

Российская академия наук
Уральское отделение
Институт экологии растений и животных
Российская академия сельскохозяйственных наук
Уральский научно-исследовательский ветеринарный институт

**А.В. Трапезников, М.Я. Чеботина,
В.Н. Трапезникова,
В.П. Гусева, О.А. Николин**

**ВЛИЯНИЕ АЭС
НА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ
СОСТОЯНИЕ
ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ**

Екатеринбург
2008

Российская академия наук
Уральское отделение
Институт экологии растений и животных

Российская академия сельскохозяйственных наук
Уральский научно-исследовательский ветеринарный
институт

А.В. Трапезников, М.Я. Чеботина,
В.Н. Трапезникова, В.П. Гусева,
О.А. Николин

**ВЛИЯНИЕ АЭС
НА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ
ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ**

ЕКАТЕРИНБУРГ
Издательство «АкадемНаука»
2008

УДК 574.58; 577.346

Ответственный редактор: член-корреспондент РАСХН **И.М. Донник**

Рецензенты:

член-корреспондент РАН В.И. Уткин,
доктор биологических наук, профессор А.Г. Васильев

**А.В. Трапезников, М.Я. Чеботина, В.Н. Трапезникова, В.П. Гусева,
О.А. Николин**

Влияние АЭС на радиозэкологическое состояние водоема-охладителя.
– Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2008. – 400 с.

ISBN 978-5-904196-01-1

В монографии подводятся итоги многолетних исследований радиозэкологического состояния водоема-охладителя Белоярской АЭС за период с 1976 по 2007 г. Приводятся данные о содержании радионуклидов в воде, растениях, рыбе, планктоне, грунтах водоема-охладителя. Рассматривается динамика уровней содержания трития, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в компонентах Белоярского водохранилища при работе различных блоков АЭС. Описываются изменения качественного и количественного состава сообществ планктонных организмов после прохождения их через систему охлаждения атомной станции. Приводятся экспериментальные данные о современных уровнях концентраций трития в воздушной среде, дождевых осадках, снеговых выпадениях, питьевой воде района БАЭС.

Книга представляет интерес для широкого круга специалистов в области экологии, радиационной гигиены, охраны окружающей среды, а также для преподавателей и студентов биологических факультетов высших учебных заведений.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 07-05-00171).

УДК 574.58; 577.346

ISBN 978-5-904196-01-1



© А.В. Трапезников, М.Я. Чеботина,
В.Н. Трапезникова, В.П. Гусева,
О.А. Николин, 2008
© Институт экологии растений
и животных УрО РАН, 2008
© Уральский научно-исследовательский
ветеринарный институт, 2008-10-06
© Издательство «АкадемНаука», 2008

Предисловие

Для решения радиозэкологических проблем, возникших в связи с развитием атомной промышленности и энергетики, в 1979 г. на Среднем Урале на берегу Белоярского водохранилища в санитарно-защитной зоне Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова была построена и пущена в эксплуатацию Биофизическая станция Отдела континентальной радиозэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН. В то время отделом руководил доктор биологических наук Николай Васильевич Куликов. Обсуждению перспектив радиозэкологической науки в связи со строительством в этом районе Биофизической станции и реальной помощью в ее строительстве способствовали Президент Уральского филиала академии наук (ныне УрО РАН) С.В. Вонсовский, Председатель Президиума УФАН С.С. Спасский, заместитель директора ИФМ В.А. Трапезников, директор Института биологии (ныне Институт экологии растений и животных УрО РАН) С.С. Щварц и другие видные ученые. В период строительства Биофизическую станцию посетили будущий Президент Российской Федерации Б.Н. Ельцин и Президент академии наук А.П. Александров.

Задачей научного коллектива станции совместно с сотрудниками отдела в г. Свердловске (Екатеринбурге) было продолжение фундаментальных научных исследований по радиозэкологии, проводившихся на биостанции Миассово под руководством д.б.н. Н.В. Тимофеева-Ресовского и д.б.н. Н.В. Куликова, а также прикладных задач, возникших в связи со строительством и функционированием Белоярской

АЭС. За истекшие годы работавшим в этом направлении научным коллективом было установлено, что с точки зрения возможных экологических и гигиенических последствий среди поступающих во внешнюю среду от Белоярской АЭС радионуклидов наибольший интерес представляют тритий, ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs . Эти радионуклиды, в основном в составе слаборадиоактивных промышленных вод, сбрасываются в определенные участки Белоярского водохранилища, которое используется в качестве водоема-охладителя, и в Ольховскую болотно-речную экосистему. Строительство Биофизической станции во многом способствовало проведению многолетних радиоэкологических исследований на Белоярском водохранилище и выходу в свет этой книги.

Авторы

Глава 1. Состояние водных экосистем в зонах размещения АЭС

В настоящее время в России находятся в эксплуатации десять атомных электростанций, которые вырабатывают ежегодно примерно 15 % потребляемой в стране электроэнергии: Балаковская, Белоярская, Билибинская, Кольская, Курская, Калининская, Ленинградская, Нововоронежская, Ростовская, Смоленская. Общая энергетическая мощность ныне действующих атомных электростанций составляет 23 ГВт.

Большинство станций для охлаждения конденсаторов турбин и вспомогательного оборудования использует природные водные бассейны, расположенные в непосредственной близости от АЭС (Верификация ..., 2001). Так, система оборотного водоснабжения Балаковской АЭС включает в себя пруд-охладитель, образованный отсечением мелководной части Саратовского водохранилища намывной дамбой, подводящий и отводящий каналы, брызгальные устройства.

Основным источником водоснабжения для систем охлаждения и технических целей Белоярской АЭС служит Белоярское водохранилище. Отвод воды промливневой канализации с промплощадки БАЭС осуществляется через промливневый канал в водоем, а очищенных хозяйственных и слаборадиоактивных стоков – через специальную канализацию в Ольховское болото.

Водоснабжение Кольской АЭС производится путем забора воды по открытому подводящему каналу из губы Глубокая оз. Имандра и сброса ее после очистки через отводящий канал в это же озеро.

Для водоснабжения Курской АЭС используется пруд-охладитель. Отвод воды с промплощадки АЭС осуществляется в указанный водоем через промливневую канализацию. Замасленные и замазученные воды после очистки на очистных сооружениях используются в цикле станции и на нужды химводоочистки. Хозбытовые стоки и нерадиоактивные дебалансные воды отводятся в пруд-охладитель и реки Сейм и Реут.

На Калининской АЭС система оборотного водоснабжения включает в себя водохранилища-охладители (озера Удомля и Песьво, соединенные короткой протокой). Сток воды осуществляется из оз. Песьво в оз. Удомля, из которого вытекает р. Съезжа. Незагрязненные производственно-дождевые воды отводятся системой промышленно-ливневой канализации в оз. Удомля. Загрязненные нефтепродуктами сточные воды после соответствующей очистки направляются для нужд станции или сбрасываются в сбросной канал. Бытовые стоки после полной биологической очистки и доочистки сбрасываются в оз. Песьво.

На Ленинградской АЭС для охлаждения технологического оборудования служит участок Копорской губы Финского залива. Ливневые воды с территории АЭС через промливневую канализацию поступают в Копорскую губу. В нее также отводятся прошедшие очистку замасленные и замазученные воды, а также очищенные хозбытовые стоки и слабордиоактивные дебалансные воды.

Источником технического водоснабжения Нововоронежской АЭС служит р. Дон. В реку сбрасываются очищенные от радиоактивного загрязнения, прошедшие дозиметрический контроль дебалансные воды системы водоочистки с концентрацией суммы β -излучающих

радионуклидов, не превышающей $ДК_6$, сточные воды, воды душевых из санпропускников и воды “чистых” отделений спецпрачечной, не проходящие по проекту очистку и дозиметрический контроль, “чистые” хозяйственно-фекальные стоки с промплощадки и предприятий, расположенных в санитарно-защитной зоне АЭС.

Основным источником водоснабжения Ростовской АЭС является пруд-охладитель, созданный на акватории приплотинного плеса Цимлянского водохранилища путем отсечения прибрежного участка дамбой длиной ~ 10 км.

Для Смоленской АЭС источником технического водоснабжения является р. Десна с регулирующим водохранилищем-охладителем. Станция является одноконтурной и не допускает радиоактивных сбросов в окружающую среду. Система техводоснабжения станции относится к разряду оборотной системы водоснабжения с охлаждением воды, прошедшей через конденсаторную систему турбин в акватории водохранилища. Отвод воды с промплощадки АЭС обеспечивается системой промливневой канализации, отводящей ливневую воду с территории АЭС в водохранилище. Технически загрязненные воды проходят очистку на очистных сооружениях хозяйственных стоков промплощадки и отводятся в водохранилище.

Таким образом, водные резервуары в районах функционирования атомных электростанций зачастую служат водоемами-охладителями АЭС и поэтому в той или иной степени подвергаются воздействию стоков этих предприятий. При нормальном режиме работы воздействие АЭС на природную среду, в том числе на водные экосистемы, можно отнести за счет влияния преимущественно трех факторов – радиационного, химического и теплового.

Воздействие радиационного фактора сводится к тому, что в водоемы-охладители в небольших количествах поступают слаборадиоактивные вещества, которые в силу специфики водных экосистем быстро поглощаются гидробионтами и донными отложениями (Веников, 1975; Куликов, 1978; Мордухай-Болтовской, 1974). В зонах сброса слаборадиоактивных стоков действие радиационного фактора часто проявляется на фоне подогрева воды и механического травмирования мелких гидробионтов. АЭС могут быть источником химического загрязнения водоемов-охладителей, обусловленного строительными работами, урбанизацией региона, жизнедеятельностью города с его населением и др. Все перечисленные выше факторы в совокупности могут снижать общую резистентность водных организмов и приводить к различным синергическим эффектам.

Что касается радиационного облучения населения, то при нормальной работе АЭС и соблюдении требований «Санитарных правил проектирования и эксплуатации АЭС» (СП АЭС-89) оно незначительно. Радиационные загрязнения нормально работающей АЭС для населения не должны превышать уровней, обусловленных естественными и техногенными источниками облучения. Считается, что в России, а ранее в СССР ни одна АЭС при нормальной эксплуатации не создала в своем регионе условия, которые бы привели к более высоким радиационным нагрузкам на людей, чем это допускают санитарные правила. Согласно существующим нормативам, $ПД_{АЭС}$ составляет 250 мкЗв/год, тогда как среднегодовая доза естественного фона равна 1000 ± 250 мкЗв/год без учета облучения R_n и T_n . По результатам многолетних наблюдений (Егоров, 2007; Крышев, Рязанцев, 2000), фактичес-

кая годовая доза облучения в средней части Европейской России составляет 80–120 мкЗв/год.

Кроме того, большинство АЭС придерживается принципа ALARA, согласно которому радиационную нагрузку на индивидов надо всегда уменьшать настолько, насколько это возможно с учетом экономических и социальных факторов. Применение этого принципа привело к тому, что мощность выбросов и сбросов радионуклидов от атомных станций значительно ниже допустимых пределов (Колтик, 2001; Радиационный ..., 2003).

Радионуклиды поступают от АЭС в окружающую среду двумя путями – с газоаэрозольными выбросами в атмосферу и жидкими сбросами в водоемы. Для последних существуют принятые СП АЭС-79 величины предельно допустимого сброса, которые должны зависеть от особенностей водоема-охладителя и его экосистемы. Согласно имеющейся информации, фактический сброс радионуклидов с жидкими стоками в водоемы в среднем меньше величины допустимого сброса и варьирует для АЭС средней части Европейской России от 0,1 до 0,7 % от допустимого предела (Егоров, 2007).

Информация об уровнях содержания радионуклидов в водных экосистемах районов АЭС весьма ограничена. Наиболее детальные исследования в этом плане проведены в районе Белоярской АЭС, а их результаты приведены в настоящей монографии. В районах расположения других АЭС России аналогичные работы не проводились или носят характер эпизодических исследований.

Например, показано (Оценка ..., 1995; Радионуклиды ..., 1996), что в первые годы функционирования Курской АЭС (1-й–4-й энергоблоки пушены в эксплуатацию

соответственно в 1976, 1979, 1983 и 1985 гг.) содержание антропогенных радионуклидов в реках Сейм и Реут было практически одинаковым по длине этих водотоков и в среднем составляло: ^{134}Cs – 0,023 Бк/л, ^{137}Cs – 0,032 Бк/л. Иногда в пробах воды указанных рек обнаруживали ^{60}Co (0,02–0,08 Бк/л) и ^{54}Mn (0,02–0,06 Бк/л).

Усредненные концентрации искусственных радионуклидов в водоеме-охладителе в 1980–1983 гг. были равны, Бк/л: ^{134}Cs – 0,025, ^{137}Cs – 0,025, ^{60}Co – 0,03, ^{54}Mn – 0,022. Примерно на таких уровнях поддерживались концентрации ^{134}Cs и ^{137}Cs в водоеме-охладителе до 1992 г., а содержание ^{51}Cr , ^{58}Co и ^{54}Mn в октябре 1993 г. не превышало предела чувствительности метода. В 1986 г. вследствие аварии на Чернобыльской АЭС концентрация ^{134}Cs в воде указанных экосистем увеличилась в 3–3,5 раза, а ^{137}Cs – в 2,5–3 раза. В 1988 г. эти показатели приблизились к значениям, характерным для доаварийного периода.

Исследование распределения радионуклидов в донных отложениях водоема-охладителя показало, что основной вклад в загрязнение грунта вносит ^{137}Cs . Его распределение в слое грунта 0–5 см весьма неравномерно по длине водотока, тогда как концентрация других радионуклидов (^{134}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn) изменяется достаточно равномерно.

Концентрации радионуклидов в грунте зависят от типа донных отложений, в частности от содержания в них илистых частиц, и глубины залегания грунта. В минимальной степени радионуклиды накапливает песчаный грунт, а в максимальной – суглинистый. Однотипные донные отложения, расположенные на большей глубине, накапливают радионуклиды в большей степени. Установлено также, что ^{134}Cs и ^{137}Cs в донных отложениях водоема-охладителя

Курской АЭС имеют в основном “чернобыльское” происхождение.

В растениях водоема-охладителя Курской АЭС обнаружены те же техногенные радионуклиды, что в воде и донных отложениях. Установлена четкая зависимость концентраций радионуклидов в растениях от места их произрастания. В районах сброса слаборадиоактивных вод растения содержат повышенные концентрации радионуклидов. Содержание ^{137}Cs в макрофитах на 15–17-й годы работы АЭС варьировало от 1 до 40 Бк/кг сухой массы. В водных растениях ^{134}Cs и ^{137}Cs имеют также преимущественно “чернобыльское” происхождение. Концентрация ^{137}Cs в рыбе (окунь, судак, густера, лещ) варьировала от 0,2 до 4 Бк/кг, ^{60}Co в судаке – $0,2 \pm 0,1$ Бк/кг, а в леще – $0,08 \pm 0,03$ Бк/кг. В 85 % исследованных проб рыб ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn находились на пределе чувствительности метода. Отсутствие временных рядов результатов наблюдений за концентрацией техногенных радионуклидов в компонентах водоема-охладителя (вода, растения, ихтиофауна, грунт) Курской АЭС исключает возможность прогноза масштабов радиоактивного загрязнения в будущем.

Ныне работающие четыре энергоблока Балаковской АЭС были пущены в эксплуатацию в период с 1985 по 1993 г. Согласно помещенной в интернете информации, радиационное воздействие АЭС на водные экосистемы весьма незначительно. В 2007 г. суммарная β -активность в воде р. Волги в районе АЭС составляла 0,036 Бк/л, а в водоеме-охладителе – 0,163 Бк/л. Концентрация ^{137}Cs в воде этих экосистем составляла 0,012 Бк/л. В 2008 г. суммарная β -активность в воде р. Волги возросла до 0,049 Бк/л, а в водоеме-охладителе была равна 0,171 Бк/л, причем концентрация ^{137}Cs не из-

менилась. Удельная активность рыбы (щука, карась, лещ, плотва, карп) в прилегающих водных экосистемах (р. Волга, Саратовское и Волгоградское водохранилища, прудовое хозяйство) по ^{90}Sr варьировала от 0,07 до 0,85 Бк/кг, а по ^{137}Cs – от 0,12 до 2,39 Бк/кг сырой массы при допустимых концентрациях 100 и 130 Бк/кг для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно (Гигиенические ..., 2002). Влияние АЭС на содержание этих радионуклидов в растениях и донных отложениях относительно выше и ниже расположенных участков реки не выявлено (Каменщикова и др., 2004).

Четыре блока Билибинской АЭС были введены в эксплуатацию в период с 1974 по 1976 г. АЭС эксплуатировалась примерно 20 лет в условиях Крайнего Северо-Востока России. К 2006 г. блоки выработали свой ресурс. Было принято решение о строительстве новых энергоблоков мощностью 120 МВт. Согласно литературным данным (Экологическая ..., 1994), состояние водных экосистем района Билибинской АЭС определяется радионуклидами глобального и “станционного” происхождения – ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co . В следовых количествах обнаружены также ^{51}Cr , ^{58}Co , ^{59}Fe . В период с 1973 по 1991 г. в воде различных водных резервуаров района АЭС концентрация варьировала в следующих пределах, Бк/л: ^{90}Sr – 0,001–0,044, ^{137}Cs – 0,01–0,012, ^{54}Mn – 0–0,042, ^{60}Co – 0–0,085, а в донных отложениях – 1–6, 1–10, 2–8, 1–30 Бк/кг сухой массы соответственно. Наиболее высокие концентрации радионуклидов регистрировались в районе выхода промливневой канализации, Бк/кг сухой массы: ^{90}Sr – до 59, ^{137}Cs – до 23000, ^{54}Mn – до 20000, ^{60}Co – до 160000. По мнению авторов, работа Билибинской АЭС не повлияла на состояние водных объектов района АЭС.

Четыре блока Кольской АЭС были пущены в эксплуатацию с 1976 по 1985 г. Концентрация ^{137}Cs в различных водных экосистемах района расположения этой станции (губы Молочная, Глубокая, Узкая Салма, Широкая Салма, р. Пиренга) в период с 1999 по 2004 г. изменялась от 0,003 до 0,050 Бк/л, а суммарная β -активность – от 0,05 до 0,074 Бк/л. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в оз. Имандра составляла соответственно 0,016 и 0,006 Бк/л. Все показатели были значительно ниже уровня вмешательства (Нормы ..., 1999). По мнению авторов (Семенихина, 2006; Ганичев, Слецкая, 2004), в режиме нормальной эксплуатации Кольская АЭС не оказывает существенного радиационного воздействия на окружающую природную среду.

На Ленинградской АЭС (четыре ныне действующих энергоблока введены в эксплуатацию с 1973 по 1981 г.) в качестве водоема-охладителя используется морская акватория. Согласно данным мониторинга, влияние АЭС на радиоактивность морской воды прослеживается на расстоянии 3 км. По многолетним данным, только в редких случаях (менее 2–4 % проб) удастся определить следовые количества радионуклидов станционного происхождения в зоне, непосредственно примыкающей к АЭС. Основной вклад в искусственную радиоактивность водорослей вносят коррозионные радионуклиды (^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn). Вследствие процессов накопления вероятность определения искусственных радионуклидов в водорослях существенно выше, чем в пробах воды. Для большинства видов рыб суммарное содержание техногенных радионуклидов в среднем не превышает 1–3 % относительно фоновой концентрации. Отмечены более высокие уровни содержания техногенных радионуклидов в плотве и колюшке

(в среднем 10–30 % от уровня фона) сбросного канала. Вклад ^{90}Sr от водных сбросов ЛАЭС в радиоэкологическое состояние Копорской губы и Финского залива за 10 лет работы станции практически не проявился. Отмечено повышение концентраций ^{90}Sr во всех компонентах водного биоценоза района расположения ЛАЭС в результате чернобыльских выпадений. Исследование накопления этого радионуклида в рыбе свидетельствует о возможности беспрепятственного потребления рыбной продукции, вылавливаемой из водоема. В целом установлено, что при штатных условиях работы Ленинградская АЭС оказывает существенно меньшее влияние на радиоэкологическое состояние морской водной экосистемы по сравнению с природным радиационным фоном (Стронций-90..., 1992; Крышев, Рязанцев, 2000).

В районе Игналинской АЭС, расположенной на территории Литвы, строительству станции предшествовало детальное изучение фоновых показателей, характеризующих состояние экосистем, в том числе и по содержанию радионуклидов на разном расстоянии и в разных направлениях от АЭС. Основное внимание уделялось радионуклидам ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также тритию, появление которых в окружающей среде в дополнительных концентрациях можно было ожидать после пуска АЭС. Кроме того, в объектах окружающей среды определяли ^{40}K , который может служить в качестве своеобразного “репера” при оценке радиационной ситуации вокруг станции. В результате этих исследований был создан банк данных, где учтен разброс фактических фоновых показателей содержания радионуклидов в пробах однотипных компонент экосистем (Егоров и др, 1994, 1995). Проведенные мониторинговые работы

показали, что до аварии на Чернобыльской АЭС усредненная концентрация ^{137}Cs в воде оз. Друкшяй через 2,5 года после начала эксплуатации ИАЭС составляла $0,004 \pm 0,002$ Бк/л, а ^{40}K – $0,067 \pm 0,033$ Бк/л. Эти показатели не отличались от фоновых значений, характерных для данного озера до пуска станции. В послеаварийный период плотность выпадений радионуклидов в районе ИАЭС увеличилась в 95 раз по ^{137}Cs и в 5 раз по ^{90}Sr относительно плотности выпадений до мая 1986 г. Кроме того, в выпадениях были зафиксированы радионуклиды $^{103,106}\text{Ru}$, ^{131}I , ^{134}Cs , ^{95}Nb , ^{95}Zr . В первые годы после аварии загрязнение оз. Друкшяй было вызвано радионуклидами коррозионного происхождения (^{51}Cr , ^{60}Co , ^{54}Mn).

При наличии чернобыльского “следа” после 1986 г. выделить вклад ИАЭС в загрязнение воды оз. Друкшяй ^{90}Sr и ^{137}Cs не представлялось возможным. В 1986–1987 гг. содержание ^{137}Cs в воде водоема-охладителя несколько увеличилось по сравнению с периодом 1981–1982 гг. При этом медианное значение объемной активности ^{137}Cs после аварии оказалось примерно в 2,5 раза больше, чем в доаварийный период (различие статистически значимо), в то время как среднее значение объемной активности ^{40}K в воде этого озера в указанные периоды времени не различалось. В пробах воды за 1986 г. постоянно присутствовали ^{226}Ra и ^{232}Th , в отдельные временные точки $^{103,106}\text{Ru}$, ^{134}Cs , ^{144}Ce . Так как ИАЭС с момента пуска (включая 1986–1988 гг.) работала в режиме нормального функционирования, указанные выше авторы пришли к заключению, что источником поступления радионуклидов в оз. Друкшяй оказались прямые аэрозольные выпадения на зеркало водоема и терригенный смыв с площади водосбора радионуклидов,

поступивших в окружающую среду в результате аварии на Чернобыльской АЭС. После аварии массовая активность ^{137}Cs в донных отложениях оз. Дружский по сравнению с 1981–1985 гг. увеличилась в 1,5–2 раза, в растениях (группа нимфеидов) – в 9 раз, а в рыбах – в 5 раз. В грунтах и растениях водоема-охладителя были найдены такие радионуклиды, как ^{134}Cs , ^{54}Mn , ^{60}Co . В донных отложениях они были обнаружены непосредственно в месте поступления в водоем сбросных вод АЭС. Отмечено 6-кратное увеличение медианного значения массовой активности ^{137}Cs в водной растительности группы лимнейдов зоны подогрева водоема-охладителя по сравнению с холодной зоной. В целом же “добавочная” активность, обусловленная эксплуатацией Игналинской АЭС и аварией на ЧАЭС, существенно не повлияла на радиационное состояние экосистемы озера.

Особое место среди поступающих от АЭС в водоемы-охладители радионуклидов занимает тритий. Его концентрация в водных средах на несколько порядков величин выше, чем других радионуклидов. Вырабатываемый атомными станциями тритий не задерживается системами спецводоочистки и с водными и воздушными выбросами полностью поступает в окружающую среду. В отличие от других радионуклидов он практически не накапливается живыми организмами в количествах, превышающих его содержание в водной среде.

В настоящее время основным источником техногенного трития является атомная промышленность. Он образуется при работе ядерных реакторов всех типов. По литературным данным (Garbinsky, Pseniska, 1979; Pilmer, Denovan, 1972), сбросы трития с жидкими отходами при

работе реакторов разного типа составляют 5–130 ТБк/год. Скорость образования трития различна в разных типах реакторов. За 10 лет работы ядерного реактора на тяжелой воде образуется в среднем 700 ГБк трития (Козлов, Алексеев, 1990). Сбросы трития реактором ВВЭР-1000 на Нововоронежской АЭС составляют $15 \pm 1,9$ ГБк/МВт в год (Сбросы ..., 1990). По данным Phillips, Easterly (1981), поступление радионуклида в окружающую среду от зарубежных АЭС изменяется в диапазоне от 1,9 до 38 ГБк/МВт в год.

В ряде работ указывается на локальное повышение содержания трития в районах расположения крупных ядерно-энергетических комплексов, в частности атомных электростанций. Например, удельная активность трития в пруде-отстойнике хозяйственных вод в районе Южно-Украинской АЭС достигала 1000–2000 Бк/л; при этом отмечено распространение радионуклида по водоносному горизонту в питьевые воды (до 100–1000 Бк/л) (Григорьева, Томилин, 1999). В Ольховской болотно-речной экосистеме, расположенной в районе Белоярской АЭС, в период с 1980 по 1998 г. содержание трития в воде варьировало в пределах тысяч–десятков тысяч Бк/л (Чеботина, Николин, 2005). Средняя концентрация трития в воде озер-охладителей в районе расположения Калининской АЭС в период с 1987 по 1993 г. изменялась от 140 до 192 Бк/л и имела тенденцию к увеличению. Максимальное содержание радионуклида в озерах составляло 260 Бк/л при уровне техногенного фона 4,8 Бк/л. За счет сбросов Калининской АЭС удельная активность трития в озерах Песьво и Удомля превышала этот уровень в 30–50 раз. В пяти колодцах с питьевой водой, расположенных в береговой зоне оз. Песьво, кон-

центрация трития была выше уровня техногенного фона (до 19,6 Бк/л). Содержание радионуклида в воде прудов, расположенных в непосредственной близости от указанных озер и используемых для водопоя скота, составляло 11–74 Бк/л (Изучение..., 1996, 1999).

Следует отметить, что в проточных водоемах, какими часто являются водоемы-охладители, вода быстро обновляется, при этом поступивший от АЭС тритий не накапливается в компонентах водоема, а разбавляется новыми порциями воды и уносится за его пределы. Очевидно, именно поэтому Ю.А. Егоровым (2002, 2003, 2007) высказано мнение о том, что никакой радиационной опасности для окружающей среды от выбросов и сбросов трития АЭС не существует и постоянный контроль за этим радионуклидом не требуется.

При строительстве и эксплуатации АЭС, как и многих других крупных промышленных предприятий, в природную среду обычно поступает большое количество химических веществ. Среди них – тяжелые металлы, детергенты, фреон, фенолы, толуол, ксилол, аммиак, ацетон, кислоты, щелочи, ПВА, масла, мазут, нефтепродукты (всего около 100 наименований). За год все АЭС выбрасывают в атмосферу примерно 1,5–2 тыс. т загрязняющих химических веществ (Егоров, 2007). Согласно другим данным (Крышев, Рязанцев, 2000; Состояние ..., 1998), в 1995–1997 гг. ориентировочные сбросы загрязняющих веществ в поверхностные воды от некоторых АЭС России (Ленинградская, Курская, Смоленская, Белоярская, Билибинская, Кольская) составляли 0,2–10 млн м³/год. При этом наблюдались превышения ПДК в сбросах для аммонийного азота, нефтепродуктов, тяжелых металлов и других загрязнителей.

В водоемы-охладители могут также поступать бытовые загрязнения от населенных пунктов, расположенных на берегу водоема. Влияние сбросов АЭС на экологическую обстановку происходит на фоне уже существующего регионального загрязнения окружающей среды. Воздействие самой АЭС может быть весьма малым на фоне влияния находящихся в регионе промышленных и сельскохозяйственных объектов, которые сбрасывают значительные количества биогенных элементов и токсикантов. В сочетании с тепловыми сбросами АЭС это может приводить к нарушению экологического равновесия в водных экосистемах.

Показано (Экологическая ..., 1994; Тяжелые ..., 1996; К оценке ..., 1995; Чеботина и др., 2002), что в выбросах и сбросах АЭС и природной среде в районах некоторых АЭС (Курской, Калининской, Кольской, Билибинской, Белоярской) присутствует целый ряд тяжелых металлов: Co, Hg, Ni, Pb, Zn, Fe, Cd, Cr, Cu, Mn, Mo, Sn и др. Иногда биогенные элементы и тяжелые металлы поступают в водоемы-охладители с очистных сооружений, обслуживающих крупные города, расположенные в районах АЭС. В любом случае поступление химических загрязнителей в водоем-охладитель – процесс нежелательный. В целом следует отметить, что для оценок химического воздействия АЭС на природную среду, и в частности на водоемы-охладители, необходимы более детальные исследования. В настоящий момент системная информация, которая бы позволила сделать такую оценку, отсутствует.

Атомная энергетика требует расхода огромных масс воды для устранения избыточного тепла, сбрасываемого через системы охлаждения в виде подогретой воды. На современных АЭС объем тепловых сбросов в расчете

на единицу вырабатываемой мощности электроэнергии почти в 1,5 раза больше, чем на обычных электростанциях. Это связано с тем, что на атомных станциях сброс тепла осуществляется в основном через конденсационную систему с охлаждающей водой, тогда как на тепловых – через дымовые трубы с уходящими газами.

Температура водной среды в водоеме является важным абиотическим фактором, оказывающим большое влияние на структуру экосистемы и процессы метаболизма обитающих организмов. Повышение температуры способствует ускорению разложения органических остатков, усилению дыхания рыб и других организмов. Повышенная температура воды стимулирует зарастание мелководных водоемов и заливов, что способствует образованию заморных зон в водоемах. Подогрев воды, обусловленный прокачиванием ее через агрегаты станции, влияет на качество воды и экологический режим водоемов. Изменяются гидрохимические и гидробиологические показатели воды: возрастает концентрация органических веществ, увеличивается расход кислорода на их окисление, в результате чего концентрация кислорода в воде снижается. Изменяется концентрация биогенных элементов и минерализация воды. Так, в оз. Песьво (Калининская АЭС) в районе сброса подогретой воды отмечено понижение концентрации кислорода, вызванное его расходом на окисление “коммунально-бытовой” органики (Суздалева, Безносков, 2000). В водоемах-охладителях разных АЭС подобные изменения показателей гидрохимического режима водоемов различны, однако в целом, по оценке разных специалистов (Теплоэнергетика ..., 1993; Вицбискас, 2002; Обеспечение ..., 2001; Экологическая ..., 1990; Ретроспективный ..., 1995 а,

б), они невелики.

Изменение температурных условий вызывает изменение состава, структуры и других характеристик водного гидроценоза, что проявляется в снижении в каждой экологической группе численности холодолюбивых видов, полном или частичном исчезновении некоторых из них, переселении их в малообогреваемые участки водоема, адаптации некоторых из них к новым условиям обитания. В зону подогрева вселяются новые эвритермные, эврибионтные и термофильные виды. Изменяются соотношения числа видов-индикаторов сапробности в составе фито- и зоопланктонных организмов. Бурное развитие фитопланктона часто сопровождается цветением воды. Вследствие подогрева воды часто сокращаются численность и видовое разнообразие зоопланктонных сообществ, а основой зоопланктона становятся эвритермные и эврибионтные виды.

С повышением температуры водной среды существенно изменяется качественный и количественный состав бентосных организмов. Зообентос в основном представляют олигохеты, хирономиды, моллюски, в том числе пришлый моллюск – дрейссена. Поселение дрейссены значительно усложняет обслуживание и эксплуатацию оборудования системы охлаждения АЭС. Ввиду отсутствия мониторинговых работ и специальных исследований в этом направлении в настоящее время эффективных методов борьбы с ней не найдено.

На примере водоема-охладителя Игналинской АЭС показано, что при повышении температуры изменяется состав рыбного населения водоема, сокращается его видовое разнообразие, вызванное элиминацией ценных пород рыб. До начала строительных работ ихтиоценоз этого озера мало

отличался от ихтиоценозов других литовских озер, среди ценных видов рыб встречались корюшка и ряпушка, причем корюшка в этот период времени составляла до 36 % численности рыбного населения (Теплоэнергетика ..., 1993; Вицбискас, Егоров, 1994; Егоров, 2007). После начала строительства и во время работы 1-го энергоблока доминирующими видами стали уклей и плотва. Когда же был запущен 2-ой энергоблок, корюшка и ряпушка исчезли. Аналогичная информация об изменении видового состава рыб получена для озер Песьво и Удомля – водоемов-охладителей Калининской АЭС. До начала строительства станции в водоемах до 50 % рыбной продукции составлял снеток, а после пуска АЭС основными представителями ихтиофауны стали лещ, плотва, карась.

Подогрев воды создает благоприятные условия для развития высших водных растений. В зоне подогрева удлиняется их вегетационный период, увеличиваются биомасса и размер растений. Вследствие этого происходит увеличение площади зарастания водоема макрофитами. Для некоторых АЭС макрофиты создают определенные трудности в подаче воды, особенно в осенне-зимнее время, когда отмершие растения плавают на поверхности воды.

К числу важных факторов воздействия АЭС на состояние населения водоемов-охладителей можно также отнести механическое травмирование мелких гидробионтов в результате их ударов о заградительные решетки перед входом в насосы и при прохождении с водой через насосные установки и конденсаторные трубки. Например, показано, что при прохождении воды через охладительную систему, происходит снижение численности фитопланктона на 40–70 % (Briand, 1975; Милейковский, 1981, цит.

по Крышев, Рязанцев, 2000), а зоопланктона – на 20–90 % (Carpenter et all., 1974; Рябов, Зимин, 1992, цит. по Крышев, Рязанцев, 2000). Отмечено травмирование рыбы при попадании ее в водозаборное устройство. Для Ленинградской АЭС этот показатель составил 100–200 т в год (Рябова, Зимин, 1992, цит. по Крышев, Рязанцев, 2000). Большую часть рыбы, попадающей в водозабор, составляют представители младших возрастных групп. Молодь рыб, прошедшая конденсатор и испытывавшая, помимо механических травм, температурный шок, теряет способность к ориентации и часто становится добычей хищников.

