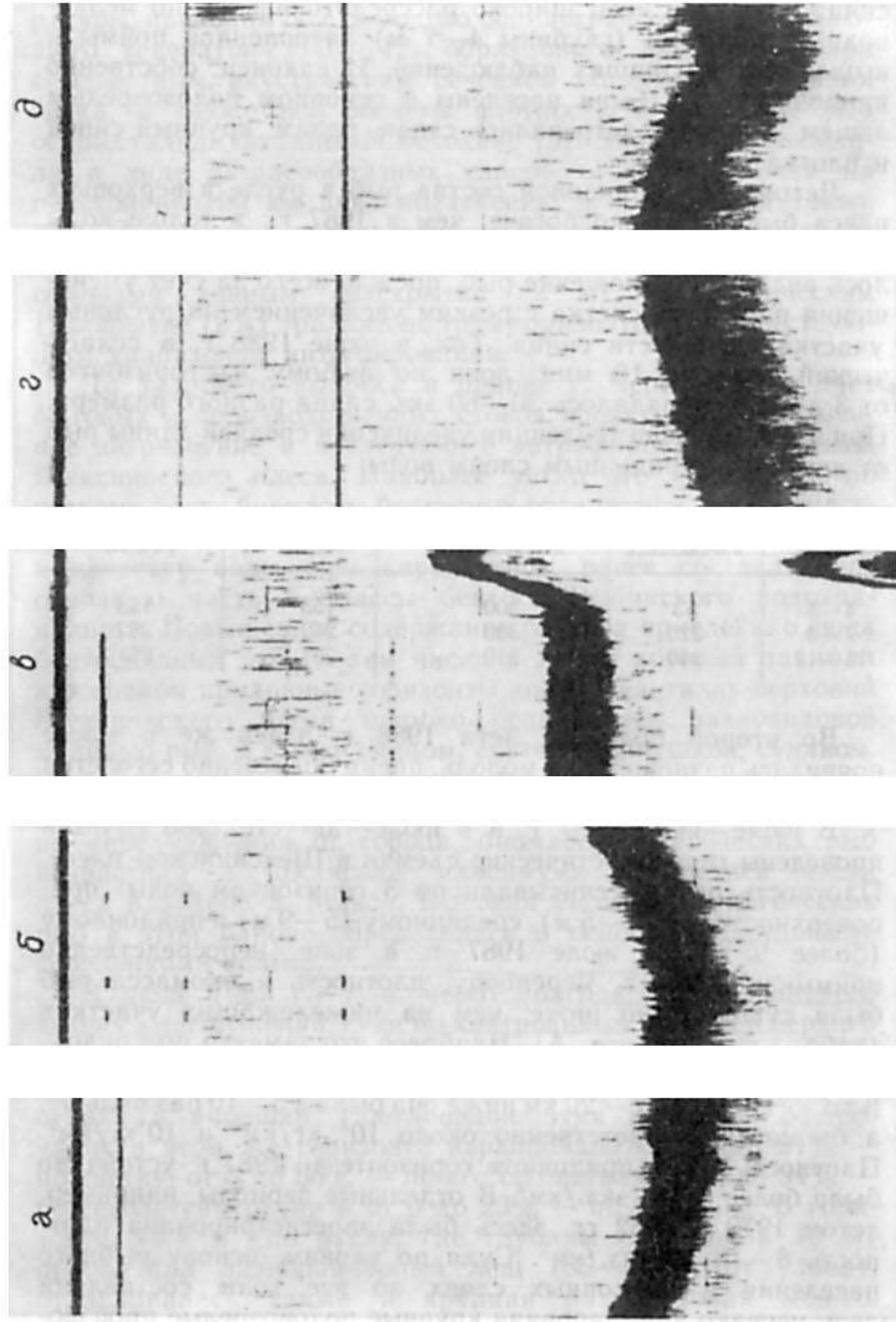
синца, судака. Синец широко рассредоточивался по мелководным участкам (глубины 4—7 м) затопленной поймы и вышел из зоны наших наблюдений. И наконец, собственно придонные слои были населены в основном половозрелым лещем. Единично встречались судак, налим, крупный синец и плотва.

Летом 1988 г. видовой состав рыб в русле в верховьях плеса был несколько богаче, чем в 1987 г.: в толще воды встречались чехонь, укляя, в придонном слое — ёрш. Изменилось видовое соотношение рыб, прежде всего за счет уменьшения плотности снетка с резким увеличением на русловых участках плотности синца. Так, в июне 1988 г. в пелагический трал за 10 мин. лова по любому из горизонтов от 3 до 12 м попадалось 30—60 экз. синца разного размера. При этом отмечена тенденция увеличения средней длины рыб от верхних к придонным слоям воды:

Горизонт лова, м	минимальный	Размеры синца, мм максимальный	средний	Количество рыб, экз.
4—5	53	300	153	153
7—8	220	300	252	252
11—12	240	310	261	261

Во второй половине лета 1988 г. здесь же в массе появилась разнообразная молодь, преимущественно сеголетки окуня.

В июне—июле 1987 г. и в июле—августе 1988 г. были проведены гидроакустические съемки в Шекснинском плесе. Плотность рыб рассчитывали по 3 горизонтам воды: приповерхностному (3—5 м), срединному (5—9 м) и придонному (более 9 м). В июле 1987 г. в зоне, непосредственно примыкающей к г. Череповцу, плотность и биомасса рыб были существенно ниже, чем на нижележащих участках (табл. 1, см. рисунок, А). Наиболее это заметно по придонному горизонту, где плотность не превышала $3 \cdot 10^3$ экз./км². В то же время в 12—20 км ниже она была в 5—10 раз больше, а биомасса соответственно около 10^3 кг/км² и 10^4 кг/км². Плотность рыб в придонном горизонте до 1987 г. устойчиво была более $3 \cdot 10^4$ экз./км². В отдельные периоды, например, летом 1979 и 1982 гг. здесь была зарегистрирована плотность 8—10 $\cdot 10^4$ экз./км². Судя по уловам, основу рыбного населения в придонных слоях во все годы составляли лещ, нередко доминировали крупные половозрелые произво-



Эхограммы распределения рыб в верховьях Шекснинского плеса в июне 1987 г. (А) и 1988 г. (Б).
а — в черте г. Череповца, б — в 5 км ниже г. Череповца, в — то же в 10 км, г — то же в 15 км, д — то же в 20 км.

Таблица 1

Распределение биомассы в верхней части Шекснинского плеса в
июле 1987 г., 10^2 кг/м²

Расстояние от города, км	Глубина, м		
	3—5	5—9	>9
Выше города			
6	2	5	11
4	3	3	10
2	6	2	7
Город	2	1	10
	1	3	0
Ниже города			
2	3	4	0
4	3	5	8
6	4	8	16
8	7	3	27
10	12	7	9
12	20	8	91
14	13	7	109
16	32	9	185
18	34	31	147
20	29	40	125
22	20	44	13
24	10	10	27
26	14	38	18
28	6	31	6
30	10	19	54

дители. Донное траление по руслу давало стабильные уловы 30—100 кг за 10 мин траления.

Сравнение плотности пелагических рыб в разные годы проводить трудно, так как основу скоплений составляли снеток, молодь судака и окуня, численность которых имеет большие годовые флуктуации. Поэтому сравним данные по плотности рыб в июле 1987 г. с результатами эхосъемок в этот же период на полигоне в Моложском плесе (район пос. Брейтово), находящемся в стороне от зоны влияния вод Шекснинского плеса, т. е. в стороне от зоны прямого влияния загрязнения.

Средняя плотность пелагических рыб в верхней и средней частях Шекснинского плеса в июле 1987 г. составляла $2.5 \cdot 10^5$ экз./км² в горизонте 3—5 м, $2.6 \cdot 10^4$ экз./км² в горизонте 5—9 м или по биомассе около 1.3 и $1.6 \cdot 10^3$ кг/км² соответственно. Различия в плотности и биомассе рыб в верхнем и среднем слоях воды (в верхнем слое численность рыб больше, а биомасса меньше) объясняются тем, что в горизон-

те 5—9 м чаще встречались более крупные особи синца, судака и неполовозрелого леща со средней навеской 60 г, а в приповерхностном слое — ранняя молодь рыб и снеток со средней навеской около 6 г. Таким образом, общая биомасса пелагических рыб в верхней и средней частях плеса в июле 1987 г. была около $3 \cdot 10^3$ кг/км². Плотность пелагических рыб на Брейтовском полигоне была оценена величиной $8.5—9 \cdot 10^5$ экз./км², т. е. почти в три раза больше, чем для Шекснинского плеса. Еще большая разница получается при сравнении биомассы рыб, в которой учитывается их средняя навеска. На Брейтовском полигоне наряду со снетком и ранней молодь судака и окуня, обычными обитателями толщи воды, были разноразмерные особи ряпушки, синца, чехони, окуня, судака. Средняя навеска рыб здесь равнялась 32 г. Отсюда биомасса пелагических рыб на полигоне во время наших исследований была $2.7—2.9 \cdot 10^4$ кг/км², т. е. почти на порядок больше, чем в верхней и средней частях Шекснинского плеса. Надо заметить, что в прошлые годы (1978—1986) плотность и биомасса пелагических рыб в Шекснинском плесе, наоборот, всегда значительно превышали таковые на Брейтовском полигоне. Именно в Шекснинском плесе в районе д. Мякса отмечались устойчивые и наиболее мощные скопления пелагических рыб, представленных в основном снетком [2].

Известно, что распределение рыб в Рыбинском водохранилище в значительной степени определяется рельефом дна [1]. Анализ эхосъемок в июле 1987 г. показывает, что общий характер распределения рыб в верховье Шекснинского плеса после загрязнения не изменился: на местах излучин русла плотность пелагических рыб была выше.

Таким образом, наиболее заметное влияние загрязнения в летний период 1987 г. отразилось на снижении численности пелагических рыб (преимущественно снетка) в Шекснинском плесе по сравнению с таковым в Моложском плесе и уменьшении численности леща почти на порядок в районе, непосредственно примыкающем к г. Череповцу. Относительно высокая плотность леща в 12—20 км ниже города, вероятно, объясняется скатом сюда выживших рыб из зоны загрязнения. По мере удаления от города плотность всех рыб постепенно возрастала.

В июне 1988 г. наблюдалась обратная зависимость: наибольшие плотность и биомасса рыб приходились на пригородную акваторию, по мере удаления вниз по Шекснинскому плесу они уменьшались (табл. 2, см. рисунок Б). В черте

Таблица 2

Распределение биомассы рыб в верхней части Шекснинского плеса
в июне 1988 г., 10^2 кг/км²

Расстояние от города, км	Глубина, м		
	3—5	5—9	>9
Выше города			
6	34	26	4
4	41	35	12
2	54	77	61
Город	94	181	47
	118	229	137
Ниже города			
2	20	52	56
4	41	118	51
6	44	65	—
8	74	18	112
10	62	64	46
12	34	153	95
14	75	24	108
16	81	51	54
18	37	26	81
20	106	21	33
22	49	18	—
24	30	17	—
26	33	13	52
28	57	36	73
30	82	22	72

города плотность пелагических рыб (в слое воды 3—5 и 5—9 м) достигала $10—15 \cdot 10^4$ экз./км². Основу рыбного населения здесь составлял разноразмерный синец (70—90% от общего улова). Биомасса рыб по всей толще воды (т. е. от дна до горизонта 3 м) равнялась $3.2—4.8 \cdot 10^4$ кг/км², что в 40—80 раз больше, чем было в июле 1987 г. По мере удаления от города вниз по течению биомасса рыб постепенно уменьшалась до $0.5—1.7 \cdot 10^4$ кг/км². Уменьшалась биомасса рыб и по мере продвижения от города вверх по течению.

Биоанализ уловов показал, что в скоплениях пелагических рыб имеется большой процент отнерестившихся производителей синца, которые, скатываясь с нерестилищ (в Шекснинском плесе располагаются основные нерестилища этого вида) и встретив обилие зоопланктона, стали усиленно откармливаться и на несколько недель прекратили свою пократную миграцию вниз по течению. Обилие планктона привлекло сюда и других, как типичных, так и факультативных планктофагов: чехонь, уклейку, мелкую плотву.

Высокая биомасса планктона (до 3 г/м^3) во время наших работ определялась рядом факторов. Первое — общий рост трофности в данном районе. Наиболее наглядно это можно видеть по такому интегральному показателю как прозрачность воды, которая в черте города была 0.75—0.8 м по диску Секки (для сравнения, в 15 км ниже города прозрачность была в полтора раза выше — 1.2 м, а в 30 км — 1.5 м по диску Секки). Второе — в начале июня 1988 г. была жаркая погода, вода прогрелась до 17—18°C, что также способствовало развитию зоопланктона.

Судя по уловам, плотность леща в верховьях плеса, по сравнению с июлем 1987 г, изменилась незначительно, но произошло перераспределение рыб: вновь, как и до 1987 г., стала увеличиваться их численность по мере приближения к городу. Но такой высокой плотности, какая была до 1987 г., скопления этого вида еще не достигли.

В августе 1988 г. общий характер распределения рыб был такой же, как и до 1987 г.: биомасса пелагических рыб в черте города была сравнительно небольшой ($2—5 \cdot 10^3$ кг/км²). По мере удаления вниз по течению она постепенно возрастала и достигала максимума около д. Мякса. Для донных и придонных рыб, т. е. леща и крупного синца, отмечалась обратная картина: по мере приближения к городу биомасса рыб возрастала и была максимальной в районе ст. Любец.

Повышение эвтрофирования вод в верховьях плеса в июне 1988 г. обусловило повышенную концентрацию планктоноядных рыб, прежде всего синца, а численность снетка в верховьях плеса стала еще меньше, чем в 1987 г. Вероятно, это определяется экологией данного вида, который более требователен к качеству воды, чем карповые планктоноядные рыбы.

Таким образом, судя по результатам гидроакустической съемки, к лету 1988 г. произошло восстановление рыбных запасов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища, что подтверждает и статистика уловов (ц):

Таким образом, судя по результатам гидроакустической съемки, к лету 1988 г. произошло восстановление рыбных запасов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища, что подтверждает и статистика уловов (ц):

Виды рыб	1986 г.	1987 г.	1988 г.
Лещ	3378	2727	3017
Судак	245	322	366
Щука	1109	785	999
Налим	1093	1119	1170
Пр. крупный частик	50	94	263

Виды рыб	1986 г.	1987 г.	1988 г.
Синец	2196	1568	1939
Плотва	2115	1495	2106
Пр. мелкий частик	809	604	523
Общий вылов	10995	8714	10383

Как видно из приведенных материалов, в связи с уменьшением численности рыб в результате загрязнения плеса в 1987 г. уловы уменьшились более, чем на 2 тыс. ц в основном за счет недолова леща, щуки, синца и плотвы, но уже в 1988 г. уловы достигли уровня 1986 г. В целом, в 1988 г. по сравнению с 1987 г., в средне и южно-шекснинской и моложской частях водохранилища наблюдалось увеличение уловов рыбы. Уменьшились они в северошекснинской и волго-моложской частях. Однако наблюдаемые изменения лежат в пределах колебания многолетнего ряда экспериментальных траловых уловов. Как и в предыдущие годы, в уловах исследовательского трала доминировали лещ, синец и судак. Не отмечено выпадения какой-либо одной возрастной группы рыб в нагульных локальных скоплениях как в районе г. Череповца, так и в других районах. Отсутствовали также значительные отклонения в темпах линейного роста рыб.

Одним из показателей остаточного действия загрязненных вод на рыб является присутствие особей с резорбированной икрой (лещ, синец, судак) в весенний период 1988 г. на ст. Ольхово, Любец, Мякса. Здесь отмечалось немало особей леща, пропустивших нерест. Эти рыбы отличались от отнерестившихся повышенной жирностью, а их половые продукты находились на второй—третьей стадиях зрелости, хотя по линейным размерам они не отличались от отнерестившихся особей.

К последствиям влияния загрязнения Рыбинского водохранилища можно отнести и остаточные явления некроза плавников у леща и синца. Такие особи в Шекснинском плесе в 1987 г. встречались довольно часто, до 5—10% в контрольных уловах. Осенью 1988 г. на рыбу с таким дефектом плавников приходилось около 2% от общего количества отловленных особей.

Последствием действия залпового сброса можно считать и отмеченное при биологическом анализе рыб (особенно леща) из Шекснинского плеса наличие язв в брюшной полости, отеков и разрастание мышечной ткани.

Характеристика уловов в Шекснинском плесе

Виды рыб	1986 г.		1987 г.		1988 г.	
	Соотношение рыб в улове, %	Частота встречаемости, %	Соотношение рыб в улове, %	Частота встречаемости, %	Соотношение рыб в улове, %	Частота встречаемости, %
Судак	21.4	100	83	100	2.4	66
Окунь	30.7	100	0.3	33	85.9	100
Снеток	39.0	100	9.8	100	3.5	83
Плотва	1.7	100	0.04	33	6.5	83
Ерш	0.2	40	—	—	—	—
Ряпушка	0.4	60	0.8	100	0.05	16
Синец	4.9	100	5.7	66	0.4	33
Лещ	1.3	60	0.1	33	1.05	33
Количество		1598		2040		1705

Изучение данных по численности и видовой структуре молоди рыб показало, что на фоне естественных колебаний наблюдается изменение доминирования отдельных видов. В частности, если до 1987 г. в Шекснинском плесе среди молоди, как правило, многочисленными были судак, окунь, плотва, синец, снеток, то в 1988 г. преобладали плотва, окунь (табл. 3). Эти виды, наиболее приспособленные к изменению условий жизни, получили преимущество в размножении по сравнению с видами, более ранимыми в условиях сильного антропогенного стресса. В частности, в уловах 1988 г. практически отсутствовала молодь снетка, уменьшилось количество молоди синца, леща и судака.

Прогнозируя возможные отдаленные изменения в структуре рыбного населения, связанные с загрязнением Рыбинского водохранилища в ближайшие годы можно ожидать кратковременное сокращение численности снетка, которое может повлечь за собой некоторое снижение численности хищных рыб, прежде всего судака, для которого снеток является основным кормом. Для массовых видов рыб (леща, синца, плотвы) заметного снижения численности в ближайшие 2—3 года не ожидается. Однако несмотря на восстановление численности рыб в верховьях Шекснинского плеса, через 8—10 лет следует ожидать уменьшения запасов леща и синца за счет выпадения их отдельных возрастных групп, родившихся в 1987—1988 гг. В то же время снижение запасов этих рыб, по всей вероятности, будет компенсировано увеличением численности плотвы и

окуня, условия размножения которых в 1988 г. были благоприятными.

Таким образом, залповый сброс загрязняющих веществ в Рыбинское водохранилище значительно повлиял, особенно в 1987 г., на распределение, численность и плотность ихтиофауны Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища. Кроме массовой гибели рыб, он вызвал активное перемещение локальных группировок рыб в нижнюю часть плеса, что подтверждает возможность многих видов рыб к уходу из опасной загрязненной зоны. К аналогичному выводу пришли и шведские исследователи, изучавшие распределение рыб в распресненных водах Балтийского моря в зоне действия загрязненных вод ЦБК [4]. В 1988 г., по мере улучшения качества воды, произошло восстановление уровня плотности скоплений рыб вплоть до г. Череповца. Но и в 1988 г. наблюдались остаточные явления непосредственного влияния на рыб загрязненных вод, обнаруживаемые при визуальном осмотре (некроз плавников, наличие язв в брюшной полости), число таких особей составляло около 2% от общего количества исследованных рыб. Возможные отдаленные последствия залпового сброса могут выразиться в снижении численности леща и синца через 8—10 лет.

ЛИТЕРАТУРА

1. Поддубный А. Г., Малинин Л. К., Терещенко В. Г. Связь между распределением рыб в пелагиали и рельефом дна открытых плесов Рыбинского водохранилища // *Вопр. ихтиологии*. 1985. Т 25, вып. 6.
2. Половкова С. Н. Суточные и сезонные ритмы питания корюшки и судака в Рыбинском водохранилище // *ИБВВ АН СССР*. 1985. 59 с. Деп. в ВИНТИ. 05.05.1985, № 2981—85 деп.
3. Юданов Е. И., Калихман И. Л., Теслер В. Д. Руководство по проведению гидроакустических съемок. М., 1984.
4. Sandström Olof. Pulp mill effluents and fish—a case study // *Vesientutkimuslaitos*. julk. 1986. N 68.

УДК 597—146(285.2) (47)

В. М. ВОЛОДИН

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

СОСТОЯНИЕ ВОСПРОИЗВОДИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ И ПЛОДОВИТОСТЬ РЫБ В СЕВЕРО-ШЕКСНИНСКОМ ПЛЕСЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Показано, что загрязнение плеса сточными водами вызвало абортный вымет икры у 93% самок леща и 20% самок синца. В дальнейшем годичный половой цикл этих рыб восстановился.

После аварийного сброса сточных вод в районе г. Череповца зимой 1986—1987 г. произошла массовая гибель рыбы в Северо-Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища [2—4]. Прямой убыток для рыбной промышленности оценен в 19—21 млн. руб. По словам очевидцев, у части выживших рыб икра вытекала из полости тела еще в подледный период.