Имеющиеся в литературе единичные сведения об отсутствии заметного влияния АЭС на зоопланктон и рыбное население (Evans et all., 1986; Madenjian et all., 1986) свидетельствуют о существовании способов снижения негативного влияния тепловых сбросов на состояние мелких гидробионтов, к чему должна стремиться каждая АЭС

Установлено, что наиболее значимые изменения в экологии водоемов-охладителей происходят в первые годы после пуска АЭС. При длительной работе АЭС (до 20 лет) в условиях стабильной тепловой нагрузки на экосистему водоема-охладителя наблюдается явление технической стабилизации, которое заключается в том, что экосистема водоема по своим среднегодовым гидрохимическим и гидробиологическим показателям приходит в относительно стабильное состояние, при котором данные показатели практически не различаются во времени или различаются незначительно. Последнее проявляется, например, в том, что различные водоемы-охладители, функционирующие в одной природно-климатической зоне, имеют сходные массовые виды растительных сообществ (Егоров, 2007).

Для создания научной базы при оценке последствий воздействия работающей АЭС на экосистему водоема-охладителя необходимо проведение достаточно длительных мониторинговых работ по изучению изменения параметров экосистемы водоема-охладителя в течение всех периодов работы станции, включая подготовительный этап. Результаты экологического мониторинга можно разумно использовать для поддержания водной экосистемы в состоянии экологической безопасности для природы и человека.

Глава 2. Эколого-географическая характеристика Белоярского водохранилища

Белоярское водохранилище – водоем-охладитель Белоярской АЭС – образовано в 1959–1963 гг. путем регулирования русла р. Пышмы в 75 км от истока. Река относится к Обь-Иртышскому бассейну и является правым притоком р. Туры, впадающей в р. Тобол – приток Иртыша. Вытекает река из оз. Ключевского, расположенного на массиве Молебского болота, вблизи г. Верхняя Пышма. Общая протяженность реки – 626 км, площадь водосбора – 19 400 км². Скорость течения в межень составляет 0,5–0,7 м/с, ширина в верховье колеблется в пределах 8–10 м, а ближе к устью – 60–100 м (Ленченко и др., 1964).

В зону затопления попала часть территории Белоярского района, в основном покрытая смешанными березово-сосновыми лесами. Кроме того, затоплены пахотные и луговые угодья Белоярского и Березовского районов. На основной площади водоема также затоплены кустарники, пни, срубленные деревья. Протяженность водоема – около 20 км, ширина на уровне Белоярской атомной электростанции – около 3 км. Глубина по фарватеру р. Пышмы достигает 15–20 м, средняя глубина – 8–9 м. Площадь зеркала водоема составляет примерно 47 км² (Бескrestнов и др., 1978). Схематический план Белоярского водохранилища приведен на рис. 1.

Берега водоема преимущественно пологие, местами каменистые, в основном заняты лесом, кое-где встречаются кустарниковые болота и пастбищно-луговые угодья. В водоем впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка и др.



Рис. 1. Схема Белоярского водохранилища

1 - Белоярская АЭС

2 - Биофизическая станция

Каналы:

3 - сбросной

4 - водозаборный

5 - промливневый

6 - обводной

Заливы:

7 - Тёплый

8 - Голубой

9 - Щучий

10 - район плотины

11 - верховье водохранилища

Границы зон: - - - - санитарно-защитной (3 км)

- - - - - наблюдаемой (10 км)

Водные растения чаще встречаются в заливах, а в центральной части они практически отсутствуют. Ниже приведен видовой состав растений исследуемого водоема на 1986 г. (Влияние ..., 1989): водоросли – кладофора (*Cladophora fracta* Kütz., *C. glomerata* (L.) Kütz.), спирогира (*Spirogira* sp.), водная сеточка (*Hydrodictyon reticulatum* Lagerch.); высшие растения, из них погруженные: элодея канадская (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник темнозеленый (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.), рдесты пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), сплюснутый (*P. compressus* L.), гребенчатый (*P. pectinatus* L.), курчавый (*P. crispus* L.), плавающий (*P. natans* L.), блестящий (*P. lucens* L.), лютик жестколистный (*Ranunculus circinatus* Sibth.), телорез обыкновенный (*Stratiotes aloides* L.); растения, плавающие на поверхности: ряска малая (*Lemna minor* L.), ряска трехраздельная (*L. trisulca* L.), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus ranae* L.); прибрежноводные растения: частуха подорожниковая (*Alisma plantagoaquatica* L.), рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), веж ядовитый (*Cicuta virosa* L.), белокрыльник болотный (*Calla palustris* L.), камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.), череда трехраздельная (*Bidens tripartita* L.), хвощ иловатый (*Equisetum limosum* L.), щавель конский (*Rumex confertus* Willd.), тростник обыкновенный (*Phragmites communis* Trin.), гравилат речной (*Geum rivale* L.), осока (*Carex* sp.).

В месте сброса подогретых вод в 1973 г. было зарегистрировано девять видов растений (*Cladophora glomerata*, *C. fracta*, *Spirogira* sp., *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Potamogeton pectinatus*, *Typha latifolia*, *Carex* sp.). К 1986 г. появились *P. lucens*, *Hydrocharis*

morsus ranae. Увеличилось обилие *C. demersum*, *L. minor*, сократилось количество *E. canadensis*.

Ихтиофауна водоема представлена в основном плотвой (*Rutilus rutilus*), лещом (*Abramis brama*), щукой (*Esox lucius*), карпом (*Cyprinus carpio*), реже встречаются окунь (*Perca fluviatilis*), линь (*Tinca tinca*), карась (*Carassius auratus gibelii*), судак (*Lucioperca lucioperca*) и др.

Среди фитопланктонных организмов по числу видов преобладают зеленые водоросли (хлорококковые, десмидиевые, вольвоксовые), менее распространены диатомовые, синезеленые, эвгленовые, пирофитовые и другие отделы. В составе зоопланктона основную массу составляют ракообразные (веслоногие и ветвистоусые рачки), меньше численность коловраток. Общий список фито- и зоопланктонных организмов будет представлен ниже.

Донные отложения Белоярского водохранилища преимущественно илистые, в меньшей степени распространены затопленная почва, песчано-илистый, илисто-песчаный и песчаный грунты. Для мелководной береговой зоны наиболее характерен песчаный грунт, а дно водоема в глубоководной части представлено в основном илистым сапропелем.

Глава 3. Гидрохимическая характеристика Белоярского водохранилища

Изучение санитарно-гигиенического состояния Белоярского водохранилища было начато в первые годы после его образования (1959–1961 гг.). По данным Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии, полученным совместно с Уральским отделением ВНИИОРХ, вода Белоярского водохранилища гидрокарбонатно-кальциевая со значительной степенью минерализации; плотный остаток в зимнее время достигал 448 мг/л, а летом колебался в пределах 130–350 мг/л. Повышенная цветность воды связана с поступлением гуминовых веществ от разлагающейся растительности дна водохранилища. О высокой степени загрязнения органическими веществами говорят данные окисляемости, достигавшей в отдельные периоды 30 мг/л, и значительное биологическое потребление кислорода (БПК₅), доходившее до 9,5 мг/л. Одновременно в водоеме наблюдался значительный дефицит кислорода: в марте 1959 г. его концентрация была 0,2 мг/л, в 1960 – 0,57 мг/л, а в конце 1961 г. – 2,4 мг/л. Столь напряженный и неблагоприятный кислородный режим свидетельствует об интенсивном загрязнении водоема органическими веществами (Зубарева, Киселева, 1978; Ленченко и др., 1964; Любимова и др., 1988; Некоторые ..., 1974).

По данным Свердловской областной СЭС, в зимний период 1972–1973 гг. степень загрязнения водоема органическими веществами заметно снизилась (табл. 1). Биологическое потребление кислорода (БПК₂₀) по водоему варьировало от 1 до 7 мг/л, а в районе баз отдыха этот показатель составлял 2,6–4,3 мг/л.

Таблица 1. Санитарно-гигиеническая характеристика
Белоярского водохранилища в 1972–1973 гг.
(усредненные данные \pm ошибка)

Показатель	Зимний период	Летний период
Цветность, град.	35 ± 5	40 ± 0
Запах, баллы	Не обн.	Не обн.
Осадок	Незначительный, светлый, хлопьевидный	Незначительный, бурый, хлопьевидный
Прозрачность, см	30 ± 0	30 ± 0
Щелочность, мг-экв/л:		
общая	$3,0 \pm 0,15$	$2,5 \pm 0,03$
карбонатная	$2,1 \pm 0,03$	$1,9 \pm 0,04$
некарбонатная	$0,8 \pm 0,13$	$0,6 \pm 0,02$
Окисляемость, мг/л O_2	$9,3 \pm 0,53$	$9,2 \pm 0,21$
БПК ₂₀ , мг/л O_2	$1,6 \pm 0,4$	$6,6 \pm 1,2$
pH	$6,7 \pm 0,07$	$7,4 \pm 0,04$
Содержание, мг/л		
Нитриты	$0,03 \pm 0,006$	$0,06 \pm 0,003$
Нитраты	Следы	Следы
Железо общее	– // –	$0,13 \pm 0,02$
Хлориды	$26,6 \pm 1,80$	$24,8 \pm 0,55$
Сульфаты	$40,0 \pm 3,0$	$35,4 \pm 0,2$
Кальций	$34,0 \pm 1,6$	$29,8 \pm 0,6$
Магний	$15,0 \pm 1,9$	$12,3 \pm 0,1$
Растворимый кислород	$10,0 \pm 0,5$	$7,9 \pm 0,4$
Плотный остаток	253 ± 9	215 ± 4
Фтор	$0,40 \pm 0,02$	$0,28 \pm 0,02$
Медь	Не обн.	Не обн.
Цинк	– // –	– // –
Мышьяк	– // –	– // –
Свинец	Не опр.	Следы

Содержание кислорода по сравнению с 1959–1961 гг. возросло до 8–10 мг/л. Количество растворенных веществ в воде изменялось в пределах 242–296 мг/л, кальция – 30–35, магния – 12–17, хлоридов – 24–28, сульфатов – 35–43. Цветность воды не превышала нормы и выражалась величинами 30–40° шкалы. Запах не обнаружен, прозрачность 30 см. Активная реакция среды (рН) в пределах нейтральной – от 6,5 до 7,0 со щелочностью около 2,0 мг-экв/л. Нитриты обнаружены во всех точках отбора. В некоторых из них присутствовал фтор; медь, цинк и мышьяк в пробах воды отсутствовали.

В летние периоды 1972–1973 гг. по сравнению с зимними вода Белоярского водохранилища по цветности, запаху, взвешенным веществам, прозрачности, рН и минерализации существенно не различалась. Однако летом отмечено увеличение биологического потребления кислорода, что при наличии азота, аммиака, нитритов и следов нитратов свидетельствует о поступлении органических загрязнений. Количество растворенного кислорода по сравнению с зимним периодом несколько уменьшилось.

В табл. 2 приведены усредненные по всему водоему данные химического состава воды в период с 1973 по 1983 г. Содержание основных ионов (Ca, Mg) и степень минерализации воды за рассматриваемый период существенно не менялись. Окисляемость в среднем была несколько ниже по сравнению с более ранним периодом, когда происходило формирование водоема. Последнее свидетельствует о процессах самоочищения водоема в этот период. Вместе с тем в 1980–1983 гг. увеличилось количество сульфатов и хлоридов в воде, что, очевидно, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками Свердловского, Верхне-Пышминского и Березовского промышленных узлов.

*Таблица 2. Химический состав воды Белоярского водохранилища
за летний период 1973–1983 г. (мг/л)*

Год	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Окисляе- мость, O ₂	Сухой остаток	pH води
1973	28,7 ± 0,2	11,4 ± 0,2	149,4 ± 9,5	23,2 ± 1,7	42,8 ± 1,7	6,5 ± 1,2	245,0 ± 10,8	–
1980	32,5 ± 0,5	14,8 ± 3,9	160,0 ± 13,5	33,9 ± 0,1	67,1 ± 7,6	6,5 ± 1,5	246,9 ± 45,4	–
1981	34,1 ± 0,1	12,7 ± 0,6	169,0 ± 18,9	35,6 ± 0,2	72,0 ± 0,3	7,4 ± 0,4	262,3 ± 8,8	–
1982	38,3 ± 0,6	20,5 ± 2,8	130,6 ± 15,7	36,2 ± 0,4	73,2 ± 5,3	8,9 ± 1,4	294,0 ± 20,0	–
1983	32,9 ± 1,5	15,7 ± 2,1	131,2 ± 4,5	35,5 ± 0,8	69,8 ± 4,7	3,4 ± 0,1	268,0 ± 20,7	8,2 ± 0,2

Таблица 3. Концентрация основных ионов в воде различных зон
Белоярского водохранилища в 1983 г. (мг/л)

Место отбора	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	P ₂ O ₅	Na ⁺	K ⁺	SO ₄ ²⁻	Окисляемость, O ₂	pH _{водн}
Верховье	42,6	12,6	149,6	33,2	0,7	18,0	5,6	77,2	3,7	7,5
Район высоковольтной линии	38,4	9,2	133,6	34,2	0,1	21,0	5,6	57,1	3,4	8,8
Щучий залив	34,4	14,6	124,4	37,7	0,1	21,2	6,6	70,6	3,2	8,9
Биостанция	28,4	19,8	129,3	37,3	0,4	20,0	6,0	76,7	3,4	7,9
Теплый залив	30,4	16,8	126,2	36,3	0,0	21,2	6,6	76,7	3,4	7,9
Плотина	23,4	21,1	124,4	34,5	0,1	21,0	6,7	50,4	3,5	8,2

Вода в водоеме приобрела явно щелочную реакцию, обусловленную развитием водной растительности.

Представляют интерес данные, характеризующие гидрохимический состав воды в различных зонах Белоярского водохранилища – от его верховья до плотины (табл. 3). В целом гидрохимические показатели по всему водоему в этот период имели довольно близкие значения, и лишь концентрация ряда ионов несколько повысилась в верховье. Согласно наблюдениям сотрудников УралНИИВХа, в 1988–1989 гг. зона верховья водоема-охладителя испытывала на себе заметное влияние вод р. Пышмы. Концентрация основных ионов в речной воде была в 1,3–1,8 раза выше, чем в водохранилище, а фосфора и азота в воде р. Пышмы в 20 раз и более превосходила таковую в воде водоема. Разбавление воды р. Пышмы в верховье водохранилища и активное поглощение биогенных элементов обильной водной растительностью способствовало тому, что в воде основной части водоема поддерживалась относительно стабильная концентрация основных ионов (Прогноз ... 1989).

В процессе изучения радиоэкологической обстановки на Белоярском водохранилище особое внимание уделяли Теплому заливу – месту сброса в водоем подогретой воды АЭС. В связи с этим более детально исследовали гидрохимический состав воды зоны подогрева и условно контрольного района (Щучий залив). Сравнительный анализ проводили в течение летних месяцев 1980–1982 гг. (Любимова и др., 1983) и 1986 г. (Гусева, Чеботина, 1988). Оказалось, что вода Теплового залива по содержанию основных ионов практически не отличается от таковой контрольного района (табл. 4).

Многолетние наблюдения за гидрохимическим режимом Белоярского водохранилища позволили сделать вывод

о том, что в процессе формирования водоема (с 1959 по 1988 г.) гидрохимический состав воды претерпел некоторые изменения. Отмеченный в первые годы неблагоприятный кислородный режим, связанный с его дефицитом и повышенной цветностью воды, указывает на интенсивное загрязнение водоема органическими веществами, в первую очередь от разлагающейся растительности на дне водохранилища.

Таблица 4. Химический состав воды Теплового и Щучьего заливов Белоярского водохранилища (1986 г.)

Показатель	Теплый залив			Щучий залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Ca ²⁺ , мг/л	40,1	38,1	38,1	36,1	38,1	38,1
Mg ²⁺ , мг/л	14,6	20,7	14,6	13,4	13,4	15,8
K ⁺ +Na ⁺ , мг/л	17,0	5,5	13,1	9,7	18,2	14,2
NH ₄ ⁺ , мг/л	0,4	0,2	0,2	0,4	0,4	1,0
SO ₄ ²⁻ , мг/л	58,4	49,4	46,1	50,2	52,7	46,1
HCO ₃ ⁻ , мг/л	158,6	164,8	158,7	134,2	158,7	170,9
Сухой остаток, мг/л	220	214	206	196	218	212
Свободная углекислота, мг/л	17,6	13,2	13,2	17,6	17,6	13,2
Общая жесткость, мг-экв	3,2	3,6	3,1	2,9	3,0	3,2
Щелочность, мг-экв	2,6	2,4	2,6	2,2	2,6	2,8
pH _{водн}	8,4	8,4	8,5	8,5	8,4	8,4

Примечание. Fe³⁺, Fe²⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ обнаружены в следовых количествах.

В дальнейшем, благодаря процессам самоочищения, кислородный режим водоема значительно улучшился, однако в летние месяцы при интенсивном использовании водохранилища в качестве зоны отдыха загрязнение воды органическими веществами сохранилось. После 1980 г. отмечено увеличение количества сульфатов и хлоридов в воде, что, очевидно, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками предприятий. Вместе с тем по мере развития водной растительности вода приобрела щелочную реакцию. Концентрация основных ионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^-) за рассматриваемый период времени практически не изменилась. В целом гидрохимический состав воды по всему водоему, включая район сброса подогретых вод, оказался довольно однородным.

В настоящее время водоем можно характеризовать как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом. Наличие зоны с повышенной температурой воды и слабощелочная реакция среды создают благоприятные условия для обитания рыб и других гидробионтов.

Глава 4. Белоярская АЭС как потенциальный источник загрязнения радионуклидами природной среды

Белоярская атомная электростанция им. Курчатова (БАЭС) – первая крупная промышленная АЭС в мире – расположена на Среднем Урале, примерно в 60 км от г. Екатеринбурга. Она была пущена в эксплуатацию в 1964 г. Первая очередь БАЭС с уранграфитовыми реакторами канального типа АМБ-100 и АМБ-200 состоит из 1–го и 2–го энергоблоков. 1–й блок выведен из эксплуатации в 1981 г., а 2–й проработал с 1967 по 1989 г. В 1980 г. был пущен 3–й энергоблок на быстрых нейтронах корпусного типа с жидкометаллическим теплоносителем (БН-600), который работает и в настоящее время (Колтик, 1997).

Как и любая АЭС, Белоярская атомная станция является потенциальным источником загрязнения окружающей среды и облучения населения. Проблема радиационного загрязнения особенно остро обозначилась после аварии на Чернобыльской АЭС, когда распространение радионуклидов и ионизирующих излучений из-за аварийной ситуации приобрело глобальные масштабы, а возникшие при этом социальные, экономические, экологические и нравственные аспекты стали предметом широкого обсуждения на всех уровнях современного общества (Радиационные ..., 2001; Радиоэкология ..., 2006; Козубов, Таскаев, 2002; Крышев, Рязанцев, 2000).

С увеличением мощности атомных станций и приближением их к городам возникает необходимость повышения надежности и безопасности их эксплуатации. Это относится и к Белоярской АЭС. Заканчивающееся строительство 4–го энергоблока и его ввод в эксплуатацию требует научного

подхода к изучению воздействия атомной станции на природную среду и человека как при эксплуатации в штатном режиме, так и в случае аварии. При этом нужно помнить, что население Уральского региона однажды уже пережило аварийную ситуацию в 1957 г. на ПО “Маяк” в Челябинской области с загрязнением радионуклидами обширных территорий, которые к настоящему времени еще не реабилитированы полностью (Отчет комиссии..., 2006).

При штатном режиме работы радиационное воздействие АЭС на человека и окружающую среду определяется газоаэрозольными выбросами и жидкими сбросами, содержащими радиоактивные вещества. На рис. 2 показаны основные пути поступления радионуклидов от АЭС к человеку.

Выбрасываемый из высокой вентиляционной трубы воздух с радиоактивными газами и аэрозолями образует факел, который распространяется над земной поверхностью, увеличиваясь в размерах. При этом радионуклиды, находящиеся в факеле, оседают на территории вокруг АЭС, поглощаются почвами, флорой, фауной, водой и воздействуют на человека. При дыхании они попадают внутрь организма и таким образом облучают те органы и ткани, в которых накапливаются в наибольших количествах. К числу глобально значимых радионуклидов в выбросах атомных станций обычно относят тритий (^3H), криптон (^{85}Kr), йод (^{129}I), плутоний ($^{239,240}\text{Pu}$) и др.



Рис. 2. Схема миграции радионуклидов от АЭС к человеку (Колтик, 2001)

Тритий – сверхтяжелый изотоп водорода с периодом полураспада 12,6 года – характеризуется большой подвижностью как в водной, так и воздушной среде. В процессе работы ныне функционирующего блока БН-600 Белоярской АЭС этот радионуклид непрерывно образуется при делении ядер урана и плутония, взаимодействии нейтронов с ядрами элементов, входящих в состав конструктивных материалов (Fe, Ni, Cr), борных стержней СУЗ или присутствующих в виде примесей в топливе и натриевом теплоносителе лития и бора. Более 80 % трития образуется как продукт тройного деления урана и плутония в ТВЭЛах.

Тритий мигрирует по всем технологическим системам реакторной установки с частичным выходом в окружающую среду. Радионуклид, образующийся в топливных сборках и стержнях СУЗ, диффундирует в натриевый теплоноситель первого контура, откуда его большая часть осаждается в фильтрах-ловушках. Частично он выходит в газовую полость реактора, проходит через стенки реактора в помещение первого контура и через стенки трубок теплообменников проникает в натрий второго контура. Через вентиляционные трубы из помещений первого и второго контуров с помощью циркуляционных насосов он выбрасывается в атмосферу (Колтик, 2001).

На Белоярской АЭС осуществляется систематический контроль за содержанием трития в натриевых, водных и газовых средах установки БН-600, в производственных помещениях, выбросах, сбросах и объектах внешней среды. На основании фактически измеренных концентраций трития в технологических средах и объектах окружающей среды рассчитано годовое поступление радионуклида от АЭС в различные влагосодержащие среды района располо-

жения станции: атмосферный воздух – 6,9 ТБк/год; гидросферу – 1,7 ТБк/год, в том числе: Ольховское болото – 1,3 ТБк/год, Белоярское водохранилище – 0,4 ТБк/год; суммарный выход трития в природную среду – 8,6 ТБк/год.

Согласно оценке службы внешней дозиметрии БАЭС, поступление трития в окружающую среду на четыре порядка величин ниже допустимого уровня и соответствует дозовой нагрузке на критическую группу населения (г. Заречный) $10^{-3} - 10^{-2}$ мкЗв/год (Колтик, 2001).

Углерод-14 с периодом полураспада 5730 лет образуется на АЭС путем реакций:

^{13}C (n; γ) ^{14}C (в графитовых кладках канальных реакторов),

^{14}N (n; p) ^{14}C (в газовом контуре продувки кладки реактора),

^{17}O (n; α) ^{14}C (в водяном контуре охлаждения).

По данным дозиметрической службы БАЭС, выбросы этого радионуклида относительно малы при низкой удельной активности в приземном слое воздуха. Однако отсутствие детальных систематических исследований в районе Белоярской АЭС не позволяет сделать более определенные выводы.

Йод-129 (период полураспада $1,7 \times 10^7$ лет) также является продуктом деления ядерного топлива. Он обнаружен в питьевой воде и щитовидной железе жителей г. Заречного, расположенного в 3 км от БАЭС, в концентрациях, не превышающих допустимый предел.

Криптон-85 (период полураспада 0,76 года) – инертный радиоактивный газ – всегда присутствует в газоаэрозольных выбросах атомной станции. На реакторах АМБ-100 и АМБ-200 его содержание в выбросах составило 1 %

от суммарной активности инертных газов. Блок БН-600 выбрасывает ^{85}Kr в воздушную среду значительно меньше по сравнению с предыдущими блоками, однако, как и в случае с ^{129}I , систематические исследования воздействия этого радионуклида на природную среду, в том числе на человека, на БАЭС не проводятся.

Вклад газоаэрозольных выбросов АЭС в загрязнение почвенно-растительного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs незначителен. Детальное обследование 30-километровой зоны, выполненное Институтом экологии растений и животных УрО РАН, показало, что концентрации этих радионуклидов в почвах района БАЭС находятся на уровне средних значений, установленных для Уральского региона. Исключения составляют почвы лесных сообществ и пахотных угодий, попадающих в зону приземления факела выброса. В данной зоне обнаружена также наиболее высокая плотность загрязнения почвенно-растительного покрова изотопами плутония ($83\text{--}116\text{ Бк/м}^3$), но она не превышает уровень фоновых значений (Михайловская и др., 2006).

Из газоаэрозольных выбросов часть радионуклидов оседает на землю, поглощается почвами и водными средами и в конечном итоге попадает в организм человека, включаясь в метаболические процессы через пищевые цепочки.

Кроме воздушных выбросов, атомные станции, как правило, производят жидкие сбросы, которые поступают в водные экосистемы. В случае Белоярской АЭС таковыми являются водоем-охладитель (Белоярское водохранилище) и Ольховская болотно-речная экосистема. В Белоярское водохранилище от АЭС выходят три канала: 1 – промливневый канал (ПЛК), в который наряду с БАЭС, сбрасывает воды Свердловский филиал научно-исследовательского и

конструкторского института энерготехники (СФНИКИ-ЭТ), имеющий экспериментальный реактор; 2 – теплый канал, в который поступают воды из систем охлаждения АЭС; 3 – обводной канал (нагорная канава), дренирующий территорию вокруг АЭС.

Общая схема формирования радиоактивных загрязнений Белоярского водохранилища приведена на рис. 3. Кроме того, в водоем поступают радионуклиды глобального происхождения, включающие в себя выпадения из стратосферы, а также воды подпитки водоема из естественных водных источников.

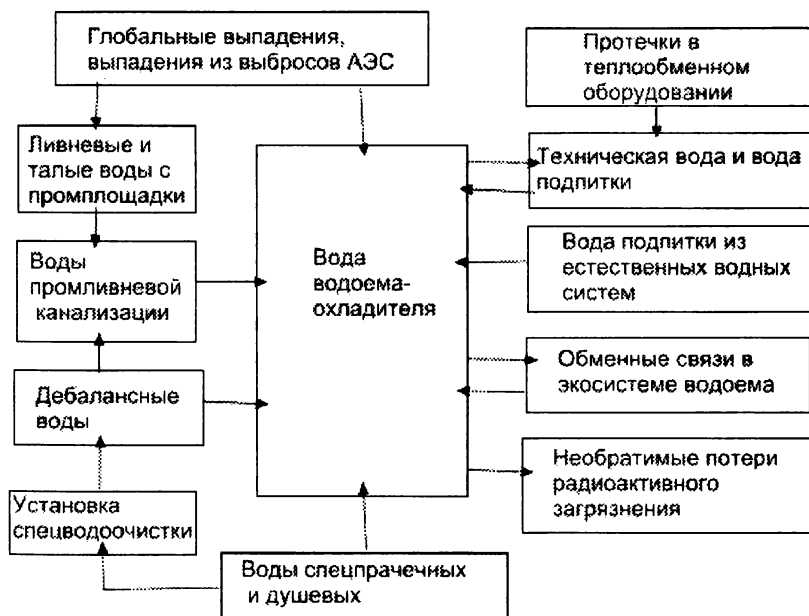


Рис. 3. Схема поступления радиоактивных загрязнений в водоем-охладитель от Белоярской АЭС (Колтик, 2001)

Из перечисленных выше путей поступления радионуклидов максимальный вклад в загрязнение Белоярского водохранилища по объему и радиоактивности вносят дебалансные воды, поступающие через промливневый канал. В начальный период эксплуатации станции с ними поступало $(3-40) \times 10^9$ Бк радионуклидов в год. С охлажденной водой в водоем попадает примерно $0,4 \times 10^9$ Бк радионуклидов в год (Бадяев и др., 1990).

Ольховская болото-речная экосистема длительное время используется АЭС для сброса слаборadioактивных дебалансных вод. Согласно данным Института экологии растений и животных УрО РАН, к 2003 г. суммарный запас радионуклидов (преимущественно ^{137}Cs) в Ольховском болоте составлял около 3,7 ТБк. В донных отложениях болота обнаружен плутоний в концентрациях, превышающих уровень глобального фона в 10–100 раз. После вывода из эксплуатации 2-го энергоблока фронт миграции плутония перемещается по вектору стока в р. Ольховку и Пышму (Михайловская и др., 2006).

Для предотвращения неконтролируемого поступления радионуклидов в окружающую среду службами АЭС проводится непрерывный контроль всех возможных путей и источников выхода радионуклидов со станции, контроль за содержанием радионуклидов во всех объектах внешней среды зоны наблюдения, оценка дозовых нагрузок на население за счет работы БАЭС. Исходные данные для радиационной характеристики внешней среды получают на АЭС. Объектами контроля являются приземный слой воздуха, выпадения из атмосферы, снег, почва, трава, вода, донные отложения, водоросли и рыба из Белоярского водохранилища, вода и донные отложе-

ния рек Ольховки, Пышмы, продукты питания – молоко, мясо, овощи, ягоды и фрукты местного производства.

На основании результатов контроля радиационной обстановки в районе расположения БАЭС служба внешней дозиметрии АЭС пришла к заключению, что 35-летняя эксплуатация Белоярской АЭС практически не привела к изменению радиационной обстановки во внешней среде. Уровень радиационного воздействия БАЭС на население оказался значительно меньше, чем от природных источников облучения. Только в санитарно-защитной зоне (пром-площадка и Ольховское болото) отмечаются надфоновые значения концентраций радионуклидов, которые не превышают допустимые пределы и полностью обусловлены деятельностью работавших блоков первой очереди. За время эксплуатации БАЭС превышений допустимых выбросов и сбросов не наблюдалось. Существующая радиационная обстановка даже в санитарно-защитной зоне станции не ограничивает ее использование в народно-хозяйственных целях (рыбная ловля, садоводство, купание, отдых населения и др.) (Колтик, 2001).

Однако следует признать, что Белоярская АЭС, как и любое другое атомное предприятие, представляет потенциальную опасность для населения, поскольку при аварийной ситуации радионуклиды и ионизирующие излучения могут выйти из-под контроля и загрязнить прилегающие территории. Поэтому даже при штатном режиме работы АЭС необходимо изучать ее воздействие на природные комплексы и человека и создавать базы данных, которые можно будет использовать для решения целого спектра вопросов, возникающих в связи с использованием ядерной энергии в мирных целях.

Глава 5. Объекты и методы исследований

5.1. Объекты исследования

Объектами исследований служили вода, представители макрофитов, моллюсков, раков, ихтиофауны, планктон и грунты Белоярского водохранилища. Поскольку радионуклиды первоначально поступают от АЭС в воду Белоярского водохранилища, она тщательно изучалась как в лабораторных опытах, так и в условиях естественного водоема. В лабораторных опытах исследовали химический состав воды и накопление радионуклидов из водной среды растениями, рыбами, грунтами в зависимости от экологических условий (температура, режим освещения и др.), а в условиях естественного водоема – содержание радиоактивных (третия, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs) и некоторых химических (Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb, Ni, Co, Sr) загрязнителей в компонентах водного биоценоза, поступивших в них в результате работы АЭС.

5.2. Методика исследований

Для проведения лабораторных опытов воду фильтровали через бумажный фильтр и разливали по аквариумам объемом 1–5 л. Последние размещали в специально сконструированных камерах или холодильных прилавках, где поддерживали заданную температуру и условия освещения. Радионуклиды (^{60}Co , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{137}Cs) вносили в воду в виде хлористых солей в количестве 1–2 МБк/л. Растения выдерживали в лабораторных условиях в течение 2 сут, рыб – 1 мес. для акклиматизации, после чего помещали в аквариумы с радиоактивной водой. Грунты отфильтровывали

вали от воды и помещали в опытные аквариумы – по 120 г сырой массы грунта на 1 л приготовленного раствора радионуклида.

Все лабораторные опыты проводили в монокультуре в 3-х повторностях. Пробы воды, гидробионтов и грунта отбирали через 2, 4, 8, 16, 32 сут с момента начала опыта, высушивали их в сушильном шкафу, грунты, растения и рыбу растирали в ступке, после чего готовили навески для радиометрии.

Для определения содержания ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в Белоярском водохранилище пробы воды отбирали в 2–3-х повторностях (по 200 л на повторность) в различных точках по фарватеру водохранилища, заливах и каналах, впадающих в водоем. Воду подкисляли, фильтровали, затем выпаривали, а сухие остатки озоляли при $t = 450\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Воду для определения содержания в ней трития отбирали по 0,5–1 л на повторность в 2–3-х повторностях, фильтровали через бумажный фильтр, дистиллировали и хранили в холодильнике в плотно закрытых сосудах.

Растения отбирали по 2–5 кг сырой массы на повторность в прибрежной зоне водоема-охладителя в летне-осенний период, а в зоне подогрева – в течение круглого года. Растения отмывали от загрязнений, взвешивали и высушивали до воздушно-сухого состояния, после чего озоляли в муфельной печи при $t = 450\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Рыб обоего пола отлавливали сетями в летне-осенний период. Вес одной пробы каждого вида составлял 3 кг сырой массы. На одну повторность приходилось в среднем 30 особей плотвы, 3 щуки, 4 леща, 22 линя, 20 карасей, 5 карпов. Тушки рыб (без внутренних органов) подсушивали и озоляли при $t = 450\text{ }^{\circ}\text{C}$ в муфельной печи.

Пробы фитопланктона отбирали в постоянных точках наблюдений (ПТН) однолитровым батометром типа Францева по всей глубине водоема через каждый метр, затем их сливали в одну емкость, перемешивали и брали среднюю пробу объемом 0,5–0,75 л, используя для этой цели стеклянные бутылки. Для консервирования фитопланктона к указанной пробе добавляли фиксирующий раствор (фиксатор в модификации Г.В. Кузьмина) в таком объеме, чтобы цвет всей пробы напоминал цвет темного чая. Пробы хранили в темном месте.