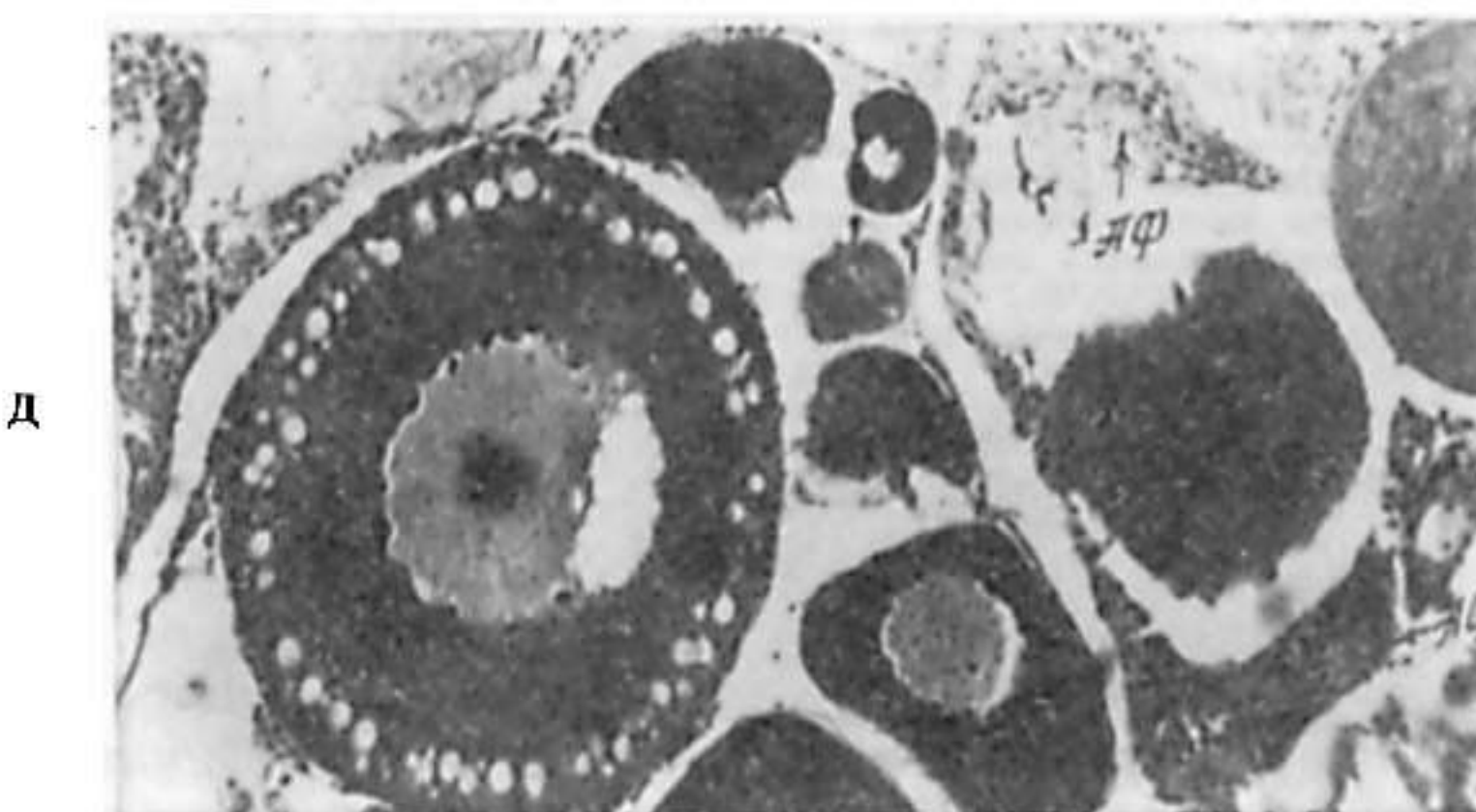
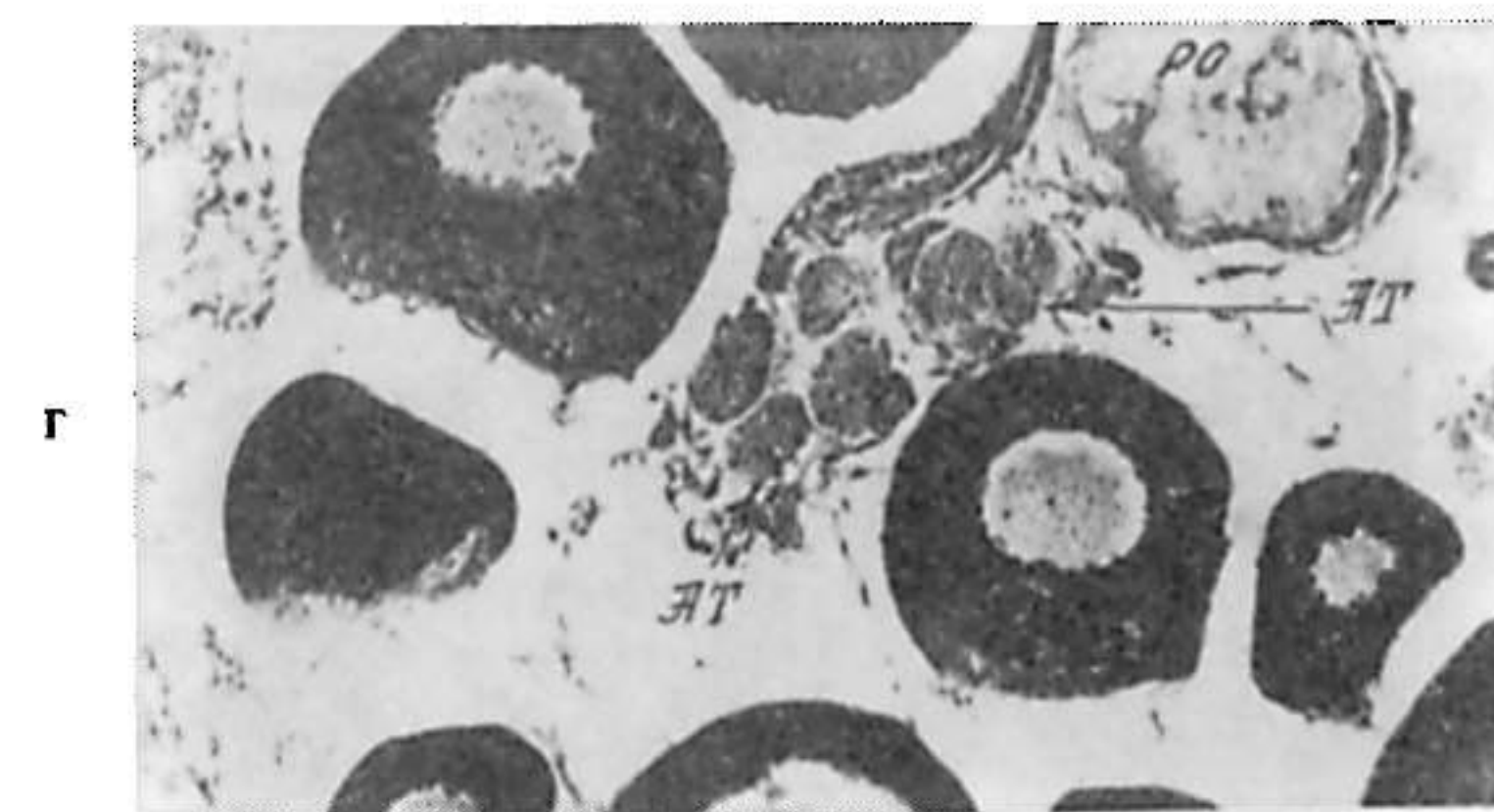
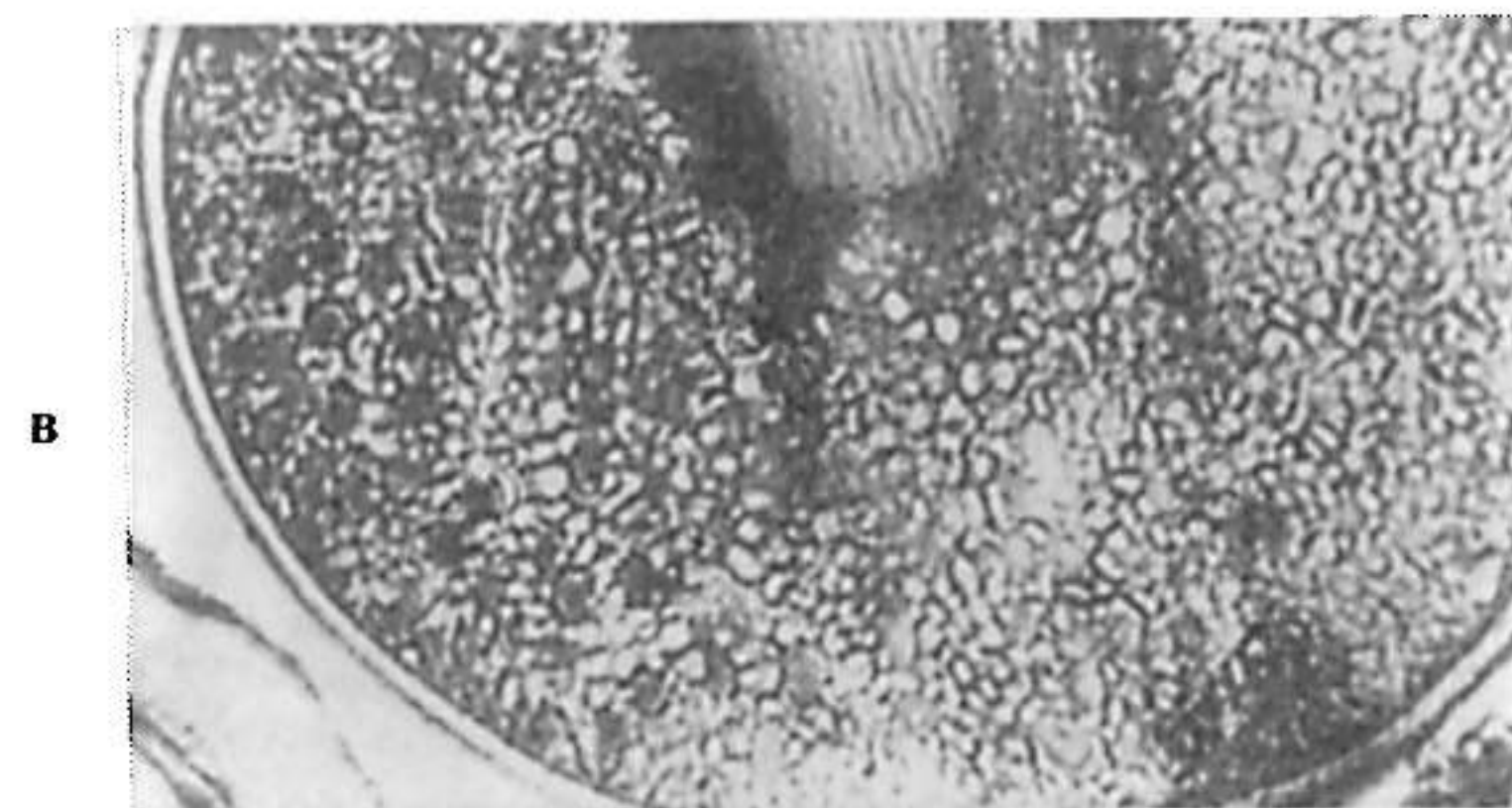
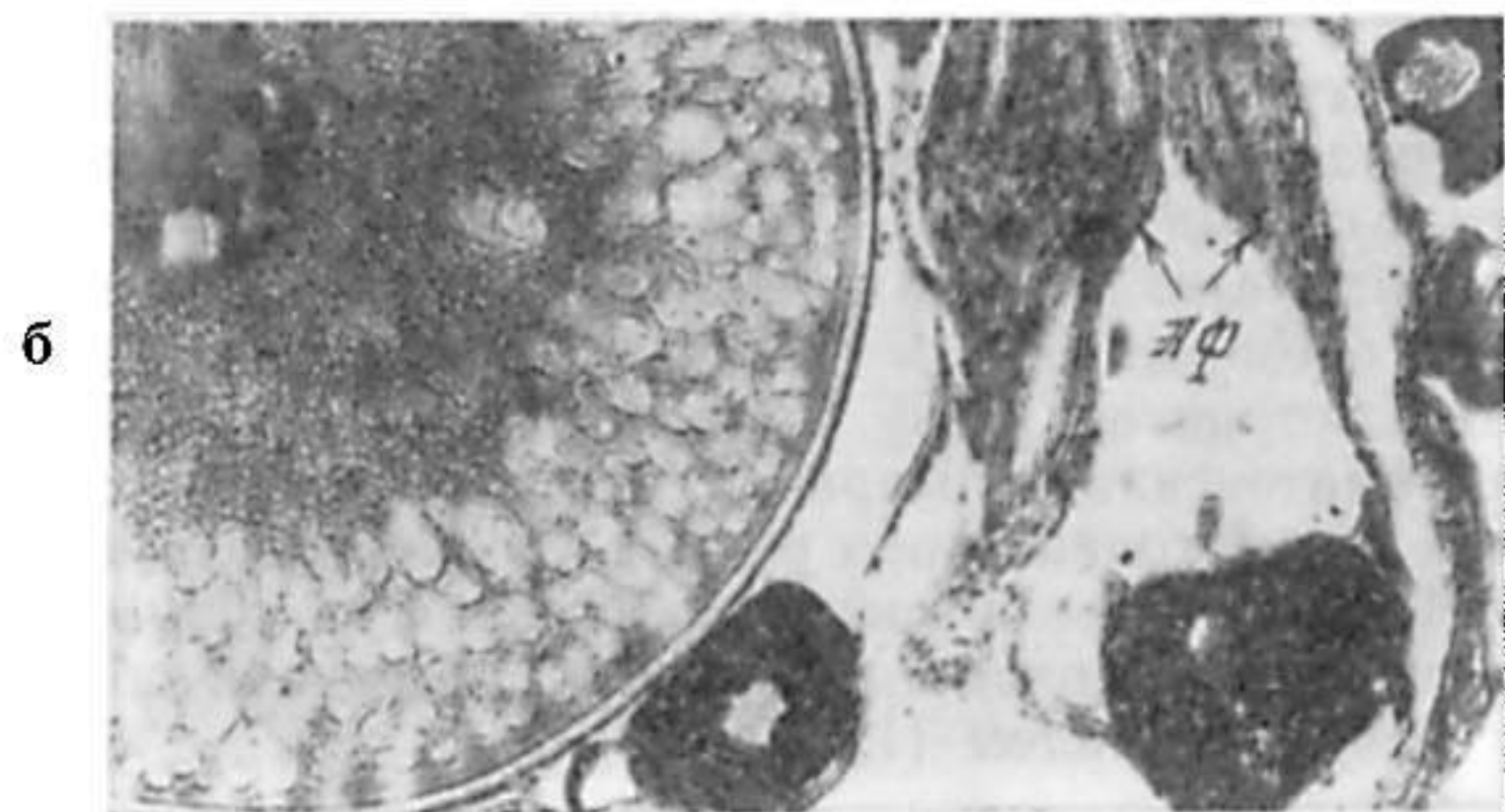
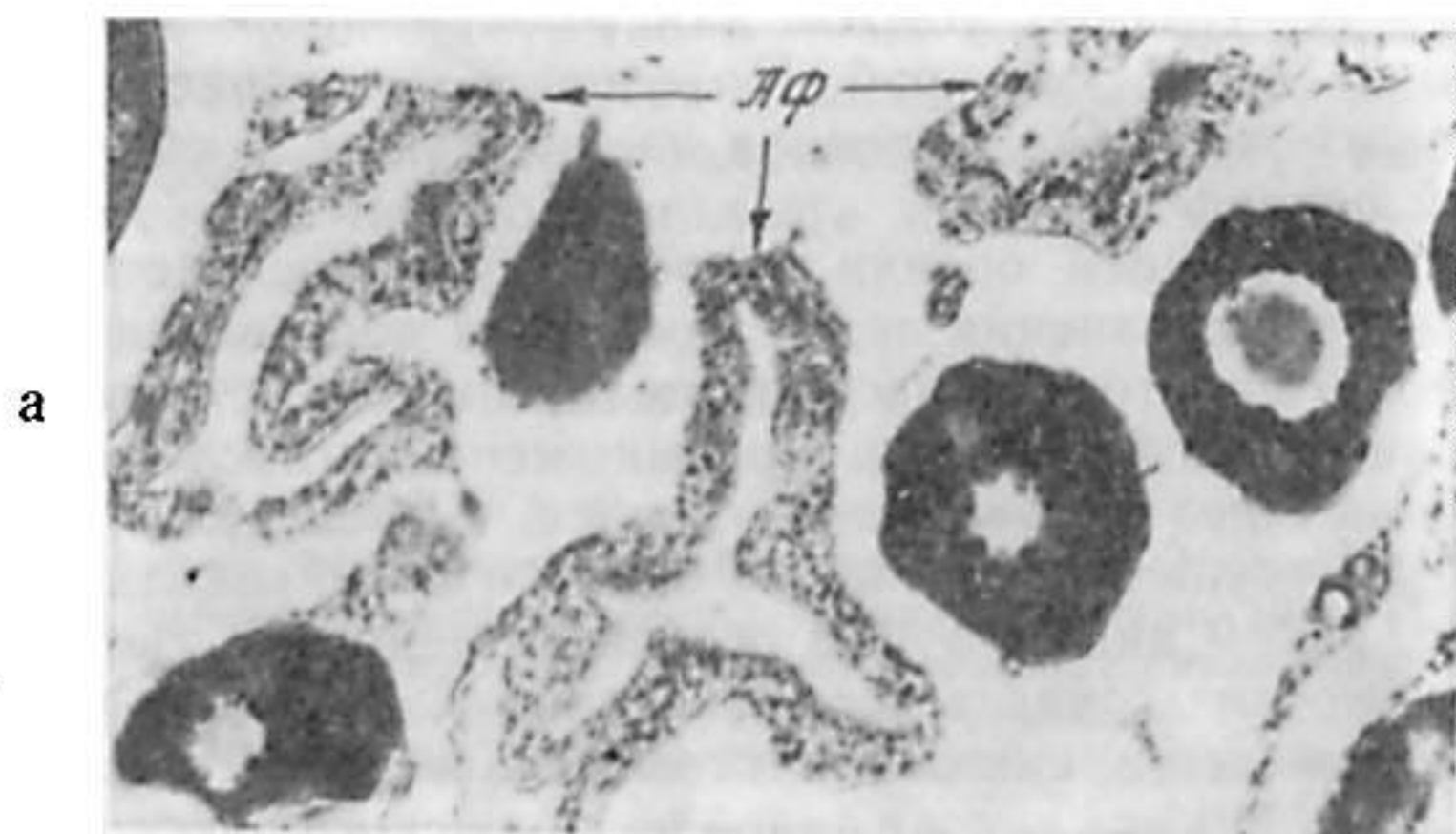
В плане общей оценки экологических последствий допущенного загрязнения перед нами была поставлена задача исследовать состояние воспроизводительной системы рыб в этом плесе, их способность к размножению и последующему восстановлению промыслового запаса. С этой целью в 1987 и 1988 гг. осуществлен полный биологический анализ более 1.5 тыс. рыб 9 видов. У 342 особей исследована гистологическая картина гонад в весенний, летний и осенний сезоны, у 235 самок леща, синца и плотвы из Северо-Шекснинского плеса и у 172 самок тех же видов из Волжского плеса определена плодовитость. Результаты исследований и составили предмет настоящей статьи.

Материал получен из исследовательских траловых и промысловых сетных уловов. Для исследования микроструктуры половых желез кусочки гонад фиксировали смесью Буэндиоксан, обезвоживали и заливали в парафин согласно принятым методикам [5, 6]. Срезы толщиной 7—8 мкм окрашивали гематоксианом Карачи с докраской пикроиндигокармином и просматривали при разных увеличениях микроскопа МБИ-6. Микрофотографии получены с помощью этого же микроскопа. Плодовитость самок определяли общепринятым весовым методом [1].

Состояние воспроизводительной системы

Лещ. Весной 1987 г. в период обследования (18—22 мая) гонады взрослых самцов внешне имели вид, характерный для посленерестового состояния: небольшие размеры, серо-белый цвет. Гонады подавляющего большинства самок (около 93%) были дряблыми, воспаленными, темно-красного цвета. Почти все они содержали довольно много белесоватых икринок. По внешнему виду гонад можно было предположить, что у таких самок происходит резорбция ооцитов старшей генерации. Однако гистологический анализ обнаружил совершенно иную картину.

В яичниках наблюдалась масса пустых и спавшихся фолликулов, которые обычно остаются после вымета зрелой икры в период нереста (рис. 1, а). Помимо данных структур, в гонадах многих самок имелось то или иное количество желтков ооцитов, соответствующих «остаточной икре»,



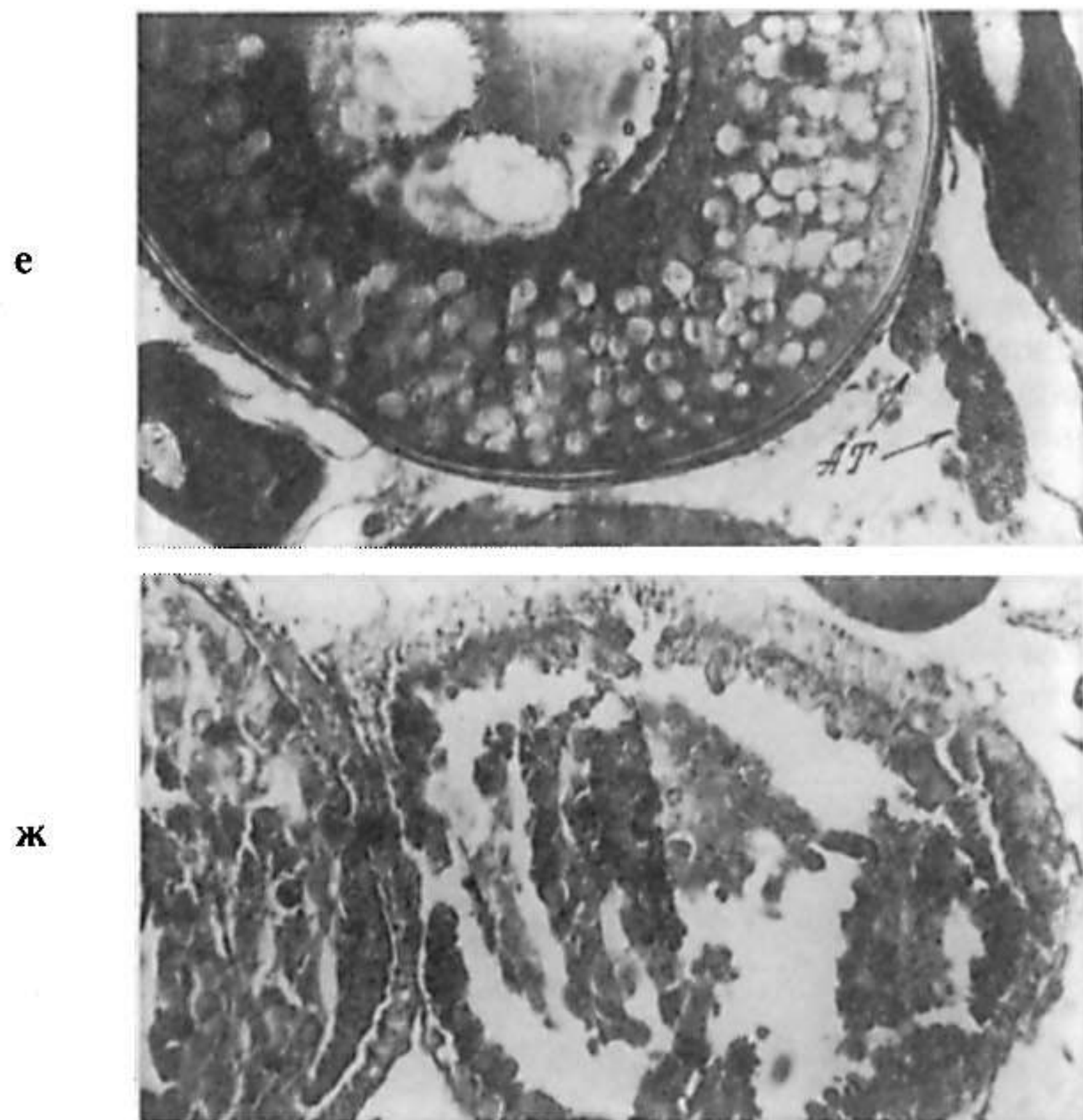


Рис. 1. Микроструктура половых желез самок леща.
Увеличение: объектив $\times 10$; окуляр $\times 5 \times 2.5$

а — атретические фолликулы, оставшиеся после abortивной овуляции икры, май 1987 г., б — атретические фолликулы и «остаточная икринка», в — участок желткового ооцита, конец августа 1987 г., г — атретические тела, резорбирующийся ооцит и ооциты протоплазматического периода роста, конец августа 1987 г., д — атретические фолликулы, оставшиеся после овуляции икры, и ооцит в начале трофоплазматического периода роста (стадия зрелости VI—III), май 1988 г., е — участок яичника самки в III стадии зрелости с атретическими телами, июнь 1988 г., ж — тотальная резорбция желтковых ооцитов, июнь 1988 г., АФ — атретические фолликулы, АТ — атретические тела, РО — резорбирующийся ооцит.

часто встречающейся в гонадах рыб после нереста (рис. 1, б). Другими словами, в весенних пробах 1987 г. гонады 93% исследованных взрослых самок леща в Северо-Шекснинском плесе имели гистологическую картину, типичную для посленерестовой VII—II стадии зрелости.

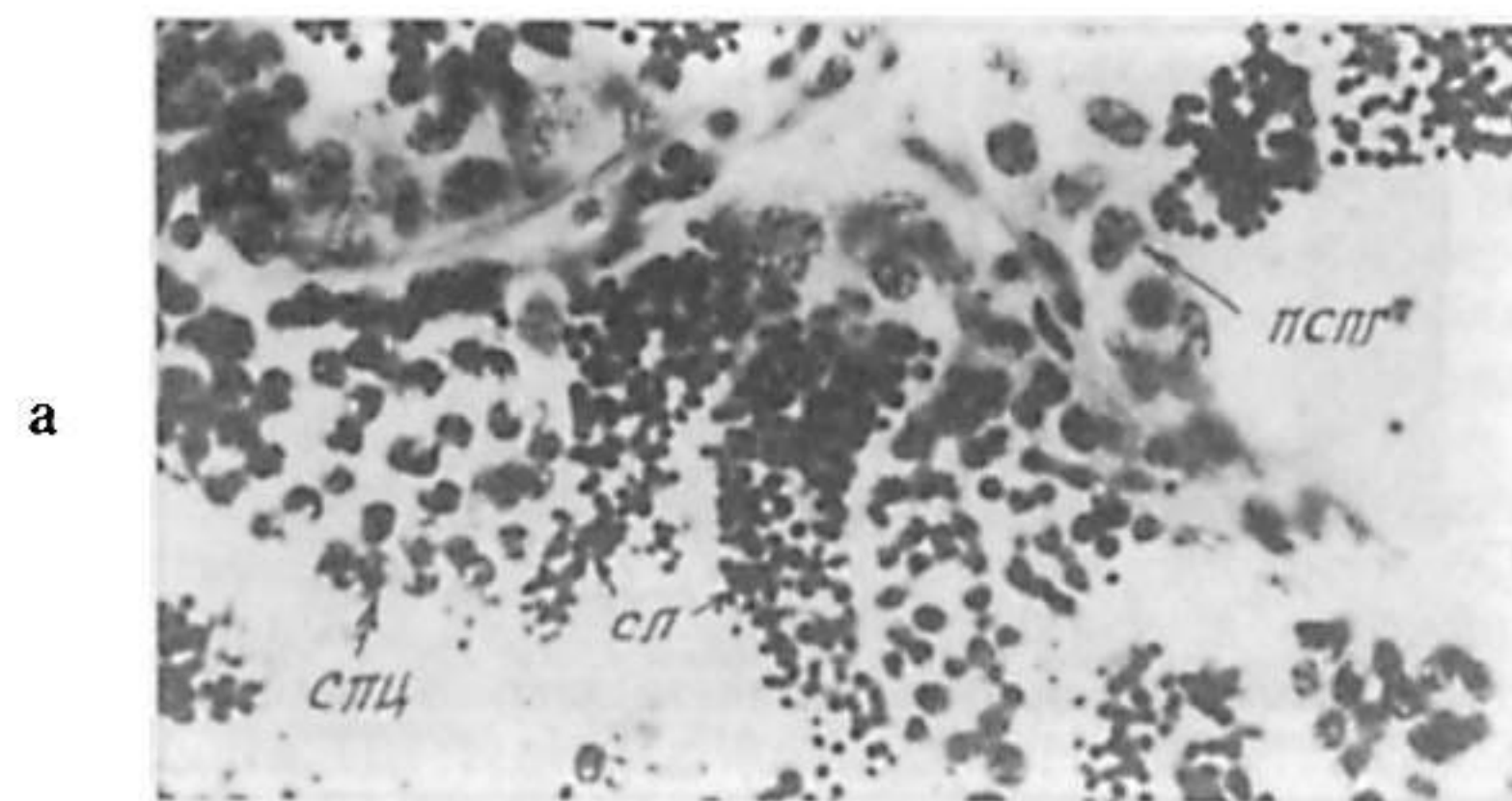
На этом фоне совершенно необычно выглядела гистологическая картина строения семенников у самцов. У 40% из них в семенниках наблюдался полный набор половых кле-

ток, характерный для III стадии зрелости: сперматогонии, сперматоциты, сперматиды и небольшие группы сперматозоидов в цистах (рис. 2, а). У 50% рыб в половой железе количественно преобладали спермии, но довольно много еще было сперматид и сперматоцитов (переходная III—IV стадии зрелости), и только у 10% самцов семенные каналцы и протоки оказались заполнены сперматозоидами (рис. 2, б, в) — IV стадия зрелости.