Концентрирование организмов проводили осадочным (или отстойным) методом. Он заключается в осаждении фиксированных организмов в бутылках в затемненном спокойном месте. Через 3–4 дня с поверхности отстоявшихся проб осторожно отсифонивали излишнюю воду, чтобы оставшийся объем составлял примерно 100 мл, и переносили осадок в склянки меньшего объема. Для этой цели использовали резиновые сифоны, одетые на обоих концах на стеклянные трубочки высотой, равной высоте отстойных емкостей. Трубочка, опускаемая в пробу, должна быть аккуратно затянута под резинку колпачками из наиболее плотного, вдвое сложенного мельничного газа. Если они различались по месту и времени отбора, после каждой пробы сифон промывали водой, смывали со стенок бутылок остатки осадка первыми порциями слитой из пробы жидкости в предварительно подготовленные стаканчики. Через некоторое время эту операцию повторяли, и таким путем объем пробы доводили приблизительно до 10 мл. Затем пробу переносили в стеклянные пузырьки объемом 10–15 мл, еще раз консервировали, добавляя

1–2 капли фиксирующего раствора, плотно закрывали пробками и в таком виде хранили в холодильнике.

Для приготовления фиксатора готовили два раствора: 1) раствор Люголя (в 50 мл воды растворяли 10 г КJ и добавляли 5 г металлического йода); 2) к 80 мл 40 %-ного раствора формалина добавляли 10 мл ледяной уксусной кислоты и 5 мл 1 % хромовой кислоты. Оба раствора сливали вместе, перемешивали и хранили в темной стеклянной посуде. Такой фиксатор позволяет хранить пробы в течение нескольких лет, предохраняя их от загнивания (Методика ..., 1975).

Идентификацию и подсчет фитопланктонных организмов производили с помощью камеры Горяева и микроскопа МБИ-15. Методика работы достаточно подробно описана в руководствах (Голлербах, Полянский, 1951; Диатомовые ..., 1951; Голлербах и др., 1953; Киселев, 1954; Матвиенко, 1954; Дедусенко-Щеголева, 1962; Асаул, 1975; Комаренко, Васильева, 1978; Методические рекомендации, 1984; Васильева, 1987). Перед началом работы пробу тщательно перемешивали путем продувания через капилляр, в качестве которого использовали хорошо отмытый пластиковый стержень от шариковой ручки, после чего каплю раствора помещали в камеру Горяева объемом 0,9 мм³. Камеру быстро закрывали ровным стеклом и после оседания водорослей на дно камеры определяли видовой состав всех встреченных водорослей. Согласно существующим методикам, для статистической достоверности оценки видового состава фитопланктона достаточно определить количество видов в 10 камерах объемом 0,9 мм³. Для статистически достоверного подсчета численности клеток достаточно вести подсчет до тех пор, пока не будет сосчитано 400–600 клеток различных видов водорослей.

Если необходимо оценить биомассу доминирующих видов, то для статистической достоверности подсчета нужно, чтобы каждый из них был встречен не менее 100 раз. Все эти условия соблюдались нами в процессе анализа проб.

Пересчет численности организмов фитопланктона на 1 л воды производили по формуле $N = n \times V \times 1000 / w$, где N – число клеток в 1 л воды; n – число клеток в камере; V – объем концентрата пробы (мл); w – объем отобранной пробы (мл).

Для вычисления биомассы фитопланктона использовали метод “истинного” объема (метод прямого микроскопирования). При этом удельный вес водорослей условно принимается равным единице, а форма клеток приравнивается к близкому геометрическому телу или группе тел по методу подобия, например к шару, цилиндру, конусу и т.д., и объем каждого вида рассчитывается по геометрическим формулам объема этих фигур. Найденный таким образом средний объем клетки для каждого вида умножали на его численность в пробе и удельный вес, получая биомассу всего вида, а суммируя биомассу всех видов – общую биомассу фитопланктона. Полученную биомассу фитопланктона выражали в г/м³. Методика расчета приведена в руководстве «Методика..., 1975».

Анализ альгофлоры проводили в соответствии с общепринятыми системами (Kolbe, 1927; Прошкина-Лавренко, 1953). Для экологической характеристики видов использовали литературные данные отечественных и зарубежных альгологов (Прошкина-Лавренко, 1953; Косинская, 1960; Макрушин, 1974; Унифицированные..., 1977; Давыдова, 1985; Водоросли, 1989; Лосева, 2000). Соотношение форм рассматривалось по пяти экологическим

показателям: местообитание, отношение к солености и рН среды, биогеография и сапробность.

Для определения видового состава, численности и биомассы зоопланктона его отлавливали сачком (типа Апштейна), изготовленным из мельничного газа № 70 (номер сита соответствует числу нитей, или ячеек, в 10 мм ткани) с диаметром входного отверстия 30 см и сливным стаканчиком объемом около 100 мл. Сачок опускали на дно и быстро поднимали, облавливая таким образом всю толщу воды от дна до поверхности. Пробу сливали в склянки объемом 200–250 мл, консервировали 40 %-ным раствором формалина и хранили в холодильнике (Салазкин и др., 1982). В процессе анализа в лабораторных условиях при помощи специальной пипетки, свободный конец которой защищен газом, из пробы отсасывали раствор формалина и промывали ее водой до исчезновения запаха. Пробу переносили в чашку Петри и под бинокулярной лупой определяли видовой состав зоопланктонных организмов. Для измерения биомассы зоопланктона вычисляли средний размер отдельно самок и самцов каждого вида; для молоди выполняли расчеты отдельно. Для определения численности зоопланктона всю пробу выливали в цилиндр, доводили объем воды до 70–200 мл в зависимости от густоты пробы. После этого ее переносили в круглодонную склянку, тщательно перемешивали, чтобы все особи находились во взвешенном состоянии, штемпель-пипеткой конкретного объема высекали столб пробы, выливали содержимое пипетки в камеру Богорова (в случае необходимости пробу разбавляли дистиллированной водой) и считали под бинокулярной лупой численность каждого вида. Биомассу зоопланктонных организмов вычисляли по таблицам пересчета длины

тела на сырой вес одного экземпляра (Юхнева, Кайнова, 1971; Салазкин, Слепукурова, 1977; Ракообразные ..., 1995; Кутикова, 1970).

Для определения содержания радионуклидов в планктоне Белоярского водохранилища его отбирали методом трала с лодки из слоя воды 0–1,5 м от поверхности при помощи сачков, изготовленных из мельничного газа № 70 и № 21 соответственно для фито- и зоопланктона. После сцеживания воды сырую массу планктона взвешивали, высушивали в сушильном шкафу до постоянного веса при температуре 105 °С и снова взвешивали, определяя сухой вес. Коэффициент усушки находили по соотношению сухой и сырой массы. Пробы растирали на электромельнице до порошкообразного состояния. Образцы планктона, отобранные в 1985–1987 гг., озоляли в муфельной печи при температуре 450–500 °С. Коэффициент озоления рассчитывали по соотношению массы золы к сухой массе.

Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в подготовленных пробах в разное время проведения исследований определяли с помощью многоканальных амплитудных γ -анализаторов АИ-256-6, АМА-03Ф и установки фирмы “Canberra”. Ошибка счета на разных приборах не превышала 10–20 %.

^{90}Sr в пробах определяли в золе радиохимическим методом, основанным на выщелачивании химических элементов б и соляной кислотой с последующим осаждением оксалатов щелочно-земельных элементов и выделением из раствора оксалатов ^{90}Sr в виде карбонатов. Содержание ^{90}Sr определяли по дочернему ^{90}Y после их разделения безугольным аммиаком (Сборник..., 1968). Радиометрию полученных осадков производили на малофоновых установках УМФ-1500 и УМФ-2000 при статистической ошибке

измерений 10–15 %.

Во всех случаях расчет количественного содержания радионуклидов и химических элементов в растениях, грунте, планктоне производили на сухую массу, а для рыб – на сырую массу, как это принято в литературе.

При количественном определении трития пробы воды предварительно обогащали методом одноступенчатого электролиза с одним или двумя доливами (Чиркова, 1947). Метод основан на значительной разнице в скорости выделения легкого (протия) и тяжелых (дейтерия и трития) изотопов водорода при разрядке ионов на катоде в ходе электролитического разложения воды. Выделяющийся при этом молекулярный водород обогащается протием, а электролит – соответственно тритием и дейтерием (последнего в пробах мало, поэтому при количественном определении трития им можно пренебречь).

Обогащение воды тритием производили с помощью специально сконструированной электролитической установки, представляющей собой плексигласовую ванну, которая наполняется дистиллированной водой (рис. 4). На верхней панели крепятся два ряда электролизеров. В верхней части ванны имеется система металлических трубок, через которые осуществляются подача и сброс проточной воды, обеспечивающей охлаждение системы. Температура воды в ванне поддерживается на уровне не более 30 °С.

Электролизеры представляют собой стеклянные трубки, изготовленные из термо- и химически стойкого стекла. В электролизеры вставляются электроды, представляющие собой пять параллельных пластин, изготовленных из мягких сортов стали, между которыми имеется свободное пространство. Пластины соединены между собой через одну, образуя катод и

анод. Электроды сверху зафиксированы пробками, в которые вставлены стеклянные трубки, выводящие образующийся газ (водород) за пределы помещения. В электролизеры заливается по 150 мл исследуемой воды, в каждый вносят по 3 г химически чистого КОН, служащего электролитом. После полного растворения реактива включают установку и проводят электролиз при силе тока 10 А. Длительность одного электролиза – от 8 до 12 сут. По окончании электролиза замеряется объем воды после обогащения, затем ее помещают в колбы из термостойкого стекла и добавляют в каждую по 9 г нитрата свинца для нейтрализации электролита. Это необходимо для того, чтобы извлечь водород из КОН во избежание изотопных эффектов. Воду отгоняют путем дистилляции до сухого состояния осадка.

В процессе приготовления проб в специальные флаконы из бескальевого стекла наливали по 11 мл сцинтилляционной жидкости (ЖС-8) и добавляли по 1 мл очищенной путем дистилляции пробы. Тщательно закрытые пузырьки помещали в гнезда счетчика на сутки для стабилизации.

Просчет проб осуществляли на американской установке «Дельта-300». Концентрацию трития определяли относительным методом, путем сравнения со стандартным раствором. Для этого в процесс электролиза включали контрольный электролизер с известным содержанием трития в воде. Такой раствор предварительно готовили на основе стандартного раствора, полученного от фирмы «Изотоп».

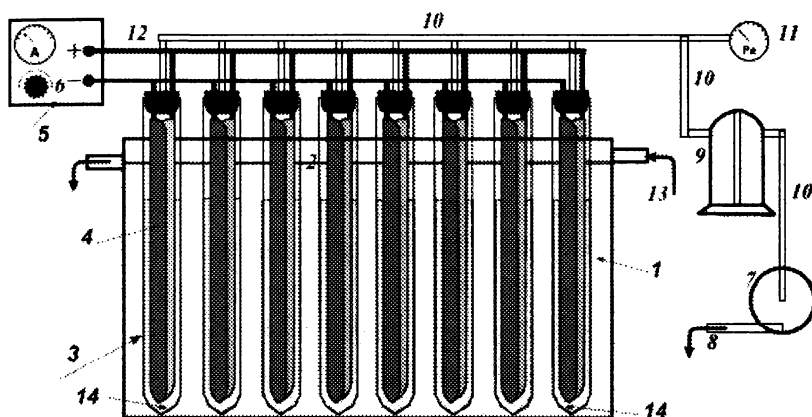


Рис. 4. Общий вид установки для электролитического обогащения водных проб тритием.

- 1 – плексигласовая ванна; 2 – змеевик (холодильник);
 3 – электролизеры; 4 – электроды; 5 – блок питания;
 6 – регулятор тока; 7 – вытяжной компрессор; 8 – вывод;
 9 – конденсор; 10 – газывыводящие трубки;
 11 – манометр; 12 – соединительные провода; 13 – кран для подачи холодной воды; 14 – исследуемый раствор

При определении концентрации трития в пробе рассчитывали следующие показатели:

1. Фон счетной установки Дельта-300 (N_{ϕ} , имп/мин/мл).
2. Эффективность счета (E) для каждой партии проб, используемой в электролизе, которая представляет собой отношение показателя счета стандарта с известным содержанием трития (расп/мин/мл) к показателю фона счетной установки (имп/мин/мл).
3. Начальную (N_0) и конечную (N_k) удельную активность контрольной пробы с известным содержанием трития за вычетом фона.

4. Коэффициент (R) как отношение конечной и начальной удельной активности контрольной пробы ($R = N_k / N_o$).

5. Коэффициент сокращения объема (K) как отношение объема контрольной пробы до электролиза к объему этой пробы после электролиза.

6. Коэффициент разделения (β), который указывает на степень потерь трития при электролитическом обогащении: $\beta = \frac{1}{1 - \lg R / \lg K}$.

7. Удельную активность исследуемой пробы ($N_{\text{пробы}}$) после электролиза за вычетом фона (N_{ϕ}).

8. Коэффициент сокращения объема воды данной пробы (K) как отношение начального объема пробы (V_o) к конечному ее объему после электролиза (V_k).

9. Потерю трития при откачке газов из электролизера (κ): $\kappa = K^{1-1/\beta}$.

10. Абсолютную радиоактивность анализируемой пробы после электролиза $C_k : C_k = (N_{\text{пробы}} - N_{\phi}) \times 1000 \times \times 37 / v \times E \times 2,22 \times 10^3$, где v – объем пробы при подсчете в счетчике (1 мл); 1000 – коэффициент для пересчета объема пробы на 1 л; E – эффективность счета; $2,22 \times 10^3$ и 37 – табличные значения коэффициентов пересчета результата от расп/мин к беккерелям. Ошибка бэга-счета на счетной установке не превышает 5 %, чувствительность метода составляет 3 Бк/л.

Для оценки надежности метода неоднократно производилась сверка методик количественного определения трития с другими организациями. В частности, в пробах воды был определен тритий Институтом экологии растений и животных, ВСЕГИНГЕО Министерства природных ресурсов (пос. Зеленый, Московская обл.), Институтом биофизики СО РАН (г. Красноярск), Белоярской АЭС

им. Курчатова. Полученные результаты свидетельствуют о достаточно хорошей сходимости методов.

5.3. Статистическая обработка результатов

Статистическая обработка заключалась в определении среднеарифметического значения и среднеквадратических ошибок среднего арифметического (Стрелков, 1966). В случае необходимости результаты обрабатывали с помощью t -критерия и критерия Кохрена, а также использовали дисперсионный и корреляционный анализы (Бейли, 1959; Налимов, 1960; Плохинский, 1978).

Глава 6. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в компонентах водоема-охладителя Белоярской АЭС

С точки зрения обеспечения радиационной безопасности в районах АЭС в первую очередь заслуживают внимания такие искусственные радионуклиды, как ^{60}Co ($T_{1/2} = 5,3$ года), ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,4$ года) и ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет) (Моисеев, Иванов, 1974). Из них наиболее радиационно опасны долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs . Первый по химическим свойствам сходен с биологически важным элементом кальцием, вследствие чего он интенсивно поглощается растениями и легко накапливается в костной ткани позвоночных животных и человека. По этой же причине ^{90}Sr является наиболее длительно действующим фактором внутреннего облучения. ^{137}Cs близок по свойствам к калию и концентрируется преимущественно в мягких тканях. Хотя период полураспада ^{137}Cs несколько больше, чем ^{90}Sr , вследствие более сильной сорбции цезия водным грунтом он облучает преимущественно придонные организмы.

В этом разделе рассматриваются результаты многолетних исследований поведения ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в экосистеме Белоярского водохранилища, выполненные сотрудниками Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН д.б.н. А.В. Трапезниковым, д.т.н. М.Я. Чеботиной, к.б.н. В.Н. Трапезниковой, д.б.н. Н.В. Куликовым, которые были начаты в 1976 г. Временной интервал охватывает период работы 1–3-го энергоблоков БАЭС. Основные результаты этих исследований были опубликованы (Радиоэкологические ..., 1992; Трапезников, 1983; Влияние

..., 1983; Куликов и др., 1983; Трапезников и др., 1984; Накопление ..., 1986; Чеботина и др., 1986).

6.1. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища

6.1.1. Мониторинг ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде водохранилища. Водная среда – важный компонент в экосистеме любого водоема. Радионуклиды, поступающие в виде жидких стоков от АЭС, в первую очередь загрязняют водную среду, а с ней переносятся по всему водохранилищу, вовлекаясь в разнообразные миграционные процессы.

При изучении содержания радионуклидов в воде Белоярского водохранилища было выбрано несколько постоянных точек наблюдений, где проводился систематический мониторинг радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs . Первая из них размещалась в зоне сброса подогретой воды из систем охлаждения АЭС – Теплом заливе. Эта акватория водоема зимой не замерзает и длительное время используется для промышленного разведения садкового карпа. Вторая расположена в районе Биофизической станции, где в водоем-охладитель выходит обводной канал, называемый также нагорной канавой. Обводной канал дренирует территорию вокруг АЭС. Третья постоянная точка наблюдений размещалась за пределами 10-километровой наблюдаемой зоны в районе верховья водоема, примерно в 15 км вверх по течению. Ввиду удаленности от АЭС ее условно приняли за контроль. Наконец, четвертая точка находилась в районе между Щучьим заливом и ЛЭП.

На рис. 5 представлены результаты мониторинга ^{60}Co в воде Теплового залива Белоярского водохранилища.

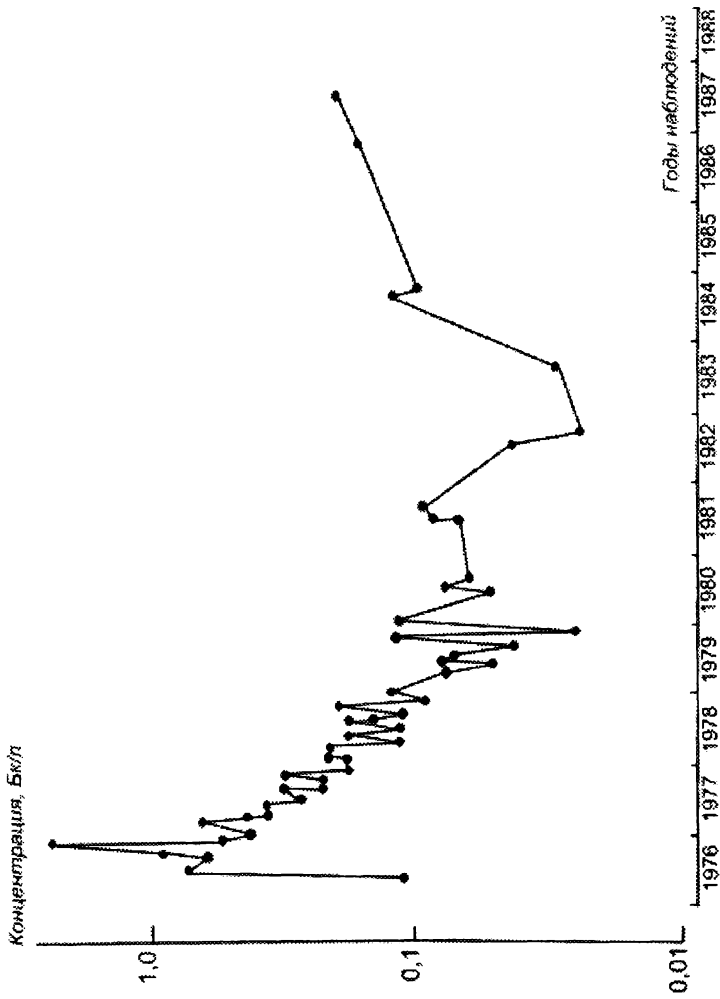


Рис. 5. Динамика концентраций ^{60}Co в воде Теплового залива Белоярского водохранилища

В течение всего периода наблюдений, охватывающего более 10 лет, его содержание в этом регионе варьировало в довольно широких пределах – от 0,02 до 2,54 Бк/л при среднем значении 0,255 Бк/л. За указанный промежуток времени можно выделить два периода работы БАЭС, характеризующиеся различной динамикой содержания ^{60}Co в воде. Первый – 1976–1980 гг., когда работали 1–й и 2–й энергоблоки. В это время концентрации ^{60}Co имели наиболее высокие значения (0,05–2,7 Бк/л, в среднем 0,27 Бк/л) и обнаруживали явную тенденцию снижения во времени. Уравнение регрессии, полученное по экспериментальным точкам для этого периода времени, имеет следующий вид: $y = 6 \times 10^{20} \times e^{-0,0527x}$. Второй период охватывал временной интервал с 1981 по 1987 г., когда 1–й блок был уже снят с эксплуатации и работали только 2–й и 3–й энергоблоки. Для него характерны в целом меньшие концентрации ^{60}Co , которые варьировали в пределах 0,05–1,20 Бк/л.

Содержание ^{90}Sr в воде исследуемого залива в течение всех лет наблюдений было более стабильно. Результаты индивидуальных измерений варьировали в пределах 0,025–0,11 Бк/л, а среднее значение составляло примерно 0,062 Бк/л (рис. 6).

Для ^{137}Cs в воде залива с 1976 по 1980 г. характерны сравнительно резкие колебания концентраций – в пределах 0,04–2,0 Бк/л при среднем значении 0,35 Бк/л (рис. 7). В 1981–1987 гг. среднее значение составило 0,11 Бк/л, а диапазон колебаний индивидуальных измерений заметно снизился. С одной стороны, это может быть связано с выводом из эксплуатации 1–го энергоблока, а с другой – с более редкими наблюдениями, которые проводились в этот период, что не позволило учесть все поступления радионуклида в водоем.

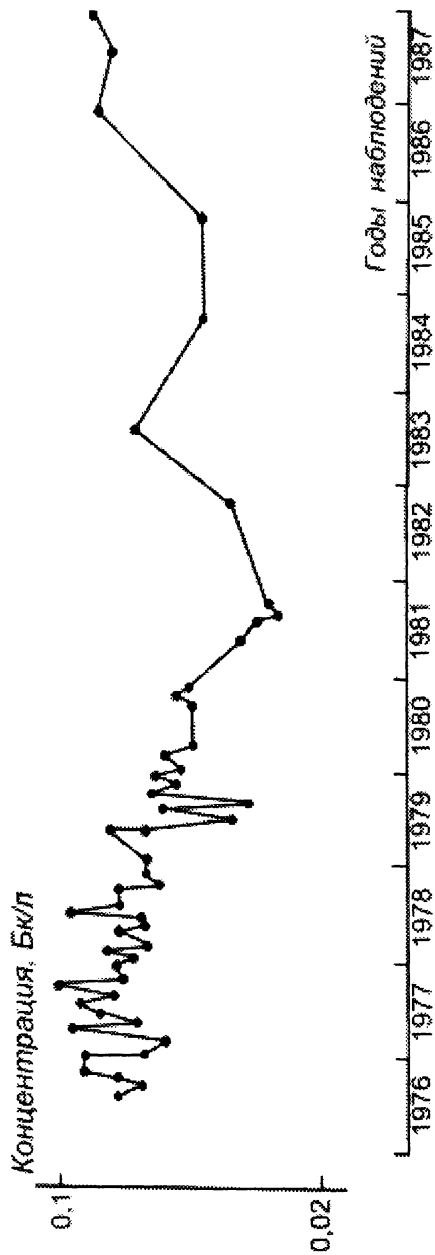


Рис. 6. Динамика концентрации ^{90}Sr в воде Теплового залива Белоярского водохранилища

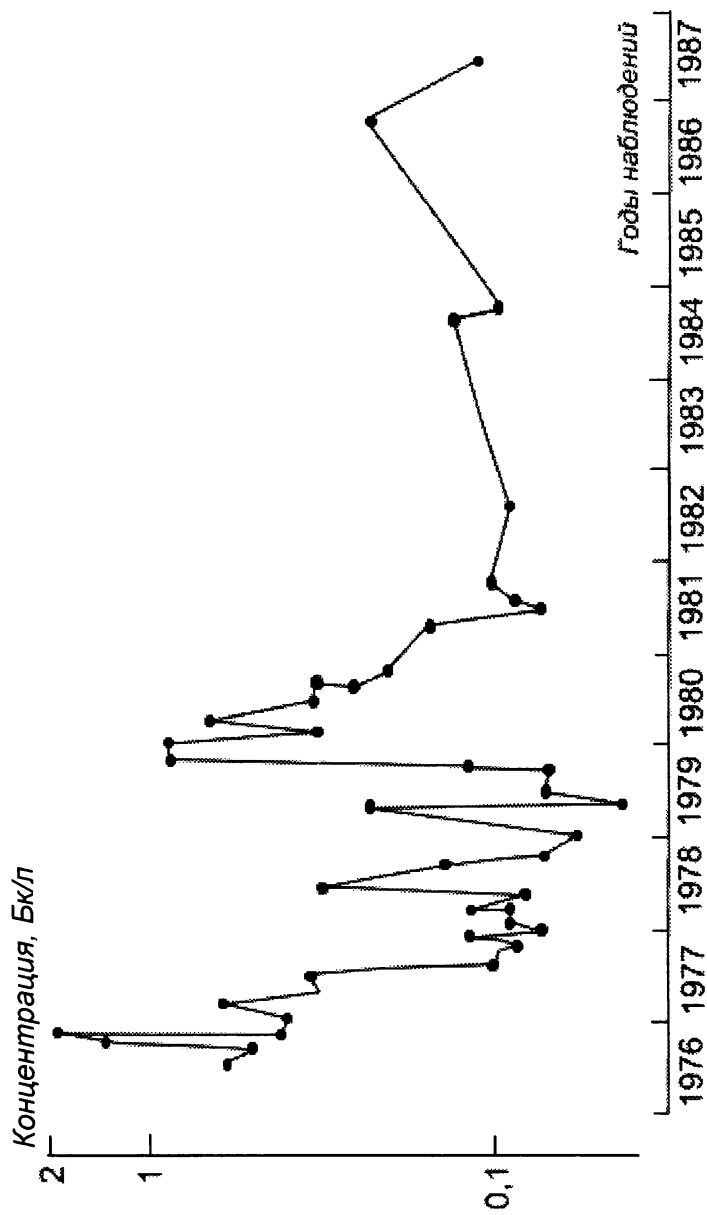


Рис. 7. Динамика концентраций ^{137}Cs в воде Теплового залива
Белоярского водохранилища

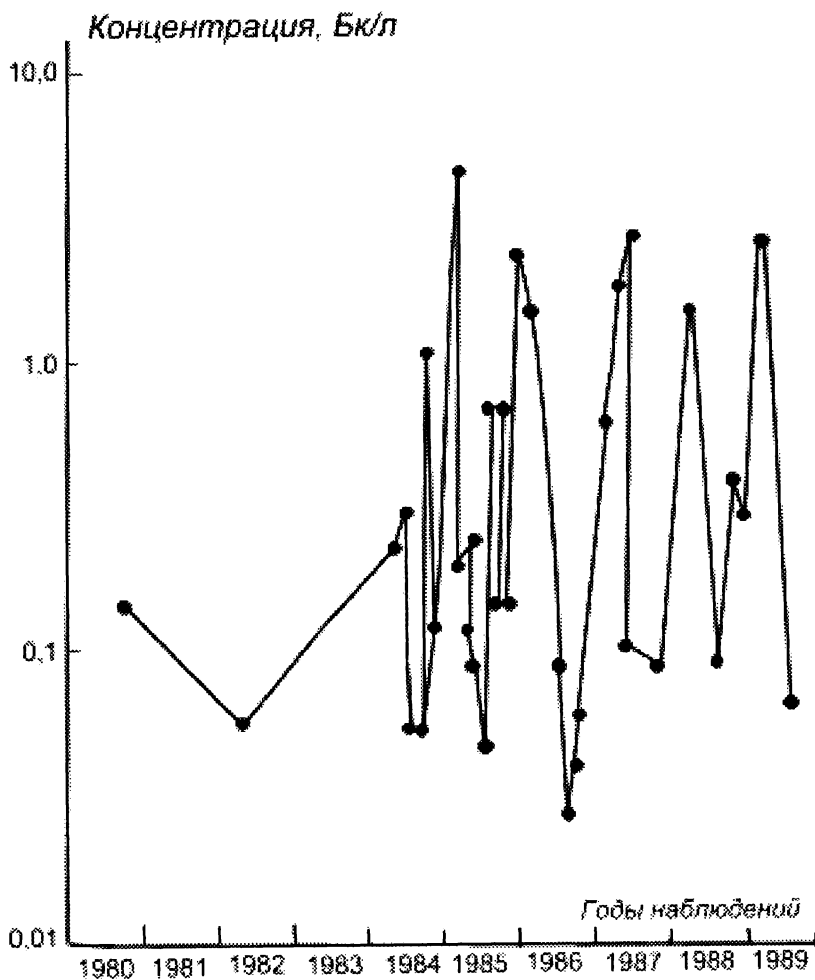


Рис. 8. Динамика концентраций ^{60}Co в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции

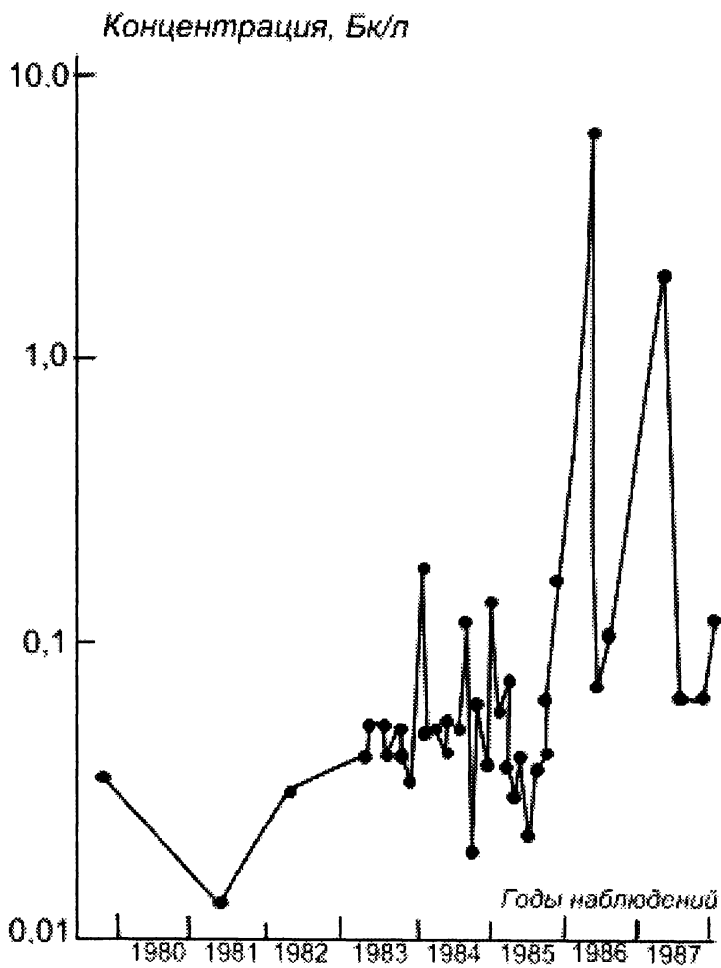


Рис. 9. Динамика концентраций ^{90}Sr в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции

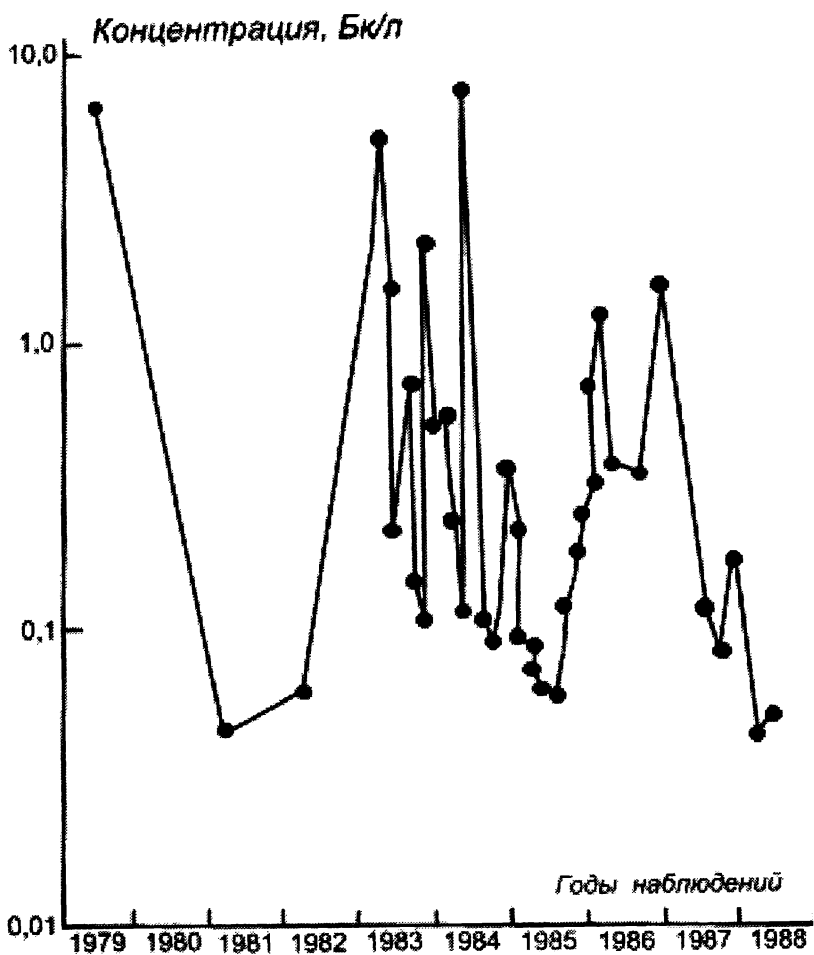


Рис. 10. Динамика концентраций ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции

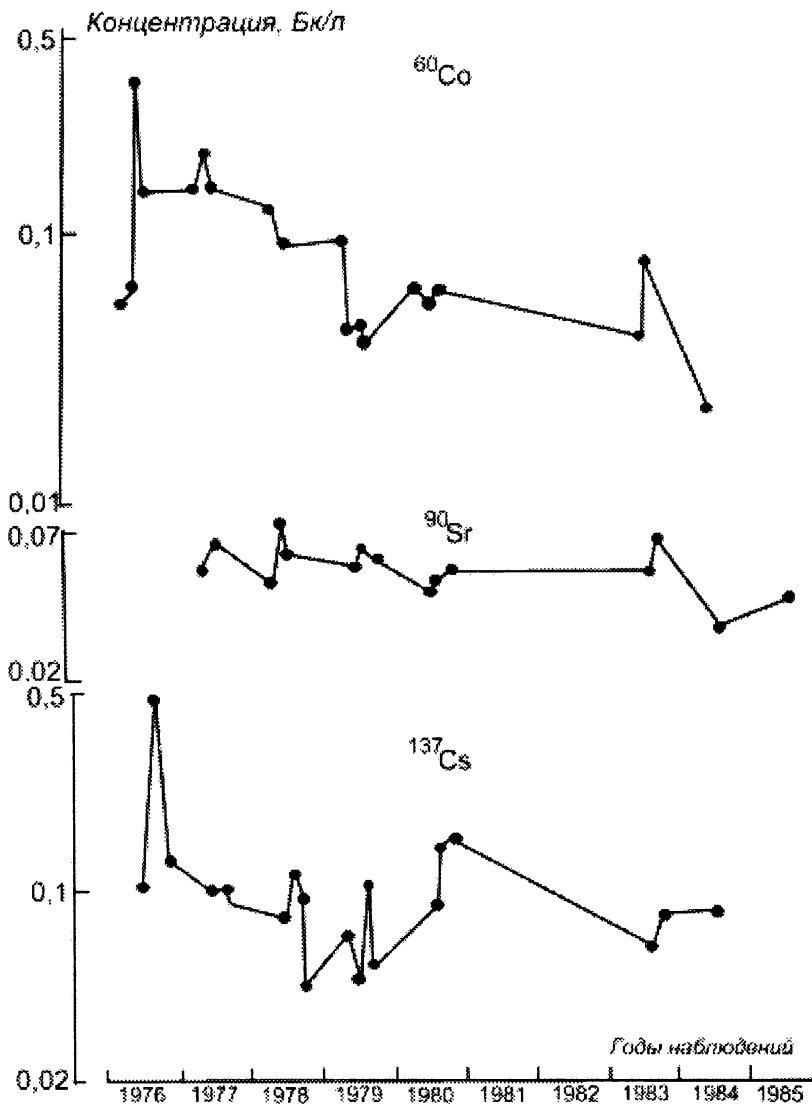


Рис. 11. Динамика концентраций радионуклидов в воде Щучьего залива Белоярского водохранилища

Залив, примыкающий к Биофизической станции, расположен вверх по течению водоема в 4–5 км от места сброса подогретых вод, поэтому в летние месяцы повышения температуры воды здесь не зафиксировано. Однако в осенне-зимнее время ввиду гидрологических особенностей данного региона ледяной покров устанавливается здесь позднее и сохраняется более короткий промежуток времени, чем на остальной акватории водоема.

На рис. 8–10 представлена динамика концентраций ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде этой части водохранилища с 1979 по 1988 г. За указанный промежуток времени содержание радионуклидов изменялось в пределах 3–4 порядков величин: ^{60}Co – от 0,042 до 4,47; ^{90}Sr – от 0,013 до 6,63; ^{137}Cs – от 0,042 до 7,85 Бк/л. Такие резкие колебания связаны с неравномерным поступлением их в водоем-охладитель через обводной канал, который впадает в залив. Этот канал берет свое начало около водоочистных сооружений, отводящих слаборадиоактивные стоки в Ольховское болото. Периодические протечки в трубопроводе могли приводить к вымыванию радионуклидов в воду канала и последующему их поступлению в водоем.

При проведении исследований, связанных с оценкой влияния сброса подогретых вод на накопление радионуклидов гидробионтами и грунтами, в качестве контрольного района в ряде случаев выбирали Щучий залив. Он достаточно удален от Белоярской АЭС и не подвержен влиянию подогретых вод (см. рис. 1). Динамика концентраций ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в этом регионе представлена на рис. 11. В период с 1976 по 1985 г. концентрация ^{60}Co здесь была заметно ниже, чем в Теплом заливе и в районе Биофизической станции, и изменялась в пределах 0,02–0,4 Бк/л. Содержание ^{90}Sr варьировало в пределах 0,03–0,07, а ^{137}Cs – 0,05–0,5 Бк/л.

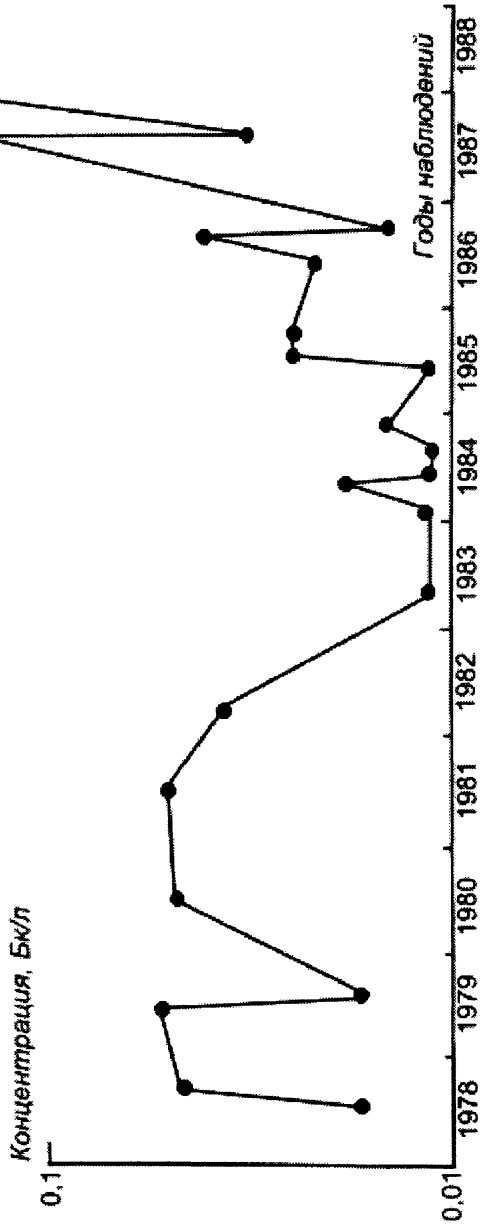


Рис. 12. Динамика концентраций ^{60}Co в воде верховья Белоярского водохранилища

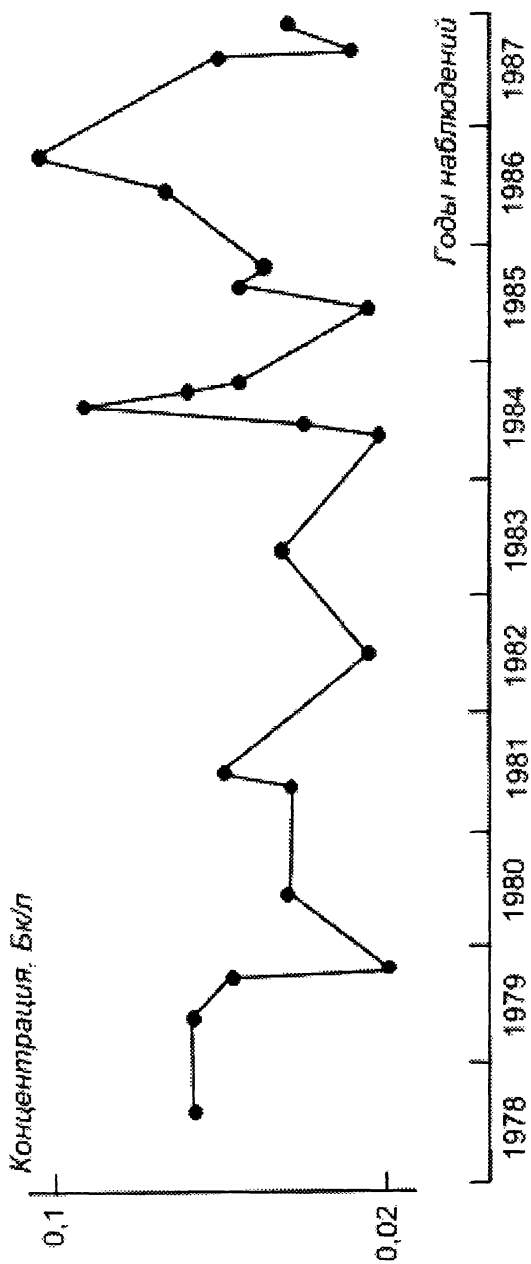


Рис. 13. Динамика концентраций ^{90}Sr в воде верховья Белоярского водохранилища

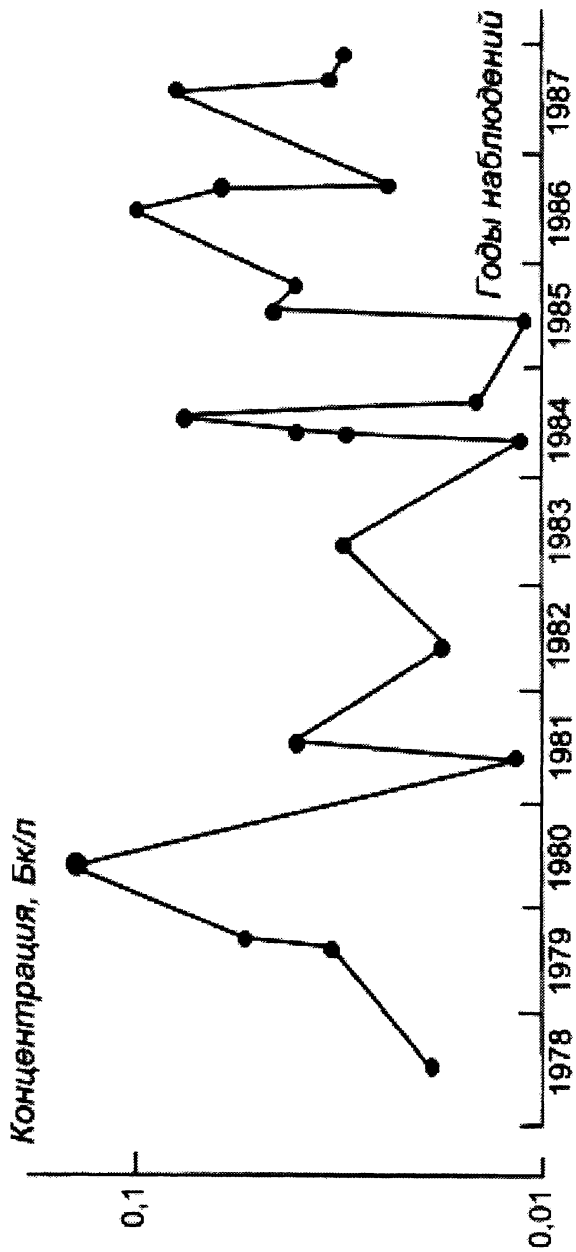


Рис. 14. Динамика концентраций ^{137}Cs в воде верховья Белоярского водохранилища

Концентрации радионуклидов в воде верховья водоема-охладителя были близки для всех радионуклидов и варьировали от 0,01 до 0,2 Бк/л при среднем значении 0,04 Бк/л (рис. 12–14).

В табл. 5 для сравнения приведены усредненные за наблюдаемый период времени концентрации исследуемых радионуклидов в различных заливах Белоярского водохранилища по сравнению с Рефтинским, которое в ряде случаев использовалось нами в качестве контроля. Рефтинское водохранилище расположено в 45 км на северо-восток от Белоярского, аналогично ему по морфологическим показателям и служит в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭС.

Видно, что в Рефтинском водохранилище концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs значительно меньше, чем в исследуемых заливах Белоярского водохранилища, а содержание ^{60}Co вообще находится ниже уровня обнаружения. Следует подчеркнуть, что в Рефтинском водохранилище концентрации изучавшихся радионуклидов также меньше, чем в верховье Белоярского водохранилища, которое находится за пределами 10-километровой наблюдаемой зоны и условно принимается нами за контроль. Оказалось, что даже он испытывает некоторое влияние АЭС. В воде Щучьего залива средняя концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в исследуемый период времени была в 2–2,5 раза выше по сравнению с верховьем. Район Биофизической станции, очевидно, наиболее подвержен влиянию АЭС, поскольку здесь среднемесячные концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде оказались наиболее высокими.

Таблица 5. Усредненные среднемесячные концентрации радионуклидов в воде
Белоярского и Рефтинского водохранилищ в 1976 – 1987 гг., Бк/л

Место отбора проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Белоярское водохранилище			
Верховье	0,036 ± 0,009 (23)	0,044 ± 0,007 (21)	0,042 ± 0,009 (22)
Щучий залив	0,090 ± 0,019 (21)	0,044 ± 0,003 (17)	0,107 ± 0,029 (21)
Биостанция	0,700 ± 0,140 (47)	0,314 ± 0,185 (45)	0,810 ± 0,260 (47)
Теплый залив	0,250 ± 0,075 (54)	0,061 ± 0,022 (59)	0,310 ± 0,060 (49)
Рефтинское водохранилище			
Центральная часть	Не обн. (9)	0,034 ± 001 (9)	0,011 ± 0,003 (9)

Примечание. В скобках приведено число проанализированных проб.

Нами было изучено влияние сбросов АЭС на концентрацию ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища в целом. Для этого водоем условно разделили на четыре подзоны, каждая из которых имела протяженность около 4 км вдоль водохранилища: 1-я подзона включала часть акватории водоема от плотины до Теплого залива; 2-я – акваторию, примыкающую непосредственно к АЭС, от Теплого залива до устья р. Черемшанки; 3-я – в сторону верховья от р. Черемшанки до Щучьего залива; 4-я – от Щучьего залива до границы 10-километровой наблюдаемой зоны. Отбор проб воды производили в 1985 г. по фарватеру водохранилища в центральной части каждой из выделенных подзон, не затрагивая при этом заливы и мелководья. Из табл. 6 видно, что содержание радионуклидов в воде разных подзон оказалось практически одинаковым, что свидетельствует о достаточно быстром и равномерном перемешивании сбросной воды и содержащихся в ней примесей в водоемоохладителе. При этом следует иметь в виду, что концентрация радионуклидов в разных заливах водоема может заметно различаться, особенно если в один залив поступают слаборадиоактивные воды АЭС, а в другой – нет.

Таким образом, результаты мониторинга ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде постоянных точек наблюдений, выбранных нами на территории Белоярского водохранилища, показали, что средние концентрации радионуклидов в нем превышают соответствующие уровни в Рефтинском водохранилище. Кроме того, повышенные концентрации радионуклидов в основном приурочены к той части водоема, которая располагается в непосредственной близости от АЭС (районы Биостанции и Теплого залива).

Таблица 6. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде центральной части разных подзон
Белоярского водохранилища, Бк/л

Радионуклид	Подзона водоема-охладителя			
	1-я	2-я	3-я	4-я
^{60}Co	$0,026 \pm 0,006$	$0,025 \pm 0,001$	$0,028 \pm 0,003$	$0,023 \pm 0,001$
^{90}Sr	$0,032 \pm 0,008$	$0,057 \pm 0,007$	$0,044 \pm 0,020$	$0,040 \pm 0,008$
^{137}Cs	$0,044 \pm 0,004$	$0,046 \pm 0,004$	$0,047 \pm 0,005$	$0,040 \pm 0,003$

6.1.2. Пути поступления ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоем от атомной станции. Для установления путей, по которым жидкие стоки, содержащие радионуклиды, могут поступать в водоем-охладитель от АЭС, детально обследовали четыре канала, соединяющие АЭС с водоемом (обводной, промливневый, водозаборный, теплый). Территориальное расположение этих каналов показано на рис. 1. Обводной канал находится выше по течению относительно всех других каналов и АЭС. Ниже расположен промливневый канал, еще ниже – водозаборный, по которому вода из водоема забирается в системы охлаждения и далее выходит через теплый канал, формируя так называемую зону подогрева. Следует еще раз подчеркнуть, что каналы, по которым в водоем поступают слаборадиоактивные стоки, находятся выше по течению, так что возможно засасывание слаборадиоактивной воды через водозаборный канал из расположенной выше прибрежной части водоема.

В табл. 7 приведены концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в воде указанных выше каналов. Видно, что радионуклиды поступали в водоем в исследованный период времени в основном по промливневому и обводному каналам. Эти данные также свидетельствуют о преимущественном поступлении в водоем ^{60}Co и ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr .

Таблица 7. Концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде каналов, соединяющих АЭС с водоемом-охладителем, Бк/л

Время отбора	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Промливневый канал			
04-05.1976	3,37	–	0,086
07.1982	59,13	0,150	17,76
07.1982	0,87	0,057	0,78
07.1982	0,07	0,043	0,33
06.1987	2,76	0,0169	0,120
06.1987	6,79	0,0151	0,267
06.1987	7,29	0,160	0,179
Теплый канал			
04-05.1976	0,123	–	0,193
07.1982	0,066	0,031	0,088
07.1982	0,037	0,136	0,072
07.1982	–	0,031	0,074
06.1987	0,200	–	0,102
06.1987	0,196	0,55	0,096
06.1987	0,178	–	0,098
Водозаборный канал			
04-05.1976	0,160	–	0,106
07.1982	0,065	0,027	0,098
07.1982	0,038	0,023	0,055
07.1982	0,044	0,041	0,080
Обводной канал			
06.1987	5,22	0,55	0,87
07.1989	0,145	–	0,145
08.1989	0,11	–	0,127
11.1989	0,62	–	0,117

Примечание. Пробы воды в каждой временной точке отбирали с интервалами в 3–5 сут в течение месяца ежедневно по 30 л.

6.1.3. Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водоема. На примере трех точек, расположенных по оси центральной акватории водоема-охладителя (нижняя часть водоема, примыкающая к плотине, район АЭС и зона Щучьего залива) было изучено вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища. Это исследование было проведено в связи с оценкой влияния процесса стратификации на распределение радионуклидов по глубине водоема. Явление стратификации заключается в том, что в разные времена года вода на поверхности водоема и в его придонном слое имеет различную температуру. В частности, летом поверхностный слой более теплый, чем придонный, а зимой – наоборот. Переход от более нагретых к менее нагретым слоям воды часто происходит не постепенно, а скачкообразно. Между ними образуется слой так называемой температурной стратификации, когда более нагретые слои лежат ближе к поверхности, и наоборот, когда с глубиной температура повышается (Константинов, 1972).

Измерение температуры водной среды на различной глубине водоема напротив БАЭС позволило выявить картину термоклина, которая представлена на рис. 15. Видно, что температурный скачок составляет примерно $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ и наблюдается примерно на глубине 7–9 м от поверхности воды и в 5–7 м от дна водоема. В частности, в момент наблюдений (июль 1988 г.) в поверхностном слое воды температура составляла примерно $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, а ниже термоклина она была в 2,5 раза меньше.

В табл. 8 приведено содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в пробах воды, отобранных на поверхности водоема и на расстоянии 1 м от дна. В большинстве исследованных точек концентрация радионуклидов в слое воды над термоклинном статис-

тически достоверно меньше, чем в придонном слое. Так, для ^{60}Co и ^{137}Cs в нижней части водоема эти величины отличаются в 1,3 и 1,4 раза, напротив БАЭС – в 1,3 и 1,6 раза, в районе Щучьего залива – в 1,5 и 1,4 раза соответственно. В среднем разница в концентрациях ^{60}Co двух рассматриваемых глубинных профилей воды составляет 1,4 раза, а для ^{137}Cs – 1,5 раза. Эти различия могут быть обусловлены тем, что в водоеме-охладителе ^{60}Co и ^{137}Cs сосредоточены преимущественно в донных отложениях, из которых они при определенных условиях могут снова переходить в водную среду. В силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды замедлен, в придонном слое воды может наблюдаться повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs .

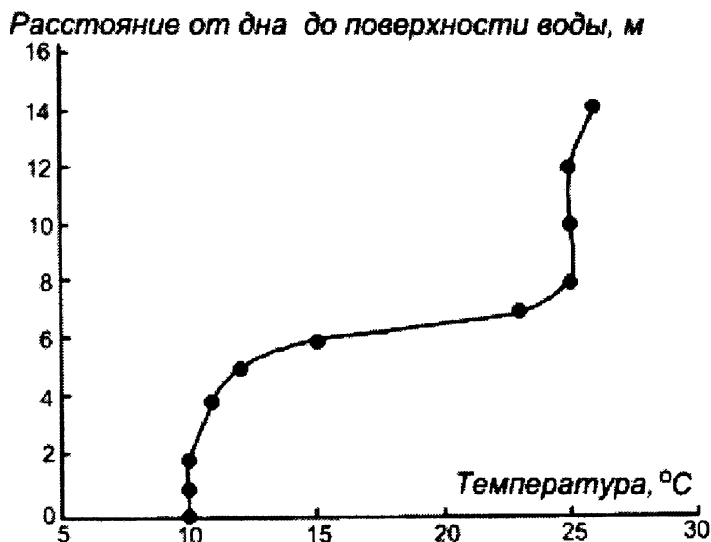


Рис. 15. Изменение температуры водной среды от дна до поверхности водного зеркала Белоярского водохранилища

6.1.4. Расчет выноса ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs с водой за пределы Белоярского водохранилища. Расчет годового выноса исследуемого радионуклида за пределы Белоярского водохранилища производили по формуле $A_i = C_i V$, где A_i – количество i -го радионуклида, выносимое за пределы водоема-охладителя за год; C_i – усредненная по основным подзонам водохранилища концентрация i -го радионуклида в воде; V – годовой объем воды, сбрасываемый из водохранилища в р. Пышму.

Для расчетов использовали данные о содержании радионуклидов в воде, приведенные в табл. 6, а также данные Белоярской АЭС о величине годового сброса воды через плотину в р. Пышму, которая составляет 195 млн м³. Ниже приведены полученные нами значения выноса радионуклидов в р. Пышму:

$$A (^{60}\text{Co}) = 2,5 \times 10^{-2} \times 195 \times 10^9 = 4,9 \times 10^9 \text{ Бк/год} = \\ = 4,9 \text{ ГБк/год};$$

$$A (^{90}\text{Sr}) = 4,3 \times 10^{-2} \times 195 \times 10^9 = 8,4 \times 10^9 \text{ Бк/год} = \\ = 8,4 \text{ ГБк/год};$$

$$A (^{137}\text{Cs}) = 4,4 \times 10^{-2} \times 195 \times 10^9 = 8,6 \times 10^9 \text{ Бк/год} = \\ = 8,6 \text{ ГБк/год}.$$

Таким образом, в исследуемый период времени вынос ^{90}Sr и ^{137}Cs в речную сеть примерно в два раза превышал вынос ^{60}Co .

*Таблица 8. Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища
(÷ – доверительные границы среднего арифметического)*

Место отбора проб	Содержание радионуклидов, Бк/л	
	^{60}Co	^{137}Cs
Нижняя часть водоема		
У поверхности	0,034 (0,031÷0,037)	0,069 (0,059÷0,079)
Ниже термоклина	0,044 (0,041÷0,047)	0,100 (0,059÷0,119)
Район БАЭС		
У поверхности	0,015 (0,014÷0,016)	0,036 (0,024÷0,048)
Ниже термоклина	0,020 (0,019÷0,021)	0,056 (0,046÷0,066)
Район Щучьего залива		
У поверхности	0,028 (0,022÷0,034)	0,057 (0,051÷0,063)
Ниже термоклина	0,043 (0,033÷0,053)	0,082 (0,067÷ 0,097)

6.2. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища

Роль пресноводных растений в процессах концентрирования радионуклидов из водной среды впервые была отмечена В.И. Вернадским (1930). В дальнейшем высокая накопительная способность фитобионтов в отношении искусственных и естественных радионуклидов была подтверждена и другими исследователями (Биологические ..., 1983; Искра, Бахуров, 1981; Куликов, Чеботина, 1988; Радиозология ..., 1973; Стронций ..., 1979; Тимофеева-

Ресовская, 1963). Показано, что водные растения поглощают поступающие в водную среду радионуклиды, при этом концентрация многих из них в тканях растений может длительное время поддерживаться на высоком уровне, превышающем на порядки величину их концентрацию в воде. В естественных условиях коэффициенты накопления радионуклидов у пресноводных растений обычно выше, чем в лабораторном эксперименте, так как ввиду краткосрочности эксперимента они не успевают достичь предельных значений. Накопление и прочность фиксации радиоактивных примесей растениями зависят от химической природы радионуклидов, физико-химической формы их нахождения в водной среде, биологических особенностей водных растений, концентрации в воде изотопных и неизотопных носителей, температуры воды, освещенности, трофности водоема, сезона года и других факторов.

6.2.1. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в макрофитах различных подзон. Для оценки влияния Белоярской АЭС на содержание радионуклидов в макрофитах водоем-охладитель в пределах наблюдаемой зоны условно разделили на четыре примерно равные по длине подзоны (см. 6.1.1). В каждой подзоне отбирали наиболее распространенные виды макрофитов. При вычислении средних значений были исключены данные по растениям, отобранным в районе Теплого залива и в заливе, примыкающем к Биофизической станции. В качестве контроля использовали верховье водохранилища, где, к сожалению, не удалось в необходимом количестве отобрать все указанные в табл. 9 виды макрофитов. Работа выполнялась в 1985–1987 гг., всего проанализировано 139 проб растений.

Как видно из табл. 9, концентрация ^{60}Co в растениях разных подзон водоема варьировала в среднем от 37 до 206 Бк/кг сухой массы. Наиболее высокое среднее содержание радионуклида обнаружено в элодее и кладофоре, наиболее низкое – в рдесте блестящем. Концентрация ^{90}Sr (табл. 10) в пределах наблюдаемой зоны в период исследований изменялась в среднем от 11 до 100 Бк/кг. Наиболее высокие показатели отмечены у рдеста пронзеннолистного (в среднем 80 Бк/кг), а наиболее низкие – у рдеста гребенчатого и плюснутого (19–29 Бк/кг). Концентрация ^{137}Cs в разных видах растений (табл. 11) изменялась от 20 до 165 Бк/кг; в элодее и кладофоре она была в среднем в 2–3 раза выше, чем в остальных видах растений.

В целом, учитывая разброс данных индивидуальных измерений, можно считать, что концентрация каждого радионуклида в растениях четырех условно выделенных подзон была практически одинакова, что хорошо согласуется с результатами определения содержания этих радионуклидов в воде указанных подзон, отобранных по центру водоема. В последнем случае она также значительно не различалась в разных подзонах Белоярского водохранилища. Различия в накоплении радионуклидов растениями отмечались только в зависимости от их биологических особенностей и свойств радионуклида. Отмечена тенденция к повышению концентрации радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в растениях наблюдаемой зоны водоема-охладителя в рассматриваемый период времени по сравнению с контрольным районом, что является следствием работы АЭС.

*Таблица 9. Средние концентрации ^{60}Co в растениях
Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы
(здесь и далее прочерк – вид не произрастает)*

Вид	Подзоны наблюдаемой зоны				Верховье водоема
	1-я	2-я	3-я	4-я	
Рдест гребенчатый	101 ± 21	104 ± 13	115 ± 18	55 ± 2	26 ± 1
Рдест прон- зеннолист- ный	62 ± 10	86 ± 13	78 ± 15	111 ± 11	–
Рдест блестящий	–	41 ± 3	37 ± 4	48 ± 2	–
Рдест сплюснутый	112 ± 15	73 ± 4	–		
Элодея канадская	97 ± 17	189 ± 35	191 ± 22	160 ± 8	–
Кладофора плавающая	173 ± 21	206 ± 17	166 ± 15	70 ± 7	24 ± 5

Таблица 10. Средние концентрации ^{90}Sr в растениях
Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Вид	Подзоны наблюдаемой зоны				Верховье водоема
	1-я	2-я	3-я	4-я	
Рдест гребенчатый	20 ± 7	29 ± 4	19 ± 3	55 ± 2	14 ± 1
Рдест прон- зеннолист- ный	100 ± 26	86 ± 15	84 ± 22	50 ± 10	–
Рдест блестящий	–	71 ± 26	30 ± 9	43 ± 1	–
Рдест сплюснутый	24 ± 3	19 ± 8	–		
Элодея канадская	65 ± 8	40 ± 7	46 ± 7	56 ± 18	–
Кладофора плавающая	83 ± 6	65 ± 19	52 ± 6	69 ± 8	48 ± 9

Таблица 11. Средние концентрации ^{137}Cs в растениях
Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Вид	Подзоны наблюдаемой зоны				Верховье водоема
	1-я	2-я	3-я	4-я	
Рдест гребенчатый	25 ± 2	34 ± 3	40 ± 6	31 ± 5	–
Рдест прон- зеннолист- ный	22 ± 3	38 ± 5	33 ± 10	29 ± 1	18 ± 1
Рдест блестящий	–	20 ± 2	40 ± 6	44 ± 10	–
Рдест сплюснутый	45 ± 7	37 ± 12	–		
Элодея канадская	59 ± 11	112 ± 21	114 ± 28	113 ± 19	–
Кладофора плавающая	165 ± 21	116 ± 10	129 ± 17	62 ± 7	21 ± 2

6.2.2. Накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs доминирующими видами макрофитов. Оценка сравнительного накопления трех исследуемых радионуклидов растениями Белоярского водохранилища была выполнена на примере 14 доминирующих видов макрофитов, отобранных в наблюдаемой зоне водоема-охладителя (табл. 12).

Таблица 12. Средние коэффициенты накопления радионуклидов доминирующими видами растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища (на сухую массу)

Вид	Число проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Рдест гребенчатый	27	3880 ± 290	560 ± 50	750 ± 70
Рдест пронзеннолистный	35	3600 ± 240	1720 ± 160	750 ± 60
Рдест блестящий	9	1750 ± 140	1160 ± 230	780 ± 140
Рдест сплюснутый	5	3480 ± 410	490 ± 90	880 ± 70
Элодея канадская	21	6070 ± 710	1260 ± 90	2130 ± 190
Телорез	5	5120 ± 570	Не опр.	870 ± 190
Ряска малая	3	5760 ± 580	– // –	660 ± 80
Кладофора плавающая	40	6400 ± 370	– // –	2620 ± 170
Роголистник	4	8100 ± 410	– // –	1050 ± 60
Лютик водный	2	5060 ± 90	– // –	2490 ± 120
Рогоз	12	1030 ± 120	– // –	310 ± 40
Белокрыльник	2	390 ± 30	– // –	190 ± 20
Камыш	2	630 ± 20	– // –	690 ± 50
Уруть	2	1340 ± 170	– // –	720 ± 10
Среднее		3760 ± 100	1040 ± 60	1060 ± 30

Накопительную способность растений оценивали величиной коэффициента накопления (КН), представляющего собой отношение концентрации нуклида в растениях к его концентрации в воде. Приведенные данные показывают, что в период исследований наиболее высокие КН ^{60}Co имели роголистник, кладофора плавающая, элодея, ряска малая, телорез и лютик водный (5000–8100). Рдесты пронзеннолистный и блестящий, а также элодея канадская в большей степени накапливали ^{90}Sr (КН 1100–1700). Наиболее высокие КН ^{137}Cs имели кладофора плавающая, лютик водный и элодея канадская (2100–2600). Перечисленные растения можно использовать для биоиндикации радиоактивных загрязнений и в других водных экосистемах.

Для преобладающего большинства видов растений КН ^{60}Co заметно выше, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs , что соответствует ранее полученным в нашей лаборатории экспериментальным данным (Куликов, Чеботина, 1988).

6.2.3. Накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs растениями в лабораторных и природных условиях. Для оценки радиоэкологической обстановки на любом водоеме важно знать, насколько соответствуют значения коэффициентов накопления радионуклидов водными растениями в природных условиях и в лабораторном эксперименте. В условиях аквариумной модели экологический режим водоема может существенно отличаться от естественного. Кроме того, лабораторные опыты ограничены малыми промежутками времени. Поэтому можно ожидать, что КН, полученные в лабораторных опытах, не всегда будут соответствовать КН, определенным по данным радиоэкологических исследований природных водоемов. На рис. 16 представлены КН двух радионуклидов доминирующими видами

растений Белоярского водохранилища в условиях лабораторного эксперимента и естественного водоема. Для четырех видов КН ^{60}Co близки или отличаются незначительно, а для двух видов (рдест пронзеннолистный и ряска малая) – существенно отличаются в сторону превышения КН в лабораторном эксперименте. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в лабораторных. Аналогичные результаты превышения КН ^{90}Sr и ^{137}Cs в природных условиях по сравнению с данными лабораторного эксперимента получены и на других природных водоемах (Куликов и др., 1971, 1977; Куликов, Чеботина, 1988). Эти результаты необходимо учитывать в тех случаях, когда приходится использовать данные лабораторных экспериментов для оценки радиэкологической ситуации в естественных водоемах.

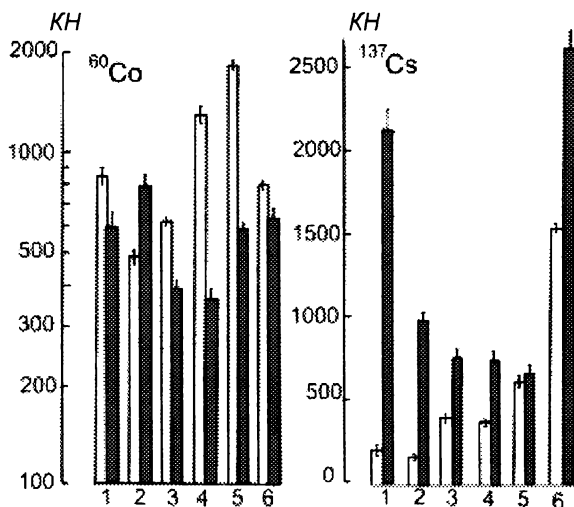


Рис.16. Коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища в лабораторном эксперименте и природных условиях (заштриховано).

1 – злодея; 2 – роголистник; 3 – рдест гребенчатый; 4 – рдест пронзеннолистный; 5 – ряска малая; 6 – кладифора плавающая

6.2.4. Накопление радионуклидов и их стабильных аналогов растениями в зависимости от сезона года. Накопление радионуклидов пресноводными растениями изучается обычно в период летней вегетации. При этом отмечается, что их содержание в гидробионтах, как правило, возрастает в летне-осеннее время (Антоненко, 1978; Изучение ..., 1973; Мурзина и др., 1976; Офель, 1968; Чибирайте и др., 1973; Боченин, Чеботина, 1975). В связи с тем, что континентальные водоемы средней полосы обычно покрыты льдом, в зимний период исследования, как правило, не проводятся.

На Белоярском водохранилище имеется уникальная возможность для подобных исследований практически круглый год. Теплый залив водоема не замерзает в зимнее время, поэтому мы изучали динамику накопления радионуклидов пресноводными растениями в течение круглого года. Было показано, что накопление радионуклидов растениями подчиняется четкой сезонной ритмике. Содержание элементов-аналогов Са и ^{90}Sr , а также суммы зольных элементов в растениях элодеи, постоянно вегетирующей в зоне сброса подогретой воды, в течение трех лет изменялись в зависимости от сезона года весьма синхронно (рис. 17). Пики максимального накопления для них приходятся, как правило, на сентябрь. В зимние месяцы (декабрь–февраль) содержание элементов в растениях было наиболее низким.