Таким образом, микроструктура семенников свидетельствовала о том, что до 22 мая лещ в Северо-Шекснинском плесе еще не размножался. Следовательно, массовая овуляция икры у самок произошла еще до нереста. Она была вызвана, по всей вероятности, специфическими нарушениями физиологического состояния рыб в условиях допущенного загрязнения плеса. Любопытно, что у самцов оно вызвало обратную реакцию, выразившуюся, в отличие от самок, в замедлении темпа развития половых клеток.

В середине июня 1987 г. гонады всех взрослых самцов имели строение, характерное для посленерестовой VI—II стадии зрелости. У самок близился к завершению процесс атрезии запустевших фолликулов и шла резорбция остаточной икры. Очередная генерация была представлена ооцитами конца протоплазматического и начала трофоплазматического периодов роста.

В конце августа половые железы взрослых самцов находились во II стадии зрелости, что полностью соответствовало сезону года (рис. 2, г). У 80% обследованных самок в ооцитах очередной генерации наблюдалось начало отложения желтка — переход развития гонад в IV стадию зрелости (рис. 1, в). У 20% рыб в гонадах имелось довольно



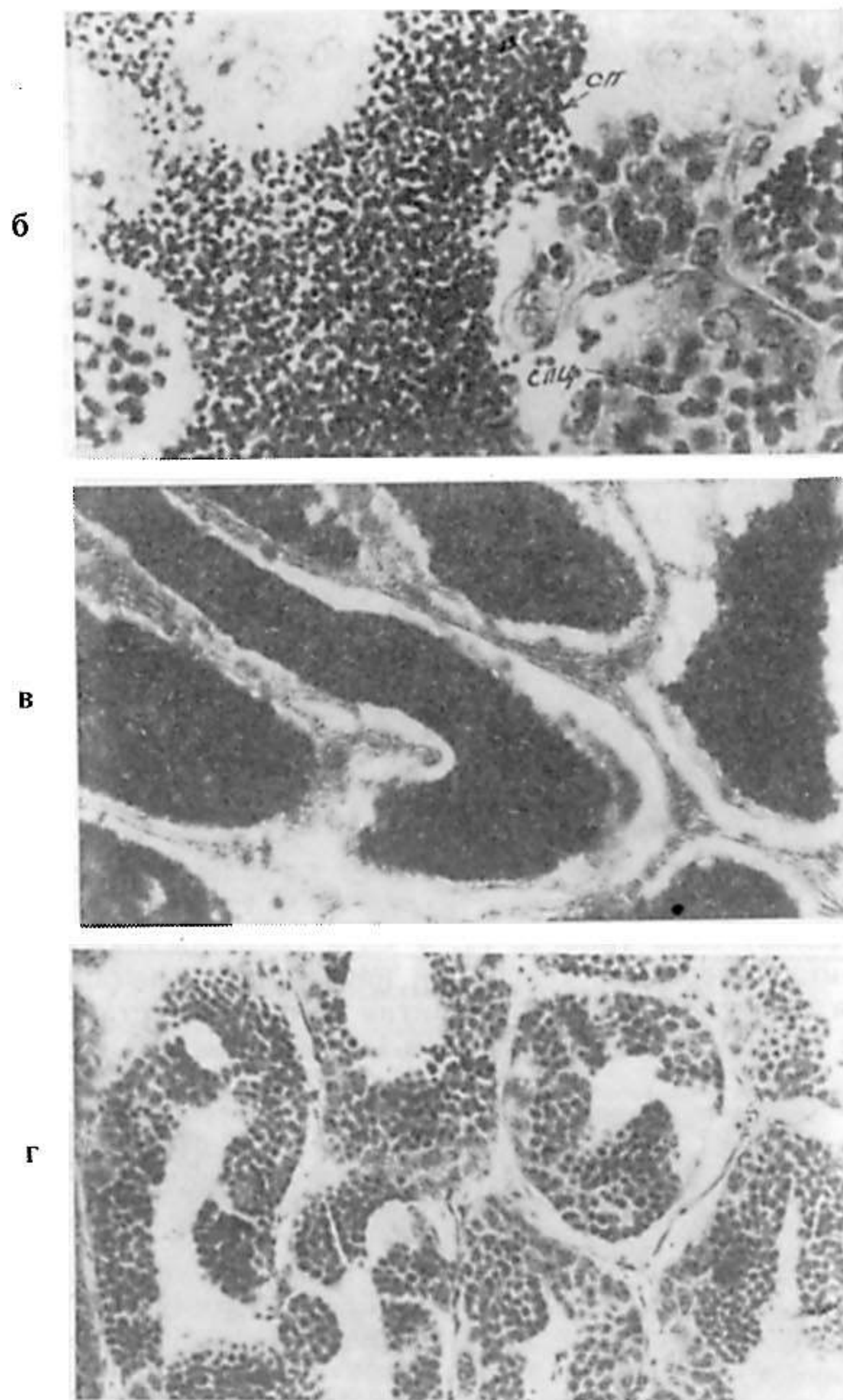


Рис. 2. Микроструктура семенников леща.

а — участок семенника в III стадии зрелости, май 1987 г., увеличение: объектив $\times 40$, окуляр $\times 5 \times 2.5$; б — то же в III—IV, май 1987 г., увеличение то же; в — то же в IV, май 1987 г., увеличение: объектив $\times 20$, окуляр $\times 5 \times 2.5$; г — то же в VI—II, август 1987 г., увеличение то же. ПСПГ — первичный сперматогоний, СПЦ — сперматоциты, СП — спермий.

большое количество плотных групп клеток фолликулярного эпителия с пигментом изнашивания липофусцином (атретических тел) — следы произошедшей резорбции желтковых ооцитов. Очередная генерация была представлена исключительно ооцитами протоплазматического периода роста (рис. 1, г). Развитие гонад этих самок задержалось во II стадии зрелости. Это означало, что вследствие патологических нарушений воспроизводительной системы весной 1987 г. не менее 20% самок леща в Северо-Шекснинском плесе не смогут принять участие в размножении и весной 1988 г.

В 1988 г. первое исследование состояния воспроизводительной системы леща в Северо-Шекснинском плесе было проведено в период с 10 по 12 мая, в начале нереста этого вида в данном плесе. К этому времени около 23% самок уже отнерестились. Их гонады содержали массу пустых и спавшихся фолликулов и даже атретические тела. Очередная генерация половых клеток у 2/3 таких самок была представлена только ооцитами протоплазматического периода роста (стадия зрелости VI—II), а у 1/3 рыб в ооцитах уже начался процесс вакуолизации цитоплазмы (стадия зрелости VI—III) (рис. 1, д). Половые железы около 71% самок находились в IV стадии зрелости и содержали близкие к зрелости желтковые ооциты, предназначенные к вымету в сезон размножения данного года. Наконец, у 6% самок следы нереста или резорбции икры отсутствовали. Однако старшая генерация половых клеток у них была представлена не желтковыми ооцитами, а ооцитами в разных фазах вакуолизации цитоплазмы, что соответствует III стадии зрелости гонад у самок. Мы полагаем, что это либо молодые самки, впервые вступающие на путь полового созревания, либо особи, у которых летом 1987 г. развитие яичников задержалось во II стадии зрелости.

Половые железы взрослых самцов в майской пробе 1988 г. содержали набор клеток, характерный для переходной III—IV стадии зрелости. У одних из них преобладали сперматоциты и сперматиды, у других — сперматиды и спермий.

В июне 1988 г. гонады взрослых самцов находились в соответствующей сезону VI—II стадии зрелости. Семенные каналцы и протоки еще не спались, в некоторых из них можно было наблюдать то или иное количество остаточных спермиев. По стенкам каналцев располагались довольно многочисленные сперматогонии первых порядков деления.

В гонадах большинства самок в июне можно было отметить следы прошедшего нереста в виде многочисленных атретических тел и спавшихся фолликулов. У очередной генерации ооцитов происходила вакуолизация цитоплазмы (рис. 1, е). У части самок происходила резорбция невыметанной в период нереста икры (рис. 1, ж).

В июле состояние гонад самок было более разнообразным. У части из них процесс вакуолизации цитоплазмы только начался, причем лишь в наиболее крупных ооцитах. Это, видимо, молодые, впервые созревающие особи. Примерно у половины исследованных самок следы нереста в яичниках уже отсутствовали, а половые клетки старшей генерации были представлены ооцитами в разных фазах вакуолизации цитоплазмы — III стадия зрелости. У остальных рыб в половых железах наблюдалось большое количество атретических тел и даже отдельные желтковые ооциты в резорбирующемся состоянии, свидетельствующие о прошедшей массовой резорбции икры. У основной массы таких самок очередная генерация ооцитов соответствовала III стадии зрелости, а у меньшей части их развитие задержалось в периоде протоплазматического роста.

В гонадах самцов продолжалось размножение сперматогоний, и гонады находились во II стадии зрелости.

В сентябре в гонадах взрослых самцов заканчивался период размножения сперматогоний, и практически у всех наблюдалось завершение II стадии зрелости.

В ооцитах почти 72% самок начался процесс отложения желтка, и их половые железы перешли в IV стадию зрелости. У 9% рыб гонады еще оставались в III стадии зрелости, и у 19% самок в яичниках все еще можно было наблюдать следы прошедшей резорбции икры.

Анализ состояния воспроизводительной системы леща Рыбинского водохранилища в 1988 г. показал, что его годичный половой цикл в Северо-Шекснинском плесе полностью восстановился. Он протекал синхронно с циклом рыб из остальных плесов, одинаковым оказалось и относительное количество самок с резорбирующейся икрой. В Северо-Шекснинском плесе резорбция была отмечена у 22% особей, в остальных — в среднем у 20% рыб.

Синец. На воспроизводстве этого вида загрязнение плеса отразилось в меньшей степени. Абортивная овуляция икры в подледный период была отмечена только у 21% самок. Уже в 1987 г. наблюдалось восстановление половой функции, и развитие гонад протекало синхронно с их развитием

у леща. В конце августа 1987 г. гонады всех самок синца перешли в IV стадию зрелости.

В 1988 г. состояние воспроизводительной системы синца впервые было исследовано в разгар его нереста. К 12 мая 30.5% самок в Северо-Шекснинском плесе уже отнерестилось. Их гонады содержали массу пустых фолликулов и ооциты протоплазматического периода роста. Развитие гонад остальных самок еще находилось в IV стадии зрелости. Среди самцов относительное количество частично или полностью отнерестившихся особей составило 62.5%, остальные продолжали оставаться в IV стадии зрелости.

В июне гонады всех взрослых самцов соответствовали стадии зрелости VI—II. В семенных канальцах многих из них наблюдалось то или иное количество остаточных спермиев. Очередная генерация половых клеток была представлена первичными сперматогониями в начале их размножения. В гонадах половозрелых самок сохранились следы прошедшего нереста в виде спавшихся фолликулов и атретических тел. Развитие очередной генерации ооцитов находилось в различных фазах вакуолизации цитоплазмы. Такое состояние зрелости гонад мы обозначаем как VI—III. Наряду с такими самками примерно у 9% рыб происходила массовая резорбция невыметанных желтковых ооцитов.

В июле состояние гонад самок синца отличалось таким же разнообразием, как и у леща. В половых железах примерно 16% рыб еще сохранились следы прошедшего нереста, а у очередной генерации ооцитов в краевой зоне цитоплазмы имелось несколько рядов вакуолей — стадии зрелости VI—III. У 30% особей следы нереста уже отсутствовали, в ооцитах старшей генерации близился к завершению процесс вакуолизации цитоплазмы — III стадия зрелости, а у 35% самок в наиболее крупных ооцитах даже началось отложение желтка — переход в IV стадию зрелости. Наконец, гонады примерно 19% самок содержали массу атретических тел, свидетельствующих о прошедшей массовой резорбции икры, а развитие новой генерации соответствовало III стадии зрелости. У самцов в это время близилась к завершению посленерестовая VI—II стадия зрелости. Семенные канальцы стали спадаться, и начался процесс размножения сперматогоний. У некоторых рыб еще сохранилось небольшое количество остаточной спермы.

В сентябре все половозрелые самцы находились во II стадии зрелости. Их гонады были заполнены сперматогониями исключительно последних порядков деления. У самок следы

нереста или резорбции икры полностью исчезли, в ооцитах шел интенсивный процесс накопления желтка.

Размножение синца, по сравнению с лещом, в Северо-Шекснинском плесе весной 1988 г. было более успешным. Общее количество самок с отмеченной резорбцией икры составило только 12.6%, тогда как у леща — 22%.

Судак. Явление, напоминающее abortивную овуляцию икры, было отмечено и у этого вида — у 4 из 6 самок, пойманных весной 1987 г. (рис. 3, а). Небольшой по объему материал не позволяет характеризовать истинное состояние воспроизводства судака в плесе весной 1987 г. Осенью у всех исследованных взрослых самок следы прошедшей резорбции или овуляции не обнаруживались даже на гистологических

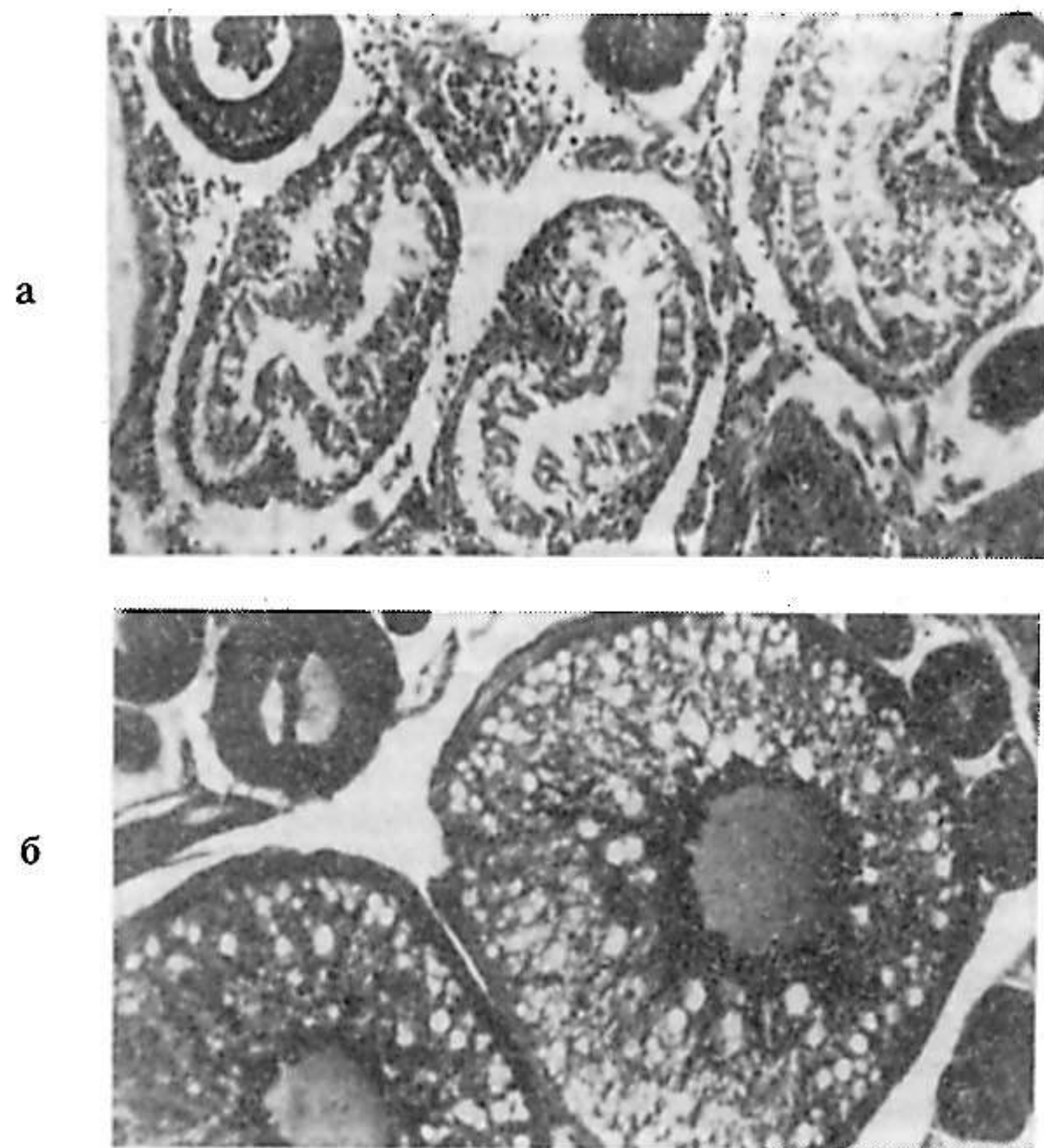


Рис. 3. Микроструктура половых желез самок судака. Увеличение: объектив $\times 10$; окуляр $\times 5 \times 2.5$.

а — атретические фолликулы, май 1987 г., б — участок яичника самки в III стадии зрелости, конец августа 1987 г.

препаратах. Старшая генерация была представлена ооцитами с диаметром 350—400 мкм в начальном этапе трофоплазматического роста — III стадия зрелости (рис. 3, б). Семенники самцов содержали полный набор половых клеток, характерный для III стадии зрелости: сперматогонии, сперматоциты, сперматиды и спермии.

В 1988 г. каких-либо нарушений в прохождении годового полового цикла у судака не обнаружено.

Щука, плотва, чехонь, густера, налим и сом. Отклонений в развитии воспроизводительной системы у этих видов не встречено. При осмотре искусственных нерестилищ, выставленных весной 1987 г. в Северо-Шекснинском плесе, было обнаружено, что они сплошь усеяны икрой плотвы. Практически вся икра была живой, эмбрионы в оболочках были подвижны и имели железы вылупления. Через 1—2 сут. должно было состояться вылупление эмбрионов из оболочек.

Плодовитость леща, синца и плотвы

Лещ. Сопоставление индивидуальной абсолютной плодовитости (ИАП) самок леща Северо-Шекснинского и Волжского плесов показало, что в первом из них плодовитость одноразмерных особей весной 1988 г. была значительно ниже, чем во втором, причем не только в данном году, но и по сравнению со средней многолетней (табл. 1, 2) (рис. 4, 5). В Северо-Шекснинском плесе она оказалась практически такой же, как в Волжском в 1978 и 1979 г., т. е. в годы, характеризовавшиеся очень низкими уровнями плодовитости самок этого вида. Из общего количества исследованных на плодовитость самок 31.6% особей в Северо-Шекснинском плесе имели низкую и очень низкую плодовитость, ниже границ средней плодовитости леща Рыбинского водохранилища.

Помимо низкого уровня плодовитости, самки леща Северо-Шекснинского плеса в 1988 г. имели и более мелкую икру по сравнению с лещом Волжского плеса.

Синец. В отличие от леща ИАП одноразмерных самок синца весной 1988 г. в Северо-Шекснинском плесе по величине оказалась близка к средней многолетней плодовитости и плодовитости данного года синца Волжского плеса (табл. 3, 4) (рис. 6, 7).

Плотва. Данные по плодовитости и размеру продуцируемой икры самок плотвы приведены в табл. 5, 6. Как и у синца, плодовитость одноразмерных рыб в Северо-Шекснинском

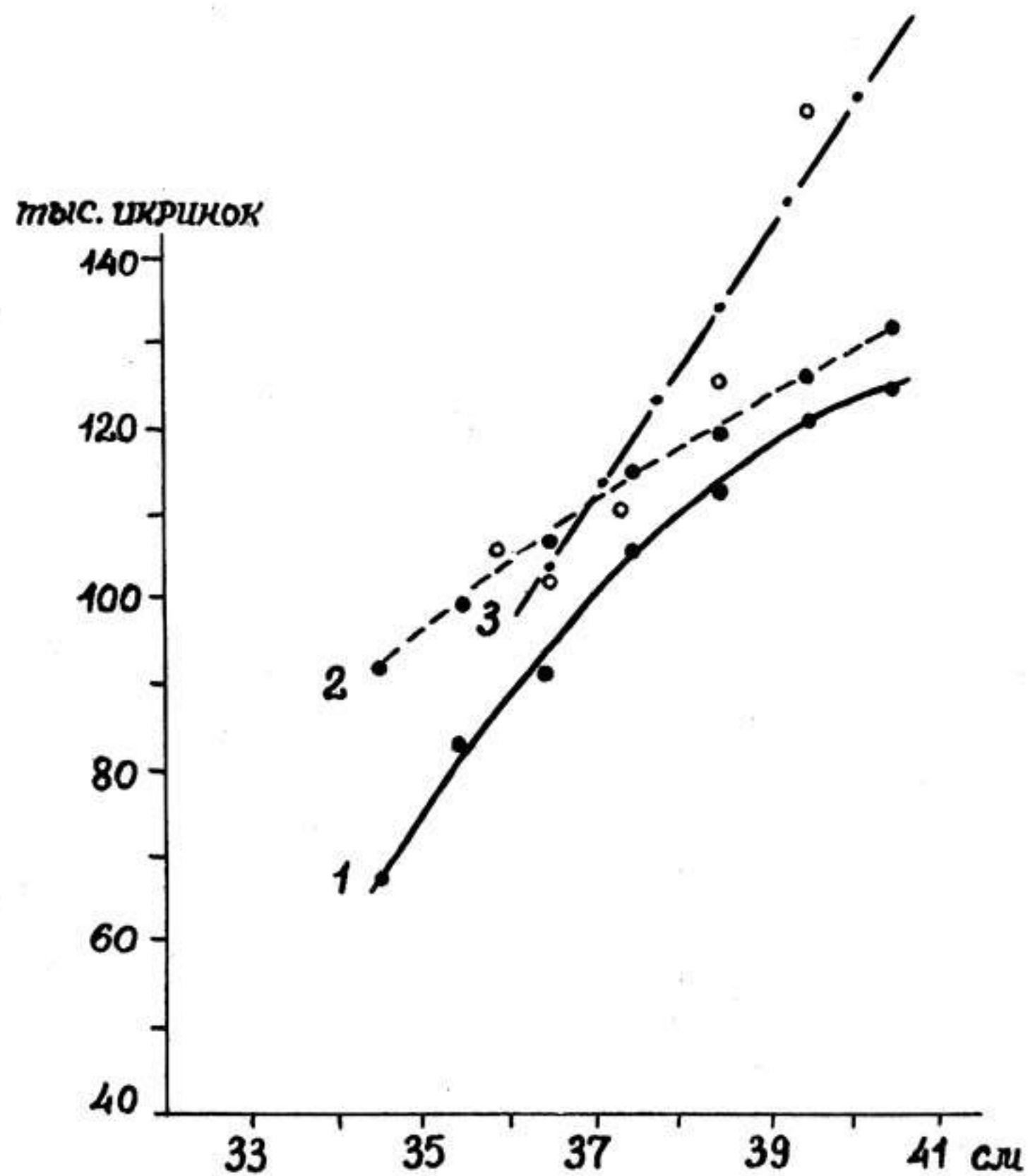


Рис. 4. Плодовитость и длина тела самок леща.
1 — Северо-Шекснинский плес, 1988 г., 2 — Волжский плес, средняя многолетняя, 3 — Волжский плес, 1988 г.