Пик максимального накопления ^{60}Co наступает несколько раньше (в июле). Вместе с тем отмечается менее четко выраженный зимний пик, который хорошо воспроизводится в лабораторном эксперименте. Летний пик зарегистрирован нами на двух растениях – элодее и роголист-

нике, а зимний – только на элодее, так как роголистник в зимние месяцы на Теплом заливе отмирает (рис. 18).

Весьма интересны результаты исследований уровней содержания ^{137}Cs в растениях элодеи, проводившиеся в течение шести лет в зоне сброса подогретой воды (рис. 19). Для наглядности приведены также данные по воде в той же точке наблюдений. За исследованный промежуток времени (1976–1981 гг.) зарегистрированы два пика повышенной концентрации ^{137}Cs , которые четко проявляются как в растениях, так и в воде (ноябрь 1976 г. – февраль 1977 г. и ноябрь – декабрь 1979 г.). С нашей точки зрения, это связано не столько с физиологическими особенностями растений, как это имело место в случае с другими радионуклидами, сколько с изменением содержания ^{137}Cs в водной среде в результате работы АЭС.

Таким образом, изменение накопительной способности пресноводных растений в зависимости от сезона года может быть обусловлено рядом причин. Во-первых, изменением их биологической активности в течение года. В летне-осенние месяцы в условиях хорошего прогрева воды, освещенности и других благоприятных факторов среды растения находятся в состоянии наибольшей биологической активности, и в это время их способность поглощать химические вещества возрастает. Во-вторых, важную роль в накоплении играет температурный фактор. Как будет показано далее, за счет повышения температуры воды коэффициенты накопления радионуклидов могут существенно возрасти. Возрастание накопления кобальта в зимние месяцы может быть обусловлено важной ролью этого микроэлемента в процессах перезимовки растений в водоеме.

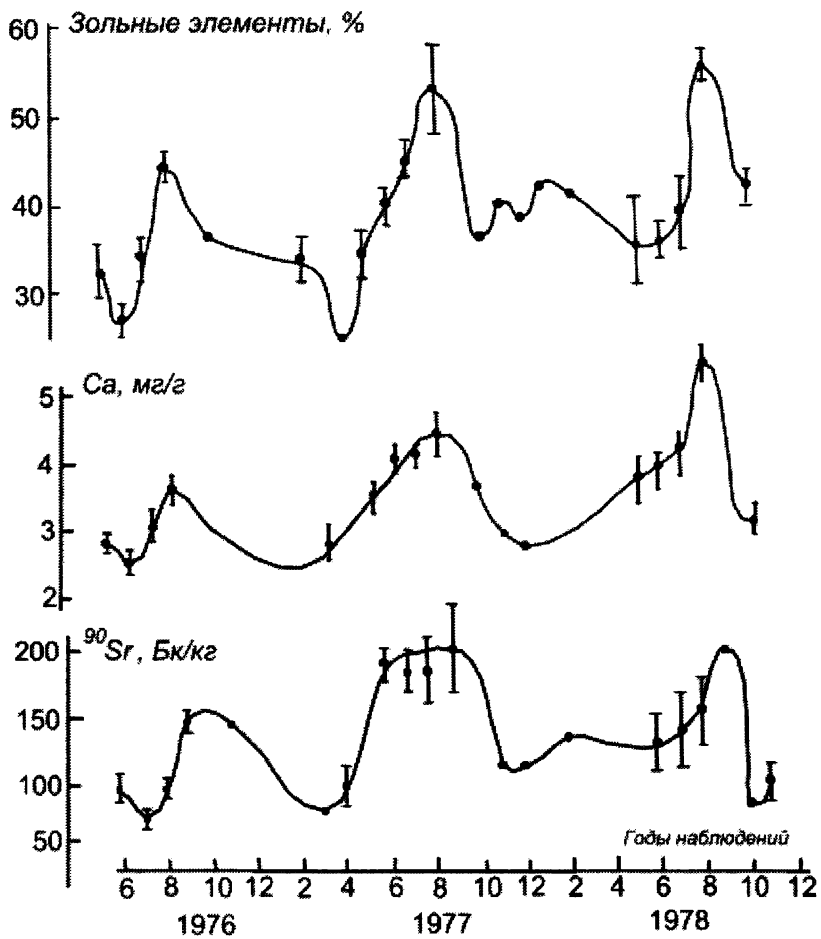


Рис. 17. Накопление Ca, ^{90}Sr и суммы зольных элементов злодеев в зависимости от сезона года (на сухую массу растений)

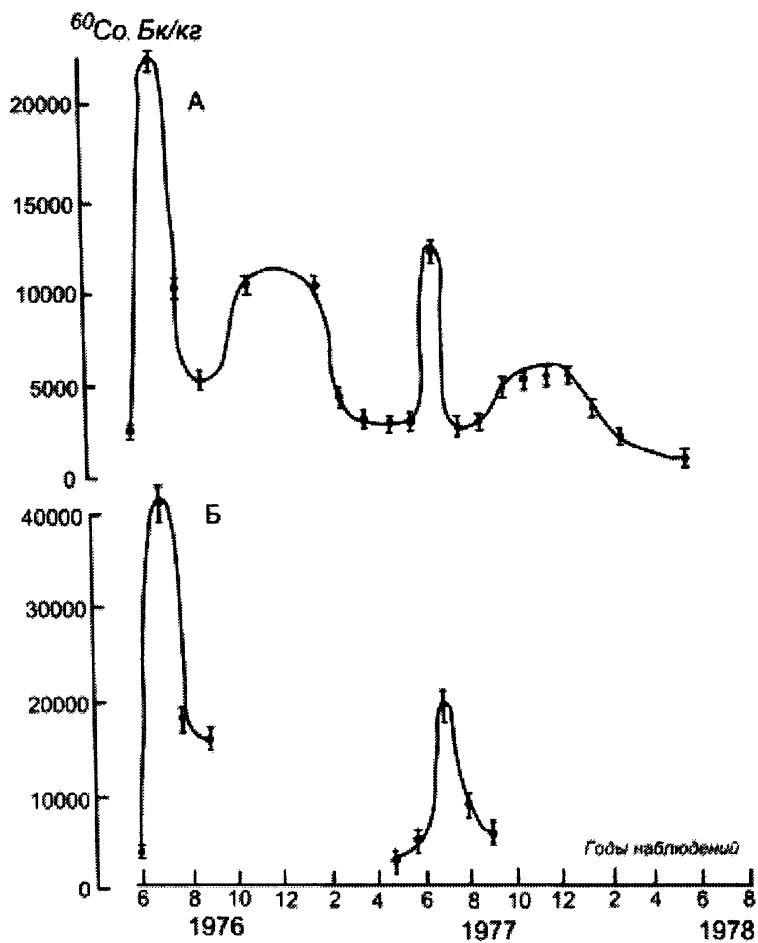


Рис. 18. Накопление ^{60}Co элодеей (А) и роголистником (Б) в зависимости от сезона года

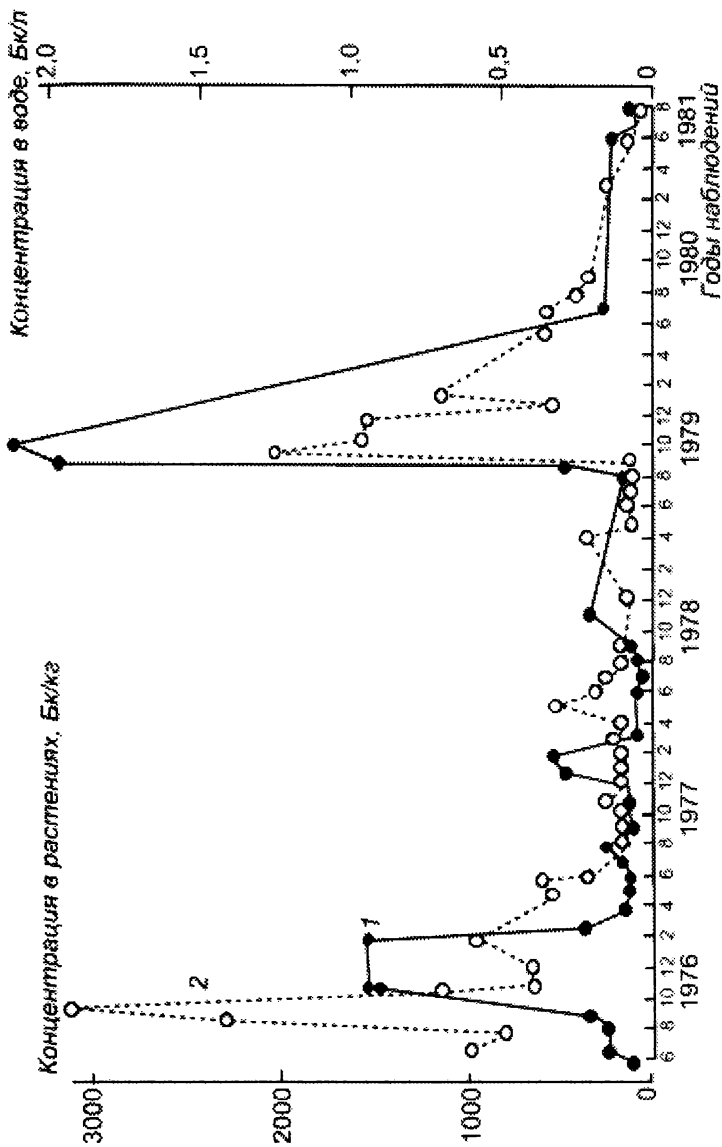


Рис. 19. Концентрация ^{137}Cs в элодее (1) и воде (2) Теплового залива
Белоярского водохранилища

6.2.5. Влияние температуры водной среды на накопление радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и стабильных элементов растениями. В связи со сбросом в водоем-охладитель подогретых вод АЭС особую роль в накоплении радионуклидов пресноводными растениями играет температурный фактор. К настоящему времени рассматриваемая проблема недостаточно изучена. Известны лишь отдельные работы, выполненные в условиях лабораторного эксперимента, результаты которых свидетельствуют об увеличении накопления радионуклидов гидробионтами при повышении температуры воды (Экспериментальные ..., 1971; Характер ..., 1971; Грачев, 1977; Влияние ..., 1978, 1981; Накопление ..., 1978; Harvey, 1970).

Нами была проведена серия лабораторных опытов по изучению накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs шестью видами растений Белоярского водохранилища в зависимости от температуры водной среды. Результаты этих опытов показали, что влияние температурного фактора в наибольшей степени проявилось по отношению к ^{60}Co . При повышении температуры воды от 12° до 28°C коэффициенты накопления этого радионуклида возросли для роголистника в 5, элодеи – в 4, ряски – в 3, кладофоры и рдестов – в 2 раза. В меньшей степени температурный фактор повлиял на поглощение ^{137}Cs ; коэффициенты накопления этого радионуклида в указанном диапазоне температур увеличились для роголистника в 3, элодеи и ряски – в 2, для остальных видов растений – в 1,5 раза. Поглощение ^{90}Sr элодеей и роголистником практически не зависит от температурного фактора (рис. 20).

Местом проведения натуральных исследований служили два залива – Теплый и Щучий, причем последний был выбран в качестве контроля. Ранее отмеча-

лось, что в зоне подогрева температура воды в летние месяцы на 6–7 °С выше, чем за ее пределами. Сброс подогретых вод в Белоярское водохранилище в целом способствует увеличению биомассы растений в зоне подогрева и продлению времени их вегетации.

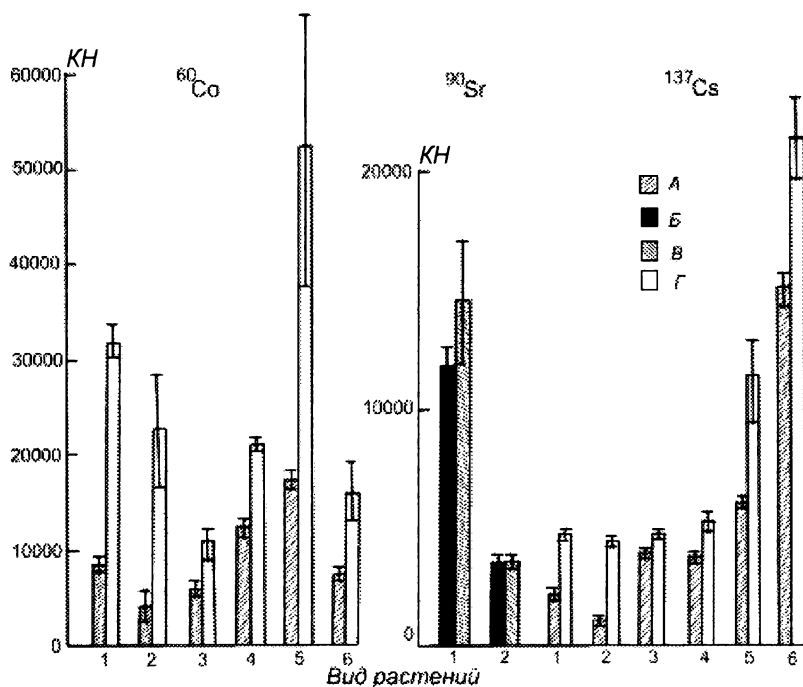


Рис. 20. Коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища при разной температуре воды в условиях лабораторного эксперимента. 1 – элодея; 2 – роголистник; 3 – рдест гребенчатый; 4 – рдест пронзеннолистный; 5 – ряска малая; 6 – кладофора плавающая; А–Г – температура, °С: А – 8; Б – 12; В – 18; Г – 28.

На примере элодеи, роголистника и рдеста нами показано (табл. 13), что в зоне сброса подогретой воды растения имеют, как правило, большую длину листа и меньшее расстояние между листьями, чем аналогичные макрофиты в контрольном районе.

Таблица 13. Биометрические показатели растений в зоне сброса подогретых вод по сравнению с контрольным районом

Вид	Длина листа, мм		Расстояние между листьями, мм	
	Зона подогрева	Контрольный район	Зона подогрева	Контрольный район
Элодея	$5,9 \pm 0,2$	$5,0 \pm 0,2$	$4,1 \pm 0,1$	$4,7 \pm 0,2$
Роголистник темно-зеленый	$22,9 \pm 0,4$	$15,7 \pm 0,6$	$8,5 \pm 0,4$	$9,8 \pm 0,2$
Рдест курчавый	$33,0 \pm 1,0$	$27,5 \pm 0,4$	$15,0 \pm 0,9$	$19,4 \pm 1,3$

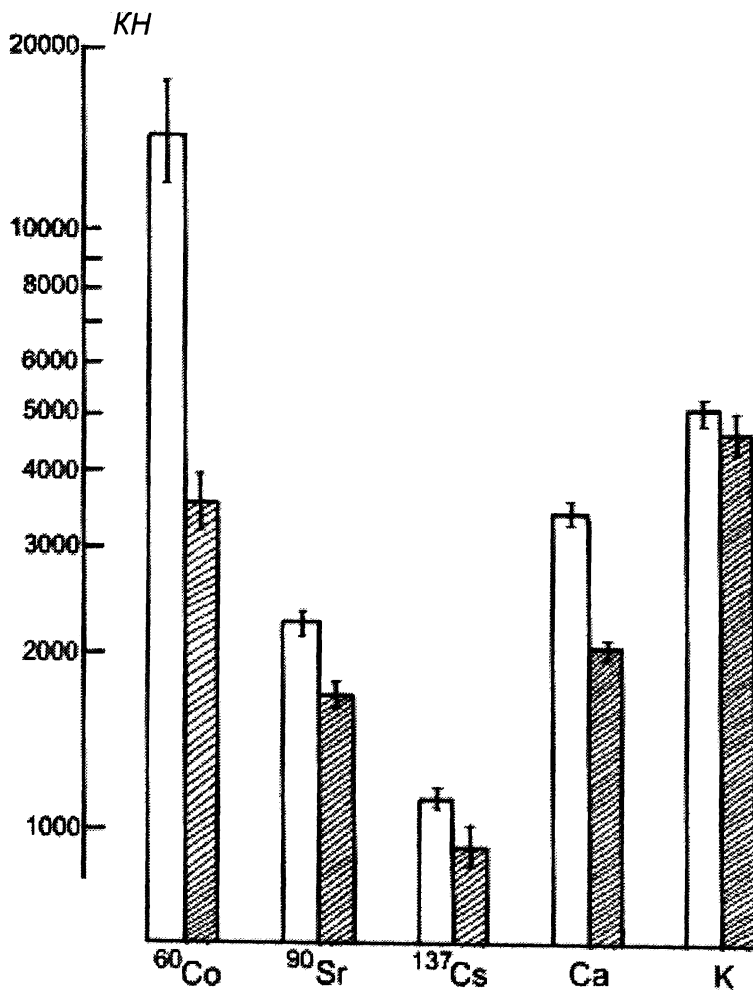


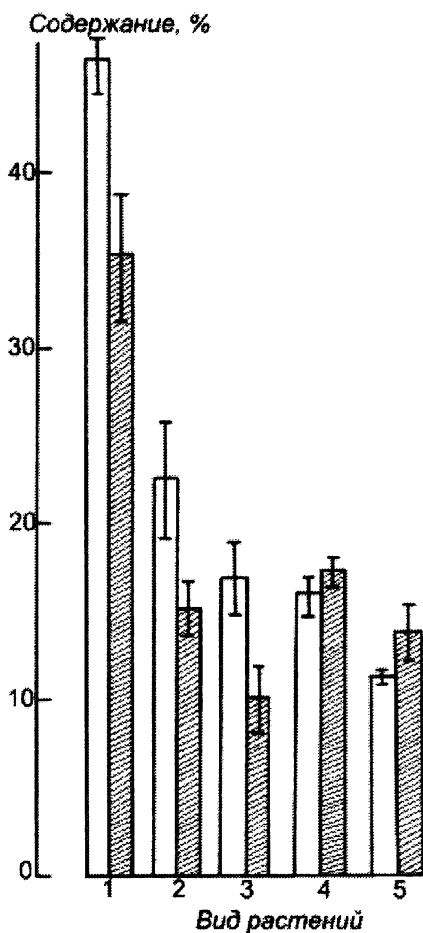
Рис. 21. Коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , Ca и K элодеей в зоне подогрева и Щучьем заливе (заштриховано) Белоярского водохранилища

На рис. 21 представлены усредненные за наблюдаемый период времени коэффициенты накопления радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и макроэлементов Ca и K в элодее зоны подогрева и контрольном районе. Как и в лабораторных опытах, подогрев воды оказал наиболее заметное влияние на поглощение растениями ^{60}Co . В среднем коэффициенты накопления этого нуклида в зоне подогрева были в 4 раза выше, чем в контрольном районе. Указанное обстоятельство можно объяснить тем, что кобальт – легко гидролизующийся элемент. При повышении температуры водной среды устойчивость в растворе гидролизных форм кобальта снижается, и возрастает возможность их осаждения на поверхности растений. С другой стороны, повышение накопления ^{60}Co растениями может быть связано с важной ролью микроэлемента кобальта в жизни растений (Школьник, 1974). Влияние температуры на накопление растениями элодеи ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях Белоярского водохранилища проявляется в значительно меньшей степени: в зоне подогрева воды коэффициенты накопления увеличились всего лишь на 18–20 %, но и эти различия статистически недостоверны. Недостоверна также и разница в накоплении элодеей калия. Коэффициенты накопления кальция в зоне сброса подогретых вод в среднем на 40 % выше, чем на контрольном участке водоема.

Исследование содержания зольных элементов в погруженных и плавающих растениях двух обследованных участков водохранилища показало, что первые из них (элодея, роголистник, рдест курчавый и др.) в зоне подогрева имели зольных элементов больше, чем аналогичные растения контрольного участка (рис. 22). У плавающих растений (ряски малой, водокраса) таких различий не обнаружено.

6.2.6. Концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в растениях сбросных каналов и заливов в районе АЭС. В разделе 6.1.2 было показано, что в период наших исследований с водой промливневого и обводного каналов в водоем поступали радионуклиды в концентрациях, которые превышали соответствующие их уровни в контрольном регионе. Естественно было предположить, что в самих каналах и прилегающих к ним акваториях водоема растения и другие компоненты водного биоценоза содержат повышенные количества радионуклидов. Это подтверждают и данные табл. 14, в которой приведены результаты измерений содержания радионуклидов в преобладающих здесь видах растений по сравнению со средними показателями по наблюдаемой зоне водоема-охладителя (при расчете последних показатели для каналов и прилегающих к ним заливов не учитывались). Видно, что растения, отобранные в промливневом и обводном каналах, имели значительно более высокие концентрации радионуклидов, преимущественно ^{60}Co и ^{137}Cs , по сравнению с такими в среднем по водоему. В частности, в рдесте гребенчатом промливневого канала концентрация ^{60}Co в период исследований варьировала от 8 000 до 14 000 Бк/кг, а ^{137}Cs – от 20 000 до 150 000 Бк/кг, в то время как соответствующие средние показатели для растений наблюдаемой зоны составляли соответственно 100 и 30 Бк/кг сухой массы. В элодее, отобранной в нижней части обводного канала, концентрация ^{60}Co оказалась на три, а ^{137}Cs – на два порядка величин выше, чем в среднем по водохранилищу. Некоторое повышение концентраций радионуклидов в растениях по сравнению со средними показателями в наблюдаемой зоне водоема были зарегистрированы в зоне сброса подогретых вод и в районе Биофизической станции. Наиболее значимо это различие

проявилось для ^{60}Co , концентрации которого в различных видах растений указанных заливов были выше в 2–30 раз.



*Рис. 22. Содержание зольных элементов в растениях
Теплого и Щучьего (заштриховано)
заливов Белоярского водохранилища.
1 – элодея; 2 – роголистник; 3 – рдест курчавый;
4 – водокрас; 5 – ряска малая*

Таблица 14. Концентрации радионуклидов в растениях некоторых каналов и заливов в районе АЭС

Вид	Радионуклид	Концентрация, Бк/кг сухой массы					
		Наблюдаемая зона	Теплый залив	Район Биохимической станции	Обводной канал	Промлиневый канал	
						начало	конец
Рдест гребенчатый	^{60}Co	94 ± 17	186 ± 57	243 ± 78	—	14130 ± 2220	7773 ± 1070
	^{90}Sr	20 ± 3	20 ± 6	26 ± 4	—	115 ± 52	92 ± 7
	^{137}Cs	30 ± 5	31 ± 6	63 ± 27	—	144740 ± 28790	200090 ± 5810
Рдест пронзеннолистный	^{60}Co	85 ± 14	—	957 ± 370	—	—	—
	^{90}Sr	80 ± 64	—	49 ± 7	—	—	—
	^{137}Cs	32 ± 4	—	89 ± 18	—	—	—
Элодея канадская	^{60}Co	159 ± 26	—	4805 ± 161	180000 ± 10545	—	—
	^{90}Sr	52 ± 7	—	122 ± 6	—	—	—
	^{137}Cs	99 ± 15	—	634 ± 7	9324 ± 50	—	—
Кладофора плавающая	^{60}Co	154 ± 8	1310 ± 150	1410 ± 87	—	—	—
	^{90}Sr	67 ± 6	—	—	—	—	—
	^{137}Cs	118 ± 7	190 ± 22	260 ± 22	—	—	—

Примечание. Прочерк – растения отсутствуют

6.3. Содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в рыбах Белоярского водохранилища

Рыбы, представляющие в водных экосистемах высшие трофические уровни, непосредственно связаны с пищевыми цепочками человека, поэтому они являются объектами многочисленных исследований (Экспериментальные ..., 1971; Влияние ..., 1978; Куликов, Куликова, 1977; Куликов, Чеботина, 1988). Большую практическую значимость в этом плане приобретают радиоэкологические исследования, проводимые на водоемах-охладителях, которые широко используются для рыболовства и рыборазведения. Например, в условиях Белоярского водохранилища на подогретых водах много лет функционирует рыбное хозяйство по выращиванию садкового карпа; кроме того, в водоеме ведется промышленный и любительский отлов рыбы. Наши исследования были направлены на оценку роли температурного фактора при накоплении радионуклидов рыбами, радиационной чистоты рыбной продукции, выращиваемой в условиях садкового хозяйства на подогретых водах, и уровней накопления радионуклидов различными видами свободноживущей рыбы Белоярского водохранилища.

6.3.1. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбами. В лабораторных опытах на мальках караса, отловленных в одном из заливов водоема-охладителя, было показано (рис. 23), что при повышении температуры водной среды на 10 °С коэффициенты накопления ^{60}Co на 16-е сутки эксперимента возрастали в 2 раза, а ^{137}Cs – в 1,5 раза. Заметим, что подобранный в эксперименте диапазон температур вполне реален для

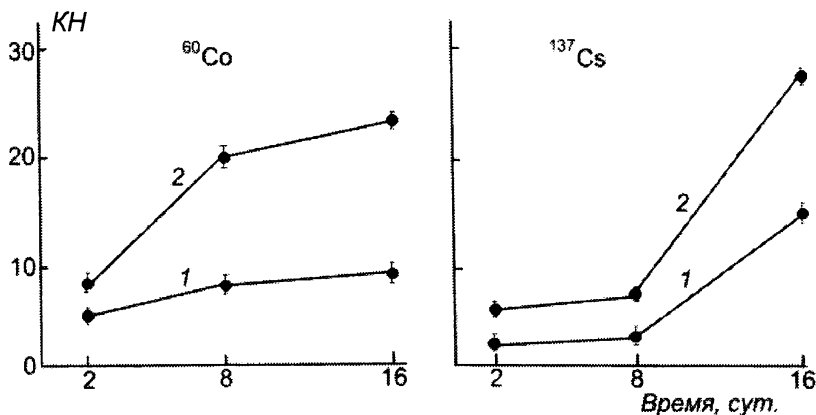


Рис. 23. Коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs мальками карася (на сырую массу) при различной температуре водной среды 1 – 22 °С; 2 – 32 °С

условий Белоярского водохранилища, где в зоне подогрева в летние месяцы температура воды достигает 30 °С.

Полученные результаты подтверждают данные других авторов (Характер ..., 1971; Влияние ..., 1978) и свидетельствуют о возможном влиянии температурного фактора на накопление радионуклидов в рыбах, обитающих в водоемах, подверженных тепловому загрязнению.

6.3.2. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбами в разных районах Белоярского водохранилища. В период с 1980 по 1982 г. была проведена сравнительная оценка концентраций ^{60}Co и ^{137}Cs в плотве двух районов водоема-охлаждителя – Теплом заливе и верховье. Как показывают данные табл. 15, в зоне подогрева концентрация обоих радионуклидов в рыбе во все периоды наблюдений была в среднем выше, чем в верховье. С одной стороны, это можно объяснить влиянием повышенных температур, а с другой – засасыванием в систему охлаждения слабозагрязненной

воды, поступающей от АЭС из расположенных выше по течению промливневого и обводного каналов. Напомним, что до 1981 г. работали все три энергоблока АЭС, а после 1981 г. – только 2–й и 3–й. В 1982 г. содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в плотве в обоих регионах водохранилища снизилось по сравнению с 1980–1981 гг., что, очевидно, связано с выводом из эксплуатации 1-го энергоблока.

Таблица 15. Среднее содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в плотве из разных районов Белоярского водохранилища, Бк/кг сырой массы

Район водохранилища	1980 г.		1981 г.		1982 г.	
	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
Теплый залив	5,1	155	4,3	118	1,7	49
Верховье	2,7	44	2,8	70	н.п.о.	25

Примечание: н.п.о. – ниже предела обнаружения.

Аналогичные данные получены по содержанию ^{137}Cs в щуке и леще (рис. 24). Оба вида рыб, отловленных в зоне подогрева, содержали примерно в 2 раза больше радионуклида, чем в контрольном районе.

Интересны результаты исследований многолетней динамики содержания ^{137}Cs в рыбах разных зон Белоярского водохранилища. На рис. 25 представлена динамика концентраций радионуклида в плотве и садковом карпе Теплового залива более чем за 10-летний период наблюдений. Для наглядности приведена динамика концентраций ^{137}Cs в воде этого района. Видно, что показатели концентраций радионуклида достаточно переменчивы во времени.

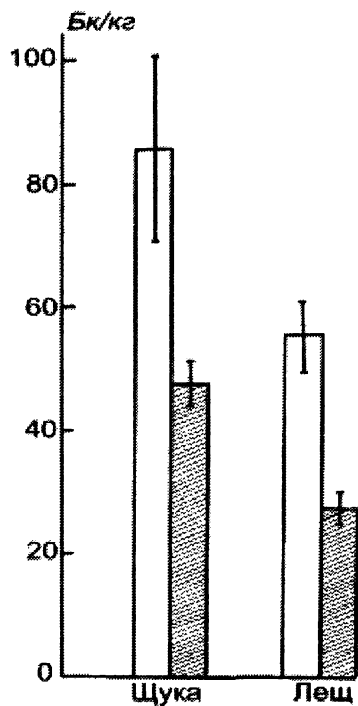


Рис. 24. Концентрация ^{137}Cs в щуке и леще (на сырую массу рыбы) Теплого залива и верховья (заштриховано) Белоярского водохранилища

В то же время вслед за повышением содержания ^{137}Cs в воде следует некоторое возрастание его концентрации в рыбе, а по мере снижения концентрации в воде отмечается постепенное уменьшение содержания радионуклида в рыбе. В течение указанного периода исследований зарегистрированы три пика концентраций радионуклида в плотве – март 1977 г., август 1980 г. и октябрь 1986 г. Каждому из них предшествовало некоторое возрастание концентраций изотопа в водной среде. Аналогичная зависимость между содержанием ^{137}Cs в воде и плотве проявилась и в районе Биофизической станции (рис. 26). Даже в районе верховья водоема, где концентрация ^{137}Cs в воде значительно более стабильна, чем в Теплом заливе и районе Биофизической станции, указанная зависимость проявляется довольно отчетливо (рис. 27). Следует подчеркнуть, что максимальная концентрация радионуклида в рыбе наступает с некоторым запозданием (через 1–4 мес. после максимума в воде), что, вероятно, связано с перераспределением его в пищевых цепях до поступления в организм рыб.

Из рис. 25 видно, что концентрация ^{137}Cs в садковом карпе, выращиваемом на теплых водах Белоярского водохранилища с использованием искусственного корма, ниже, чем в плотве. С одной стороны, это обусловлено видовыми особенностями этих видов рыб (при прочих равных условиях свободноживущий карп накапливает ^{137}Cs меньше, чем плотва), а с другой – способом их питания. Садковый карп питается радиоактивно чистым искусственным кормом, а плотва, свободно обитающая в водоеме, использует корм, обогащенный радионуклидом. О преимущественном вкладе пищевого канала в накопление ^{137}Cs рыбами известно из работ (Буянов, 1981; Флейшман, 1971).

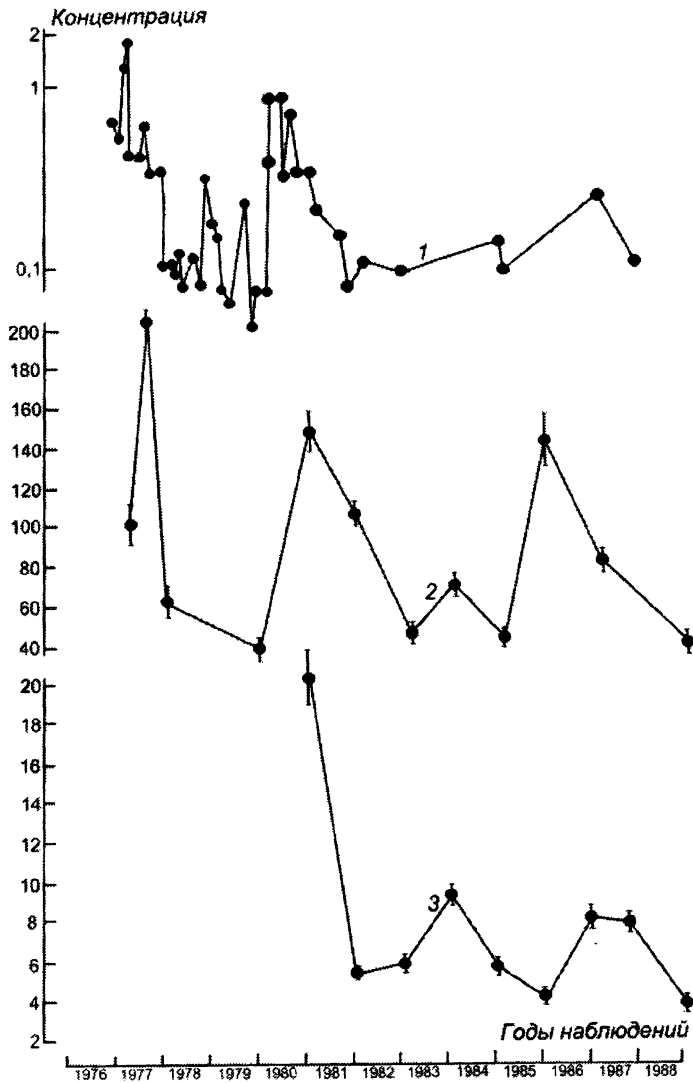


Рис. 25. Динамика концентраций ^{137}Cs в воде (1, Бк/л), плотве (2, Бк/кг сырой массы) и садковом карпе (3, Бк/кг сырой массы) в Телом заливе Белоярского водохранилища

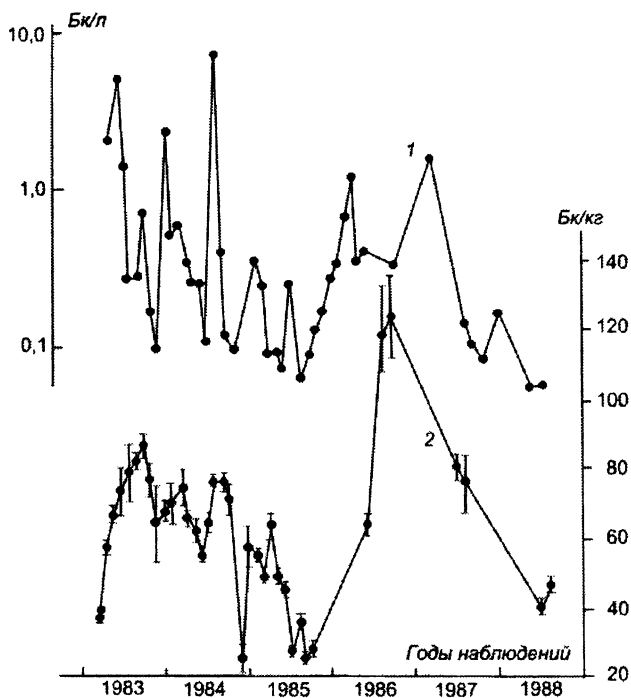


Рис. 26. Концентрация ^{137}Cs в воде (1, Бк/л) и плотве (2, Бк/кг сырой массы) в районе Биофизической станции Белоярского водохранилища

6.3.3. Уровни накопления ^{60}Co и ^{137}Cs разными видами рыб Белоярского водохранилища. Для оценки накопительной способности рыб отлавливали в Теплом заливе водоема-охладителя в возрасте 2–3 лет. Как видно из табл. 16, содержание ^{137}Cs в рыбах варьировало в среднем в пределах 30–130, а ^{60}Co – от 2 до 14 Бк/кг сырой массы. Соответственно коэффициенты накопления для ^{137}Cs в этом районе изменялись в среднем от 330 до 1180, а ^{60}Co – от 60 до 90. Наиболее высокое содержание ^{137}Cs обнаружено в

щуке, наименьшее – в карпе. Это вполне соответствует литературным данным, согласно которым хищные рыбы поглощают этот радионуклид больше, чем рыбы смешанного типа питания (Ильенко, 1975; Куликов, Чеботина, 1988). В карасе и леще ^{60}Co было несколько больше, чем в плотве и лине. В целом этот радионуклид аккумулировался всеми видами рыб в меньшей степени, чем ^{137}Cs . В соответствии с этим, коэффициенты накопления ^{60}Co в 10-20 раз ниже, чем радиоцезия.

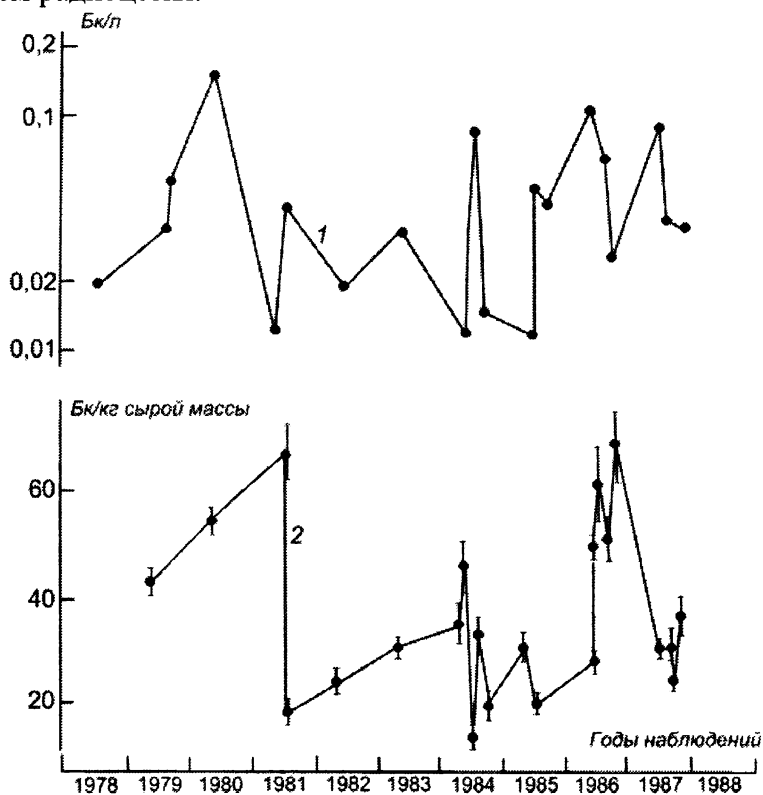


Рис. 27. Динамика концентраций ^{137}Cs в воде (1) и плотве (2) верховья Белоярского водохранилища

Таблица 16. Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в свободноживущих рыбах Теплового залива Белоярского водохранилища (август 1977 г.)

Вид	Концентрация, Бк/кг сырой массы		Коэффициент накопления	
	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
Щука	Не опр.	133 ± 29	Не опр.	1180 ± 70
Линь	2 ± 1	84 ± 14	90 ± 6	830 ± 40
Карась	12 ± 1	70 ± 9	49 ± 5	720 ± 90
Плотва	7 ± 1	62 ± 5	28 ± 2	630 ± 50
Лещ	14 ± 2	50 ± 3	60 ± 9	520 ± 30
Карп	Не опр.	32 ± 4	Не опр.	330 ± 40

6.3.4. Оценка уровней накопления ^{137}Cs рыбами Белоярского и Рефтинского водохранилищ. Представляло интерес сравнить уровни накопления радионуклидов рыбами, обитающими в условиях водоема-охладителя, подверженного влиянию слаборадиоактивных стоков Белоярской АЭС, и аналогичного водоема, в который подобные стоки не поступают. В качестве последнего было использовано Рефтинское водохранилище. Приведенные в табл. 17 усредненные данные о содержании ^{137}Cs в плотве, а в табл. 18 – в карпе четко показывают, что концентрация радионуклида в плотве из Теплового залива и района Биофизической станции Белоярского водохранилища в 2–2,5 раза выше, чем в верховье этого водоема, и в 15–20 раз выше, чем в Рефтинском водохранилище, где содержание ^{137}Cs в компонентах водоема обусловлено только глобальными выпадениями. Относительно более высокое накопление радионуклида в плотве Теплового залива и района Биофизической

станции можно объяснить его повышенным содержанием в воде указанных акваторий из-за близости сбросных каналов АЭС. Кроме того, в Теплом заливе с ростом температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклида рыбами и другими гидробионтами, которые служат пищей для рыб.

*Таблица 17. Концентрации ^{137}Cs в плотве
Белоярского и Рефтинского водохранилищ*

Место отбора проб	^{137}Cs , Бк/кг сырой массы
Белоярское водохранилище:	
Теплый залив	90,0 ± 14,4
Район Биофизической станции	62,7 ± 3,7
Верховье	36,8 ± 2,9
Рефтинское водохранилище:	
Зона подогрева	3,8 ± 0,8

*Таблица 18. Концентрации ^{137}Cs в садковом
и свободноживущем карпе
Белоярского и Рефтинского водохранилищ*

Место отбора проб	Вид рыбы	^{137}Cs , Бк/кг сырой массы
Белоярское водохранилище	Карп садковый	7,9 ± 2,0
	Карп свободноживущий	26,7 ± 6,9
Рефтинское водохранилище	Карп садковый	2,5 ± 0,4

Концентрация ^{137}Cs в садковом карпе Белоярского водохранилища оказалась примерно в 3 раза выше, чем в рыбах из зоны подогрева Рефтинского водоема, что свидетельствует о дополнительном поступлении радионуклида за счет работы Белоярской АЭС. Вместе с тем, он содержит примерно в 3 раза меньше ^{137}Cs , чем свободноживущий карп, отловленный в этой же акватории водоема. Кроме более чистого искусственного корма, на уменьшении концентраций ^{137}Cs в садковом карпе может сказаться и менее длительное его пребывание в водоеме. В нашем случае садковую рыбу отлавливали на анализ в возрасте до года, тогда как свободноживущую – в возрасте 2–3-х лет.

6.3.5. Санитарно-гигиеническая характеристика рыбы Белоярского водохранилища. Садковая и свободноживущая рыба Белоярского водохранилища постоянно поступает в торговую сеть. Поэтому важно знать радиационную чистоту этой продукции. Согласно существующим санитарным правилам (Гигиенические требования..., 2002), допустимая концентрация ^{137}Cs в рыбе в расчете на сырой вес составляет 130 Бк/кг. По данным индивидуальных измерений проб, этот уровень был достигнут в плотве, отловленной в Теплом заливе в 1977, 1980 и 1986 гг. (см. рис. 25) и в районе Биофизической станции в 1986 г. (см. рис. 26). Во всех остальных случаях концентрация ^{137}Cs во всех видах отловленных рыб была меньше указанного предела.

6.4. Содержание радионуклидов в грунтах Белоярского водохранилища

Грунты пресных водоемов играют большую роль в процессах очищения воды от радиоактивных примесей. Из-за высокой емкости поглощения и прочной фиксации в них радионуклидов грунты осаждают и удерживают на себе значительную часть поступающих с водой радиоактивных веществ, становясь основным источником облучения придонных организмов (Агафонов, 1958; Агре и др., 1964; Ровинский, Махонько, 1967; Сафронова и др., 1978).

Донные отложения Белоярского водохранилища достаточно пестрые, обычно с примесью песчаных частиц и полуразложившихся остатков древесных растений. Такая пестрота в определенной степени объясняется интенсивным перемешиванием воды с верхним слоем грунта во время штормовой погоды. В процессе работы нами были идентифицированы следующие типы грунта: илистый сапропель, затопленная почва, песчано-илистый, песчаный и песчано-каменистый. Первый широко распространен в верхней части водоема с более спокойной водой и в некоторых заливах, где хорошо развита водная растительность. Прибрежные мелководья, лишенные растений, заняты преимущественно песчаными и песчано-илистыми грунтами. В районах затопления встречаются также затопленные почвы, покрытые сверху небольшим слоем илистых отложений.

6.4.1. Влияние температуры водной среды на накопление радионуклидов грунтами. Как указывалось выше, в результате сброса в водоем-охладитель подогретой воды из систем охлаждения АЭС в Белоярском водохрани-

лище сформировалась зона, где постоянно поддерживается повышенная температура воды, в связи с чем все компоненты водного биогеоценоза в этом районе в течение круглого года функционируют в условиях повышенных температур. В целях выяснения возможного влияния температурного фактора на накопление радионуклидов грунтами водоема-охладителя были проведены лабораторные эксперименты с использованием двух видов донных отложений в аквариумах, где создавались различные температурные условия.

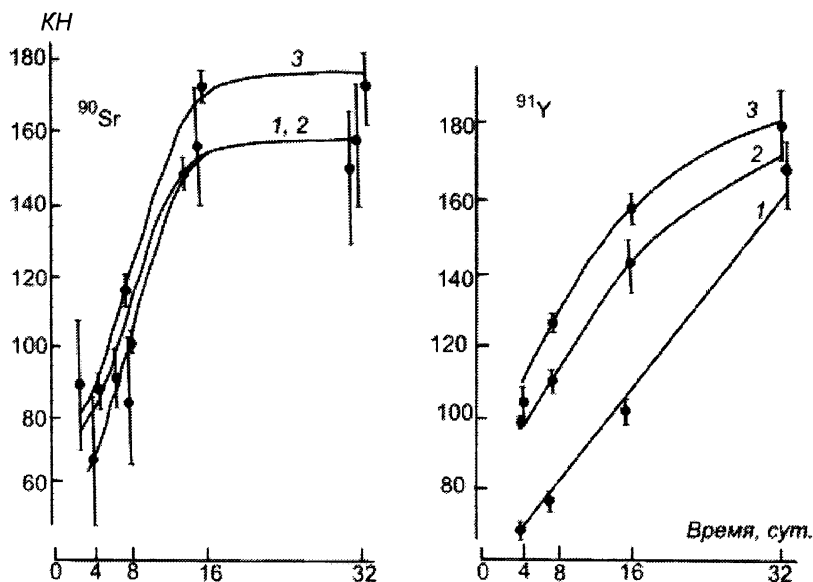


Рис. 28. Накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища (на сухую массу) в лабораторных условиях при разной температуре водной среды.

*Слева – песчано-илистый грунт,
справа – илистый сапрпель.*

Температура, °С: 1 – 4; 2 – 23; 3 – 27.

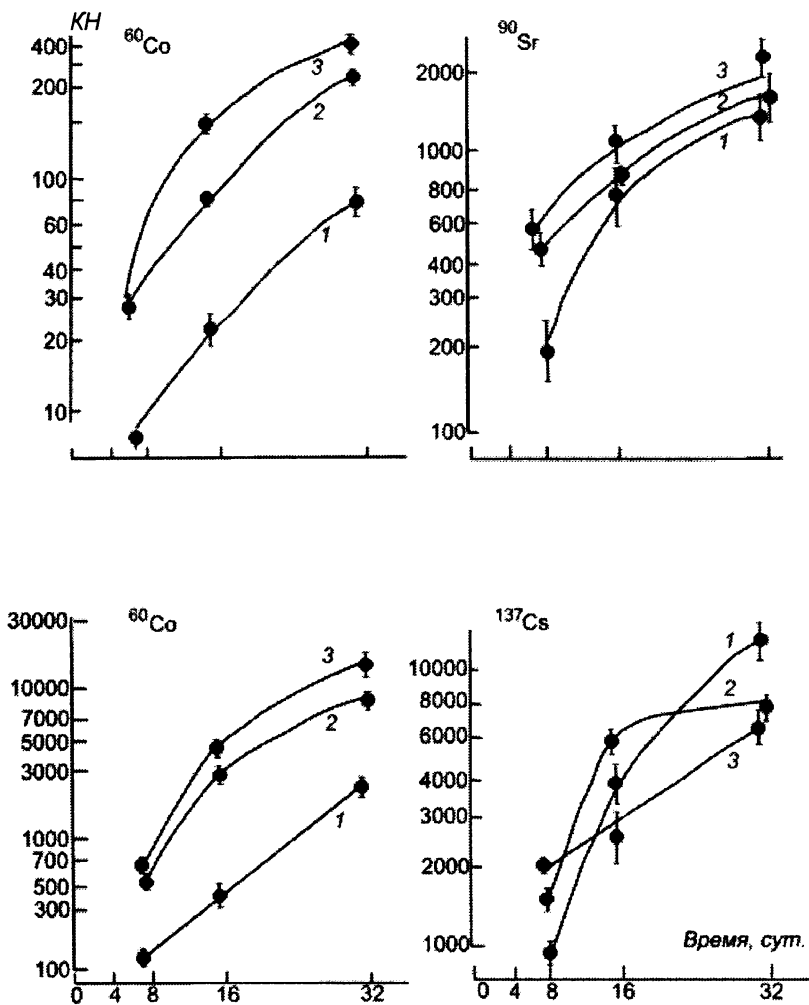


Рис. 29. Накопление радионуклидов грунтами (на сухую массу) в зависимости от температуры водной среды в лабораторном эксперименте.

Сверху – песчано-илистый грунт, снизу – илистый сапрпель. Температура, °С: 1 – 10; 2 – 24; 3 – 38.

Данные, представленные на рис. 28 и 29, показали, что наиболее сильно температурный фактор влияет на поглощение ^{60}Co грунтами. При повышении температуры водной среды с 10 до 38 °С коэффициенты накопления этого радионуклида грунтами увеличились в 5–10 раз. Накопление ^{91}Y незначительно возрастает в диапазоне температур 4 – 27 °С, а ^{90}Sr и ^{137}Cs практически не зависит от температуры.

6.4.2. Накопление радионуклидов разными типами грунта. Грунты Белоярского водохранилища различаются по способности накапливать радионуклиды. Это хорошо подтверждают усредненные данные об абсолютном содержании ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных типах водного грунта в 10–км зоне наблюдения и верховья Белоярского водохранилища (рис. 30). Видно, что меньше всего их накапливается в песчаном грунте, характеризующемся облегченным механическим составом и низким содержанием органического вещества. Затопленная почва имеет повышенные концентрации радионуклидов по сравнению с песчаным грунтом, а илистый сапропель накапливает радионуклиды в наибольших количествах. Эта закономерность проявляется как в грунтах верховья водоема, так и в пределах наблюдаемой зоны. В последнем случае для данного типа грунта характерно повышенное содержание радионуклида в наблюдаемой зоне водоема относительно такового в верховье. Например, концентрация ^{60}Co в илистом сапропеле верхней части водоема варьирует от 20 до 30 Бк/кг, тогда как в пределах наблюдаемой зоны она в среднем составляет 310 Бк/кг. Концентрация ^{137}Cs в разных типах грунта верховья изменяется от 30 до 50 Бк/кг, а в пределах наблюдаемой зоны возрастает в среднем на порядок величин.

Поскольку поступающие от АЭС радионуклиды в основном концентрируются в грунте, очевидно, в водоем поступает относительно больше ^{137}Cs , чем ^{60}Co и ^{90}Sr .

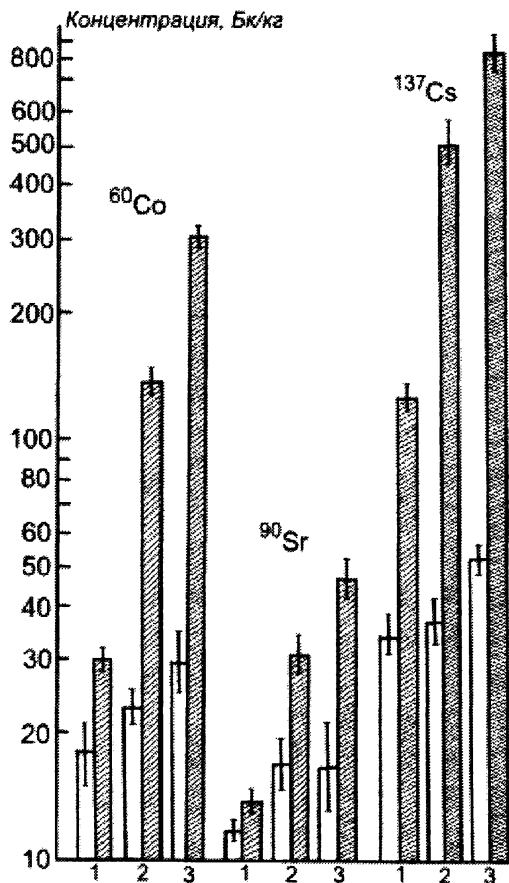


Рис. 30. Концентрации радионуклидов в грунтах Белоярского водохранилища (на сухую массу) на контрольном участке (верховье) и наблюдаемой зоне АЭС (заштриховано).

1 – песчаный грунт; 2 – затопленная почва;
3 – илистый сапропель

6.4.3. Накопление радионуклидов грунтами разных зон Белоярского водохранилища. Очевидно, из-за большой протяженности Белоярского водохранилища (около 20 км) различные участки водоема расположены на разном расстоянии от АЭС. Это обстоятельство может иметь существенное значение для процессов переноса радионуклидов, поступающих в прилежащую к АЭС часть водоема, с водной средой и их фиксации в донных отложениях той или иной части водоема.

Для оценки содержания радионуклидов в грунтах разных регионов Белоярского водохранилища в 1981–1984 гг. были отобраны преобладающие типы донных отложений в прибрежной части водоема на глубину 0–10 см. Всего на каждый радионуклид проанализировано по 160–170 проб грунта. В первую очередь интересно было сравнить содержание радионуклидов в грунтах в районе 10-км наблюдаемой зоны (см. рис. 1) с соответствующими показателями в районе верховья. Как оказалось, для большинства проб наблюдаемой зоны содержание радионуклидов было выше, чем на контрольном участке (табл. 19). При этом свыше 50 % образцов грунта, отобранных в наблюдаемой зоне водоема, превышали двухкратное их содержание в грунте верховья. Последнее свидетельствует о том, что в результате многолетней работы Белоярской АЭС, в водоем-охладитель поступало дополнительное количество ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs

На следующем этапе работы оценивали уровни накопления радионуклидов грунтами различных участков водоема, расположенных на разном расстоянии от АЭС (см. раздел 6.1.1).

Таблица 19. Общее количество проб, проанализированных на содержание ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища

Радионуклид	Тип грунта	Контрольный участок	10-километровая наблюдаемая зона	
			Всего проб	Из них превышали двухкратное содержание нуклидов в контроле, %
^{60}Co	Песчаный	13	52	21
	Затопленная почва	13	38	82
	Илистый сапропель	16	28	93
	Всего	42	118	58
^{90}Sr	Песчаный	16	51	6
	Затопленная почва	11	38	32
	Илистый сапропель	16	31	64
	Всего	43	120	57
^{137}Cs	Песчаный	14	55	44
	Затопленная почва	13	39	95
	Илистый сапропель	16	30	93
	Всего	43	124	72

Полученные результаты (табл. 20) показали, что в грунтах указанных подзон концентрации радионуклидов в основном статистически не различаются и зависят только от типа грунта и физико-химических свойств радионуклида. Ранее (см. раздел 6.1.1) было отмечено, что ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs достаточно равномерно распределены в воде различных подзон центральной части водохранилища. Очевидно, в результате интенсивного перемешивания воды в центральной акватории водоема поступающие в нее от АЭС радионуклиды относительно быстро и равномерно перераспределяются между водой и донными осадками.

В табл. 21 приведены коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs различными типами грунта разных подзон Белоярского водохранилища. Кроме абсолютного содержания радионуклида, коэффициенты накопления учитывают также концентрации нуклидов в воде. В целом, для всех типов грунта коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs были более высокими, чем для ^{90}Sr . Для грунтов одной и той же подзоны коэффициенты накопления каждого радионуклида повышались в ряду песчаный грунт < затопленная почва < илистый сапрпель.

В разделе 6.1.1 было показано, что, хотя концентрации радионуклидов в центральной части наблюдаемой зоны водоема практически одинаковы, в заливах и мелководьях, примыкающих к месту расположения Белоярской АЭС (например, районы Теплового залива и Биофизической станции), они могут существенно различаться. Нами была проведена работа по оценке накопительной способности донных отложений в районе сброса подогретой воды – Теплом заливе – относительно контрольного района (Щучий залив), где влияние температурного фактора отсутствует (табл. 22).

Таблица 20. Концентрации радионуклидов в грунтах разных подзон Белоярского водоохранилища, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Объект исследования	Подзоны водоема-охладителя			
		1-я	2-я	3-я	4-я
^{60}Co	Песчаный грунт	27 ± 3	31 ± 4	20 ± 2	23 ± 5
	Затопленная почва	160 ± 20	140 ± 30	130 ± 20	Не опр.
	Илистый сапропель	340 ± 50	Не опр.	610 ± 230	580 ± 120
^{90}Sr	Песчаный грунт	13 ± 3	11 ± 2	13 ± 3	15 ± 4
	Затопленная почва	27 ± 8	34 ± 7	30 ± 5	Не опр.
	Илистый сапропель	51 ± 6	35 ± 24	36 ± 5	42 ± 8
^{137}Cs	Песчаный грунт	87 ± 15	120 ± 20	43 ± 7	41 ± 8
	Затопленная почва	670 ± 150	410 ± 90	380 ± 50	Не опр.
	Илистый сапропель	970 ± 100	Не опр.	610 ± 230	590 ± 120

Таблица 21. Коэффициенты накопления радионуклидов в грунтах разных подзон
Белоярского водохранилища (на сухую массу грунта)

Радионуклид	Объект исследования	Подзоны водоема-охладителя			
		1-я	2-я	3-я	4-я
^{60}Co	Песчаный грунт	1040 ± 110	1240 ± 160	710 ± 71	1000 ± 220
	Затопленная почва	6150 ± 770	5600 ± 1200	4640 ± 710	Не опр.
	Илистый сапропель	13080 ± 1920	Не опр.	21790 ± 8210	252200 ± 5220
^{90}Sr	Песчаный грунт	410 ± 90	190 ± 30	300 ± 70	370 ± 100
	Затопленная почва	840 ± 250	600 ± 120	68 ± 110	Не опр.
	Илистый сапропель	1590 ± 190	610 ± 420	820 ± 110	1050 ± 200
^{137}Cs	Песчаный грунт	1980 ± 370	2610 ± 430	910 ± 150	1020 ± 70
	Затопленная почва	15230 ± 3410	8910 ± 1960	8080 ± 1060	Не опр.
	Илистый сапропель	22050 ± 2270	Не опр.	12980 ± 4890	14750 ± 3000

Таблица 22. Коэффициенты накопления ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами Белоярского водохранилища в зоне подогрева и контрольном районе (на сухую массу)

Тип грунта	Место отбора проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Песчаный	Теплый залив	1260 ± 170	220 ± 30	2590 ± 280
	Щучий залив	360 ± 30	330 ± 80	240 ± 40
Песчано-илистый	Теплый залив	27060	240 ± 30	11500 ± 840
	Щучий залив	1170 ± 80	250 ± 40	8890 ± 200
Заполненная почва	Теплый залив	37520 ± 5070	Не опр.	36250 ± 5790
	Щучий залив	900 ± 70	--//--	1710 ± 730
Илистый сапропель	Теплый залив	88570 ± 13860	1430 ± 330	25140 ± 10440
	Щучий залив	8080 ± 960	1030 ± 70	2280 ± 100

Для грунтов Теплового залива коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs оказались значительно выше, чем в контрольном районе, а ^{90}Sr примерно одинаковы. Это свидетельствует о том, что температурный фактор не влияет на коэффициенты накопления ^{90}Sr ни в условиях лабораторного аквариума, ни в природных условиях. Поскольку накопление ^{137}Cs в лабораторном эксперименте практически не зависит от температуры водной среды, его повышенное содержание в грунтах Теплового залива можно отнести за счет дополнительного поступления радионуклида из расположенной выше по течению зоны промливневого и обводного каналов АЭС.

6.4.4. Распределение радионуклидов по глубине грунта. Для исследования распределения радионуклидов по глубине донных отложений Белоярского водохранилища было отобрано 7 профилей грунта по центру водохранилища на всем его протяжении. Усредненные данные о концентрациях ^{60}Co и ^{137}Cs по глубине исследованных профилей донных отложений (на сухую массу) представлены на рис. 31 и 32. Видно, что оба радионуклида примерно одинаково распределены по глубине грунта: от 30 до 40 % – в слое 0–2 см; примерно половина от общего содержания ^{60}Co и ^{137}Cs в профиле грунта сосредоточена в слое 0–4 см; около 75 % – в слое 0–10 см. При этом концентрация ^{137}Cs в различных слоях донных отложений в 2–5 раз выше, чем ^{60}Co .

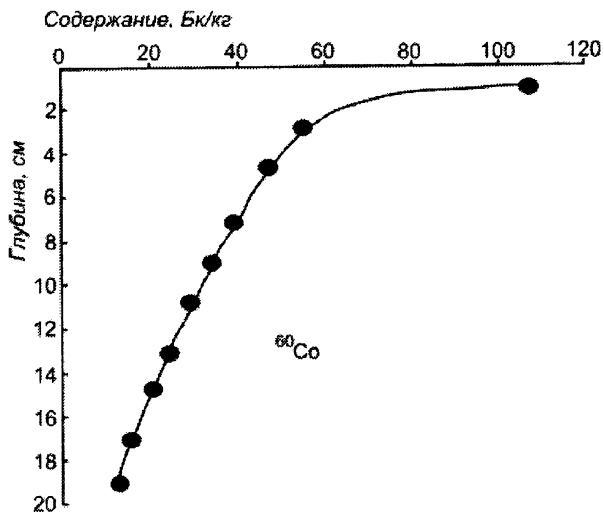


Рис. 31. Распределение ^{60}Co по глубине донных отложений Белоярского водохранилища

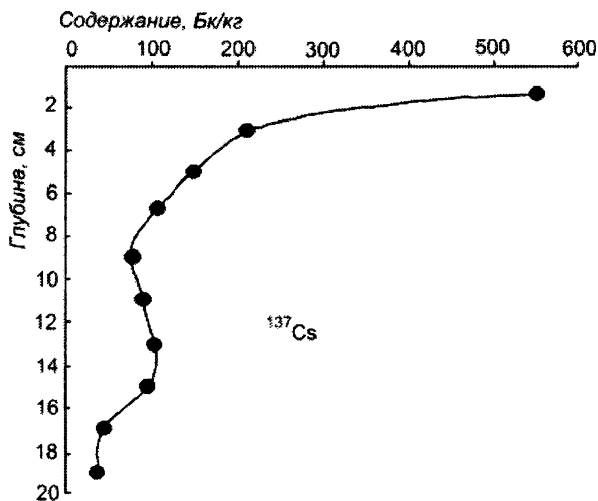


Рис. 32. Распределение ^{137}Cs по глубине донных отложений Белоярского водохранилища

6.4.5. Концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в грунтах сбросных каналов. Для оценки степени загрязнения радионуклидами донных отложений в каналах, по которым слаборадиоактивные стоки АЭС поступают в водоем-охладитель, были отобраны пробы по глубине профиля грунта. В табл. 23 приведены данные о распределении ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в песчано-илистом грунте промливневого канала; этот тип донных отложений здесь наиболее распространен. В 1978 г. основным загрязнителем грунта был ^{137}Cs , средняя концентрация которого в начале, середине и конце канала в момент исследования составляла соответственно 52210, 15980 и 2620 Бк/кг. Средние значения концентраций ^{60}Co в указанных выше частях канала составляли 19860, 10280 и 550, а ^{90}Sr – 355, 360 и 20 Бк/кг сухого грунта соответственно. Также видно, что радионуклиды более или менее равномерно распределяются по глубине 20 сантиметрового слоя донных отложений, что связано с высокой фильтрующей способностью песчано-илистого грунта.

В табл. 24 приведены концентрации исследуемых радионуклидов в илистом грунте обводного канала на разном расстоянии от очистных сооружений. Видно, что радионуклиды неравномерно распределялись по длине канала. В целом отмечено снижение их концентраций в донных отложениях канала по мере удаления от очистных сооружений, однако в нижней его части их количество в грунте снова несколько возрастает. Очевидно, основным источником поступления ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в обводной канал в рассматриваемый период времени служили протечки из трубы, отводящей слаборадиоактивные стоки в Ольховское болото. Вторым таким источником мог стать старый трубопровод, выведенный от АЭС в канал на расстоянии около 800 м от места его впадения в Белоярское водохранилище.

Таблица 23. Концентрации радионуклидов в песчано-илистом грунте промывневового канала АЭС в 1978 г., Бк/кг сухой массы

Глубина, см	Начало канала		Середина канала		Конец канала	
	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr
0-5	13760	440	9770	300	630	23
5-10	26270	270	12360	800	480	28
10-15	30780	He опр.	12170	280	850	7
15-20	8620	- // -	6800	60	220	18

Таблица 24. Концентрации радионуклидов в илистом грунте обводного канала в 1987 г. на разном расстоянии от очистных сооружений, Бк/кг сухой массы

Расстояние от очистных сооружений, м	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
	0	14380 ± 3040	1760 ± 150
300	1720 ± 10	340 ± 190	He опр.
500	1470 ± 60	220 ± 140	10020 ± 690
800	9670 ± 2470	80 ± 15	2820 ± 120
1200	14570 ± 1160	430 ± 130	32170 ± 6030

Одной из причин повышенного содержания радионуклидов в устье канала может быть и большое количество тонких илистых частиц разлагающихся растительных остатков в грунте этой части канала, для которой характерно замедленное течение воды в связи с углублением и расширением ее русла.

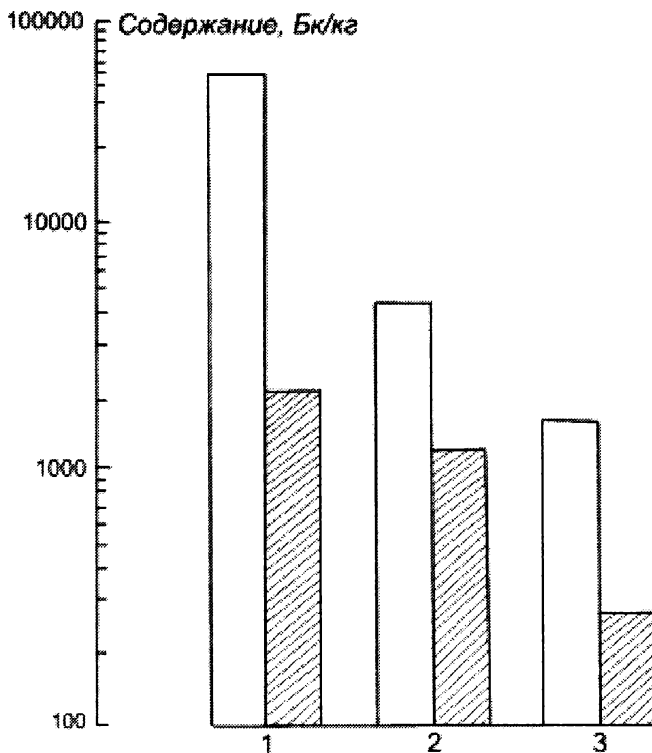


Рис. 33. Снижение уровней накопления ^{137}Cs в однотипных грунтах (на сухую массу) в 2003 г. (заштриховано) относительно 1978 г.

*1 – обводной канал, устье; 2 – проливневый канал, устье;
3 – Теплый залив, место выхода в него Теплого канала*

Повторное обследование донных отложений на глубине 0-5 см в промливневом и обводном каналах, а также в районе Теплового залива через 15 лет (в 2003 г.) позволило зафиксировать снижение концентраций ^{137}Cs в однотипных грунтах (рис. 33). В частности, концентрация ^{137}Cs в обводном канале снизилась в 14 раз, а в промливневом канале – в 4 раза. Поскольку дно Теплового канала на всем его протяжении каменистое, что не позволило найти в нем органический грунт, мы отобрали пробы грунта в Теплом заливе в месте выхода подогретой воды из канала и сравнили полученный показатель с таковым в 1978 г. За 15-летний период концентрации ^{137}Cs в этом месте снизились в 7 раз. Полученные данные находятся в соответствии с общей тенденцией улучшения радиоэкологической обстановки на водоеме после вывода из эксплуатации 1-го и 2-го энергоблоков.

**Глава 7. Роль планктонных организмов
в процессах миграции и распределения радионуклидов
в водоеме-охладителе АЭС**

Планктонное сообщество насчитывает большое число видов мелких растительных и животных организмов, свободно дрейфующих в воде. Их состав весьма разнообразен и быстро меняется в зависимости от различных экологических факторов – температуры, света, времени суток, сезона года, местообитания, химического состава воды и т.д. Присущая планктону гетерогенность обеспечивает его способность к быстрым перестройкам, позволяющим существовать в различных условиях среды, в том числе при повышенном радиационном фоне. Планктон обладает огромной суммарной сорбционной поверхностью, поэтому поглощает и удерживает в себе разнообразные радионуклиды и стабильные химические элементы, в связи с чем может служить хорошим индикатором загрязнения водной среды.

В настоящем разделе обобщаются результаты многолетних исследований по данной тематике, выполненные сотрудниками Отдела континентальной радиоэкологии ИЭРЖ УрО РАН в период с 1985 по 2007 г., причем частично они уже опубликованы (Гусева, Чеботина, 1988, 2000; ^{60}Co ..., 1989; Гусева и др., 2000, 2006; Guseva, Chebotina, 2002; Ярушина и др., 2003; Чеботина и др., 2002; Чеботина, Гусева, 2006; Индикация ..., 2007; Планктон ..., 2007).