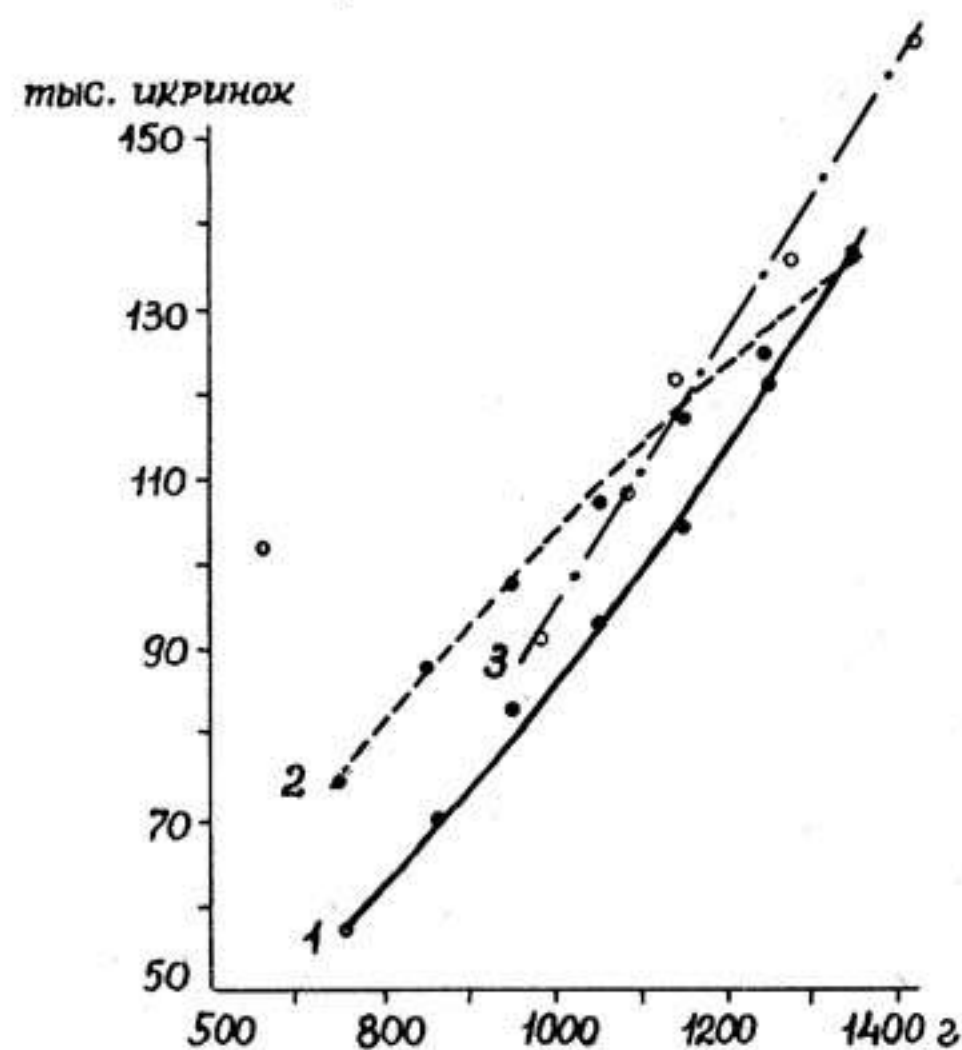


Рис. 5. Плодовитость и масса тела самок леща.

Обозначения те же, что и на рис. 4.

Таблица 1

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности леща с увеличением длины тела

Показатели	Длина тела, мм					
	341— 350	351— 360	361— 370	371— 380	381— 390	391— 400
Гонадо соматический индекс	10.7 ± 2.9	10.9 ± 0.5	9.7 ± 0.8	11.8 ± 1.2	11.0 ± 0.5	10.5 ± 0
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	63.0 ± 13.8	93.5 ± 7.3	81.1 ± 7.4	113.5 ± 13.4	114.0 ± 10.5	120.6 ± 3.6
Относительная плодовитость, шт/г	80 ± 16	96 ± 6	79 ± 7	100 ± 10	93 ± 6	93 ± 0
Диаметр икринки, мм	1.32 ± 0.07	1.26 ± 0.03	1.27 ± 0.02	1.24 ± 0.03	1.24 ± 0.02	1.35 ± 0
Масса 1 икринки, мг	1.32 ± 0.10	1.14 ± 0.02	1.14 ± 0.06	1.18 ± 0.04	1.19 ± 0.06	1.13 ± 0
Количество рыб, шт.	2	7	8	7	6	2
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей взвешенной средней, тыс. икринок	67.0	82.9	91.5	105.8	113.1	120.3
Средняя многолетняя плодовитость леща Волжского плеса, тыс. икринок	91.3	99.1	106.5	114.3	119.1	125.5
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	—24.3	—16.2	—15.0	—8.5	—6.0	—5.2
						124.8
						131.9
						—7.1

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности самок леща с увеличением массы тела

Показатели	Масса тела, г					
	701—800	801—900	901—1000	1001—1100	1101—1200	1201—1300
Масса гонад, г	77.88±15.68	72.15±10.48	103.45±6.05	116.8±3.54	114.92±15.38	141.95±8.17
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	59.8±8.4	61.0±0.5	91.0±5.7	93.1±7.0	97.5±13.5	125.9±10.7
Диаметр икринок, мм	1.29±0.05	1.30±0.07	1.22±0.02	1.30±0.02	1.22±0.01	1.26±0.03
Масса 1 икринок, мг	1.28±0.07	1.18±0.05	1.14±0.02	1.26±0.05	1.18±0.02	1.15±0.06
Количество рыб, шт.	3	2	6	9	5	6
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей взвешенной средней, тыс. икринок	56.8	68.2	83.0	93.6	104.9	121.6
Средняя многолетняя плодовитость леща Волжского плеса, тыс. икринок	75.0	87.8	97.7	107.0	116.3	124.4
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	-18.2	-19.6	-14.7	-13.4	-11.4	-2.8
						137.8
						135.7
						+2.7

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности самок синца с увеличением длины тела

Показатели	Длина тела, мм									
	231—240	241—250	251—260	261—270	271—280	281—290	291—300	301—310		
Гонадо-соматический индекс	13.8±1.6	13.4±1.0	12.1±1.2	14.7±0.5	15.2±0.4	16.3±2.0	18.2±0.7	16.4±3.5		
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	17.5±1.4	22.1±1.9	21.2±2.7	29.2±1.9	33.5±1.8	37.2±2.1	42.4±2.7	58.7±18.6		
Относительная плодовитость, шт./г	99±4	94±7	88±11	106±6	102±3	111±13	109±9	131±33		
Диаметр икринок, мм	1.42±0.03	1.42±0.01	1.40±0.02	1.41±0.01	1.40±0.01	1.41±0.04	1.45±0.03	1.42±0		
Масса 1 икринок, мг	1.39±0.14	1.44±0.08	1.40±0.09	1.41±0.07	1.50±0.10	1.54±0.17	1.68±0.08	1.27±0.06		
Количество рыб, шт.	3	7	4	8	5	3	2	2		
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей взвешенной средней, тыс. икринок	17.6	20.9	23.8	28.8	33.0	38.9	45.8	55.7		
Средняя многолетняя плодовитость синца Волжского плеса, тыс. икринок	15.9	20.0	24.2	29.2	34.0	39.2	44.6	49.5		
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	+1.7	+0.9	-0.4	-0.4	-1.0	-0.3	+1.2	+6.2		

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности самок синца с увеличением массы тела

Показатели	Масса тела, г					
	150	151—200	201—250	251—300	301—350	351—400
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	15.0	18.7±1.2	22.3±1.5	30.2±2.6	33.0±1.2	39.9±2.0
Диаметр икринки, мм	1.45	1.40±0.04	1.41±0.01	1.41±0.01	1.39±0.01	1.43±0.02
Масса 1 икринки, г	1.66	1.26±0.04	1.42±0.05	1.43±0.07	1.37±0.03	1.54±0.10
Количество рыб, шт.	1	2	12	7	5	6
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей средней, тыс. икринок	14.4	18.9	23.5	29.0	34.0	39.7
Средняя многолетняя плодовитость синца Волжского плеса, тыс. икринок	12.4	14.9	20.9	27.1	33.5	39.6
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	+2.0	+4.0	+2.6	+1.9	+0.5	+0.1

тыс. икринок

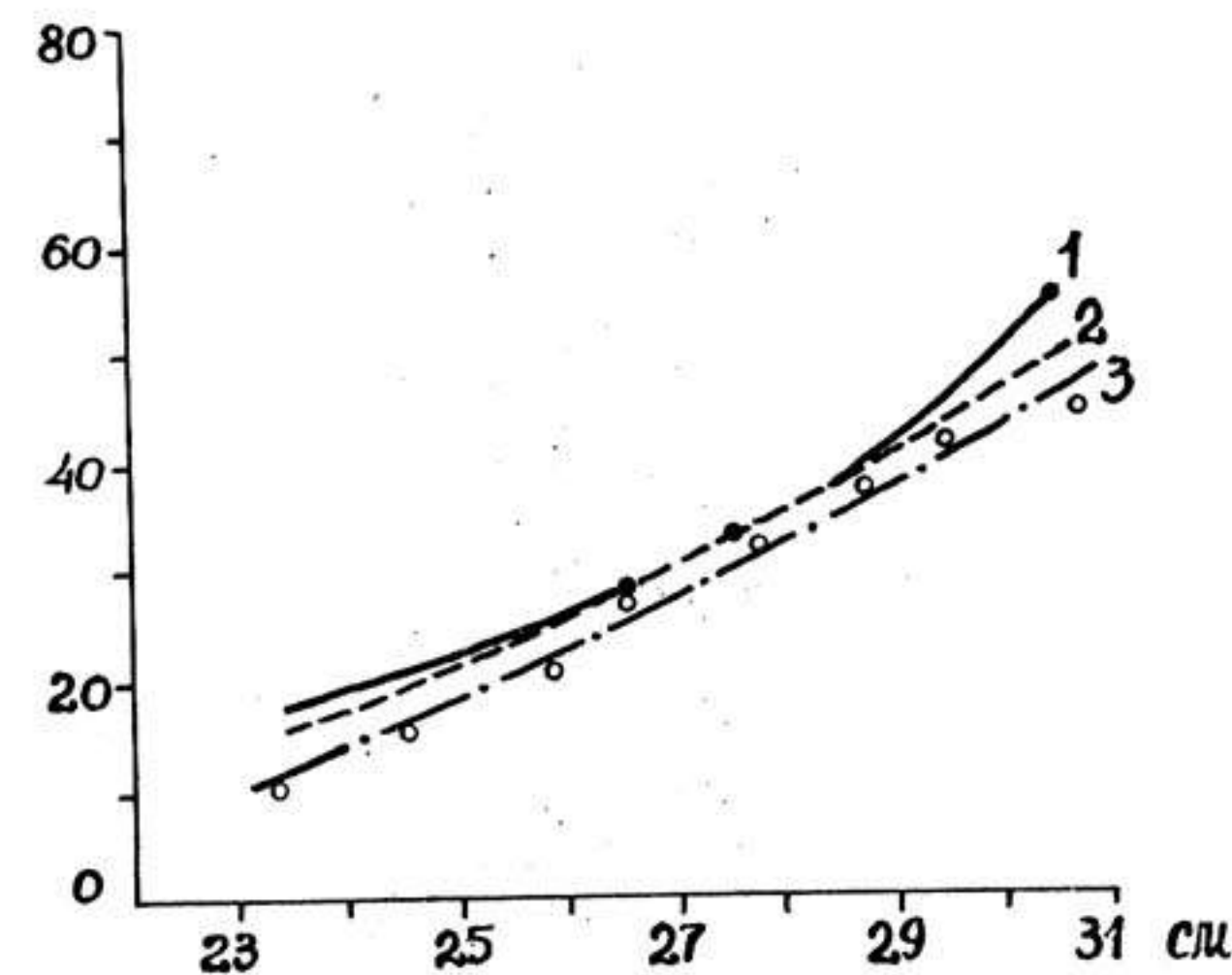


Рис. 6. Плодовитость и длина тела самок синца. Обозначения те же, что и на рис. 4.

тыс. икринок

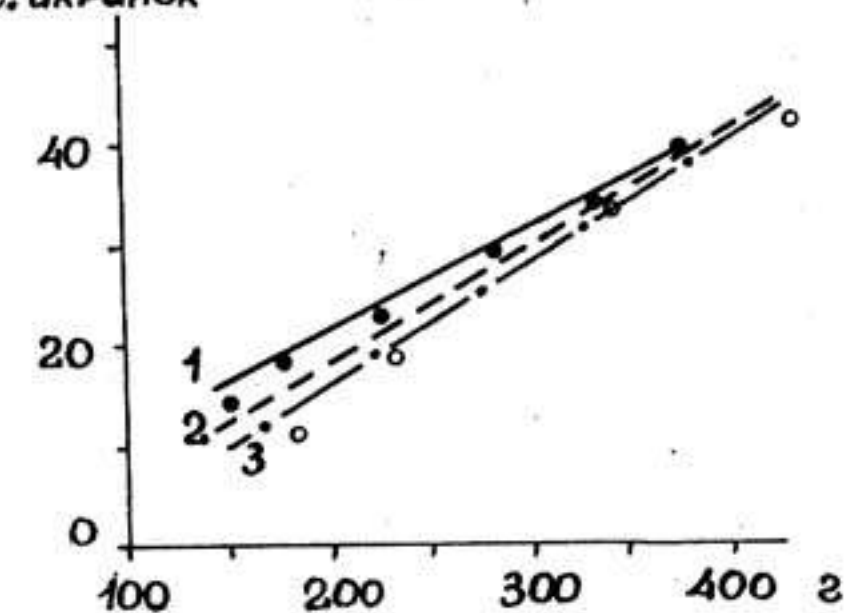


Рис. 7. Плодовитость и масса тела самок синца.

Обозначения те же, что и на рис. 4.

плесе весной 1988 г. была близка к величине плодовитости плотвы Волжского плеса (рис. 8, 9).

Аварийный сброс сточных вод в районе г. Череповца зимой 1986—1987 гг., помимо непосредственной массовой гибели рыб, оказал большое отрицательное влияние и на воспроизводство выживших рыб в Северо-Шекснинском плесе, особенно таких массовых и важных в промысловом отношении видов, как лещ, судак и синец. В наибольшей степени пострадал бентофаг лещ. Примерно у 93% взрослых

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности самок плотвы с увеличением длины тела

Показатели	Длина				
	131—140	141—150	151—160	161—170	171—180
Гонадо-соматический индекс	13.3±0.3	13.2±0.8	11.8±0.6	12.6±0.6	13.8±1.4
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	7.0±0.5	6.9±0.6	7.2±0.5	7.4±0.6	11.9±2.0
Относительная плодовитость, шт/г	114±3	108±7	97±6	99±5	107±12
Диаметр икринки, мм	1.34±0.06	1.28±0.02	1.32±0.02	1.33±0.02	1.34±0.04
Масса 1 икринки, мг	1.17±0.02	1.21±0.02	1.23±0.04	1.28±0.04	1.30±0.04
Количество рыб, шт	4	7	10	15	7
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей взвешенной средней, тыс. икринок	6.9	7.0	7.6	8.6	11.2
Средняя многолетняя плодовитость плотвы Волжского плеса, тыс. икринок	6.7	8.3	10.0	11.8	14.8
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	+0.2	—1.3	—2.4	—3.2	—3.6

самок этого вида еще задолго до нереста произошла абортивная овуляция икры, а у самцов загрязнение плеса вызвало задержку развития половых клеток. Данное обстоятельство, естественно, не может не отразиться на численности поколения леща 1987 г. рождения в водохранилище. При обследовании обширнейших нерестилищ в районе р. Кондоши, проведенном в июне 1987 г., молодь леща обнаружить не удалось. В меньшей степени, видимо, пострадали судак и синец. Абортивная овуляция икры была отмечена у сравнительно небольшого количества самок этих видов рыб. У остальных видов рыб каких-либо нарушений воспроизводительной системы не выявлено.

Последующее гистологическое исследование половых же-

тела, мм							
181—190	191—200	201—210	211—220	221—230	231—240	241—250	251—260
13.7±0.7	16.1±0.6	16.4±0.7	17.3±0.8	17.9±0.6	19.8±0.8	19.0±1.5	18.9±0.6
11.7±1.2	19.5±1.1	22.8±1.3	26.9±1.6	31.9±1.7	42.3±2.6	45.5±3.9	56.5±2.4
104±6	116±5	117±6	117±6	126±6	139±6	131±10	140±4
1.36±0.03	1.40±0.02	1.43±0.01	1.42±0.01	1.43±0.01	1.40±0.02	1.42±0.01	1.44±0
1.32±0.04	1.40±0.03	1.42±0.03	1.48±0.02	1.44±0.02	1.43±0.03	1.45±0.06	1.35±0.04
12	9	21	17	16	11	7	7
14.0	18.6	22.7	27.8	33.4	40.7	47.5	55.6
18.3	23.3	26.8	30.5	36.6	42.5	49.2	56.8
—4.3	—4.7	—4.1	—2.7	—3.2	—1.8	—1.7	—1.2

лез леща и синца показало, что их годичный половой цикл после отмеченных нарушений нормализовался. В 1988 г. развитие половых клеток в гонадах самцов и самок этих видов в Северо-Шекснинском плесе протекало так же, как в остальных плесах водохранилища. Вместе с тем, сравнительный анализ плодовитости самок леща, синца и плотвы показал, что если индивидуальная абсолютная плодовитость одноразмерных самок синца и плотвы весной 1988 г. в Северо-Шекснинском плесе была довольно близка к средней многолетней плодовитости и плодовитости 1988 г. этих видов в Волжском плесе, то у леща — значительно ниже, особенно у молодых рыб. Разница составила в среднем 11.5%. Кроме того, самки леща Северо-Шекснинского плеса

Изменение некоторых показателей воспроизводительной способности самок плотвы с увеличением массы тела

Показатели	Масса тела, г							
	51—100	101—150	151—200	201—250	251—300	301—350	351—400	401—450
Абсолютная плодовитость, тыс. икринок	7.2±0.3	13.1±1.0	21.9±1.1	28.1±1.2	35.7±1.5	47.6±2.8	50.5±2.8	59.9±0.8
Диаметр икринок, мм	1.30±0.01	1.40±0.02	1.42±0.01	1.42±0.01	1.43±0.01	1.40±0.02	1.43±0.01	1.45±0
Масса 1 икринки, мг	1.24±0.01	1.34±0.02	1.40±0.02	1.47±0.02	1.46±0.03	1.41±0.04	1.38±0.04	1.36±0.06
Количество рыб, шт.	40	16	28	28	12	10	5	4
Абсолютная плодовитость, выравненная методом скользящей взвешенной средней, тыс. икринок	6.9	13.8	21.3	28.8	36.7	45.1	52.0	59.6
Средняя многолетняя плодовитость плотвы Волжского плеса, тыс. икринок	10.2	16.2	23.1	30.8	37.6	44.7	52.9	60.3
Отклонение от средней многолетней, тыс. икринок	—3.3	—2.4	—1.8	—2.0	—0.9	+0.4	—0.9	—0.7

тыс. икринок

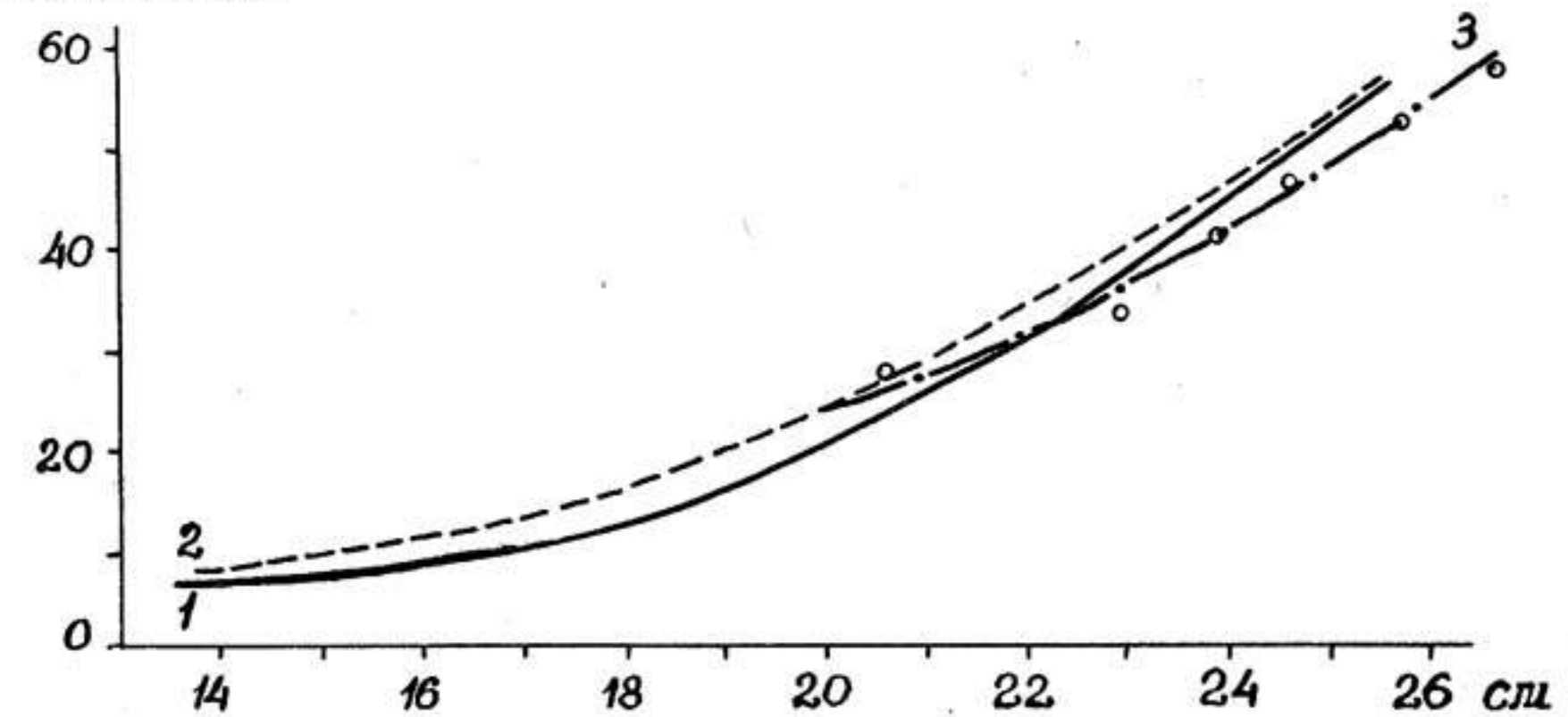


Рис. 8. Плодовитость и длина тела самок плотвы. Обозначения те же, что и на рис. 4.

тыс. икринок

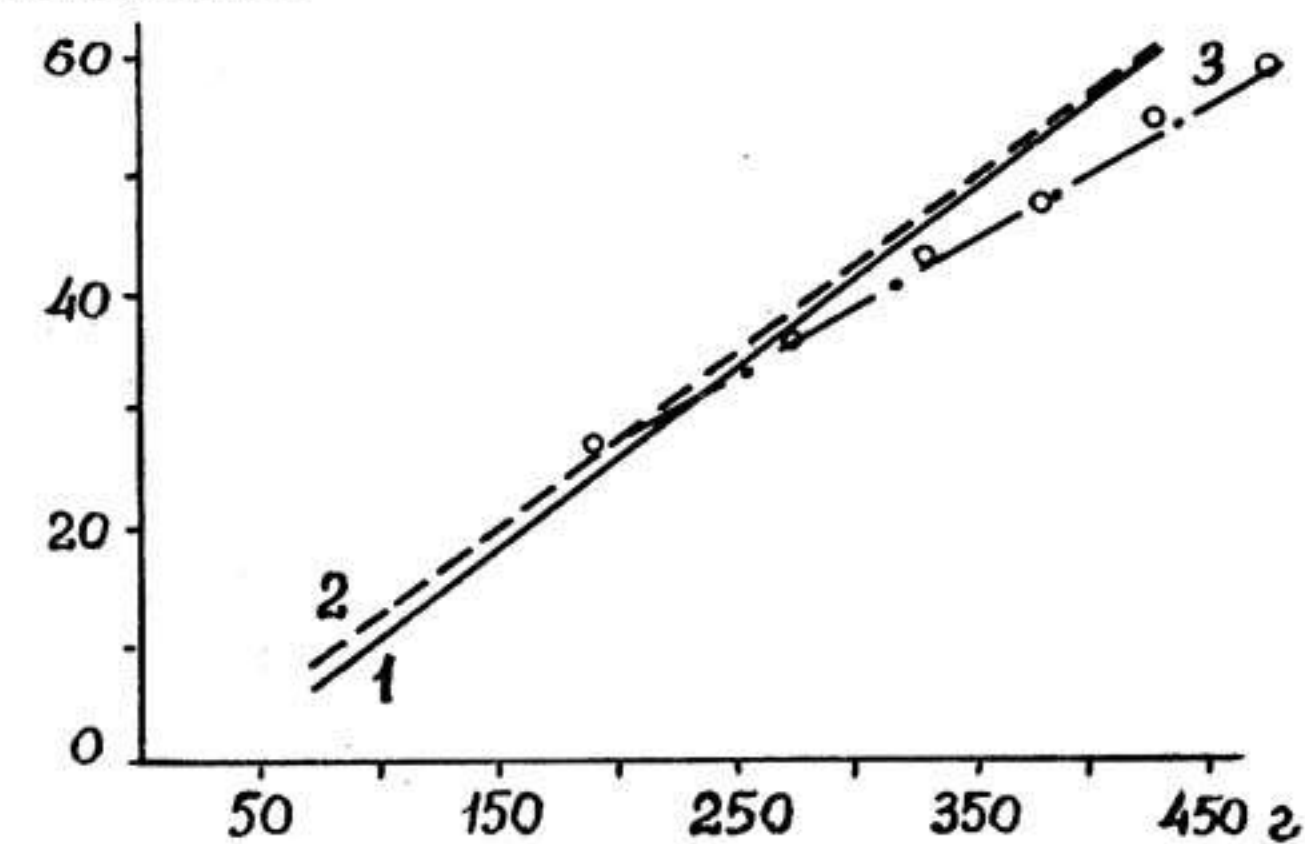


Рис. 9. Плодовитость и масса тела самок плотвы. Обозначения те же, что и на рис. 4.