7.1. Видовой состав, динамика численности и биомассы фитопланктона

7.1.1. Зона сброса подогретой воды и контрольный регион. В 1986 и 1988 гг. в связи с проведением радио-экологических исследований в районах Теплового и Щучьего заливов были изучены видовой состав, численность и биомасса фитопланктона. Как указывалось ранее, Щучий залив использовался в качестве контроля по температурному фактору. Отбор проб был приурочен к периоду массового развития водорослей (июнь – август). Полученные результаты приведены в табл. 25–28.

Таблица 25. Видовой состав и численность
фитопланктона в Щучьем и Теплом заливах в 1986 г.
(тыс. кл/л)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	12233	16		693	1260	1649
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	2239	*	623	9386	*	1104
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.				231	190	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.		689	*	*	8057	11992
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.		492		*	2053	218

Продолжение таблицы 25

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Зеленые						
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			49			
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	*	36	73	146	78	109
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	*	36	24		*	62
<i>Carteria globosa</i> Korschik.					980	218
<i>Chlamidamonas conversa</i> Korschik.			*			
<i>Ch. noctigama</i> Korschik.			61			
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.		*	24			47
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*					31
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	1040	528	550	*	*	*
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.		*			373	
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda			37		16	16
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. Br.) Gay.			538			*
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	43	10		23	47	31
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	1069	57	293	*	250	140
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory.			477			

Продолжение таблицы 25

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.		166	195	*		
<i>P. duplex</i> Meyen		1875	12710	246	3240	11697
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs		83				
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.		*	*			*
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.		52	98		62	124
<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) G.U.Smith.	*	52	513	254	250	342
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	708	*	24	46	47	47
<i>Sphaerocystis polycoeca</i> Korschik.	*	*	*	*		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*	*				*
Динофитовые						
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.						*
<i>Gyrodinium</i> sp. Kof. et Sw.	*	31	98	*	16	*
<i>Peridinium</i> sp. Ehr.					*	
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	679	150		216	1840	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	260	186		54	250	
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.						16

Окончание таблицы 25

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Диатомовые						
<i>Asterionella formosa</i> Hass.			*			
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.		16	37	*	*	
<i>Cymbella</i> sp. Ag.		5	12			
<i>Fragelaria</i> sp. Lyngb.	*		*			*
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*	16	*		16	
<i>Melosira</i> sp. Ag.		104	14005			*
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	29	140	306	139	280	202
<i>Surirella</i> sp. Turp.		10		*	16	
<i>Synedra</i> sp. Ehr.		*	12	*		
Эвгленовые						
<i>Euglena acus</i> Ehr.			24			
<i>E.</i> sp. Ehr.			61	*		*
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.		*	37			16
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.		16	24			47
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*	5		*	16	*
Желтозеленые						
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.		*				

* Здесь и в других таблицах – единичные экземпляры

Таблица. 26. Биомасса фитопланктона в Щучьем и
Теплом заливах в 1986 г. (г/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.)Breb.	1,44			0,08	0,15	0,19
<i>Aphanizomenon flos-</i> <i>aquae</i> (L.) Ralfs	0,26		0,07	1,11		0,13
<i>Microcystis</i> <i>aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.		0,06			0,71	1,05
<i>Phormidium</i> <i>micicola</i> Hub.- Pestalozzi et Naum.		0,04		*	0,15	0,02
Зеленые						
<i>Actinastrum</i> <i>hantzschii</i> Lagerh.			0,01			
<i>Ankistrodesmus</i> <i>angustus</i> Bern.			0,01	0,02	0,01	0,01
<i>A. minutissimus</i> Korschik.		0,01				0,01
<i>Carteria globosa</i> Korschik.					2,99	0,67
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.			0,01			0,02
<i>C. jenneri</i> Ralfs						0,20
<i>Coelastrum</i> <i>microporum</i> Näg.	0,25	0,13	0,13			
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.					0,07	
<i>Cosmarium</i> <i>undulatum</i> Corda			0,30		0,13	0,13

Продолжение таблицы 26

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A.Br.) Gay.			0,07			
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	0,01				0,01	
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	0,52	0,03	0,14		0,12	0,07
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory.			0,25			
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.		0,17	0,20			
<i>P. duplex</i> Meyen		1,89	12,79	0,25	3,26	11,77
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs		0,04				
<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) G.U.Smith.		0,02	0,16	0,08	0,08	0,10
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	0,22		0,01	0,01	0,02	0,02
Динофитовые						
<i>Gyrodinium</i> sp. Kof. et Sw.		2,58	8,12		1,30	
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	0,22	0,06		0,08	0,71	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	0,89	0,64		0,18	0,85	
Диатомовые						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.		0,01	0,03			
<i>Cymbella</i> sp. Ag.		0,05	0,12			
<i>Fragelaria</i> sp. Lyngb.						

Окончание таблицы 26

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.		0,07			0,07	
<i>Melosira</i> sp. Ag.		0,01	1,92			
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	0,20	0,95	2,36	0,94	1,90	1,37
<i>Surirella</i> sp. Turp.		0,03			0,04	
<i>Synedra</i> sp. Ehr.			0,03			
Эвгленовые						
<i>Euglena acus</i> Ehr.			2,70			
<i>E.</i> sp. Ehr.			1,10			
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.			0,13			0,09
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.		0,07	0,11			0,21
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty		0,01			0,04	

Таблица 27. Видовой состав и численность фитопланктона в Щучьем и Теплом заливах в 1988 г. (тыс. кл/л)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	567	160269		*	70309	210
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	438	9000	6102	*	50264	3542
<i>Lyngbia cryptovaginata</i> Schkorb.	11			*		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	140	414	2747	191	5057	875

Продолжение таблицы 27

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>M. elegans</i> A. Br.				*		
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	700	9884088	900044	*	1266554	1380869
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.		1658	22024		*	*
<i>Oscillatoria planktonica</i> Wolosz.	*			612		1189
<i>O. simplissima</i> Gom.					*	
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.		35509	5019	*	16193	5947
<i>Spirulina major</i> Kütz.			*	*		*
Зеленые						
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	49	52	*	136	542	*
<i>A. minutissimus</i> Korschik.				*	241	
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyn- gb.) Breb.			125	*	*	53
<i>C. jenneri</i> Ralfs			*	*		*
<i>C. parvulum</i> Näg.	*	26				
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	3282		*	14457	29496	4915
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	*					
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	*		*	*		*
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. Br.) Gay.					241	

Продолжение таблицы 27

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	259		*	2286	120	18
<i>L. sp.</i>	259			272		
<i>Oocystis natans</i> Lemm.	672					*
<i>O. submarina</i> La- gerh.	294		50	490	241	
<i>Pediastrum borya- num</i> (Turp.) Menegh.	*		*	*		
<i>P. duplex</i> Meyen	1232	*	*	*	*	
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.	56			54		*
<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) G.U.Smith.	21	104	50	54	*	105
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	1183		*	517	60	53
<i>Sphaerocystis poly- cocca</i> Korschik.					82	*
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*		13	14		
Динофитовые						
<i>Ceratium hirundinel- la</i> (O.F.M.) Bergh.	*		*	*	*	*
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	1008		637	2218	301	1609
<i>Cryptomonas</i> <i>marssonii</i> Skuja	938		100	640	*	210
Диатомовые						
<i>Cyclotella sp.</i> Kütz.	42	26	112	68	181	122

Окончание таблицы 27

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Eunotia</i> sp. Ehr.				*		
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	4		*	14		*
<i>Melosira</i> sp. Ag.	7		25	41		
<i>Navicula</i> sp. Bory.	11		50	*		*
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.						
<i>Surirella</i> sp. Turp.	4			27		
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	4		*	14		
Эвгленовые						
<i>Euglena</i> sp. Ehr.					*	
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	25			68	60	
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.			50	27		18
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty			*	*		*

Таблица 28. Биомасса фитопланктона в Щучьем и Теплом заливах 1988 г. (г/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	0,07	18,87			8,28	0,03
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	0,05	1,06	0,72		5,92	0,42
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.					0,01	

Продолжение таблицы 28

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	0,06	864,86	78,75		110,82	120,83
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.			0,04			
<i>Oscillatoria planktonica</i> Wolosz.				0,12		0,23
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.		2,61	0,37		1,19	0,44
Зеленые						
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	0,01	0,01		0,02	0,07	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.					0,04	
<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.) Breb.			0,04			0,02
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	0,78			3,46	7,05	1,18
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. Br.) Gay.					0,03	
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	0,04			0,32	0,02	
<i>L. sp.</i>	0,04			0,04		
<i>Oocystis natans</i> Lemm.	1,45					
<i>O. submarina</i> Lagerh.	0,14		0,02	0,24	0,12	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	1,24					
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.			*			

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) G.U.Smith.	0,01	0,03	0,02	0,02		0,03
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	0,37			0,16	0,02	0,02
<i>Sphaerocystis poly-</i> <i>cocca</i> Korschik.					0,01	
<i>Staurostrum gracile</i> Ralfs			0,51	0,56		
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	0,39		0,24	0,85	0,12	0,62
<i>Cryptomonas</i> <i>marssonii</i> Skuja	3,20		0,34	2,19		0,72
Диатомовые						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	0,04	0,02	0,10	0,06	0,16	0,11
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	0,02			0,06		
<i>Melosira</i> sp. Ag.	0,01		0,03	0,06		
<i>Navicula</i> sp. Bory.	0,01		0,06			
<i>Surirella</i> sp. Turp.	0,01			0,01		
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	0,01			0,04		
Эвгленовые						
<i>Trachelomonas vol-</i> <i>vocina</i> Ehr.	0,11			0,30	0,27	
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.			0,09	0,05		

В последней декаде июня 1986 г. в момент отбора проб температура воды в зоне подогрева и контрольном регионе составляла соответственно 24 и 18 °С. Как по численности (79–90 % от общей численности фитопланктона), так и по

биомассе (42–43 % от общей биомассы) в это время преобладали синезеленые водоросли. При этом в Теплом заливе доминировали по биомассе два вида – синезеленая водоросль *Aphanizomenon flos-aquae* и диатомовая водоросль *Stephanodiscus* sp., на долю которых приходилось соответственно 40 и 34 % от общей биомассы фитопланктона. В Щучьем заливе преимущественное положение по биомассе занимали синезеленая водоросль *Anabaena flos-aquae* (36 %) и криптофитовая водоросль *Cryptomonas marssonii* (22 %).

Во время отбора проб 24–29 июля 1986 г. температура воды была ниже, чем обычно, и составляла 20 и 17 °С соответственно в Теплом и Щучьем заливах. В зоне подогрева в этот период по численности преобладали синезеленые (60 %), а в контрольном районе – зеленые (61 %) водоросли. По биомассе в первой зоне 52 % составляли зеленые, а в Щучьем лидировали пиррофитовые (47 % от общей биомассы фитопланктона). Произошла полная перестройка и доминирующего комплекса фитопланктона: в Теплом заливе по биомассе наибольшее распространение получили зеленые водоросли *Pediastrum duplex* и *Carteria globosa*, которые в сумме составили половину биомассы всего фитопланктона данного участка, а в Щучьем заливе на первое место вышла динофитовая *Gyrodinium* sp. (37 %), на второе – зеленая водоросль *Pediastrum duplex* (27 %).

25–26 августа 1986 г. различия по температуре воды между изучаемыми районами водоема возросли (соответственно 25 и 16 °С в зоне подогрева и контрольном районе). В этот период в Теплом заливе численно преобладали синезеленые (53 %) и зеленые (47 %), тогда как в Щучьем – зеленые (50 %) и диатомовые (46 %); в то же время в зоне подогрева 81 % биомассы составляли зеленые, среди

которых доминировала *Pediastrum duplex* (73 %). В контрольном регионе 46 % биомассы приходилось на зеленые водоросли и 27 % на динофитовые, среди которых доминировали *Pediastrum duplex* (42 %) и *Gyrodinium* sp. (26 %).

Разница в температуре воды между изучаемыми районами в момент отбора проб 22 июня 1988 г. составила всего 2 °С (22 и 20 °С соответственно в Теплом и Щучьем заливах). В это время в обоих регионах как по численности, так и по биомассе преобладали зеленые, на втором месте по биомассе были криптофитовые водоросли. В зоне сброса подогретых вод 40 % биомассы фитопланктона составляла зеленая водоросль *Coelastrum microporum* и 25 % – криптофитовая водоросль *Cryptomonas marssonii*. В контрольном районе первое место по биомассе занимала водоросль *Cryptomonas marssonii* (40 %), кроме того, 20 и 15 % биомассы соответственно составляли представители зеленых – *Oocystis submarina* и *Pediastrum duplex*. Уже через неделю (30 июня) в зоне подогрева на смену доминировавшим здесь зеленым водорослям пришли синезеленые и пирокфитовые, которые в сумме составили 63 % от общей биомассы фитопланктона.

25–26 июля 1988 г. температура воды в Теплом и Щучьем заливах повысилась до 29 и 26 °С соответственно, примерно на таком же уровне она оставалась и 25–26 августа. В указанные сроки в обоих регионах наблюдалось “цветение” воды, вызванное массовым развитием синезеленой водоросли *Microcystis aeruginosa*, составившей основную часть численности и биомассы фитопланктона.

Таким образом, в 1986–1988 гг. зона сброса подогретых вод и контрольный регион Белоярского водохранилища различались по видовому и количественному составу доминирующего комплекса, в составе которого в разное время

лидировали фитопланктонные водоросли – *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Carteria globosa*, *Coelastrium microporum*, *Oocystis submarina*, *Pediastrum duplex*, *Cryptomonas marssonii*, *Gyrodinium* sp. Однако, несмотря на определенную вариабельность численности и биомассы фитопланктона, в среднем для Теплого и Щучьего заливов они оказались довольно близки, о чем свидетельствуют данные табл. 29: средняя численность фитопланктона составила соответственно 25,1 и 24,9 млн кл/л, а биомасса – 8,7 и 9,1 г/м³. Статистическая обработка данных с помощью критерия *t* методом парных сравнений в логарифмической шкале измерений (Бейли, 1959) не выявила статистически значимых различий между указанными выше заливами.

Таблица 29. Численность (млн кл/л) и биомасса (г/м³) фитопланктона в Теплом и Щучьем заливах в разные сроки наблюдений

Дата отбора	Численность		Биомасса	
	Теплый залив	Щучий залив	Теплый залив	Щучий залив
Июнь 1986 г.	11,4	18,3	2,8	4,0
Июль 1986 г.	19,3	4,8	12,6	7,0
Август 1986 г.	28,1	30,9	16,0	30,8
Июнь 1988 г.	22,2	11,2	8,6	8,0
Июль 1988 г.	52,5	46,8	9,0	2,7
Август 1988 г.	17,0	37,1	3,4	1,9
Среднее	25,1	24,8	8,7	9,1

Примечание. Из расчета исключены те точки, которые характеризовались «цветением» воды, вызванным массовым развитием синезеленых водорослей.

7.1.2. Промливневый канал и верховье Белоярского водохранилища. В 2003 г. в связи с проведением исследований по оценке уровней загрязнения планктона радионуклидами в промливневом канале (ПЛК) были определены видовой состав, численность и биомасса фитопланктона в его устьевой части. В качестве контроля в данном случае служило верховье Белоярского водохранилища. Как видно из табл. 30, в районе выхода в водоем стоков промливневой канализации во время наблюдений обнаружено 33 вида фитопланктонных водорослей, а в верховье – примерно в 2 раза больше (59 видов). По числу видов в обоих районах были наиболее распространены зеленые (39 и 49 % соответственно в районах ПЛК и верховья), синезеленые и диатомовые. Последние два типа встречались примерно в одинаковых соотношениях (в районе ПЛК – 24 %, а в районе верховья – 17–18 % от суммарного количества фитопланктона). На долю остальных типов приходилось от 12 до 15 % общего количества видов.

По показателю общей численности и биомассы, а также по численности и биомассе основных типов фитопланктона рассматриваемые районы в целом достаточно схожи. В обоих случаях общая численность исследуемых организмов составляла 42–44 млн кл/л, а биомасса – 54–55 г/м³. Наибольшей численностью в период наблюдений как в ПЛК, так и верховье характеризовались синезеленые (22–26 млн кл/л) и диатомовые водоросли (10–18 млн кл/л), а по биомассе преобладали диатомовые – примерно 60–80 % от общей биомассы фитопланктона. В обоих районах доминирующим видом была диатомовая водоросль *Melosyra* sp., которая в районе ПЛК в момент

исследований составляла 70 % от биомассы всего фитопланктона, а в верховье – 31 %.

Таким образом, воздействие стоков ПЛК на состояние фитопланктона заключалось в снижении видового разнообразия. По остальным параметрам указанные акватории были близки и практически не различались.

Таблица 30. Видовой состав, численность (млн кл/л) и биомасса (г/м³) фитопланктона в ПЛК и верховье Белоярского водохранилища

Видовой состав	ПЛК		Верховье	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
Синезеленые				
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.)Breb.	1,52	0,179	1,17	0,138
<i>A. planctonica</i> Brunnth.	*		1,52	0,8
<i>A. spiroides</i> Kleb.			2,07	0,136
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	6,79	0,8	6,58	0,775
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	*		*	
<i>Dermocarpa Swirenkoi</i> Schirsch.	*			
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	11,83	0,775	9,59	0,63
<i>M. pulvere</i> a (Wood) Forti emend. Elenk.	1,44	0,003	*	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.			1,51	0,1
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	*			
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.			3,08	0,32
<i>Spirulina major</i> Kütz.			*	

Продолжение таблицы 30

Видовой состав	ПЛК		Верховье	
	Численность	Био-масса	Численность	Био-масса
Зеленые				
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	0,014	0,0012	0,68	0,034
<i>A. hantzschii</i> var. <i>gracile</i> Roll.			0,012	0,0006
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern. Korsch.	0,087	0,01	0,52	0,063
<i>A. bibraianus</i> (Reinsch.) Korschik.			*	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.			0,146	0,025
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	*			
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.			0,195	0,255
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.			0,63	0,1
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	0,462	0,141	0,34	0,1
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.			0,366	0,191
<i>C. intermedium</i> Ralfs			*	
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.			*	
<i>Kentrosphaera bristolae</i> G.M.Smith.			0,012	0,12
<i>Golenkinia radiata</i> Chod. emend Korschik			*	
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	*			
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	*		*	
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen			0,27	0,069
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	0,072	0,035	0,24	0,119
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*		*	
<i>P. duplex</i> Meyen	1,47	1,482	1,26	1,26
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs			0,097	0,049
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik.			0,97	0,14

Продолжение таблицы 30

Видовой состав	ПЛК		Верховье	
	Численность	Био-масса	Численность	Био-масса
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith.			*	
<i>Gonium pectorale</i> Müll.			0,097	0,05
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory.	*		*	
<i>Closterium gracile</i> Breb.	0,014	0,052	*	
<i>C. parvulum</i> Näg.			*	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.	0,014	0,038	0,073	0,191
<i>C. undulatum</i> Corda	0,043	0,357	0,024	0,2
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	0,014	0,594	*	
ДИНОФИТОВЫЕ				
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	0,029	3,06		
<i>Peridinium</i> sp. Ehr.			0,012	0,172
КРИПТОФИТОВЫЕ				
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	0,188	0,072	0,26	0,098
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	0,216	1,815	1,83	15,31
ДИАТОМОВЫЕ				
<i>Melosira</i> sp. Ag.	16,44	39,15	6,97	16,6
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	0,144	0,13		
<i>Stephanodiscus hanzschii</i> Ehr. Grun.			0,3	0,24
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	0,74	3,47	2,71	12,74
<i>Asterionella formosa</i> Hass.			*	
<i>Synedra</i> sp. Ehr.			*	
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	0,058	0,057	0,134	0,132
<i>Amphora</i> sp. Ehr.	0,043	0,426	0,024	0,47
<i>Surirella</i> sp. Turp.	0,029	0,106	*	
<i>Navicula</i> sp. Bory.	0,245	0,241	0,085	0,084
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	0,087	2,35	*	

Видовой состав	ПЛК		Верховье	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
Эвгленовые				
<i>Euglena</i> sp. Ehr.			*	
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	0,043	0,191	0,037	0,161
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.			0,012	0,077
<i>T. hispida</i> (Perty) Stein. emend Defl.			0,085	0,377
<i>Phacus mirabilis</i> Pochm.			0,024	0,239
Золотистые				
<i>Mallomonas</i> sp. Perty			0,037	0,0082

7.1.3. Водозаборный и водосбросной каналы. При прохождении воды через системы охлаждения тепловых и атомных электростанций мелкие гидробионты подвергаются механическому травмированию в результате ударов о заградительные решетки перед входом в насосы и при прохождении их с охлаждающей водой через насосные установки и конденсорные трубки. Кроме того, они подвергаются резкому тепловому воздействию, что также негативно сказывается на их состоянии. Отмечено, что ниже водосброса обычно скапливается много погибающих и мертвых организмов (Куликов, 1978).

Для изучения вопроса об изменении видового состава, численности и биомассы планктона при прохождении через охладительные системы Белоярской АЭС в летний период (июль – август) 1986–1991 гг. производился 11-кратный отбор проб планктона на входе в охладительную систему (водозаборный канал) и выходе из нее (водосбросной канал). Данные о качественном и количественном сос-

таве фитопланктона приведены в табл. 31–36. В период исследований фитопланктон водозаборного и водосбросного каналов насчитывал соответственно 58 и 55 видов водорослей. Небольшие различия в количестве видов обусловлены наличием или отсутствием в пробах редко встречаемых для данного водоема видов синезеленых (*Gomphosphaeria lacustris*, *Lyngbia cryptovaginata*, *Oscillatoria planctonica*, *Phormidium* sp., *Ph. tenue*). В целом можно считать, что по количеству видов в период исследований водозаборный и водосбросной каналы были весьма схожи.

Таблица 31. Видовой состав и численность фитопланктонных водорослей в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белоярского водохранилища в 1986–1987 гг. (тыс. кл/л)

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	5953	2926	1888	528	41	0
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	8912	354	3061	1026	257	693
<i>Lyngbia cryptovaginata</i> Schkorb.	*					
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.					837	3707
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg						401
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	34588	6088	151	1028	242254	87586

Продолжение таблицы 31

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.					9432	13282
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.- Pestalozzi et Naum.	28096	2248	22	55	418	1605
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.			285	*		
Зеленые						
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	16	15	11	28	89	69
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	*	*		14	288	58
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	*	*	4348	2461	11175	1498
<i>C. intermedium</i> Ralfs						*
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.			*	*	*	*
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	91	46	151	176	20	17
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	145	*	237	155	103	115
<i>O. natans</i> Lemm.				14	27	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*			38		*
<i>P. duplex</i> Meyen	581	986	3971	4876	31590	17694
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.	*					
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	73		65	52	75	81
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.			*	38	55	35
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	*	15	11	47	27	46

Продолжение таблицы 31

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Sphaerocystis poly-</i> <i>cocca</i> Korschik.	*	*	0	47	137	0
<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.) Breb.				*	*	
<i>C. jenneri</i> Ralfs		*			*	
<i>Cosmarium undula-</i> <i>tum</i> Corda	18				14	17
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	18	15		2	*	6
<i>Carteria globosa</i> Korschik.					34	
<i>Chlamidomonas im-</i> <i>mobilis</i> Korschik.	*	*		5		
ДИНОФИТОВЫЕ						
<i>Ceratium hirundinel-</i> <i>la</i> (O.F.M.) Bergh.		*			110	52
<i>Gyrodinium</i> sp. Kof. et Sw.	*	15			*	*
КРИПТОФИТОВЫЕ						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.			1079	1873	679	185
<i>Cryptomonas</i> <i>marssonii</i> Skuja			1187	1049	20	6
ДИАТОМОВЫЕ						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.			11	24	1118	768
<i>Fragilaria crotonen-</i> <i>sis</i> Kitt.	*	*	43	40		11
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngb.		*				
<i>Cymatopleura</i> sp. W. Sm.				2		
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*			9		*
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	*			9		

Окончание таблицы 31

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	145	139				
<i>Surirella</i> sp. Turp.		*		33	*	6
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	*	*	32			6
Эвгленовые						
<i>Euglena</i> sp.				5		
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.						*
<i>Trachelomonas vol-</i> <i>vocinopsis</i> Swir.	18	31	75	81	34	
<i>T. hispida</i> (Perty) Stein. Emend. Defl.	*					
<i>T.</i> sp.					82	29
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*				*	6

Таблица 32. Биомасса фитопланктонных водорослей
в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах
Белоярского водохранилища в 1986–1987 гг. (г/м³)

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	0,701	0,344	0,222	0,062	0,005	
<i>Aphanizomenon flos-</i> <i>aquae</i> (L.) Ralfs	1,049	0,042	0,36	0,121	0,030	0,082
<i>Lyngbia cryptovagi-</i> <i>nata</i> Schkorb.	*					
<i>Merismopedia tenuis-</i> <i>sima</i> Lemm.					0,001	0,006

Продолжение таблицы 32

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg						0,019
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	3,026	0,531	0,013	0,090	21,197	7,664
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.					0,016	0,023
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	2,067	0,165	0,002	0,004	0,031	0,118
<i>Oscillatoria planktonica</i> Wolosz.				*		
Зеленые						
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.						
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	0,002	0,002	0,001	0,003	0,011	0,008
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	*	*		0,002	0,049	0,010
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	*	*	1,039	0,588	2,670	0,358
<i>C. intermedium</i> Ralfs						*
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.			*	*	*	*
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	0,013	0,006	0,021	0,024	0,003	0,002
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen						
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	0,071	*	0,116	0,076	0,05	0,056
<i>O. natans</i> Lemm.				0,030	0,058	1,448
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*			0,039		*

Продолжение таблицы 32

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>P. duplex</i> Meyen	0,585	0,992	3,996	4,906	31,787	17,804
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.	*					
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	0,022		0,020	0,016	0,023	0,075
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.			*			
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	*	0,003	0,003	0,015	0,008	0,014
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik	*	*		0,007	0,020	
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngh.) Breb.	*	*		*	0,018	0,007
<i>C. parvulum</i> Näg.		*		*	*	
<i>Staurostrum gracile</i> Ralfs	0,749	0,633		0,082	*	0,247
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	0,150				0,115	0,140
<i>Carteria globosa</i> Korschik.					0,104	
<i>Chlamidomonas immobilis</i> Korschik.	*	*				
ДИНОФИТОВЫЕ						
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.		*			11,667	5,515
<i>Gyrodinium</i> sp. Kof. et Sw.	*	1,278			*	*
КРИПТОФИТОВЫЕ						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.			0,414	0,719	0,261	0,071
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja			4,055	3,583	0,068	0,02

Окончание таблицы 32

Видовой состав	Июль 1986 г.		Июнь 1987 г.		Август 1987 г.	
	1	2	1	2	1	2
Диатомовые						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.			0,01	0,022	1,005	0,69
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.		*				
<i>Cymatopleura</i> sp. W. Sm.						
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*			0,039		*
<i>Eunotia</i> sp. Ehr.	*					
<i>Navicula</i> sp. Bory	*	*	0,051	0,047	0,013	0,012
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.			0,058	0,476		
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kütz.) Cl. et Müll.	0,983	0,948				
<i>Surirella</i> sp. Turp.		*		0,040	*	0,016
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	*	*	0,085			0,016
Эвгленовые						
<i>Euglena</i> sp. Ehr.				0,126		
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.						*
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	0,08	0,136	0,331	0,358	0,150	
<i>T. hispida</i> (Perty) Stein. Emend. Defl.	*					
<i>T. sp.</i>					0,001	
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*				*	0,014

Таблица 33. Видовой состав и численность фитопланктонных водорослей в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белоярского водохранилища в 1990 г. (тыс. кл/л)

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	7746	6157	*	1292	5201	3385	631	1717	16439	1750
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.	59525	25916	58911	25014	300135	140295	146336	168582	3603802	276778
<i>Lyngbia cryptovaginata</i> Schkorb.				*						
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	50191	40752	55641	51087	30556	30767	16397	6621	3308	645
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	15687	8611	16133	6970	133594	61941	163809	100509	48614305	7172699
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	164998	69930	357754	314895	568327	488622	191453	207382	86172	33751

Продолжение таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Phormidium tu-</i> <i>ricola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.					*		*			
<i>Gomphosphaeria</i> <i>lacustris</i> Chod.	1498	644	915	6660	1127	2584				*
Зеленые										
<i>Actinastrium</i> <i>hantzschii</i> Lagerh.	494						*		*	*
<i>Ankistrodesmus</i> <i>angustus</i> Bern. Korschik.	101	30	384	332	305	217	144	91	42	32
<i>A. bibrarianus</i> (Re- insch.) Korschik.	*	*	364	515	*	*	*	*	*	*
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	362	325	685	468	740	569	441	271	333	54
<i>Closterium acu-</i> <i>tum</i> (Lyngb.) Breb.	140	90	146	106	392	271	73	19	42	36

Продолжение таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>C. gracile</i> Breb.							13			*
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*	*	*	*	*	*				
<i>C. parvulum</i> Näg.										
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	16404	6604	19319	15793	5369	3469	1391	434		163
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	494	318	258	386	707	542	323	280	*	*
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	30	53	75	129	117	135	27	24	33	13
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	629	277	1372	675	385	217	298	213	433	204
<i>Elakatohris lacustris</i> Korschik.				*	*	*			33	*
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	*									
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	1403	681	73	87				*		
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	42462	96	60134	36372	59232	32772	8796	3326	3291	1406

Продолжение таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Pediastrum bo-ryuanum</i> (Turp.) Menegh.	*	*	*	*			*	*	222	102
<i>P. duplex</i> Meyen	692	692	480	923	56	*	1190	320	1021	
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*		135	244	740	650	244	373		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerth.) Chod.	107	*	187	186	*	*	102			
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.			*	*	*	*	147	*	*	*
<i>S. denticulatus</i> Lagerth.	133	133	*	*	*	*	*	*	133	*
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	1169	849	1003	931	2316	1408	947	1135	581	247
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	624	213	1303	1167	833	495	736	428		13
<i>Sphaerocystis poly-cocca</i> Korschik.		*	*	*	*	*	*	*	*	*

Продолжение таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	133	120	*	*			*	13	*	*
<i>Tetraedron caudatum</i> var. <i>incisum</i> Lagerh.							*	27		
<i>T. incus</i> (Teil.) G.M. Smith.	80	41	32	45	109	190	43	29		
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M) Bergh.	*	53	*	*	*	*	25	*	67	20
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard	*	*					*	27		*
<i>Peridinium</i> sp. Ehr.			21	*	*	*		*		
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	2134	489	429	260	1870	1842	367	240	130	135
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	60	27	21	29	155	135	118	68	56	13

Продолжение таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.	*	*	*				13	18		
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	2858	2609	1257	776	327	190	21	20		
<i>Cymbella</i> sp. Ag.	*	*	*	*			13			
<i>Cyrtopleura</i> sp. W. Sm.	*	*					*	*		*
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*	*		*			*		*	*
<i>Melosira</i> sp. Ag.	*	*	454	487	799	460	63	50	200	*
<i>Navicula</i> sp. Bory.	298	75	118	536	*		13	30	*	*
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	*	*	*	*						
<i>Stephanodiscus hamtschii</i> Grun							342	*		*
<i>S.</i> sp. Ehr.	511	166	663	504	212	108	25	40	*	*
<i>Surirella</i> sp. Turp.	*	*	*	*	*	27	*	18	*	*
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	*	27	21	93	*	27		*		*

Окончание таблицы 33

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Эвгленовые										
<i>Euglena acus</i> Ehrh.					*	*		*	*	*
<i>E. sp.</i> Ehrh.			*		*	*				
<i>Petalomonas quinquesarinata</i> Holl.							*			
<i>Colacium arbuscula</i> Stein		*					*	*		
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swit.	*		64	46	99	81	18	*	100	*
Золотистые										
<i>Mallomonas sp.</i> Perty	55	41	*	*	*	*	24	30	30	
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.	27	*		*						*

Таблица 34. Биомасса фитопланктонных водорослей в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белярского водохранилища в 1990 г. (г/м³)

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	0,91	0,73		0,15		0,40	0,07	0,20	1,94	0,21
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	7,59	3,02	6,94	2,95	35,36	16,53	17,24	19,86	424	32,60
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	0,11	0,09	0,12	0,11	0,07	0,07	0,04	0,01	0,01	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. Emend. Elenk.	1,50	0,75	1,41	0,61	11,64	5,40	14,27	8,75	4147	6245
<i>M. pulvere</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	0,29	0,12	0,63	0,56	1,00	0,86	0,34	0,37	0,15	0,06
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	0,01		0,01	0,01			0,01	0,04		
Зеленые										
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	0,01	0,00	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	
<i>A. bibratianus</i> (Reinsch.) Korschik.			0,11	0,08						
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	0,06	0,06	0,12	0,08	0,13	0,10	0,08	0,05	0,06	0,01
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	0,05	0,03	0,05	0,04	0,13	0,09	0,02	0,01	0,01	0,01

Продолжение таблицы 34

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>C. gracile</i> Breb.	3,92	1,58	4,62	3,77	1,28	0,83	0,24	0,10		0,04
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	0,10	0,06	0,05	0,08	0,14	0,11	0,20	0,06		
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	0,25	0,44	0,62	1,06	0,97	1,11	0,06	0,19		0,27
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	0,04	0,02	0,09	0,04	0,03	0,01	0,23	0,01		0,11
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	0,20	0,09	0,01	0,01			0,02	0,01		0,03
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	20,80	11,35	29,46	17,82	29,02	16,06	4,31	1,56		0,14
<i>Oocystis submarina</i> Lagerth.										0,69
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	0,70	0,70	0,97	0,93			1,20	0,32		0,23
<i>P. duplex</i> Meyen			0,14	0,12	0,37	0,33	0,12	0,19		1,03
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	0,02		0,08	0,04			0,02			0,41
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerth.) Chod.										
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	0,08	0,04					0,03			
<i>S. denticulatus</i> Lagerth.	0,36	0,26	0,31	0,28	0,70	0,43	0,29	0,35	0,04	0,08
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	0,20	0,07	0,41	0,37	0,26	0,16	0,23	0,13		
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	10,94	4,94						0,54		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs										