весной 1988 г. продуцировали более мелкую икру, чем самки Волжского плеса. Эти данные свидетельствуют о том, что если годичный цикл у самок леща в течение 1987 г. и нормализовался, то воспроизводительная функция в целом к весне 1988 г. у них полностью еще не восстановилась.

Таким образом, в результате аварийного сброса сточных вод в районе г. Череповца нанесен серьезный ущерб воспроизводству запасов рыб в Северо-Шекснинском плесе не только в 1987 г., но который будет ощутим для рыбной про-

мышленности и в ближайшем будущем. Вместе с тем, на фоне перечисленных негативных последствий отразно отметить, что выжившие рыбы не утратили способности к размножению и при наличии благоприятных условий по истечении нескольких лет, по-видимому, смогут восстановить промысловый запас в этом регионе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Анохина Л. Е. Закономерности изменения плодовитости рыб. М., 1969.
2. Вода без рыбы//Неделя. 1987. 18—24 мая.
3. Не очистить воду строгачем//Комсомольская правда. 1987. 9 авг.
4. Панкратов А., Панцырев В. День когда всплыла рыба//Комсомольская правда. 1987. 26 марта.
5. Ромейс Б. Микроскопическая техника. М., 1983.
6. Роскин Г. И., Левинсон Л. Б. Микроскопическая техника. М., 1957.

УДК 597—1.05+574.64:597

В. И. КОЗЛОВСКАЯ, Д. Ф. ПАВЛОВ, Г. М. ЧУЙКО,
В. В. ХАЛЬКО

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

Ю. Я. ВИННИКОВ, С. В. АНОХИН
(Гидрохимический институт Госкомгидромета СССР)

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ НА СОСТОЯНИЕ РЫБЫ В ШЕКСНИНСКОМ ПЛЕСЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Обнаружено значительное загрязнение воды, донных отложений и рыбы полициклическими углеводородами, которое привело к изменению биохимического статуса рыб и сказалось на их выживании.

Зимой 1987 г. в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища наблюдали массовую гибель рыбы. В связи с этим проведена оценка состояния основных промысловых видов и анализ содержания загрязняющих веществ в рыбе, воде и донных отложениях. Состояние рыб оценивали по активности ацетилхолинэстеразы (АХЭ) мозга и концентрации коллагена в позвоночнике. АХЭ — фермент, участвующий в процессе передачи нервного возбуждения холинэргическими нервными волокнами. Уровень активности фермента отражает функциональное состояние центральной нервной системы [14]. Концентрация коллагена в позвоночнике — показатель хронического влияния токсикантов на рост и развитие рыб [10]. Изучали также общий биохимический и липидный состав печени — органа, которому принадлежит важная роль в поддержании гомеостаза организма [11].

Исследования проводили в течение 1987—1988 гг. Рыбу отлавливали в нескольких точках Шекснинского плеса — в зоне загрязнения и в Моложском и Волжском плесах — более чистых районах Рыбинского водохранилища (см. рисунок). В зимне-весенний период использовали орудия лова — курлянки (вентери), летом и осенью — трал (время траления 10 мин). Всего в 1987 г. обследовано 283 экз. плотвы, 137 экз. леща, 35 экз. синца, 15 экз. судака, 20 экз. налима и 17 экз. окуня; в 1988 г. — 138 экз. плотвы, 155 экз. леща, 12 экз. налима. Концентрацию коллагена в позвоночнике рыб определяли по методу Фланагена и Николса; ак-



Места отбора проб рыбы в Рыбинском водохранилище 1 — в 1987 г., 2 — в 1988 г.

тивность АХЭ мозга — по методу Элмана, используя в качестве субстрата ацетилтихолинбромид [4, 5]; содержание общих липидов — по методу Фолча [24] в модификации В. И. Лапина и Е. Г. Черновой [7]. Так как в теле рыб сухой обезжиренный остаток более чем на 90% состоит из белка [15, 16] и между его массой и массой белка существует высокая положительная корреляция (до 90—95%), величину сухого обезжиренного остатка принимали равной содержанию белка. Количество воды оценивали по разнице между сырой начальной массой и сухой конечной, полученной суммированием обезжиренного сухого остатка и липидов после доведения их до постоянной массы. Фракционирование очищенных от водорастворимых примесей липидов на основные классы осуществляли методом одномерной тонкослойной хроматографии в системе растворителей гексан — диэтило-

вый эфир — уксусная кислота (90:10:1), а фосфолипидов — в системе растворителей хлороформ — метанол — вода (65:25:4) с добавлением в сорбент сульфата аммония в количестве 0.4%. Свободный холестерин определяли по методу Энгельбрехта [22]. Фосфолипиды идентифицировали по фосфору [9]. Проводили патологоанатомическое обследование рыб. Измеряли длину, массу и высчитывали коэффициент упитанности по Фултону [12]. В воде, рыбе и донных отложениях анализировали содержание продуктов коксохимического производства [3]. Результаты обрабатывали статистически с использованием критерия Стьюдента.

В период массовой гибели у рыб Шекснинского плеса выявлены однотипные признаки интоксикации, проявляющиеся в той или иной степени: гиперемированные и ослизненные жабры; сердце, обильно наполненное кровью, темно-багрового цвета; в желудочно-кишечном тракте, вместо пищи, желтовато-соломенная слизь; стенки кишечника прозрачные; печень рыхлая; «мраморной» окраски; желчный пузырь светлый, прозрачный, увеличен.

Кроме того, плотва Шекснинского плеса отличалась от плотвы Волжского плеса по активности АХЭ мозга. Так, у рыб со ст. Любец величина этого показателя в начале февраля была значительно выше, чем у рыб Волжского плеса. Однако через несколько суток (в середине февраля) она снизилась и так же, как и в других точках Шекснинского плеса и в р. Суде, стала близкой к норме. Достоверные различия в активности фермента у плотвы обоих плесов отмечены вновь в мае. У рыб Шекснинского плеса активность АХЭ мозга была значительно выше, чем у рыб Волжского (табл. 1).

В летние месяцы проводили обследование леща. Установлено, что активность АХЭ мозга леща Шекснинского плеса (участок у д. Мякса) достоверно ниже, чем у рыб Моложского плеса (участки: у пос. Брейтово, у Первомайских островов, между пос. Брейтово и устьем р. Себлы). Вместе с тем выборки леща из разных мест Моложского плеса по активности фермента также различались и между собой. Осенью активность АХЭ мозга рыб во всех плесах водохранилища была сходной (табл. 2):

Зимой 1988 г. активность АХЭ мозга плотвы из одних районов Шекснинского плеса (о. Ваганиха, ст. Любец) и из р. Суды была выше, а из других (д. Мякса) — ниже, чем у рыб Волжского плеса (табл. 1). Лещ в этот период был отловлен только в Шекснинском плесе. Существенных разли-

Биохимические показатели и коэффициент упитанности плотвы водохранилища

Место отлова, участок	Дата	Количество рыб, шт	Средняя длина рыб, см	Средняя масса рыб, г	Коэффициент упитанности	Активность ацетилхолинэстеразы мозга, мкмоль/(г·ч)	Содержание коллагена позвоночника, мг/г сухой массы
Шекснинский плес у ст. Любец	2 II 1987	35	11.8	32	1.75 ± 0.04^d	930 ± 4.5^a	257 ± 3.6^a
	12 II 1987	29	14.6	62	1.95 ± 0.03	616 ± 3.8	254 ± 7.1^a
	21 V 1987	6	18.4	160	2.45 ± 0.12	1332 ± 38^a	265 ± 5.7
	29 III 1988	31	16.5	78	2.33 ± 0.02^a	911 ± 39^a	244 ± 8.0^a
у о. Каргач	11 II 1987	18	15.7	77	1.98 ± 0.03	544 ± 3.2	253 ± 6.0^a
	20 V 1987	20	16.3	101	2.31 ± 0.04	850 ± 19^a	268 ± 6.6^b
	24 X 1987	10	24.0	365	2.00 ± 0.05	—	360 ± 5.3^b
	29 III 1988	28	17.8	61	1.37 ± 0.03^a	797 ± 24^a	267 ± 4.7^a
у о. Ваганиха у д. Красный Бор	11 II 1987	24	16.6	91	1.95 ± 0.04	649 ± 3.2	279 ± 8.1^a
	11 II 1987	31	16.8	93	1.93 ± 0.02	582 ± 3.2	275 ± 4.9^a
	20 VII 1987	19	19.5	132	—	—	285 ± 8.7
	29 III 1988	37	17.0	80	2.22 ± 0.06^a	517.5 ± 33.7^a	251.7 ± 6.0^a
у о. Хвощевик Р. Суда, у моста	8 VII 1987	5	14.2	53	1.85 ± 0.05	774 ± 61.0	275 ± 4.1
	3 III 1987	20	14.5	69	2.16 ± 0.03	567 ± 7.0	291 ± 11.0
	24 X 1987	13	25.2	390	1.87 ± 0.03	—	384 ± 7.5
	29 III 1988	30	18.6	65	1.32 ± 0.03^a	927 ± 34.7^a	265 ± 5.2^a
Моложский плес у пос. Брейтово	18 VII 1987	5	18.2	135	2.23 ± 0.11	—	284 ± 5.0

Продолжение таблицы 1

Место отлова, участок	Дата	Количество рыб, шт	Средняя длина рыб, см	Средняя масса рыб, г	Коэффициент упитанности	Активность ацетилхолинэстеразы мозга, мкмоль/(г·ч)	Содержание коллагена позвоночника, мг/г сухой массы
Волжский плес о. Шумаровский у д. Колпино	3 IV 1987	34	17.2	108	2.03 ± 0.03^a	622 ± 6.2^a	302 ± 2.1^a
	5 IV 1988	12	15.2	54	1.80 ± 0.02^a	664 ± 36.3^a	303 ± 5.0^a
	18 V 1987	14	22.7	287	2.47 ± 0.07	647 ± 50^a	287 ± 6.8

Примечание. Различия статистически достоверны при $P=0.05$: а — между выборками рыб Шекснинского и Волжского плесов, б — между выборками рыб с участка у о. Каргач.

Биохимические показатели и коэффициент упитанности леща водохранилища

Место отлова, участок	Дата	Количество рыб, шт	Средняя длина рыб, см	Средняя масса рыб, г	Коэффициент упитанности	Активность ацетилхолинэстеразы мозга, мкмоль/(г·ч)	Содержание коллагена позвоночника, мг/г сухой массы
Шекснинский плес у ст. Любец	22 X 1987	23	23.3	284	2.20±0.1	1163±37.2	366±11.0
	29 III 1988	29	26.1	228	1.56±0.03	779±23.8	357.8±8.1 ^г
	14 IX 1988	15	25.3	282	2.30±0.03	1003±31.2	346±6.0 ^а
	29 III 1988	29	26.1	228	1.56±0.03	779±23.8	275±5.8 ^{г,д}
	14 IX 1988	12	25.6	310	2.41±0.06	1152±24.4	383±7.0 ^{а,д}
у о. Ваганиха	5 VII 1987	5	25.3	391	2.31±0.09	600±52.9 ^б	283±3.3 ^б
	21 VII 1987	21	17.9	158	2.17±0.07	1252±41.7 ^а	282±3.3
	23 X 1987	22	22.0	210	1.95±0.04	758±31.5	353±6.9
	29 III 1988	33	26.8	247	1.69±0.03		364±6.8 ^г
	14 IX 1988	18	25.9	303	2.31±0.05	1032±37.1	356±5.0 ^а
Р. Шексна у д. Кабачино	24 X 1987	18	24.1	298	2.13±0.011	1107±50.5	398±9.1 ^а
	18 VII 1987	4	21.0	200	2.17±0.06	601±66.9 ^в	289±10.6 ^в
	23 VII 1987	11	22.7	264	2.21±0.05	941±50.8 ^{бв}	336±19.0 ^{бв}
	23 VII 1987	8	23.2	278	2.17±0.09	813±108.2 ^б	328±15.0 ^б
	23 VII 1987	6	21.5	218	2.16±0.08	1005±25.0 ^б	291±3.9

Продолжение таблицы 2.

Место отлова, участок	Дата	Количество рыб, шт	Средняя длина рыб, см	Средняя масса рыб, г	Коэффициент упитанности	Активность ацетилхолинэстеразы мозга, мкмоль/(г·ч)	Содержание коллагена позвоночника, мг/г сухой массы
Волжский плес у о. Шумаровский	19 X 1987	19	21.9	227	2.14±0.05	1049±63.5 ^а	345±7.2 ^а
	15 IX 1988	21	24.0	249	2.35±0.04	1022±29.8	309±6.0 ^а

Примечание. Различия статистически достоверны при $P=0.05$: а — между выборками рыб Шекснинского и Волжского плесов, б — между выборками рыб Шекснинского и Моложского плесов, в — между выборками рыб Моложского плеса, г — между выборками рыб Шекснинского плеса: у о. Ваганиха и у ст. Любец, у о. Ваганиха и у д. Мякса, д — между выборками рыб с участка у о. Ваганиха.

чий в активности АХЭ мозга между выборками леща этого плеса не было отмечено. В осенний период, как и в 1987 г., уровни активности фермента у леща Шекснинского и Волжского плесов оказались сходными и высокими (табл. 2).

Концентрация коллагена позвоночника плотвы Шекснинского плеса в феврале 1987 г. была достоверно ниже, чем у рыб Волжского плеса. Выборка плотвы из р. Суды отличалась значительной неоднородностью: имелись рыбы как с низкой, так и с близкой к норме величиной этого показателя. Вероятно, в этой выборке были представлены рыбы, постоянно обитающие в реке, и рыбы мигрировавшие из зоны загрязнения (табл. 1). В мае этого же года содержание коллагена в позвоночнике плотвы Шекснинского плеса было выше, чем зимой, но меньше, чем у рыб Волжского плеса. Однако эти различия были статистически недостоверны. Не выявлено также достоверных различий в содержании коллагена у плотвы Шекснинского (у д. Мякса, у о. Хвощевик) и Моложского плесов (у пос. Брейтово). Лещ же, отловленный в это время, достоверно отличается по данному показателю. Концентрация коллагена у рыб Шекснинского плеса была ниже, чем у рыб Моложского. Вместе с тем, лещ в пределах Моложского плеса по этому параметру был неоднороден. Возможно, как и в р. Суду, сюда мигрировали рыбы из зоны загрязнения. Осенью и лещ, и плотва Шекснинского плеса имели относительно высокий уровень коллагена позвоночника, даже больший, чем у рыбы Волжского плеса (табл. 1, 2).

В марте 1988 г. уровень коллагена позвоночника плотвы Шекснинского плеса (у о. Ваганиха, у ст. Любец, у д. Мякса) и р. Суды оказался достоверно ниже, чем у рыб Волжского плеса (табл. 1). Лещ был отловлен только в Шекснинском плесе, поэтому было проведено сравнение между выборками из этого плеса. Содержание коллагена позвоночника рыб из района о. Ваганиха было достоверно ниже, чем у рыб со станций Любец и Мякса (табл. 2). Осенью так же, как и в 1987 г., концентрация коллагена в позвоночнике леща повысилась. Причем, все рыбы из Шекснинского плеса имели достоверно более высокий уровень, чем рыбы из Волжского плеса (табл. 2).

Содержание общих липидов в печени самцов плотвы со ст. Любец, отловленных 12 февраля было несколько ниже, а белка — выше (как в расчете на сырую, так и на сухую массу), чем у рыб, выловленных 2 февраля. Однако эти различия были недостоверны. В печени самок плотвы, отловлен-

ных 3 марта в р. Суде, относительное содержание белка было выше, а липидов — ниже, чем у самок, оботранных 2 февраля на ст. Любец. Однако и эти различия статистически недостоверны. При сравнении по данным показателям рыб из Шекснинского и Волжского плесов статистически достоверных различий также не отмечено (табл. 3).

Фракционный состав общих и мембранных липидов печени плотвы из Шекснинского и Волжского плесов был идентичным. Общие липиды были представлены фосфолипидами, свободным холестерином и его эфирами, триацилглицеринами и неэстерифицированными жирными кислотами. В составе фосфолипидов выделили 6 компонентов: лизофосфатидилхолин, сфингомиелин, фосфатидилхолин, фосфатидилэтаноламин, кардиолипин и фосфолипид, неидентифицированный нами, в связи с отсутствием веществ — «свидетелей». Опираясь на результаты качественной реакции, можно только предполагать, что этим фосфолипидом является фосфатидная кислота, часто обнаруживаемая у большинства видов рыб.

Количественная оценка некоторых быстро реагирующих на стрессорные воздействия компонентов липидов матрикса клеточных мембран печени — свободного холестерина и лизофосфатидилхолина показала, что концентрация холестерина в печени самцов и самок плотвы, выловленных 2 февраля 1987 г. на ст. Любец, оказалась значительно ниже, чем у рыб, пойманных здесь и в р. Суде в более поздние сроки — 12 февраля и 3 марта, соответственно. Высокие значения коэффициента вариации этого показателя у рыб, отловленных на ст. Любец 2 февраля, свидетельствуют о присутствии в выборке особей, сильно различающихся по физиологическому состоянию. Содержание же холестерина в печени плотвы, отловленной в Волжском плесе у пос. Борок всего на 6 сут. позже, чем в р. Суде, оказалось почти в 2 раза выше, а вариабельность этого параметра — намного ниже (табл. 4). Уровень содержания лизофосфатидилхолина был достоверно выше у особей из зоны загрязнения. Так, у плотвы, отловленной 12 февраля 1987 г. на ст. Любец, он составил $(16.4 \pm 1.9) \%$ от суммы фосфолипидов, у рыб из р. Суды (3 марта 1987 г.) — $(9.8 \pm 2.7) \%$, у рыб Волжского плеса (9 марта 1987 г.) — $(5.7 \pm 1.1) \%$.

Коэффициент упитанности плотвы Шекснинского плеса в феврале 1987 г. был достоверно ниже, чем у рыб Волжского плеса. В летние месяцы упитанность плотвы повысилась на всех участках, кроме районов у д. Мякса и у о. Хво-

Общий биохимический состав печени плотвы водохранилища

Место отлова, участок	Дата отлова	Количество рыб, шт	Белок		Липиды		Вода, %
			% от сухой массы	% от сырой массы	% от сухой массы	% от сырой массы	
Шекснинский плес у ст. Любец	2 II 1987	11	83.4±0.9	16.2±0.6	16.7±0.9	3.2±0.2	80.6±0.5
		7	82.1±1.1	16.2±0.6	17.9±1.1	3.5±0.2	80.4±0.5
		3	84.0±1.5	16.6±1.8	16.0±1.5	3.1±0.1	80.4±1.4
Р. Суда	3 III 1987	—	—	—	—	—	—
		—	—	—	—	—	—
Волжский плес у пос. Борок	9 III 1987	7	83.0±0.8	16.1±0.4	17.0±0.8	3.3±0.2	80.6±0.5
		4	79.7±2.0	14.6±0.1	20.3±2.0	3.7±0.4	81.7±0.4
у о. Шумаровский	3 IV 1987	—	—	—	—	—	—
		9	85.7±1.6	19.6±0.9	14.3±1.6	3.3±0.4	77.1±0.5
		20	83.7±0.9	18.3±0.3	16.3±0.9	3.6±0.1	78.1±0.2

Примечание. Здесь и в табл. 4: над чертой — данные по самцам, под чертой — данные по самкам.

Содержание свободного холестерина в печени плотвы водохранилища

Место отлова, участок	Дата отлова	Количество рыб, шт	Холестерин		CV, %	% от сырой массы	CV, %	% от сухой массы	CV, %
			% от общих липидов	CV, %					
Шекснинский плес у ст. Любец	2 II 1987	12	1.50±0.40	92			83	0.05±0.02	138
		7	2.56±0.73	75	0.45±0.15	88	0.09±0.03	88	
	12 II 1987	3	4.57±0.26	10	0.73±0.13	31	0.14±0.03	37	
Р. Суда	3 III 1987	2	4.60	—	0.75	—	0.15	—	
		2	3.40	—	0.70	—	0.12	—	
Волжский плес у пос. Борок	9 III 1987	7	3.70±0.46	33	0.66±0.08	32	0.12±0.03	66	
		4	7.00±0.80	23	1.37±0.07	10	0.26±0.02	15	
у о. Шумаровский	3 IV 1987	2	6.00	—	0.90	—	0.15	—	
		9	1.96±0.02	31	0.28±0.03	32	0.06±0.01	50	
		20	2.24±0.03	6	0.37±0.02	24	0.08±0.04	22	

Примечание. CV — коэффициент вариации.

Содержание полициклических углеводородов в рыбе Рыбинского

Место отлова, участок	Вид рыбы	Дата	Нафталин и его производные	Дигидро-аценафтилен	Дибутилфталат	Дифенил
Шекснинский плес у ст. Любец	плотва	2 II 1987	4260	3200	500	480
		21 V 1987	127	152	—	24
		29 III 1988	68	—	—	4
у о. Ваганиха	лещ	15 IX 1988	52	—	—	11
	налим	20 V 1987	134	179	—	43
	плотва	29 III 1988	43	—	—	7
	налим	29 III 1988	38	—	—	0
у о. Каргач	лещ	17 IX 1988	72	—	—	12
	плотва	11 II 1987	5350	5230	1040	370
		20 V 1987	175	90	—	20
у д. Красный Бор		11 II 1987	2110	2560	12170	0
у д. Мякса	налим	21 V 1987	464	720	—	130
	плотва	29 III 1988	87	—	—	13
	налим	29 III 1988	38	—	—	5
	лещ	15 IX 1988	59	—	—	12
Р. Суда	плотва	3 III 1987	0	1360	1920	0
		29 III 1988	74	—	—	32
	налим	29 III 1988	36	—	—	16
Волжский плесский						
у о. Шумаровский	плотва	3 III 1987	0	56	56	130
у д. Коприно	плотва	18 V 1987	10	10	—	10
	лещ	14 IX 1988	127	—	—	80
у пос. Борок	плотва	5 IV 1988	26	—	—	6

щевик (табл. 1). У леща летом и осенью этот показатель был близким к норме (табл. 2). В зимний период 1988 г. коэффициент упитанности плотвы из районов о. Ваганиха и р. Суды был меньше, чем у плотвы со станций Любец и Мякса. Вместе с тем все выборки плотвы из Шекснинского плеса отличались по коэффициенту упитанности от выборки плотвы Волжского (табл. 1). Лещ Шекснинского плеса зимой имел более низкий коэффициент упитанности, чем осенью (табл. 2).

Одновременно с обследованием рыб проводили анализ содержания загрязняющих веществ в воде, рыбе и донных отложениях. Пробы воды были отобраны 2—3 марта 1987 г. на станциях Любец, Романда, (р. Шексна) и на очистных

водохранилища, мкг/кг сырой массы

Дибензофуран	Флуорен	Производные бензола	Аценафтен	Антрацен	Пирен	Фенантрен	Флуорантен
1000	570	1100	—	—	—	—	—
42	21	—	—	—	—	—	—
14	2	—	3	0	0	0	0
26	2	—	10	2	2	2	2
43	15	—	—	—	—	—	—
14	2	—	0	3	2	3	0
34	0	—	0	0	0	0	0
38	0	—	8	0	0	0	3
1210	670	1090	—	—	—	—	—
30	15	—	—	—	—	—	—
0	0	0	—	—	—	—	—
170	110	—	—	—	—	—	—
49	5	—	25	2	2	4	2
10	2	—	0	0	2	0	0
27	1	—	13	1.5	1	1.5	2
540	0	0	—	—	—	—	—
54	3	—	5	1	2	1	0
27	0	—	0	0	2	0	2
0	0	0	—	—	—	—	—
10	10	—	—	—	—	—	—
58	4.5	—	16	2	3	2	2
9	2	—	4	0	0	0	0

сооружениях металлургического комбината после биологической очистки. Хромато-масс-спектрометрическим анализом установлено наличие во всех пробах воды ароматических углеводородов. По степени содержания загрязняющих веществ пробы распределялись следующим образом: очистные сооружения, ст. Любец, ст. Романда. Выделены основные группы загрязняющих веществ: ди- и полиароматические углеводороды (производные нафталина, дигидроаценафтилен, флуорен, дифенил); кетоны, альдегиды и сложные эфиры (дибутилфталат и диоктилфталат); азотсодержащие гетероциклические соединения (производные пиридина и хинолина); кислород- и серосодержащие гетероциклические соединения (дибензофуран); алкилбензолы и нефтепродукты.

В плотве, отловленной в феврале — марте у о. Каргач, на ст. Любец и у д. Красный Бор, также были обнаружены ароматические углеводороды. Ряд этих соединений был найден и в рыбе из р. Суды, а два — (1,2-дигидроаценафтилен и дибутилфталат) идентифицированы в рыбе из Волжского плеса. Содержание загрязняющих веществ в плотве было значительно выше, чем в воде. Так, в воде со ст. Любец концентрация дигидроаценафтилена составила 20 мкг/л, производных нафталина — 11.65 мкг/л, а в рыбе соответственно в 160 и 366 раз больше (табл. 5).

В мае 1987 г. состав стоков Череповецкого металлургического комбината изменился. Уменьшилось содержание производных пиридина, нафталина, 1,2-дигидроаценафтилена, дибензофурана, флуорена и индола. Лучше стали работать и очистные сооружения. По сравнению с водой, прошедшей биологическую очистку на очистных сооружениях металлургического комбината, в городских стоках содержалось ди- и полиароматических углеводородов меньше в 23 раза, кетонов, альдегидов и сложных эфиров — в 3 раза, азотсодержащих гетероциклических соединений — в 238 раз, кислород- и серосодержащих гетероциклических соединений — в 40 раз; фенолы отсутствовали. Соответственно существенно снизилось загрязнение воды Рыбинского водохранилища. Так, на ст. Любец концентрация ди- и полиароматических соединений уменьшилась в 193 раза, кетонов, альдегидов и сложных эфиров — в 7 раз, кислород- и серосодержащих гетероциклических соединений — в 585 раз; азотсодержащие гетероциклические соединения отсутствовали совсем. Вода из других участков Рыбинского водохранилища (р. Суды, р. Ягорба, р. Кошта, ст. Торово, о. Каргач, д. Васильево, д. Мякса, ст. Средний Двор, ст. Наволок, д. Коприно) по составу и количеству идентифицированных химических соединений почти не отличалась от воды со ст. Любец, только ди- и полиароматических соединений было несколько больше в воде со ст. Торово и из р. Кошты. Как в городских сточных водах, так и в природной воде в наибольшем количестве содержались карбоновые кислоты. Их общая концентрация в городских сточных водах составляла 7.6 мг/л. Причем, в пробах природной воды была выше концентрация тех кислот, которых было больше в сточных водах. Карбоновые кислоты, вероятно, образуются в процессе очистки сточных вод при окислении предельных и ароматических углеводородов.

В мае в рыбе по-прежнему присутствовали ароматиче-

ские углеводороды, хотя их содержание, по сравнению с зимой, существенно снизилось. Так, в рыбе из района о. Каргач производных нафталина стало меньше в 30 раз, дегидроаценафтилена — в 58 раз, дифенила — в 18.5 раз, дибензофурана — в 40 раз, флуорена — в 45 раз. В рыбе со ст. Любец производных нафталина стало меньше в 35 раз, дигидроаценафтилена — в 21 раз, дифенила — в 20 раз, дибензофурана — в 24 раза, флуорена — в 27 раз (табл. 5).

Осенью 1987 г. в воде и в рыбе полициклические углеводороды практически отсутствовали, но были обнаружены в донных отложениях. Сильнее были загрязнены донные отложения р. Кошты, в которую поступают стоки Череповецкого металлургического комбината; и донные отложения из районов, приближенных к г. Череповцу, а также грунты у д. Мякса (табл. 6).

Зимой 1988 г. в рыбе Шекснинского плеса вновь обнаружены полициклические углеводороды. В плотве их уровень был больше (особенно у д. Мякса), чем в налиме. Осенью анализировался лещ. Загрязняющие вещества найдены как в леще Шекснинского, так и Волжского плесов. В последнем их содержание было больше (табл. 5).

Таким образом, в зимне-весенний период 1987 г. Шекснинский плес Рыбинского водохранилища подвергался загрязнению сточными водами, содержащими вещества, токсичные для рыб. Воздействие их на рыб было довольно сильным, на что указывают результаты патолого-анатомического обследования и биохимического анализа. Имевшее место резкое и значительное повышение активности АХЭ мозга характерно для животных в острострессовых ситуациях при действии экстремальных факторов [2, 8, 13, 31]. Кроме того, у рыб наблюдалось снижение содержания в печени холестерина — компонента липидного обмена, также изменяющегося при стрессовых воздействиях [11].

Обычно содержание холестерина в органах рыб, в том числе и в печени, коррелирует с интенсивностью созревания гонад. Уровень его с наступлением нерестового состояния снижается, достигая минимальных значений в период нереста [20, 27, 37]. Значительная часть холестерина используется в это время для синтеза кортикостероидов и половых гормонов. Так, к началу нереста у самок тиляпии [28] и в период нереста у тихоокеанских лососей [1] в плазме крови отмечено увеличение концентрации тестостерона, П-кетостерона и дезоксикортикостерона. Наблюдаемое нами снижение содержания холестерина в печени плотвы Шекснинского

Таблица 6

Содержание некоторых полициклических углеводородов в донных отложениях водохранилища в октябре 1987 г.

Место отбора проб, участок	Полициклические углеводороды, мкг/кг сырой массы					
	Метилнафталины	Дифенил	Диметилфталены	Аценафтен	Дибензофуран	Флуорен
Р. Суда	5	0	0	0	0	0
Р. Ягорба	0	0	0	0	0	0
Р. Кошта	2270	920	3080	12750	1470	1360
Шекснинский плес напротив р. Кошты	148	118	163	447	122	73
напротив завода «Металлург»	35	22	37	111	20	17
у д. Торово	15	6	17	73	17	13
у о. Каргач	6	4	4	14	4	3
ст. Любец	10	6	8	41	12	8
у д. Вичелово	7	5	6	17	8	4
у д. Васильево	9	5	6	24	6	4
у д. Ольхово	4	4	5	10	8	
у д. Мякса	39	27	30	66	23	13
Главный плес ст. Средний Двор	4	5	2	6	3	4
ст. Наволок	7	3	5	12	7	4

плеса в зимние и ранневесенние месяцы было несвоевременным. У плотвы Рыбинского водохранилища значительные изменения уровня холестерина в печени происходят обычно в конце апреля — начале мая, когда наступает нерест. Токсические же вещества, содержащиеся в сточных водах, вызывали преждевременную перестройку холестеринового обмена, что несомненно должно отразиться на нормальном развитии гонад и протекании нереста.

На неудовлетворительное состояние рыб Шекснинского плеса в зимний период указывают и результаты анализа лизосоединений в печени. Выявлено значительное увеличение содержания лизофосфатидилхолина — соединения, токсичного для организма и обычно присутствующего в небольших количествах. Лизофосфатидилхолин образуется из фосфатидилхолина — одного из наиболее массивных фосфолипидов клеточных мембран, путем отщепления одной или двух жирных кислот, составляющих неполярную часть его молекулы. Лиз-форма фосфатидилхолина уже не обла-

дает свойствами цвиттериона и через нарушение сбалансированности зарядов в своей молекуле приводит к патологическим изменениям липидного матрикса биомембран [6].

Воздействие токсических веществ на рыб Шекснинского плеса было не только сильным, но и длительным, о чем свидетельствует снижение концентрации коллагена позвоночника, который является надежным тестом хронического воздействия загрязняющих веществ на рыб [10].

Интоксикация рыб и их гибель были вызваны полициклическими углеводородами (нафталин и его производные, дифенил, аценафтен, флуорен, dibензофуран и др.), которые были найдены в рыбе и в воде, причем в рыбе в значительно больших количествах. В зависимости от вещества и вида рыбы 96-часовая ЛК₅₀ полициклических углеводородов составляет от 0.7 до 8.9 мг/л [17—19, 23, 29, 32, 34]. Однако, процессы накопления, выведения и трансформации этой группы веществ изучены недостаточно. Известно, что фенантрен при пероральном введении камбале (*Platichthys flesus*) аккумулировался в тканях, богатых липидами и меланином. В гонадах самок его концентрация была выше, чем у самцов. Установлена высокая устойчивость фенантрена в рыбе [38]. Моллюски (*Mya arenaria*), экспонированные в воде, содержащей смесь из пяти ароматических углеводородов, в том числе фенантрен, также показали относительно высокие скорости накопления этих соединений и низкие — выведения [33]. Быстрая аккумуляция из воды бензопирена, фенантрена и пирена отмечена и для олигохет (*Stylodrilus herinigianus*). Коэффициент бионакопления составлял для бензопирена 678, фенантрена — 3254, пирена — 8578 [25]. У краба (*Hemigrapsus nudus*) метаболиты нафталина удерживаются сильнее, чем сам нафталин [30]. У мидий (*Mytilus edulis*) выведение нафталина из тканей описывается экспоненциальной кривой, в которой выделены «быстрый» и «медленный» компоненты с периодом полувыведения из различных тканей от 1.2 до 5.3 ч и от 63 до 851 ч, соответственно [39].

Механизм действия полициклических углеводородов, вероятнее всего, обусловлен их прямым взаимодействием с мембранным липопротеидами [35] и изменением проницаемости и структуры мембран [36]. Большинство из полициклических углеводородов обладают мутагенным и тератогенным действием [26].

Улучшение состояния рыб Шекснинского плеса в мае 1987 г. связано с уменьшением содержания полицикли-

ческих углеводов в воде и в рыбе. Аналогичная закономерность отмечена и осенью того же года. При отсутствии полициклических соединений в воде и в рыбе, плотва и лещ Шекснинского и Волжского плесов не различались по биохимическим показателям. Полициклические углеводороды у рыб Шекснинского плеса были обнаружены вновь в 1988 г., что также сопровождалось ухудшением состояния рыб. Представляется, что источником поступления загрязняющих веществ в организм рыб могут быть не только сточные воды, но и донные отложения, значительное загрязнение которых было обнаружено осенью 1987 г. Этот вывод подтверждается и тем, что на тех станциях, где осенью 1987 г. в донных отложениях содержалось больше полициклических углеводов, их концентрация в рыбе, отловленной здесь же зимой была более высокой. Аналогичная корреляция между содержанием полициклических углеводов в донных осадках и в организме отмечена и для других видов, в частности — для устрицы (*Crassostrea virginica*) [21]. Неравномерность накопления полициклических углеводов донными отложениями и, в частности более высокое содержание их у д. Мякса, по сравнению с более близкими к Череповцу станциями (д. Ольхово, д. Васильево, д. Вичелово), по всей вероятности, обусловлено переносом поллютантов на взвесах и их осаждением в этом районе.

По всей видимости, осенью в Шекснинский плес пришла зимовать рыба из незагрязненных районов водохранилища. В период зимовки ее состояние значительно ухудшилось. Вероятно, рыба в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища подвергается хроническому воздействию загрязняющих веществ, которые содержатся не только в воде, но и аккумулируются в донных отложениях и кормовых организмах, что создает источник их длительного поступления в рыбу.

Итак, в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища в зимне-весенний период 1987 г. плотва, лещ, синец, окунь, судак, налим находились в крайне неудовлетворительном состоянии, на что указывают результаты патолого-анатомического и биохимического обследования. Состояние жабр, сердца, печени, желчного пузыря, желудочно-кишечного тракта было характерным для интоксированных рыб. Кроме того, у плотвы отмечено резкое и значительное повышение активности АХЭ мозга, снижение содержания холестерина и увеличение лизофосфатидилхолина в печени,

Причиной интоксикации и массовой гибели рыб — послужило загрязнение плеса полициклическими углеводородами, которые аккумулируются в рыбе. Зимой содержание их в рыбе, отловленной в Шекснинском плесе, было выше, чем в воде (6—12 мкг/л) в сотни и тысячи раз.

Летом 1987 г. состояние рыб в Шекснинском плесе улучшилось, и осенью лещ и плотва, отловленные здесь, не отличались по биохимическим показателям от рыб из Волжского плеса и практически не содержали полициклических углеводов. Зимой 1988 г. плотва Шекснинского плеса вновь была в неудовлетворительном состоянии и содержала полициклические углеводороды. Вероятно, осенью в Шекснинский плес приходит зимовать рыба из незагрязненных районов Рыбинского водохранилища. В период зимовки ее состояние значительно ухудшается вследствие хронического действия загрязняющих веществ, содержащихся в воде, донных отложениях и кормовых организмах.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ардашев А. А., Коротков Г. К., Исакова П. В., Глушенко А. Н. Содержание П-оксистероидов в плазме крови нерестующей кеты *Oncorhynchus keta* и горбуши *Oncorhynchus gorbuscha* // Журн. эвол. биохимии и физиологии. 1975. Т. 11.
2. Белорыбкина Д. И., Дмитриченко Л. М., Тарасевич Л. А., Шебеко Н. И. Распределение аскорбиновой кислоты, глюкозы и активность АХЭ в организме матери и плода в условиях интерцептивного стресса // Актуальные проблемы теоретической и клинической медицины. Минск, 1973.
3. (Винников Ю. Я., Анохин С. В., Кимстач В. А.) Vinnikov Y. Y., Anochin S. V., Kimstatch V. A. Extract purge and trap as method of selective concentration for gas chromatographic analysis of the environmental samples // Proc. Fourth USSR—Japan Joint Symposium on Analytical Chemistry. Moscow, 1988.
4. Козловская В. И., Павлов Д. Ф. Определение коллагена позвоночника рыб в токсикологических экспериментах // Методы ихтиотоксикологических исследований: Тез. докл. Л., 1987.
5. Козловская В. И., Чуйко Г. М., Подгорная В. А. Определение активности ацетилхолинэстеразы мозга рыб при изучении токсичности фосфорорганических пестицидов // Методы ихтиотоксикологических исследований: Тез. докл. Л., 1987.
6. Крепс Е. М. Липиды клеточных мембран. Л., 1981.
7. Лапин В. И., Чернова Е. Г. О методике экстракции жира из сырых тканей рыб // Вопр. ихтиологии. 1970. Т. 10.
8. Макаров Н. Я. Об изменении активности ацетилхолинэстеразы при комбинированных поражениях // Науч. тр. Казанского мед. ин-та. Казань, 1974. Вып. 41.

9. Новицкая Г. В. Методическое руководство по тонкослойной хроматографии фосфолипидов. М., 1972.

10. Павлов Д. Ф., Козловская В. И., Флеров Б. А. Использование коллагена для оценки токсического действия загрязняющих веществ на рыб//Физиология, биохимия и токсикология водных животных. Л., 1989.

11. Панин Л. Е. Биохимические механизмы стресса. Новосибирск, 1983.

12. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. Л., 1939.

13. Резник Л. В. Динамика изменения активности холинэстеразы в мозге и эритроцитах крыс при действии экстремальных факторов: Автореф. дис... канд. биол. наук. Л., 1972.

14. Розенгарт В. И., Шерстобитов О. Е. Избирательная токсичность фосфорорганических инсектицидов. Л., 1978.

15. Шульман Г. Е., Кокос Л. М. Особенности белкового роста и жиронакопления у черноморских рыб//Биология моря. 1968. Вып. 15.

16. Шульман Г. Е., Кокос Л. М. Содержание обезжиренного сухого вещества в теле некоторых черноморских рыб//Вопр. ихтиологии. 1971. Т. 11.

17. Ambient water quality criteria for acenaphthene. Washington. 1980.

18. Ambient water quality criteria for fluoranthene. Washington. 1980.

19. Ambient water quality criteria for phthalate esters. Washington. 1980.

20. Bano J., Hameed T. Seasonal changes in cholesterol content of the muscle of the cat-fish *Clarias batrachus* L.//Indian J. Exp. Biol. 1979. Vol. 17.

21. Bender M. E., Huggett R. J., Slone H. D. Uptake of polynuclear aromatic hydrocarbons by oysters (*Crassostrea virginica*) transplanted to industrialized estuarine system//Oceans'87. Proc. Ocean-Int. Workplace. N. Y., 1987. Vol. 5.

22. Engelbrecht F. M., Mori F., Anderson I. T. Cholesterol determinations in serum. A rapid direct method//South Afr. Med. J. 1974. N 48.

23. Finger S., Little E., Henry M., Fairchild R., Boyle T. Comparison of laboratory and field assesment of fluorene. Part 1: Effects of fluorene on the survival, growth, reproduction and behaviour of aquatic organisms in laboratory tests//Validation and predictability of laboratory methods for assessing the fate and effects of contaminants in aquatic ecosystems. Philadelphia. 1985.

24. Folch I., Lees M., Stanley A. A simple method for isolation and purification of total lipides from animal tissues//J. Biol. Chem. 1957. Vol. 226.

25. Frank A. P., Landrum P. F., Brian J. Polycyclic aromatic hydrocarbon rates of uptake, depuration and biotransformation by Lake Michigan *Stydodrilus heringianus* //Chemosphere. 1986. Vol. 15, N 3.

26. Hose J. E., Hannah J. B., DiJulio D., Landolt M. L., Miller P. S., Iwaoka W. T., Felton S. P. Effects of benzo(a)-pyrene on early development of flatfish//Arch. Environ. Contam. and Toxicol. 1982. Vol. 11, N 1.

27. Jafri A. K., Shreni K. D. Variations in liver choleste-

rol of the carp *Cirrhina myrigala* during maturation//Ind. J. Fish. 1974. Vol. 21.

28. Katz Y., Eckstein B. Changes in steroid concentration in blood of female *Tilapia aurea* (Teleostei:Cichlidae) during initiation of spawning//Endocrinology. 1974. Vol. 95.

29. Korn S., Moles D. A., Rice S. D. Effects of temperature on the median tolerance limit of pink salmon and shrimp exposed to toluene, naphthalene, and Cook Inlet crude oil//Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1979. Vol. 21.

30. Lauren D. J., Rice S. Significance of active and passive depuration in the clearance of naphthalene from the tissues of *Hemigrapsus nudus* (Crustacea:Decapoda)//Mar Biol. 1985. Vol. 88, N 2.

31. Marek K., Slachwiak M., Blalowa J. Effects of certain stress situations and of DES on acetylcholine transferase, acetylcholinesterase and monoamineoxidase activities in various regions of brain of juvenile carps (*Cyprinus carpio* L.)//Acta ichthyol. et piscator. 1979(1980).

32. Mayer F. L., Ellersieck M. R. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Washington, 1986.

33. McLeese D. W., Ray S., Burridge L. E. Accumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by the clam *Mya arenaria*//Wastes Ocean. 1985. Vol. 6.

34. Moore I. W., Ramamourthy S. Organic chemicals in natural waters. Applied monitoring and impact assesment. N. Y.; Berlin; Heidelberg; Tokyo. 1984.

35. Moore M. N., Farrar S. V. Effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on lysosomal membranes on molluscs //Mar. Environ. Res. 1985. Vol. 17, N 2—4.

36. Saethre L. J., Falk-Petersen I. B., Syudness L. K., Lonning S., Naley A. M. Toxicity and chemical reactivity of naphthalene and methylnaphthalenes//Aquat. Toxicol. 1984. Vol. 5.

37. Shreni K. D., Jafri A. K. Seasonal variations in the total cholesterol content of the liver of cat fish *Heteropneustes fossilis* (Bloch.)//Fish. Technol. 1977. Vol. 14.

38. Solbakken J. E., Solberg M., Palmork K. N. A comparative study on the disposition of three aromatic hydrocarbons in flounder (*Platichthys flesus*)//Fisk. Der. Skr. Ser. Havunders. 1983. Vol. 17.

39. Widdows J., Moore S. L., Clarke K. R., Donkin P. Urtake, tissue distribution and elimination of [$1-^{14}\text{C}$] naphthalene in the mussel *Mytilus edulis*//Mar. Biol. 1983. Vol. 76, N 2.

В. Р. Микряков, А. М. Андреева,

Т. Б. Лапирова, Н. И. Силкина

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина
АН СССР)

РЕАКЦИЯ ИММУННОЙ СИСТЕМЫ РЫБ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА ПОСЛЕ АВАРИИ НА ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЯХ г. ЧЕРЕПОВЦА

Анализируются данные исследования реакции иммунной системы рыб по бактерицидным свойствам сыворотки крови, индексу и состоянию иммунокомпетентных органов (селезенки, почек, печени), содержание в сыворотке крови фенол- и нафталинсвязывающих антител. Показано, что степень реагирования иммунной системы определяется временем взятия пробы и местом вылова рыб.

Из немногочисленных работ известно, что рыбы, обитающие в зоне поступления промышленных и коммунальных сточных вод, реагируют изменением различных функций, в том числе иммунологических [2]. В частности, у рыб, выловленных из интенсивно загрязненных отходами промышленных предприятий районов, появляются бактериоагглютинины [3], язвенные болезни неизвестной этиологии и злокачественные новообразования [2].

Целью наших исследований было установление реакции иммунной системы рыб в ответ на аварийное поступление отходов промышленных предприятий г. Череповца в Рыбинское водохранилище и на выявление содержания некоторых токсических веществ (фенола, мышьяка, свинца) в иммунокомпетентных органах рыб.

Реакцию иммунной системы изучали по данным анализа функциональных показателей гуморального иммунитета, состоянию иммунокомпетентных органов и содержанию в них фенола, мышьяка, свинца. Состояние гуморального иммунитета оценивали по бактерицидным свойствам сыворотки крови и содержанию фенол- и нафталинсвязывающих антител. Бактериостатические свойства сыворотки крови (БАСК) выявляли по методу, описанному О. В. Смирновой и Т. Д. Кузьминой [1]. В качестве тест-бактерий использовали бактерии *Aeromonas hydrophila* (штамм 71).

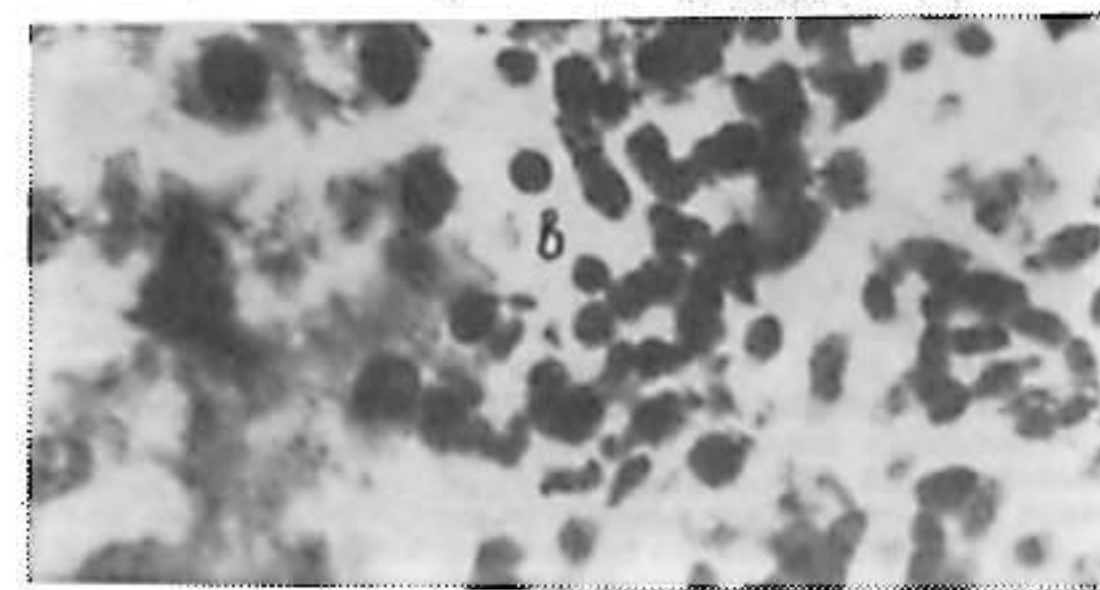
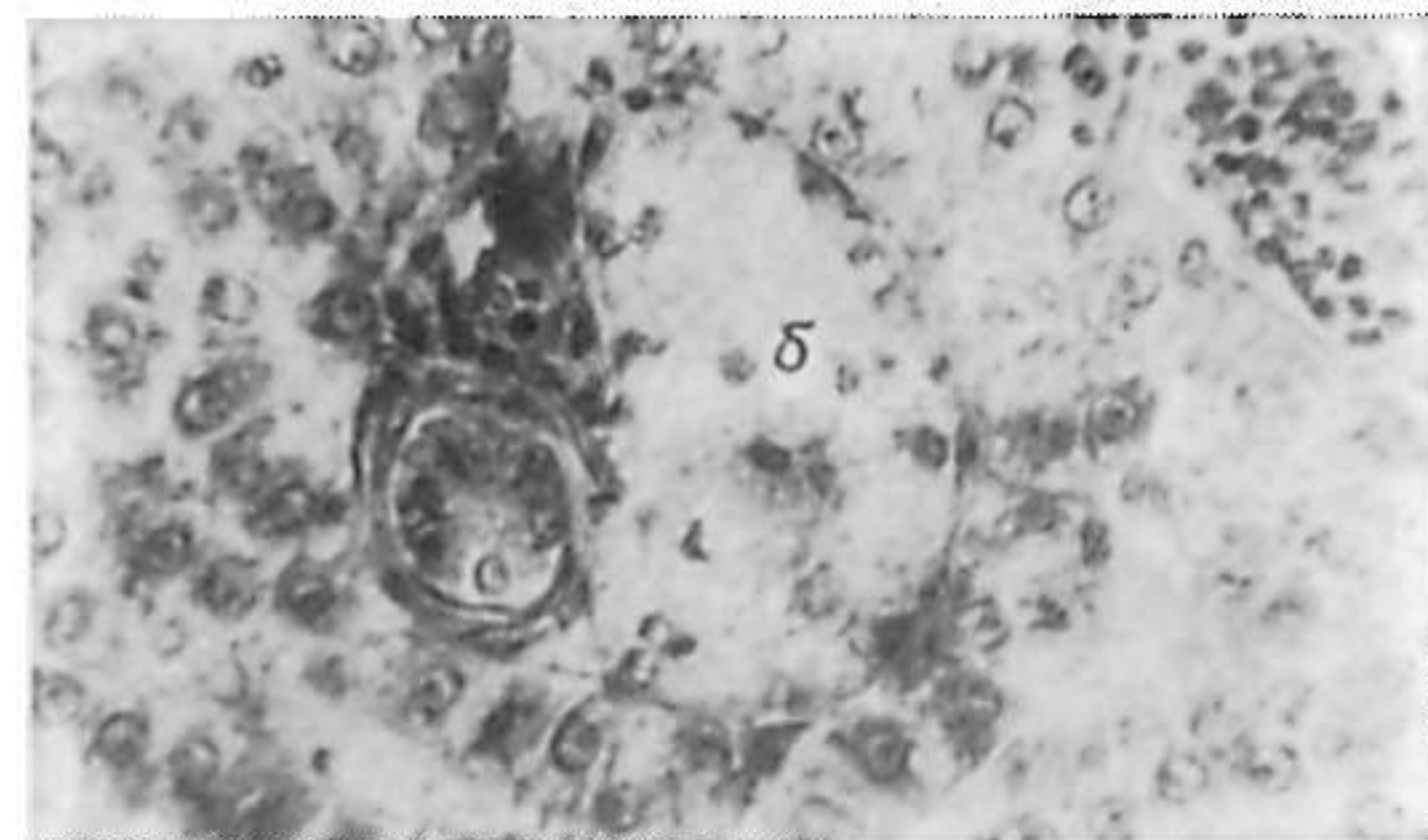
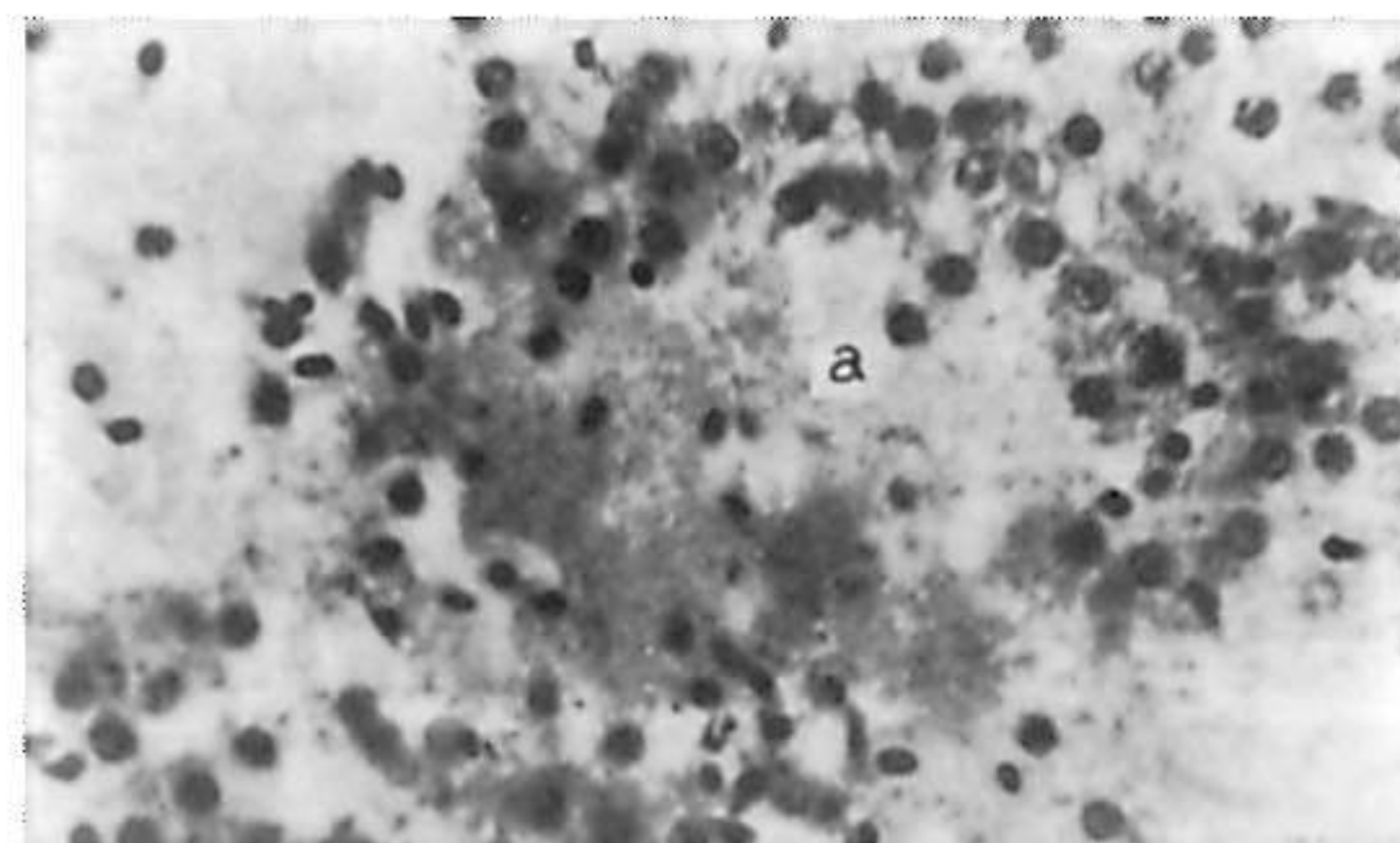


Рис. 1. Патологические изменения печени леща

а — гистолиз (расплавление) печеночных клеток экссудатом (у д. Коприно, лето 1988 г., 10%-ный нейтральный формалин, Маллори, 7×40), б — абсцесс (осень 1988 г., Буэн-диоксан, гематоксилин с эозином, 7×40), в — кровоизлияния в печени (ст. Любец, весна 1987 г., Буэн-диоксан, гематоксилин Гарриса, 7×40).

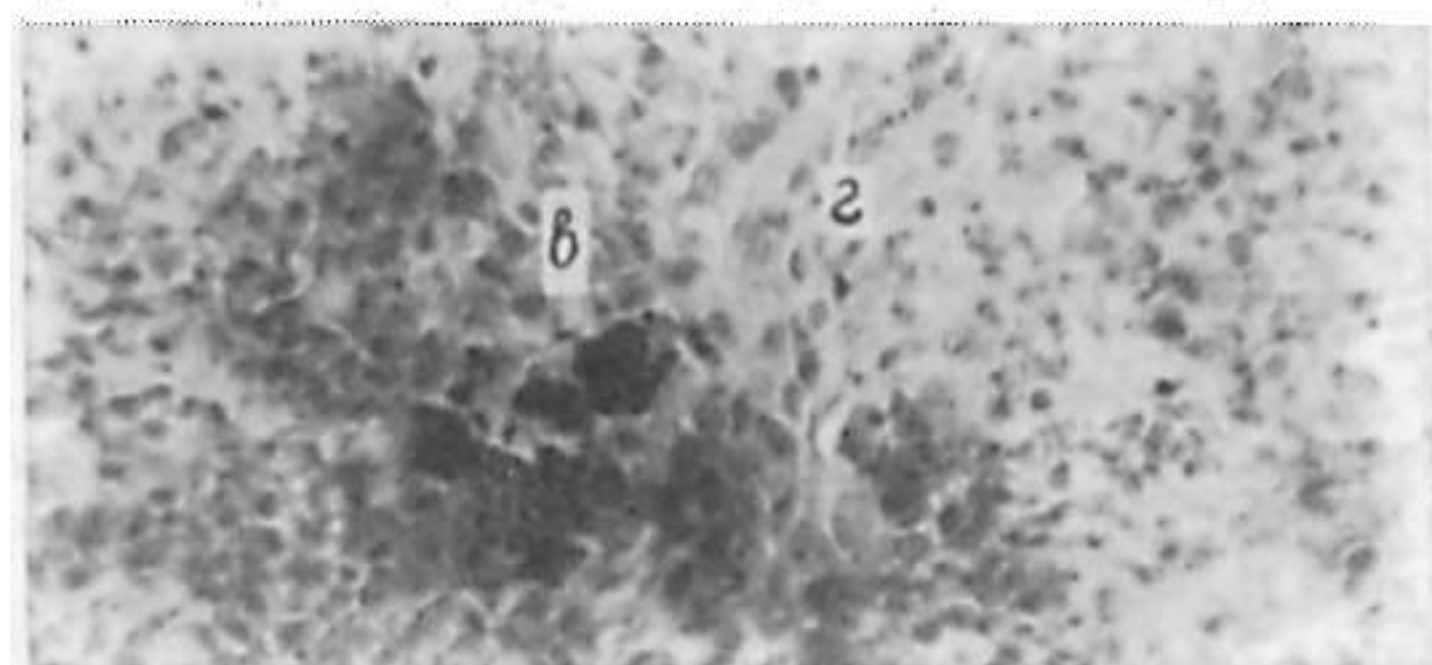
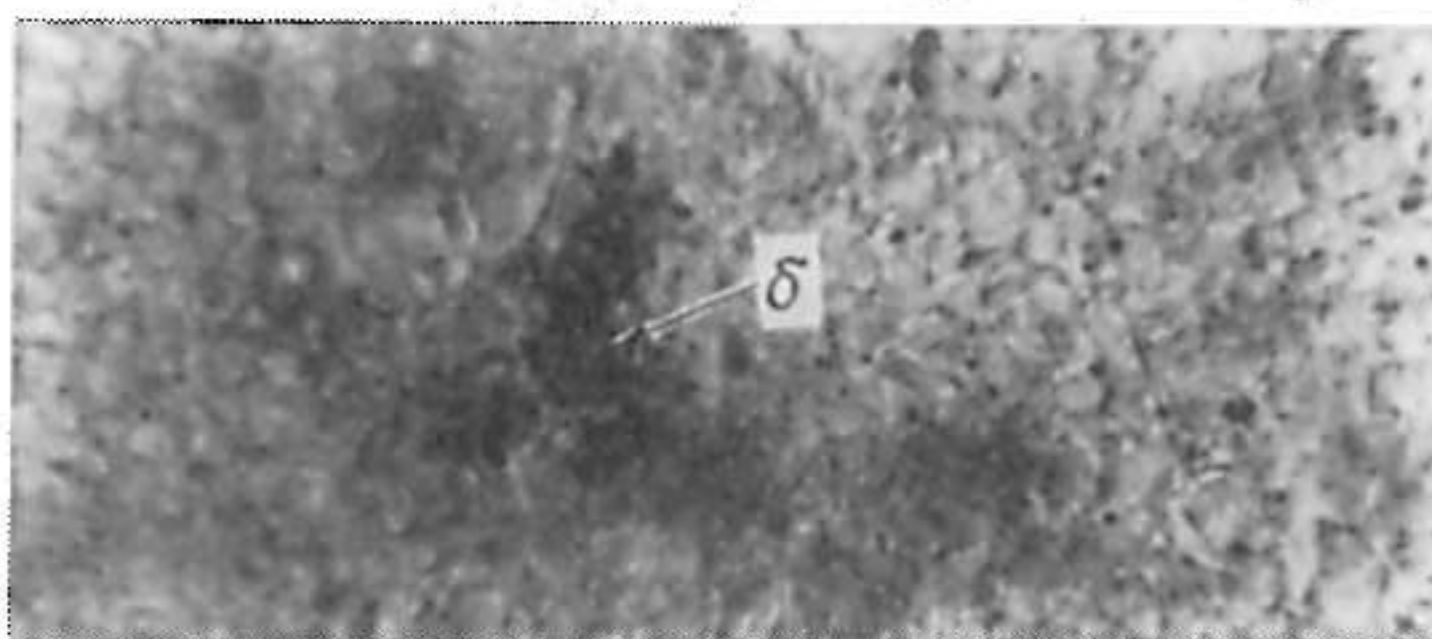
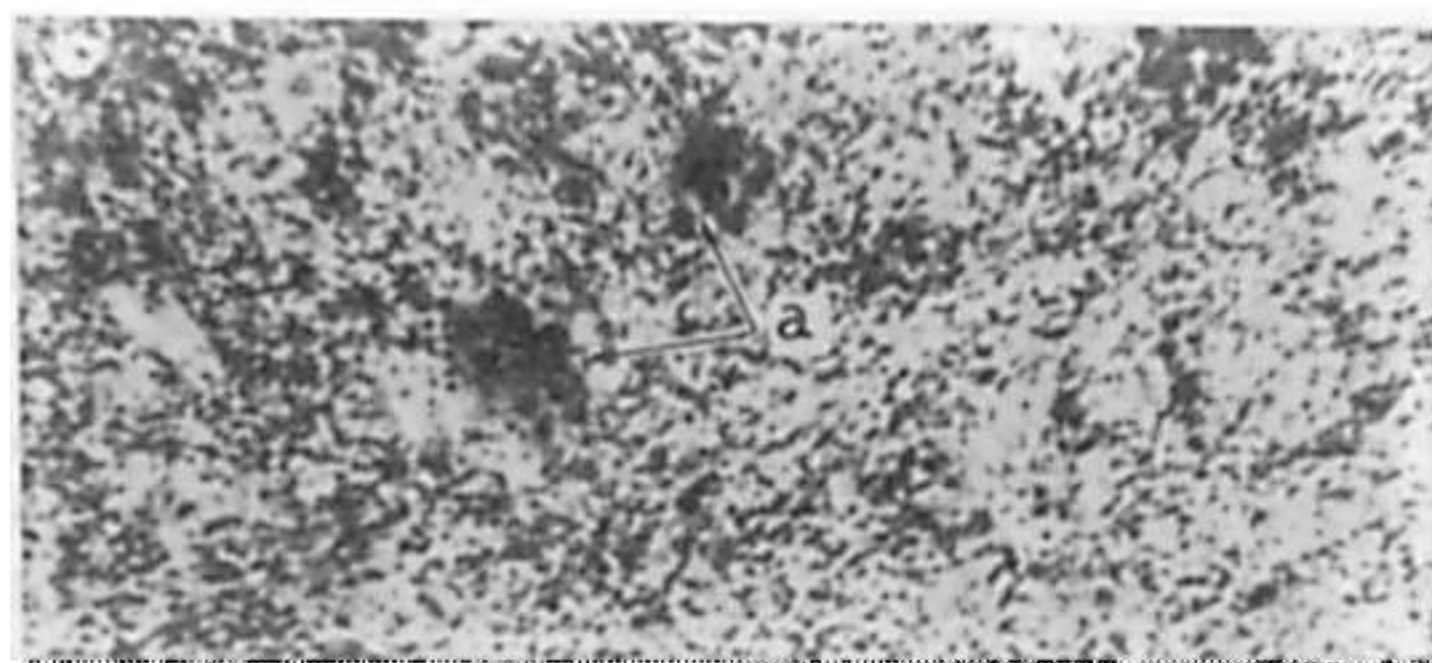


Рис. 2. Гистологическое строение селезенки леща.

а — гранулы липофусцина (ст. Любец, лето 1987 г., 10%-ный нейтральный формалин, гематоксилин с применением хромовых квасцов, 7×40), б — гранулы свинца (у д. Торова, весна 1988 г., 10%-ный нейтральный формалин, гематоксилин по Маллори, 7×40); в — локализация гранул фенола, г — прослойка соединительной ткани (ст. Любец, осень 1988 г., 10%-ный нейтральный формалин, реакция со свежediaзотированным сафранином, 7×40).

На гистологических препаратах исследовали состояние иммунокомпетентных органов и содержание в них фенола, мышьяка, свинца, а по индексу туловищной почки, селезенки и печени судили об относительной емкости этих органов. Содержание фенол- и нафталинсвязывающих антител

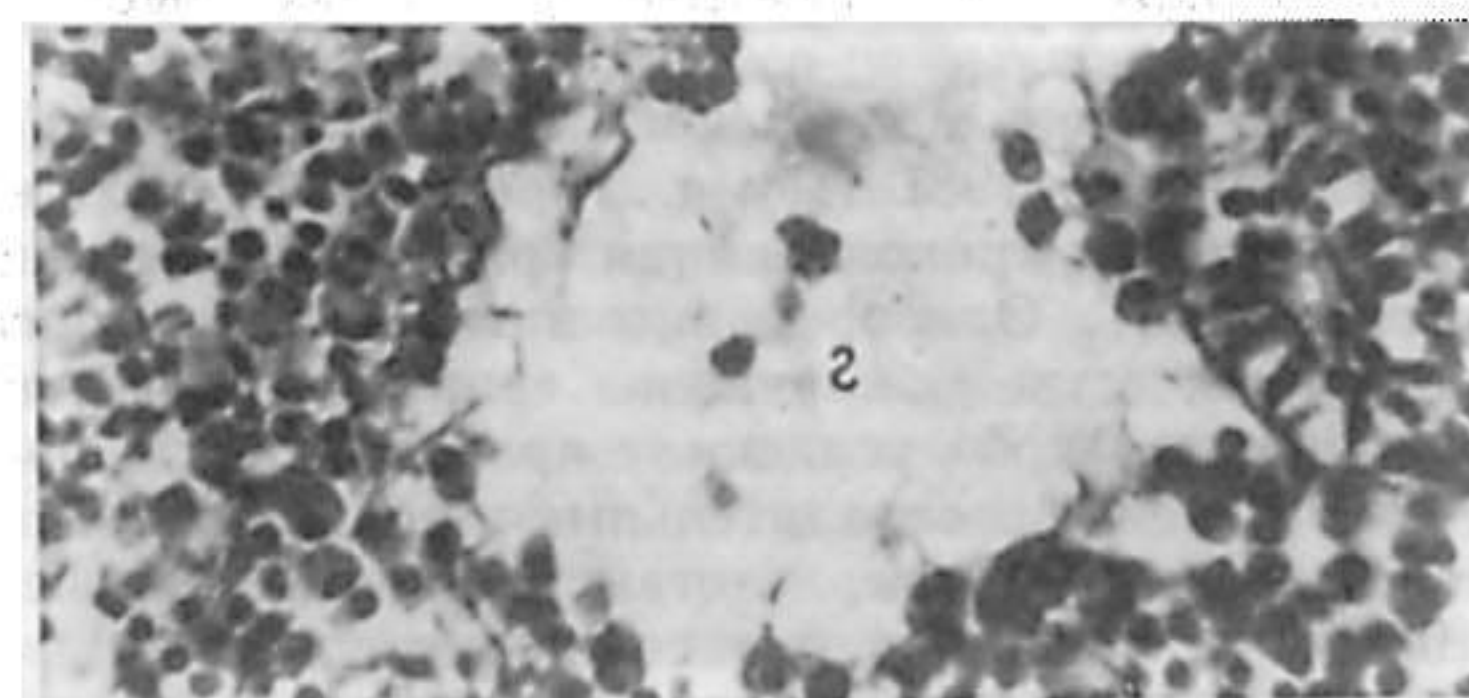
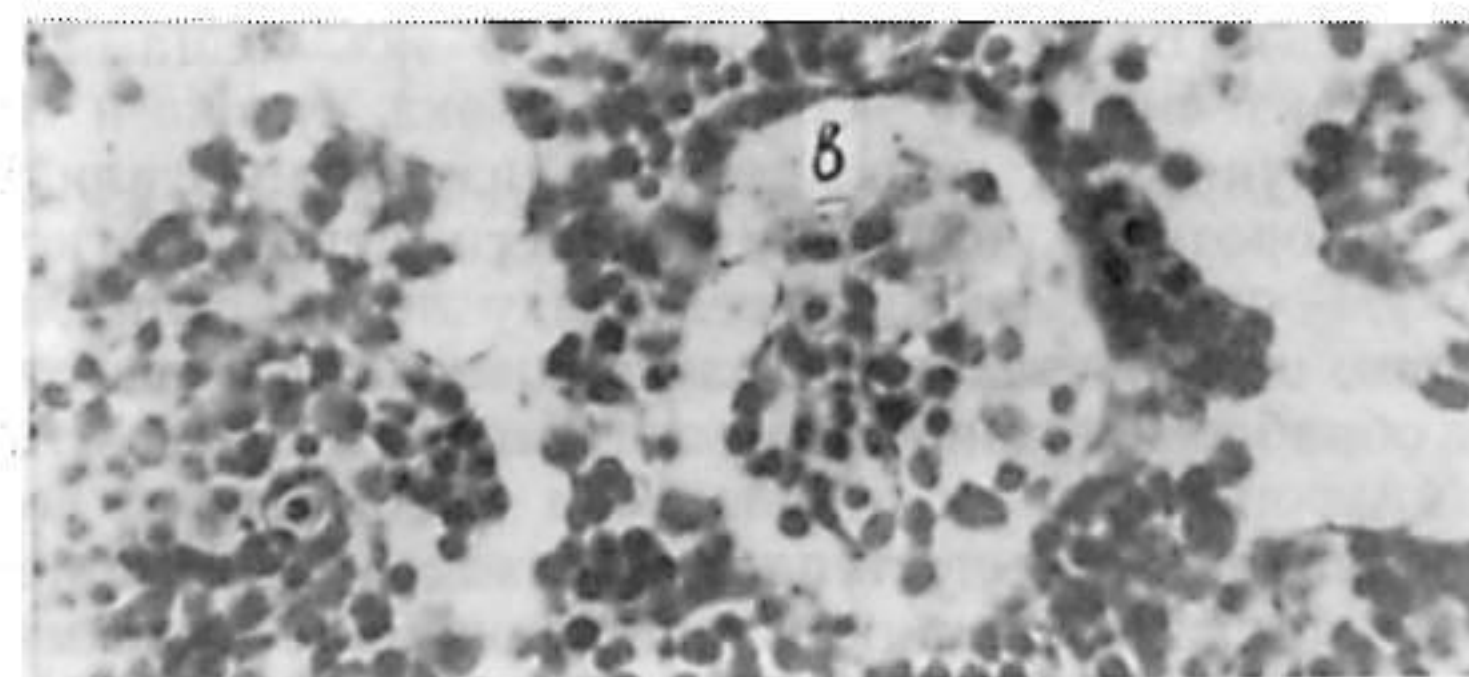
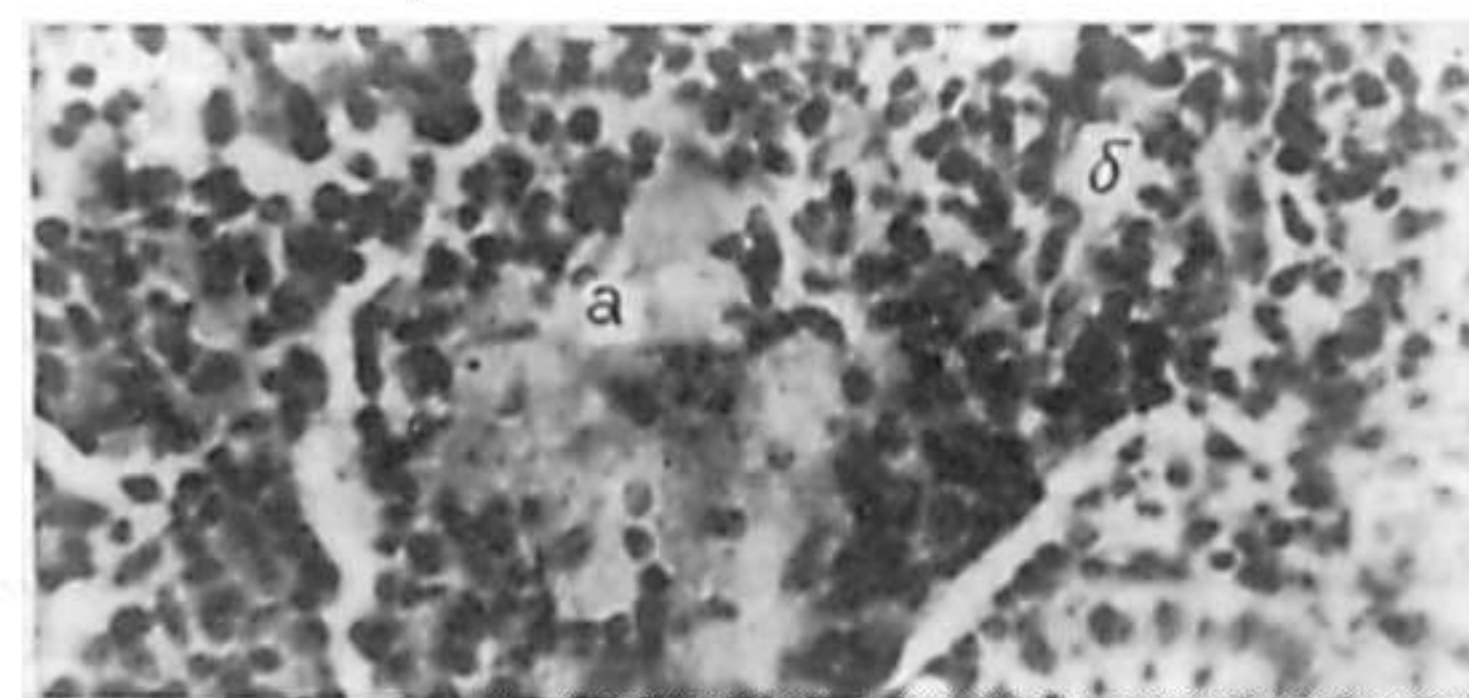


Рис. 3. Гистологические изменения почек леща (лето 1988 г.)

а — гранулы липофусцина, б — прослойка соединительной ткани (у д. Торова, 10%-ный нейтральный формалин, смесь пикриновой кислоты и метилового синего по Лилли, 7×40), в — полость клубочковой капсулы, содержащая экссудат (у д. Торова, 10%-ный нейтральный формалин, Маллори), г — в паренхиме почки лакуны с отеочной жидкостью (у д. Коприно, Бузн-диоксан, гематоксилин Гарриса, 7×40).

в сыворотке крови выявляли с целью установления возможного контакта рыб с указанными токсикантами в пе-

риод аварийного сброса сточных вод промышленных предприятий г. Череповца. Антитела к фенолу и нафталину осаждали в реакциях агглютинации и пассивной гемагглютинации. В качестве агглютиногена использовали конъюгированные фенолом и нафталином корпускулярные антигены (бактерии и эритроциты барана).

Материал собирали весной, летом и осенью 1987—1988 гг. большим донным тралом на 5 стандартных станциях: у д. Кабачино (выше г. Череповца), у д. Торова (недалеко от городских очистных сооружений), на ст. Любец и у д. Мякса (на 20 и 45 км соответственно ниже места поступления сточных вод) и в Волжском плесе (в 150 км от г. Череповца). Всего обследовали 406 экз. леща, 34 экз. плотвы, 46 экз. синца, 10 экз. щуки, 16 экз. судака и 10 экз. чехони. Иммуносерологическому анализу подвергали в основном сыворотки крови 5—10-летнего леща, а гистологическому — печень, почку и селезенку леща, синца, плотвы, судака, щуки и чехони. Полученные материалы статистически обрабатывали на ЭВМ системы «МЕРА — САМАК 125SM/4A».

После аварийного поступления отходов промышленных предприятий г. Череповца в водохранилище в иммунной системе рыб произошли существенные изменения. Их характер определяется временем взятия пробы и местом вылова рыб.

В селезенке, почках и печени леща, синца и плотвы, выловленных весной 1987 г. у д. Торова и на ст. Любец, выявлены очаговые кровоизлияния, разрушения тканей и клеток (рис. 1—3). Одновременно в тканях этих органов в большом количестве обнаружены гранулы липофусцина, свидетельствующие об усилении процессов старения и хроническом течении воспалительных процессов. Гистологические препараты леща, плотвы и синца, полученные летом 1987 г., отличались от весенних отсутствием очагов некроза и воспаления. В гранулах липофусцина селезенки, печени и почек установлено присутствие фенола, свинца и мышьяка (табл. 1).

Рыбы, выловленные весной, отличались от летних отсутствием свинца и фенола в печени, мышьяка и фенола в почках. В селезенке эти вещества присутствовали постоянно (табл. 1). Это свидетельствует о том, что токсические вещества, поступившие в организм рыб, задерживаются в тканях селезенки на неизвестно долгий срок, тогда как из печени и почек они, видимо, элиминируются. В 1988 г.

Таблица 1

Наличие мышьяка, свинца и фенола в тканях леща, синца и плотвы

Токсическое вещество	Печень			Почки			Селезенка		
	леща	синца	плотвы	леща	синца	плотвы	леща	синца	плотвы
Мышьяк	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	+	+	+	—	—	—	+	+	+
Свинец	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	—	—	—	+	+	+	+	+	+
Фенол	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	—	—	—	—	—	+	+	+	+

Примечание. Над чертой — весна, под чертой — лето.

в почках и селезенке рыб, отобранных у д. Торова, на ст. Любец, у д. Кабачино и в Волжском плесе, отмечалось замещение паренхимы соединительной тканью, разрастание которой происходило, в основном, вокруг липофусциновых гранул (рис. 2, 3). Одновременно в селезенке леща из района д. Торова и ст. Любец обнаружили следы свинца и фенола. Существенных патологических изменений, за исключением лакун с отечной жидкостью (рис. 1), в печени особей из района д. Торова и Волжского плеса не выявлено. Состояние гепатозов рыб и их размеры были одинаковыми на всех станциях. К концу 1988 г. рыбы Шекснинского плеса (район поступления отходов промышленных предприятий) отличались от рыб, выловленных выше г. Череповца и в Волжском плесе, более низкими индексами внутренних органов (рис. 4), что свидетельствует об их атрофии, вызванной явлениями цирроза, обусловленного интоксикацией.

Данные исследований функционального состояния неспецифических факторов гуморального иммунитета по БАСКу не позволили выявить определенной закономерности в характере изменчивости исследуемого показателя у рыб, выловленных из разных мест Рыбинского водохранилища (табл. 2). Если в 1987 г. низкие показатели БАСК выявлены весной только у леща из районов д. Торова и д. Кабачино, летом — д. Кабачино, д. Торова, ст. Любец и Волжского плеса, осенью — Волжского плеса, то в 1988 г. весной низкий уровень БАСК наблюдался у особей Волжского плеса, станций Торова и Кабачино, летом — Торова, осенью — ст. Любец и Волжского плеса.

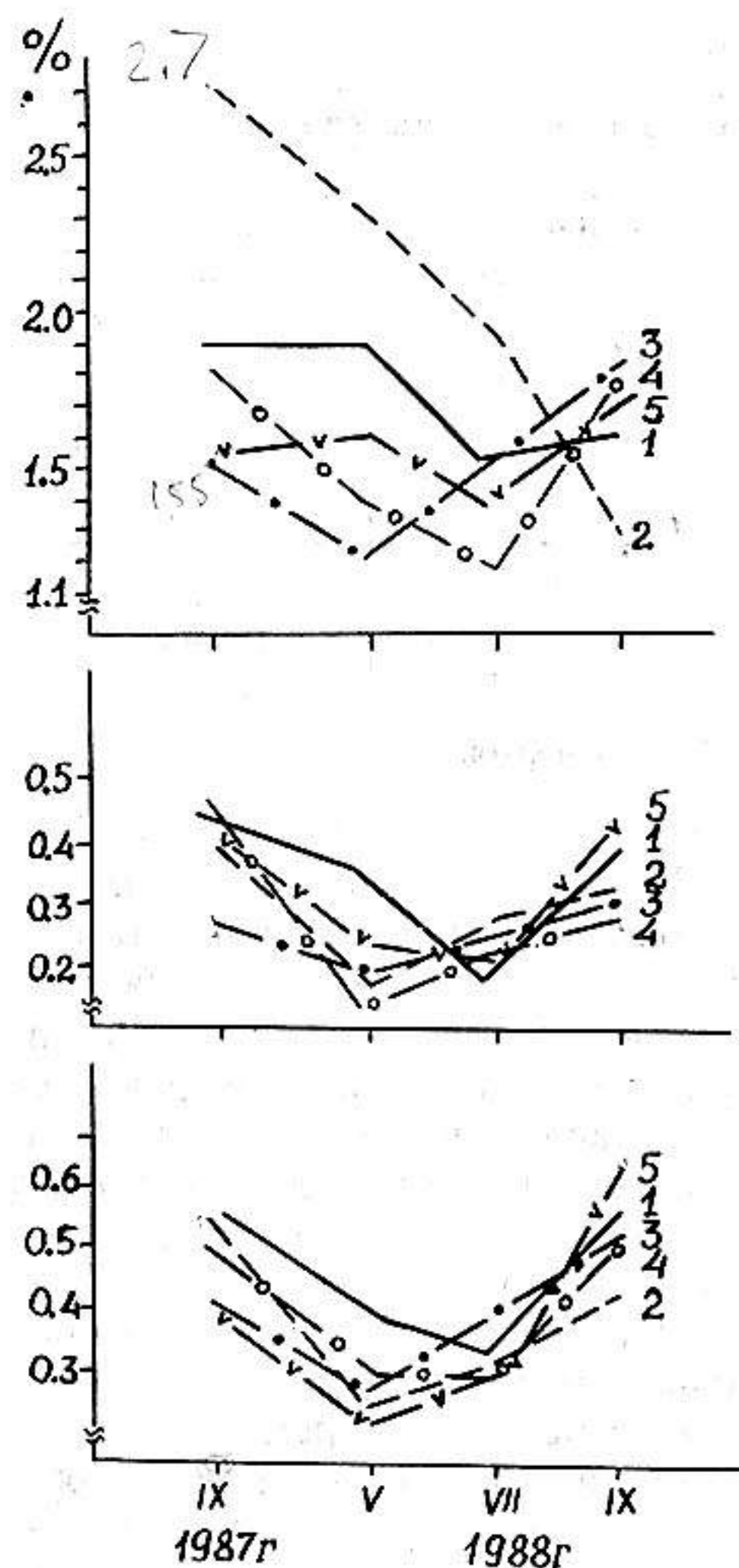


Рис. 4. Индексы печени (а), селезенки (б) и почек (в) леща с разных станций, %.

1 — д. Кабачино, 2 — д. Торово, 3 — ст. Любец, 4 — д. Мякса, 5 — Волжский плес. По оси абсцисс — месяцы.

подтверждаются гистологическими исследованиями состояния иммунокомпетентных органов и анализом содержания неполных антител к фенолу и нафталину (рис. 5, 6).

В сыворотке крови леща присутствовали фенол- и нафталинсвязывающие антитела, что указывает на контакт рыб с некоторыми соединениями токсических веществ. В 1987 г. максимальные титры антител в большинстве случаев обна-

Независимо от времени взятия пробы бактериостатические свойства сыворотки крови леща из района д. Мякса в 1988 г. имели близкие значения, что, вероятно, обусловлено физиологической и иммунологической однородностью исследуемых рыб. В то же время лещи, выловленные в 1987—1988 гг. (за исключением осенних выборок) вблизи г. Череповца, особенно у д. Торово, отличались более низкими величинами БАСК и высокой долей содержания иммунодефицитных особей (табл. 2). Большое число иммунодефицитных особей при низком уровне БАСК в Волжском плесе осенью 1987 г. и весной 1988 г. и на станциях Кабачино и Любец весной и осенью 1988 г. соответственно свидетельствует либо об имевших место миграциях скоплений рыб из районов загрязнения, либо о распространении отходов промышленных предприятий после аварии за пределы Шекснинского плеса при ветровом перемещении водных масс. Это

Таблица 2

Антимикробные свойства сыворотки крови леща

Место отбора проб	Весна			Лето			Осень		
	Число рыб, экз.	БАСК, %	ИМД, %	ИМР, %	Число рыб, экз.	БАСК, %	ИМД, %	ИМР, %	ИМР, %
У. д. Кабачино	8	11.9±5.3	37	63	10	18.3±4.7	20	80	86
У. д. Торово	10	17.0±3.1	90	10	10	36.0±0.0	10	90	82
	13	18.1±7.4	46	54	10	11.0±5.9	60	40	82
Ст. Любец	10	8.8±4.8	50	50	10	13.1±4.0	70	30	80
	10	32.8±4.7	10	90	14	20.2±4.1	14	86	100
У. д. Мякса	10	69.4±15.2	0	100	—	—	—	—	30
	—	—	—	—	—	—	—	—	100
Волжский плес	10	24.7±9.2	20	80	10	30.9±7.0	20	80	90
	15	43.5±7.2	0	100	13	19.4±6.0	23	77	53
	10	0	100	0	10	60.4±12.3	10	90	80

Примечание. Над чертой — 1987 г., под чертой — 1988 г. ИМД — иммунодефицитные особи, ИМР — иммунореактивные особи.

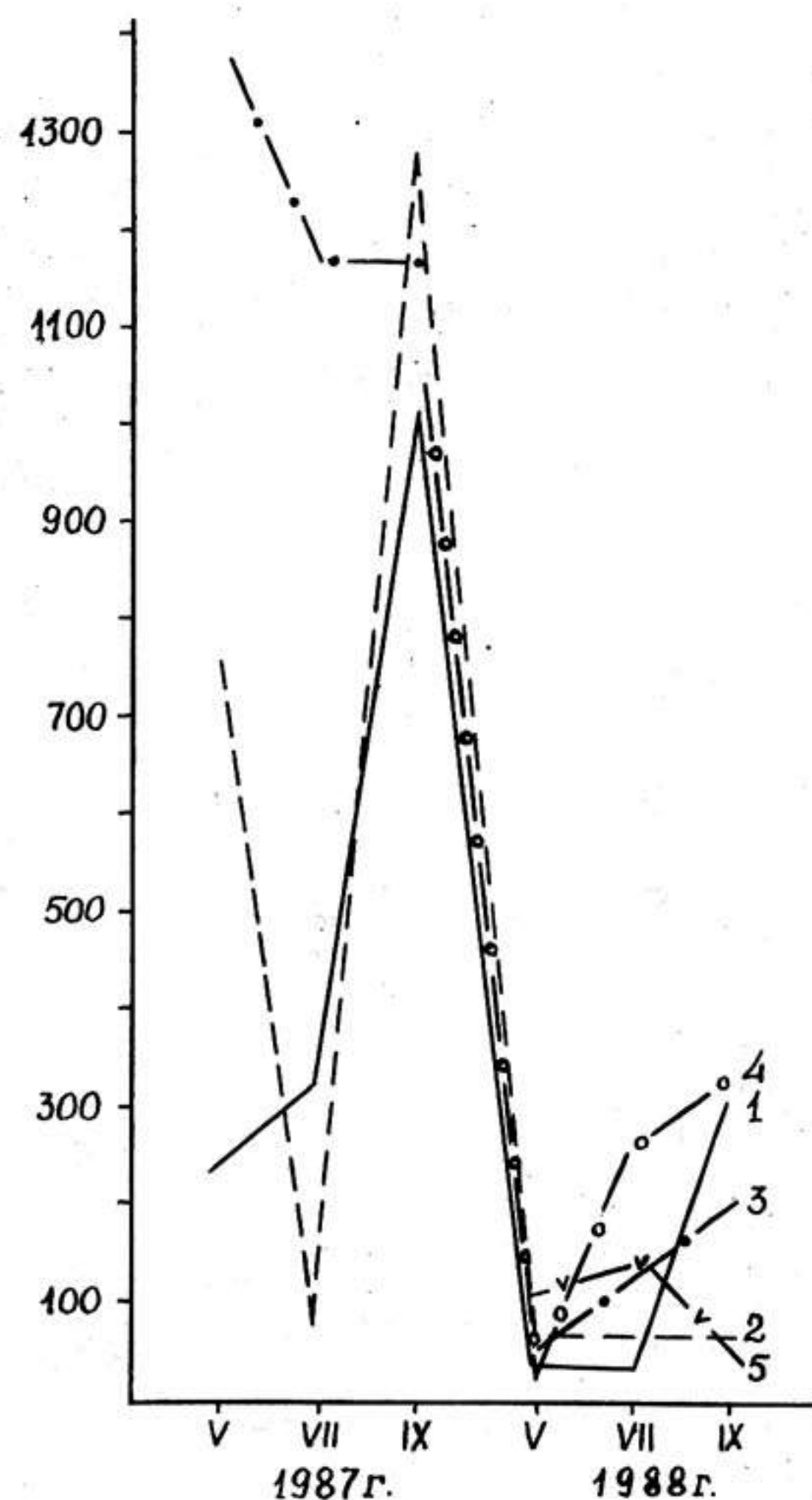


Рис. 5. Содержание антител к фенолу в сыворотках крови с разных станций.
По оси ординат — уровень антител, титры разведения.
Остальные обозначения те же, что и на рис. 4.

ружены у рыб со ст. Любец. Меньшие титры наблюдались у особей в районах д. Торово и д. Мякса, а в 1988 г. — д. Торово, ст. Любец, д. Мякса, д. Кабачино, т. е. в районах возможного распространения отходов предприятий Череповецкого промышленного узла. Следует отметить, что в 1987 г. антитела к обоим токсикантам в сыворотках крови рыб имели более высокие титры, чем в 1988 г. Рыбы отличались не только титрами антител, но и числом рефрактерных особей,

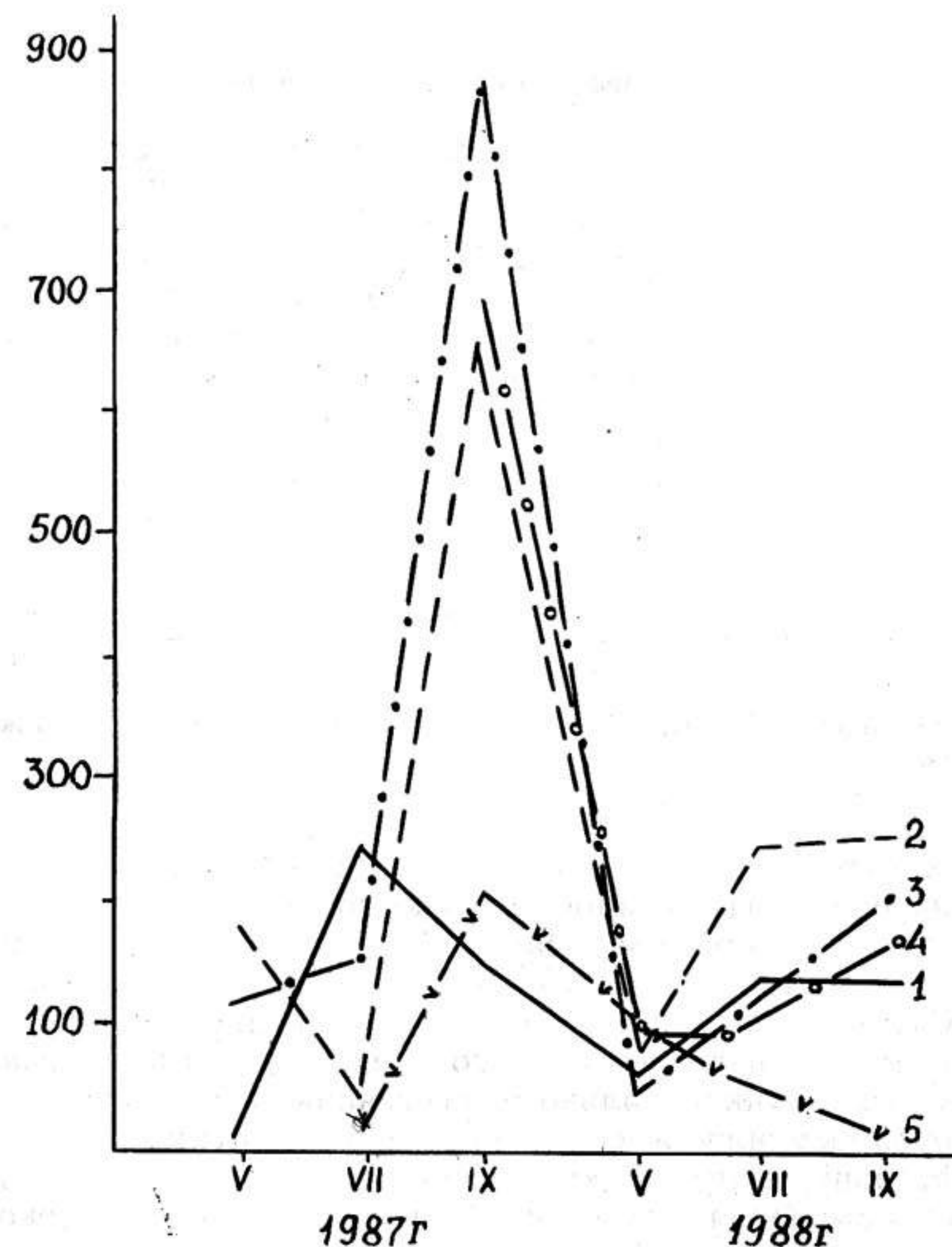


Рис. 6. Содержание антител к нафталину в сыворотках крови леща с разных станций.
Обозначения те же, что и на рис. 4, 5.

в сыворотке которых фенол- и нафталинсвязывающие антитела отсутствовали (табл. 3). Причем таких особей в 1988 г. было больше как в районах выше г. Череповца, так и вблизи него. Различие в уровне содержания антител за период наблюдений, видимо, свидетельствует либо об их разрушении, либо о прекращении контакта рыб с соединениями фенола и нафталина. Последнее, вероятно, обуслов-

Таблица 3

Содержание рефрактерных особей среди леща, %

Место отбора проб	Весна		Лето		Осень	
	1987 г.	1988 г.	1987 г.	1988 г.	1987 г.	1988 г.
Волжский плес	—	0	0	60	—	60
У д. Мякса	—	40	92	50	49	100
У. д. Любец	—	90	—	40	0	40
У. д. Любец	—	30	—	10	14	0
У. д. Любец	0	50	0	—	7	0
У. д. Торово	0	—	0	—	0	30
У. д. Торово	0	50	0	70	0	40
У. д. Торово	0	70	20	20	0	20
У. д. Кабачино	0	90	20	90	0	40
	40	50	10	20	0	20

Примечание. Над чертой — антитела к фенолу, под чертой — то же к нафталину.

лено отсутствием поступления фенола, нафталина или их соединений в водоем, либо гибелью пораженных рыб.

Таким образом, аварийный сброс отходов промышленных предприятий зимой 1987 г. оказал существенное влияние на иммунную систему рыб. Рыбы, обитающие в районе поступления сточных вод и за его пределами, отреагировали снижением функционального состояния неспецифических факторов иммунитета, синтезом неполных антител к фенолу и нафталину, интенсификацией процессов образования пигментов истощения или гранул липофусцина в иммунокомпетентных органах, явлениями цирроза и скоплением в липофусциновых гранулах токсических соединений, в частности, фенола, свинца и мышьяка. Наличие токсических веществ в иммунокомпетентных органах, признаки цирроза печени, снижение индекса внутренних органов (почки, селезенки) рыб следует считать неблагоприятными для сохранения индивидуальной целостности организма и поддержания устойчивости рыб к инфекционным и инвазионным болезням. В будущем, вероятно, в популяциях появятся эпизоотии, что приведет к сокращению продолжительности жизни рыб и сдвигу в динамике численности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Смирнова О. В., Кузьмина Т. Д. Определение бактерицидной активности сыворотки методом фотонейфелометрии//Журн. микробиол., эпидемиол. и иммунол. 1966. № 4.
2. Leeman M. G., Brindey W. A. Effect of toxic agents upon fish immune systems: a review//Immunol. considerations in Toxicology. 1981. Vol. 4.
3. Stolen J. S., Kasper V., Cahn T., Lipson V., Nagle J. J., Adams W. N. The immune response of fishes exposed by injection or bath to bacterial isolates from sludge and in situ exposure to sludge//Biotechnology March. 1983. Vol. 3.

СОДЕРЖАНИЕ

Флеров Б. А. Экологическая обстановка на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г.	3
Ершов Ю. В. Оценка загрязненности воды и грунтов Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища битумоидами и нефтепродуктами	12
Чалова И. В. Изучение токсичности вод Рыбинского водохранилища с помощью семисуточного теста на <i>Ceriodaphnia affinis</i>	20
Романенко В. И., Захарова Л. И., Романенко В. А., Гаврилова В. А., Соколова Е. А. Оценка качества воды по микробиологическим показателям в Рыбинском водохранилище у г. Череповца	24
Ривьер И. К. Влияние стоков г. Череповца на зоопланктон Шекснинского плеса	42
Скальская И. А. Стрессовые состояния зооперифитона Рыбинского водохранилища	59
Гагарин В. Г. Мейобентос Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища	72
Бисеров В. И., Гапеева М. В., Цельмович О. Л., Широкова М. А. Ртуть в донных отложениях и макрозообентосе Рыбинского водохранилища	78
Микрякова Т. Ф. Роль прибрежно-водной растительности в очистке сточных вод	83
Малинин Л. К., Стрельников А. С. Состояние ихтиофауны Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в 1987—1988 гг. в связи с его загрязнением	89
Володин В. М. Состояние воспроизводительной системы и плодовитость рыб в Северо-Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища	101
Козловская В. И., Павлов Д. Ф., Чуйко Г. М., Халько В. В., Винников Ю. Я., Анохин С. В. Влияние загрязняющих веществ на состояние рыбы в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища	123
Микряков В. Р., Андреева А. М., Лапирова Т. Б., Силкина Н. И. Реакция иммунной системы рыб Шекснинского плеса после аварии на промышленных предприятиях г. Череповца	144

Подписано в печать 10.09.90. АК 08072. Формат 84×108¹/₃₂.
Печать офсетная. Усл. печ. л. 8,4. Уч.-изд. л. 9,3. Тираж 600 экз. Заказ 132.

Типография № 2 Госкомиздата РСФСР,
152901, г. Рыбинск, ул. Чкалова, 8.