Продолжение таблицы 34

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Tetraodon incus</i> (Teil.) G.M. Smith.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01			
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Vergh.	5,62							2,24	7,11	2,17
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard										
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	0,82	0,19	0,17	0,10	0,72	0,71	0,14	0,09	0,05	0,05
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	0,19	0,09	0,07	0,09	0,49	0,43	0,38	0,22	0,18	0,04
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.				0,29			0,12	0,17		
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	2,57	2,35	1,13	1,03	0,29	0,17	0,04	0,02		
<i>Cymbella</i> sp. Ag.							0,13			
<i>Melosira</i> sp. Ag.				0,67	1,09	0,63	0,09	0,07	0,27	
<i>Navicula</i> sp. Bory.	0,35	0,18	0,28	0,63			0,02	0,04		
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	3,94	1,28	5,11	3,89	1,64	0,83	2,63			
<i>Surirella</i> sp. Turp.						0,07	0,20	0,05		
<i>Synedra</i> sp. Ehr.		0,07	0,11	0,25		0,07		0,31		

Видовой состав	05.07.90 г.		10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Эвгленовые <i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swit.			0,28	0,21	0,44	0,36	0,08		0,44	
Золотистые <i>Mallomonas</i> sp. Perty	0,13	0,98					0,06	0,07		

Таблица 35. Видовой состав и численность фитопланктонных водорослей в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белоярского водохранилища в 1991 г. (тыс. кл/л)

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
Синезеленые <i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	2740	788	1502	1808	1241	231
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	161980	87960	464376	394824	771568	600949
<i>Lyngbia cryptovaginata</i> Schkorb.		*				
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	36083	810	868	518	430	98

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	297106	172005	1098149	563661	1913712	791
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	134644	39948	90754	26278	113641	20736
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	*	*	*	*	*	*
<i>Ph.</i> sp.					177	
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.	3279			*		
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	749	*	311	216	*	
Зеленые						
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	17	*	26	15	29	9
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	102	55	91	46	125	80
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	76	76	55	77	44	24
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*	*	*	10	14	*
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	848	1110	1211	554	1009	118

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	124	53	83	83	89	*
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	90	59	31	31	39	10
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	*	*	*	*	*	*
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	*	16	*	*	*	*
<i>Gonium pectorale</i> Müll.			*		145	*
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	204	30	57	73	30	51
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	6362	3600	1701	1787	1245	825
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*	91	83	*		
<i>P. duplex</i> Meyen	1383	734	1047	580	977	154
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*	*			*	*
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.				*		
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.	87	77	*	*	58	*
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	514	322	182	249	239	185
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	39	11	35	31	48	18

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
	<i>Sphaerocystis polyocosa</i> Korschik.	*	*	284	155	115
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*	*	*	*	*	19
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith.	71	71	52	21	16	
Динофитовые						
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M) Bergh.	47	19	25	21	93	68
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard	*	*	10	15	14	10
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	491	83	343	310	174	108
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	65	51	125	83	45	32
Диатомовые						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	153	98	166	254	81	47
<i>Cymbella</i> sp. Ag.	17	*	*	10	16	*
<i>Cymatopleura</i> sp. W. Sm.	*	16	*	10	*	*
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*	*	*	*	*	*
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.	*	*	*	*	*	*

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Melosira</i> sp. Ag.	*	*		*		*
<i>Navicula</i> sp. Bory.	17	16	*	*	*	*
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	*			*		
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	72	47	25	21	*	14
<i>Surirella</i> sp. Turp.	*	*	*	*	*	9
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	*	*			*	
Эвгленовые						
<i>Khawkinia ocellata</i> (Khawk.) Jahn et McKibben	*					
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	71	65	40	52	60	57
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*	*	*	21	48	9
Желтозеленые						
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.	*	*	*	*	*	*

Таблица 36. Биомасса фитопланктонных водорослей в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белярского водохранилища в 1991 г. (г/м³)

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
Синезеленые						
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	0,32	0,09	0,18	0,21	0,15	0,03
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	19,08	10,36	54,70	46,51	90,89	70,79
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	0,08	0,01				
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	25,88	14,98	95,65	49,10	166,67	99,33
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	0,24	0,07	0,16	0,05	0,20	0,04
<i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Gom.	0,04					
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.					0,02	
Зеленые						
<i>Ankistrodesmus minutissimus</i> Korschik.	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,04
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01
<i>C. jenneri</i> Ralfs				0,06	0,09	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	0,20	0,27	0,29	0,13	0,24	0,03

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
	<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	0,03	0,10	0,02	0,02	0,02
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	0,74	0,49	0,26	0,26	0,32	0,01
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	0,03		0,01	0,01	0,61	0,40
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	2,87	1,76	0,83	0,88		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.			0,19	0,09		
<i>P. duplex</i> Meyen	1,39	0,74	1,05	0,58	0,98	0,16
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.	0,03	0,02			0,02	
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	0,16	0,10	0,06	0,08	0,07	0,06
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	0,02		0,01	0,01	0,02	0,01
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs						0,39
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith.	0,01	0,01	0,01			
Динофитовые						
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	4,99	2,02	2,65	2,23	9,92	7,27
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard			0,83	1,29	1,16	0,83
Криптофитовые						
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	0,19	0,03	0,13	0,12	0,07	0,04

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	0,21	0,16	0,40	0,26	0,15	0,10
Диатомовые						
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	0,31	0,29	0,18	0,23	0,27	0,25
<i>Cymbella</i> sp. Ag.						
<i>Fraxillaria</i> sp. Lyngb.	0,02	0,02				
<i>Melosira</i> sp. Ag.	0,14	0,88	0,15	0,23	0,07	0,04
<i>Navicula</i> sp. Bory.						
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	0,17			0,10	0,16	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun						
<i>Surirella</i> sp. Turp.		0,07				0,03
Эвгленовые						
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	0,31	0,29	0,18	0,23	0,27	0,25
Золотистые						
<i>Mallomonas</i> sp. Perty				0,05	0,11	0,02

Показатели общей численности и биомассы водорослей при прохождении через системы охлаждения, как правило, заметно снижаются. Это хорошо иллюстрирует рис. 34, где эти показатели приведены по годам наблюдений. Видно, что процент гибели фитопланктона менялся в зависимости от срока наблюдений. Например, снижение численности синезеленых водорослей варьировало от 18 до 86 % при среднем значении 49 %, а биомассы – от 34 до 86 % (в среднем 56 %). Убыль численности зеленых водорослей в разные сроки наблюдений также изменялась в широких пределах – от 22 до 84 % (в среднем 50 %), а биомассы – от 25 до 56 % (в среднем 40 %). Обработка результатов с помощью критерия t не выявила достоверных различий между типами зеленых и синезеленых водорослей по показателю убыли их биомассы.

Можно предположить, что влияние повреждающих факторов, вызывающих снижение численности и биомассы фитопланктона при прохождении его через системы охлаждения АЭС, зависит от чувствительности к ним доминирующих видов. Такими видами-доминантами в период исследования были синезеленые *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* и зеленые *Oocystis submarina*, *Pediastrum duplex* водоросли. В зависимости от сроков наблюдений биомасса *M. aeruginosa* снижалась на 39–85 % (среднее 56 %), *A. flos-aquae* – на 10–96 % (среднее 57 %), *O. submarina* – на 38–46 % (среднее 46 %), *P. duplex* – на 50–85 % (среднее 67 %).

В целом результаты исследования показали, что прохождение воды через системы охлаждения Белоярской АЭС оказывает достаточно сильное повреждающее действие на фитопланктонные организмы. Как указывалось

выше, причиной может служить быстрый подогрев воды, травмирование мелких организмов в результате прохождения их через насосные установки и конденсорные трубки, хлорирование воды и т.д.

На основе усредненных данных биомассы фитопланктона в исследуемых каналах и показателя среднемесячного объема воды, проходящей через водозаборный канал в охлаждающую систему (65×10^6 м³), были рассчитаны количество фитопланктона, который проходит через системы охлаждения АЭС без повреждения, и доля организмов, подвергшихся разрушению. Оказалось, что в период наблюдений только 62 % фитопланктонных организмов (108 т/сут) после прохождения через системы охлаждения возвращаются в водоем в неповрежденном (живом) виде. Остальные организмы (65 т/сут, или 38 %) погибают. За четыре месяца летне-осеннего периода количество погибших водорослей составила 7800 т.

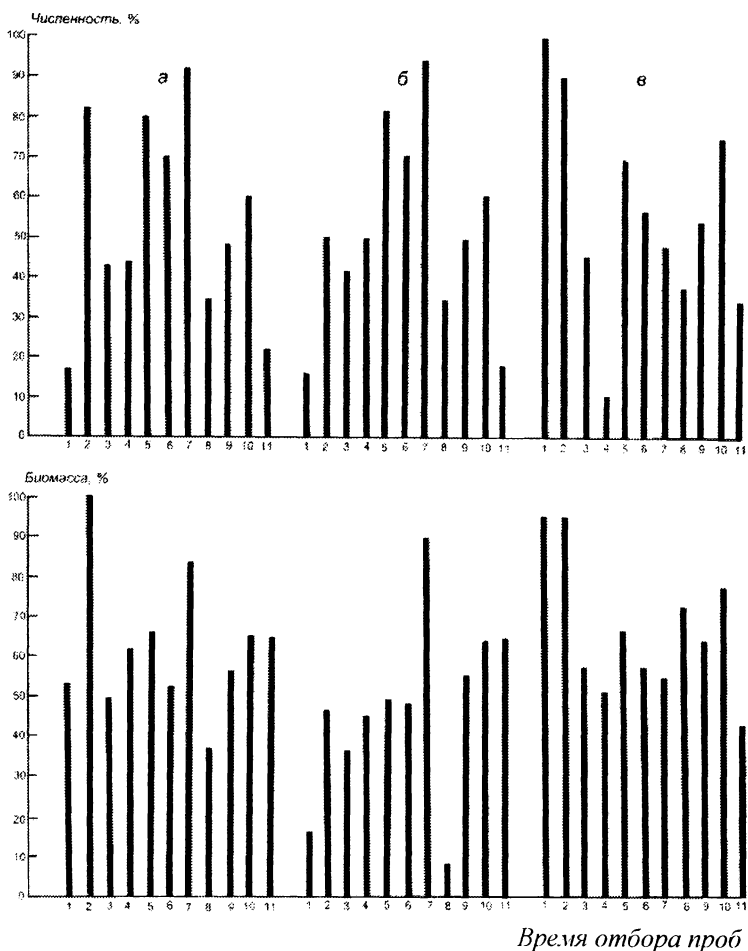


Рис. 34. Численность и биомасса общего фитопланктона (а), синезеленых (б) и зеленых (в) водорослей в водосбросном канале (% от соответствующих показателей в водозаборном канале).

Время отбора: 1 – июль 1986 г.; 2 – июнь 1987 г.;
 3 – август 1987 г.; 4 – 5 июля 1990 г.; 5 – 10 июля 1990 г.;
 6 – 17 июля 1990 г.; 7 – 24 июля 1990 г.; 8 – 31 июля 1990 г.;
 9 – 9 июля 1991 г.; 10 – 16 июля 1991 г.; 11 – 23 июля 1991 г.;

7.1.4. Акватория Белоярского водохранилища. Для характеристики видового состава, численности и биомассы фитопланктона в различных районах Белоярского водохранилища производили многократный отбор проб планктона в период с 30 июня по 29 августа 1988 г. В этих целях на акватории водоема были выбраны следующие точки наблюдений: район плотины, центр водоема напротив Теплового залива, Теплый залив, устье р. Черемшанки, район о. Даманского, район Генеральской дачи, центр водоема напротив Щучьего залива, Щучий залив, район ЛЭП (совпадает с границей 10-километровой наблюдаемой зоны), верховье водоема. Полученные данные приведены в табл. 37–42.

Таблица 37. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктона Белоярского водохранилища на 30.06.88 г.

Видовой состав	Генераль- ская дача		Остров Даманский		Теплый залив		Центр водоема напротив Теп- лого залива		Плюгина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	6676	0,79	2673	0,32	11212	1,32	1382	0,16	17680	2,08
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	18241	2,15	5669	0,67	21570	2,54	7453	0,88	43681	5,14
<i>Lyngbia cryptovaginata</i> Schkorb.					*					
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	613				249		138		284	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	2553	0,17	165	0,01	3201	0,21	1533	0,10	229477	15,02
<i>M. pulvere</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	*		660		*		69		2131	
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.- Pestalozzi et Naum.			*		*		*		*	
<i>Spirulina major</i> Kütz.					*				*	
Зеленые										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			*				41			
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	166	0,02	59	0,01	117	0,01		0,01	27	

Видовой состав	Генераль- ская дача		Остров Даманский		Теплый залив		Центр водоема напротив Теп- лого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	38	0,01	20		23		*		*	
<i>Chlamidamonas conversa</i> Korschik.	26	0,03	7	0,01	23	0,02	7	0,01	*	
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	13		13		8		7			
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		*		*					
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	8527	4,47	1742	0,91	187	0,10	1939	1,02	426	0,22
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	102	0,02	7	0,05	8	0,06	7	0,06	4	0,04
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	*		99	0,01	155	0,02	96	0,01	18	
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	115	0,02					41	0,09		
<i>Oocystis natans</i> Lemm.	919	0,45	832	0,41	1298	0,64	626	0,31	462	0,23
<i>O. submarina</i> Lagerth.			*							
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory.			*		*		110	0,11	142	0,15
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*						1760	1,77	2415	2,43
<i>P. duplex</i> Meyen	1353	1,36	2112	2,13	1865	1,88				
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs			106	0,05						
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerth.) Chod.	*		*							

Видовой состав	Генераль- ская дача		Остров Даманский		Теплый залив		Центр водоема напротив Теп- лого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	51	0,02	26	0,01	109	0,03	110	0,03	36	0,01
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	13		20	0,01	47	0,02	21	0,01	*	
<i>Sphaerocystis polyocosa</i> Korschik.					124	0,02			*	
<i>Staurostrum gracile</i> Ralfs	13	0,53	*		*		*		9	0,37
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	*		7	0,70	8	0,83	*		36	3,77
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	2017	0,77	581	0,22	1290	0,50	674	0,26	18	0,01
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	1442	4,93	917	3,13	800	2,73	502	1,71	62	0,21
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.			*							
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.			*							
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	332	0,30	251	0,23	155	0,14	131	0,12	44	0,04
<i>Cymbella</i> sp. Ag.	13	0,13	*		16	0,15			*	
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngb.	13	0,10			*					
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.					*					
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.					*				*	

Окончание таблицы 37

Видовой состав	Генераль- ская дача		Остров Даманский		Теплый залив		Центр водоема напротив Теп- лого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Melosira</i> sp. Ag.	*		40	0,05	*		*		18	0,02
<i>Navicula</i> sp. Borg.	51	0,06	132	0,16	54	0,06	28	0,03	*	
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	*		*		8	0,21	7	0,19		
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	294	2,26	594	4,58	148	1,14	234	1,80	44	0,34
<i>Surirella</i> sp. Turp.	*								9	0,02
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	13	0,03			16	0,04				
<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>spiroides</i> (Lyngb.) Wisl.			*							
Эвгленовые										
<i>Euglena</i> sp. Ehr.					*					
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	51	0,23	53	0,23	23	0,10	41	0,18	27	0,12
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*		13	0,03	16	0,04	*			
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.					*					
<i>Ophiocytium parvulum</i> A. Br.	13		7							

Таблица 38. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктонных водорослей Белоярского водохранилища на 20.07.1988 г.

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Генераль-ская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	5030	0,59			534	0,06	12		238	0,03
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	20352	2,39	3406	0,40	9284	1,09	2236	0,26	6358	0,75
<i>Dermocarpa Swirenkoi</i> Schirsch.			*							
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	384	0,03	*							
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	6374	0,01	3319	0,01	1496		809		2169	
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg.	*		*						*	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	120576	7,89	66869	4,38	3894	0,26	7986	0,52	71621	4,69
<i>M. puberea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	27418	0,06	30022	0,06	1144		1922		2422	0,01

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Phormidium micicola</i> Hub-Pestalozzi et Naum.	1728	0,13	1061	0,08	165	0,01	124	0,01	468	0,03
Зеленые										
<i>Actinastrum hamtschii</i> Lagerh.	259	0,04	*							
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	259	0,03	224	0,03	319	0,04	78	0,01	243	0,03
<i>A. faleatus</i> var. <i>faleatus</i> (Corda) Ralfs									*	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	365	0,06	202	0,03	44	0,01	54	0,01	56	0,01
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	125	0,04	65		17	0,01	12		28	0,01
<i>C. jenniferi</i> Ralfs	*		*		*		4	0,03	*	
<i>C. gracile</i> Breb.	*									
<i>C. parvulum</i> Näg.										
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	6758	0,37	5483	0,30	1298	0,03	1803	0,04	6171	0,34
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	307	0,06	289	0,06	*		33	0,01	187	0,04
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	*		7	0,06	6	0,05	8	0,07	42	0,35
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	307	0,02	*							
<i>C. fenestrata</i> Schm.	362	0,02								

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Lilakatothrix lacustris</i> Korschik.	19		22						9	
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	365	0,05	801	0,11	204	0,03	173	0,02	192	0,03
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	1536	0,02	*		154	0,08	157	0,08	126	0,06
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen	413	0,20	419	0,21	88	0,09	34	0,04	*	
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.			115	0,12	1584	1,59	1469	1,48	898	0,90
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	16762	16,87	3968	3,99	*		*			
<i>P. duplex</i> Meyen			*							
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	77	0,02								
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	154	0,03	*		22	0,01	17			
<i>S. acuminatus</i> var. <i>besiriatius</i> Reinh.	*		*							
<i>S. arcuatus</i> var. <i>arcuatus</i> Lemm.	154	0,05	43	0,01						
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.			115	0,04						
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.	1306	0,40	115	0,04	22	0,01	107	0,03	84	0,03
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.										

Продолжение таблицы 38

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	317	0,10	260	0,08	149	0,05	41	0,01	89	0,03
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik.	461	0,07	1068	0,15	44	0,01	107	0,02	192	0,03
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	14	0,59	11	0,44	*		*		5	0,19
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith.			*							
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.			*		*			12	5	0,50
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	451	0,17	361	0,14	759	0,29	132	0,05	636	0,24
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	58	0,20	14	0,05	149	0,51	41	0,14	66	0,22
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.	10	0,01			28	0,02	8	0,01		
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehrh.			*		*		*			
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.	67	0,06	123	0,11	55	0,05			9	0,09
<i>Cymbella</i> sp. Ag.			*		6	0,05			5	0,02
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.			7	0,03						

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Melosira</i> sp. Ag.	566	0,78	29	0,04	83	0,11	243	0,33	5	0,01
<i>Navicula</i> sp. Bory.	58	0,07	29	0,03	33	0,04	12	0,02	14	0,02
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	10	0,26			6	0,15			*	
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	854	6,58	1551	11,95	605	4,66	338	2,61	706	5,44
<i>Surirella</i> sp. Turp.	10	0,03			44	0,12	4	0,01	9	0,03
<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>spiroides</i> (Lyngb.) Wisl.	19	0,09								
Эвгленовые										
<i>Euglena acus</i> Ehr.			*							
<i>Phacus mirabilis</i> Pochm.	*									
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swit.			29	0,13	28	0,12	37	0,16	28	0,12
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	19	0,05	14	0,03	*		*		14	0,03
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.	*									
<i>Opheocythium parvulum</i> A. Br.	221	0,03	267	0,04	44	0,01	29		84	0,01

Продолжение таблицы 38

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Шу-чего залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	3709	0,44	15128	1,77	733	0,09	259	0,03	6340	0,74
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	18773	2,21	30179	3,54	2761	0,32	16078	1,89	19838	2,33
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.			*						*	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	7908	0,02	6775	0,01	569		911		2664	0,01
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg.									*	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	49986	3,27	318329	20,84	46772	3,06	109220	7,15	240240	15,72
<i>M. pulvere</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	105332	0,23	6713	0,01	2225	0,01	5598	0,01	73171	0,16
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum. <i>Ph. sp.</i>	938	0,07	622	0,05	1103	0,08	9671	0,71	9182	0,68

Продолжение таблицы 38

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.			*						*	
<i>Spirulina major</i> Kütz.					*				*	
Зеленые										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.										
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	332	0,04	466	0,06	153	0,02	190	0,02	231	0,03
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	58	0,01	78	0,01	19		19		36	0,01
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	7	0,02	16	0,05						
<i>Closterium acutum</i> var. <i>varia-</i> <i>bile</i> (Lyngb.) Breb.	22	0,01	23	0,01	30	0,01	19	0,01	18	0,01
<i>C. jenneri</i> Ralfs	7	0,05	*		4	0,02	13	0,08	*	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	1053	0,06	1212	0,07	1227	0,07	1720	0,09	1918	0,11
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	144	0,03	62	0,01	15		51	0,01	44	0,37
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	11	0,09	12	0,10	22	0,19	25	0,21		
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.							*			
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	14		8						*	
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	455	0,06	303	0,04	67	0,01	183	0,03	124	0,02
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	404	0,20	443	0,22	52	0,03	247	0,12	160	0,08

Продолжение таблицы 38

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Плотины	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	115	0,12	124	0,13	120	0,12	*	*	*	*
<i>P. duplex</i> Meyen	462	0,47	497	0,50	658	0,66	304	0,31	1421	0,18
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs			*		*		*		*	
<i>P. tetras</i> var. <i>tetras</i> (Corda) Rabenh.										
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.										
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	72	0,02	62	0,02	60	0,02	63	0,02	178	0,05
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	101	0,03	47	0,02	34	0,01	70	0,02	53	0,02
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik.	902	0,13	*		*		*		*	
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*				4	0,15	*		*	
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith			*				*			
ДИНОФИТОВЫЕ										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	72	7,65	31	3,30	*		*		36	3,77
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard							*			

Продолжение таблицы 38

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	498	0,19	451	0,17	71	0,03	183	0,07	906	0,35
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	*		31	0,11	22	0,08	32	0,11	89	0,30
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.			*		*				*	
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.			*		37	0,03	152	0,14	195	0,18
<i>Cymbella</i> sp. Ag.	*		*		8	0,07				
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngb.										
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.					11	0,05				
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.					4	0,03			*	
<i>Melosira</i> sp. Ag.			47	0,01	26				*	
<i>Navicula</i> sp. Bory.			16	0,02	37	0,04		*	89	0,11
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.	*				*					
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	476	3,67	660	5,09	509	3,92	443	3,41	1066	8,21
<i>Surirella</i> sp. Turp.	*				26	0,07			*	
<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>spiroides</i> (Lyngb.) Wisl.					*					

Окончание таблицы 38

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоёма напротив Шу-чего залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Эвгленовые										
<i>Astasia klebsii</i> Lemm.			10				*		*	
<i>Euglena</i> sp. Ehr.			*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Switt.	79	0,35	16	0,07	4	0,02	25	0,11	71	0,31
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	22	0,05	16	0,04	30	0,07	6	0,01	18	0,04
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.					*	*	*	*	*	*
<i>Ophioctyium parvulum</i> A. Br.	72	0,01	62	0,01	4		25			

Таблица 39. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктонных водорослей Белоярского водохранилища на 29.07.1988 г.

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	4523	0,53	2859	0,34	2273	0,27	2962	0,35	772	0,09
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	19619	2,30	15389	1,80	24198	2,84	17226	2,02	14243	1,67
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	583	0,04	784	0,05			990	0,07		
<i>Merismopedta tenuissima</i> Lemm.	1721		1695		1989		1551		845	
<i>M. glauca</i> (Ehr.) Näg.	*		228	0,01						
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	333916	21,86	312569	20,46	152292	9,97	168779	11,05	158070	10,35
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	37879	0,08	8488	0,02	8525	0,02	10362	0,02	9108	0,02
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.			*				*			
<i>O. setigera</i> Aptek.										

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	2081	0,15	2277	0,17	1154	0,09	2970	0,22	132	0,01
<i>Ph. sp.</i>	*		*		*				53	
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.	*		*				116			
<i>Spirulina major</i> Kütz.	167									
Зеленые										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	*		*				*		59	0,01
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	56	0,01	19		27		74	0,01		
<i>A. bibratianus</i> (Reinsch.) Korschik.			63	0,01			132	0,02		
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	83	0,01	63	0,01	44	0,01	74	0,01	46	0,01
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	56	0,17	19	0,05	9	0,03				
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.	14		76	0,08	80	0,08	33	0,03	20	0,02
<i>Ch. noctigama</i> Korschik.	14									
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	14		13		27	0,01	8		7	
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		*		*		*		7	0,04

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	278	0,15	1341	0,70	391	0,21	792	0,42	317	0,17
<i>C. intermedium</i> Ralfs	*		*		*		*		*	
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	28		228	0,05	142	0,03	198	0,04	*	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.			63	0,17						
<i>C. umbilicatum</i> Lutkem.	*		13	0,07	*		*			
<i>C. undulatum</i> Corda			28	0,24	*		8	0,07	7	0,05
<i>C. undulatum</i> var. <i>undulatum</i> Corda			*							
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	*		25	0,00	107	0,01				
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	*		*		*		8		7	
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	*		316	0,56	*		297	0,53		
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	97	0,01	177	0,03	178	0,03	149	0,02	106	0,02
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen	56						*			
<i>Oocystis natans</i> Lemm.			*							
<i>O. submarina</i> Lageth.	513	0,25	550	0,27	204	0,10	421	0,21	139	0,07
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	222	0,23	506	0,52	426	0,44	660	0,68	211	0,22
<i>P. duplex</i> Meyen	2664	2,68	1923	1,94	2486	2,50	3696	3,72	739	0,07

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>P. kawraiskiyi</i> Schmidle					142	0,13				
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*		25	0,01	*					
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	*		*		*		*			
<i>S. acuminatum</i> var. <i>besiriatius</i> Reinh.	*		*		*		33	0,01		
<i>S. arcuatus</i> var. <i>arcuatus</i> Lemm.	222	0,07	51	0,02			*			
<i>S. acuminatus</i> var. <i>elongatus</i> Smith.	111	0,03	76	0,02	*		99	0,03		
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.			13		*		*			
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.			*		*		99	0,03	26	0,01
<i>S. incrassatulus</i> Bohl.	611	0,19	202	0,06	195	0,06	198	0,06	92	0,03
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.			25	0,01						
<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chod.) G.U.Smith	69	0,02	183	0,06	89	0,03	2145	0,07	205	0,06
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.										

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Sphaerocystis polycossa</i> Korschik.	111	0,02	228	0,3			66	0,01	66	0,01
<i>Staurostrum gracile</i> Ralfs	14	0,57	*		*		*		*	
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith			13				50	0,01	7	
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	42	4,41	32	3,35	9	0,94	25	2,63	*	
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.	*									
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	125	0,05	70	0,03	62	0,02	165	0,06	191	0,07
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	83	0,28	13	0,04	27	0,09	25	0,08	20	0,07
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehrh.			*		9	0,08	*		*	
<i>Cymbella</i> sp. Ag.					*		*		*	
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.					27	0,11	8	0,04		
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.					*					
<i>Melosira</i> sp. Ag.	735	1,01	367	0,04	89	0,12	190	0,26	13	0,02

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучего залива		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Navicula</i> sp. Bory.	83	0,10	19	0,02	27	0,03	25	0,03	7	0,01
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.					*				*	
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	527	4,06	240	1,85	160	1,23	289	2,22	178	1,37
<i>Surirella</i> sp. Turp.	14	0,04	13	0,03	9	0,02	33	0,09	*	
<i>Synedra</i> sp. Ehr.							8	0,02		
Эвгленивые										
<i>Phacus mirabilis</i> Pochm.							*			
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	42		*		*				13	0,03
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.	83	0,7	32	0,14	18	0,08	58	0,26	*	
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	28	0,07	13	0,03	*		25	0,06	13	0,03
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.			*				*		*	
<i>Ophiocytium parvulum</i> A. Br.							41	0,01	73	0,01

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые								
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	2880	0,34	2596	0,31	443	0,05	46	0,01
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	10115	1,19	10382	1,22	7252	0,85	986	0,12
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	1432		494		2257	0,01	*	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	*		*		*		517	
<i>M. glauca</i> (Ehr.) Näg.							*	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	95305	6,24	81316	5,33	37127	2,43	5840	0,38
<i>M. puberea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	26573	0,06	9838	0,02	7708	0,02	5975	0,01
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	666	0,05	4787	0,35	2959	0,22	151	0,01
<i>Spirulina major</i> Kütz.			*		*			
Зеленые								
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.								
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	92	0,01	149	0,02	627	0,01	40	0,01

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	92	0,02	60	0,01	33	0,01	18	
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	*		4	0,01	8	0,03		
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.			34	0,04	21	0,02		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	25	0,01	13		8		12	
<i>C. jenneri</i> Ralfs	8	0,05	*		4	0,03	*	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	1099	0,58	834	0,44	1104	0,58	320	0,17
<i>C. intermedium</i> Ralfs							49	0,03
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	*		68	0,01	67	0,01		
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.			34	0,09	33	0,09	9	0,02
<i>C. undulatum</i> Corda	*		9	0,07	6	0,05	8	0,06
<i>C. undulatum</i> var. <i>undulatum</i> Corda			*					
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	*		*		*			
<i>Gonium pectorale</i> Müll.			102	0,18				
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	241	0,03	149	0,02	155	0,02	31	
<i>Oocystis natans</i> Lemm.								

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теллого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>O. submarina</i> Lagerth.	416	0,20	170	0,08	188	0,09	123	0,06
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	266	0,27	68	0,07			49	0,05
<i>P. duplex</i> Meyen	1066	1,07	204	0,21	268	0,27	49	0,05
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs							*	
<i>Scenedesmus acuminatum</i> var. <i>besiriatius</i> Reinh.					17			
<i>S. denticulatus</i> Lagerth.			*		*			
<i>S. incrassatulus</i> Bohl.	33	0,01	*		*		25	0,01
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	150	0,05	85	0,03	100	0,03	80	0,02
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	208	0,07	136	0,04	84	0,03	40	0,01
<i>Sphaerocystis polyococca</i> Korschik.	33	0,01	*		*		31	
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*		2	0,09	2	0,09	6	0,25
<i>Tetraedron caudatum</i> var. <i>incisum</i> Lagerth.	*		4					
<i>T. incus</i> (Teil.) G.M. Smith	*		13		4		12	

Продолжение таблицы 39

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Динофитовые								
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	8	0,88	17	1,81	17	1,77	6	0,65
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.			4	0,35				
Криптофитовые								
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	216	0,08	77	0,03	184	0,07	43	0,02
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	25	0,09	17	0,06	8	0,03	3	0,01
Диатомовые								
<i>Amphora</i> sp. Ehrh.			4	0,04				
<i>Cymbella</i> sp. Ag.			9	0,08	4	0,04	3	0,03
<i>Diatoma</i> sp. D.C.			4	0,03	*			
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.			13	0,06	8	0,04	6	0,03
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.			*				3	0,02
<i>Melosira</i> sp. Ag.	142	0,19	21	0,02	17	0,02		
<i>Navicula</i> sp. Bory.	33	0,04	26	0,03	13	0,02	9	0,01
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehrh.	416	3,21	234	1,80	359	2,77	154	1,19
<i>Surrella</i> sp. Turp.			13	0,03	4	0,01	3	0,01

Окончание таблицы 39

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Synedra</i> sp. Ehr.			*					
Эвгленовые								
<i>Euglena acus</i> Ehr.					*			
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.					29	0,13	52	0,23
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.	75	0,04	43	0,19				
Золотистые								
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*				8	0,02		
Желтозеленые								
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.	*		*					
<i>Ophioecyrtium parvulum</i> A. Br.	17				38	0,01	18	

Таблица 40. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктонных водорослей Белоярского водохранилища на 9.08.1988 г.

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	275	0,03	998	0,12	323	0,04	102	0,01	30	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	22403	2,64	4464	0,52	4641	0,55	4901	0,58	752	0,09
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	*									
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	533		1350		550		639		142	
<i>M. glauca</i> (Ehr.) Näg.			*							
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	471861	30,88	477126	31,23	199513	13,06	218671	14,31	198734	13,01
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	7493	0,02	13357	0,03	6779	0,01	6258	0,01	5032	0,01
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	1207	0,09	3627	0,27	4159	0,31	3122	0,23	829	0,06
<i>Spirulina major</i> Kütz.				*						

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Зеленые										
<i>Actinastrium hant-schii</i> Lagerh.										
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	17		21		*		7		6	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	17		7		7	0,02	36	0,01	6	0,01
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	*								6	0,01
<i>Closterium acutum</i> var.	17	0,01	14	0,01	28	0,01	44	0,01	65	0,02
<i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.					*		*		*	
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		7	0,04						
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.			506	0,27			58	0,03		
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.			56	0,01			58	0,01	47	0,01
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.			*				7	0,02	12	0,03
<i>C. umbilicatum</i> Lutkem.	17	0,14	*		*				12	0,10
<i>C. undulatum</i> Corda			14	0,12			7	0,06	12	
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	*				*					*
<i>Gonium pectorale</i> Müll.										
<i>Kentrosphaera bristolae</i> G.M. Smith	67	0,04								

Продолжение таблицы 40

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Lamberita ocellata</i> Korschik.	8		63	0,01	172	0,02	276	0,04	148	0,02
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen			169	0,01						
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	75	0,04	225	0,11	110	0,05	370	0,18	136	0,07
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.			225	0,23	110	0,11	*		*	
<i>P. duplex</i> Meyen	400	0,40	675	0,68	220	0,22	348	0,35	95	0,10
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*									
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.			*		28	0,01				
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.							*			
<i>S. incrassatulus</i> Bohl.	*						*			
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	67	0,02	112	0,03	110	0,03	116	0,04	71	0,02
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	8		35	0,01	48	0,02	73	0,02	118	0,04
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik.	67				*		*		*	
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs			7	0,29	*		*		*	
<i>Tetraedren incus</i> (Teil.) G.M. Smith			*				7		12	

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Динофитовые										
<i>Ceratium hirsutinella</i> (O.F.M.) Bergh.	25	2,65	56	5,97	41	4,38	80	8,47	18	1,88
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.	*						*			
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	8		49	0,02	89	0,03	138	0,05	83	0,03
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	*		7	0,02	*		44	0,15	6	0,02
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.			7	0,07	7	0,07	22	0,22	6	0,05
<i>Cymbella</i> sp. Ag.					7	0,06	15	0,12	12	0,12
<i>Diatoma</i> sp. D.C.			28	0,03						
<i>Irragilaria</i> sp. Lyngb.			*				7	0,03		
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.										
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.	483	0,45	506	0,47	*					
<i>Melosira</i> sp. Ag.			14	0,02	7	0,01	29	0,03	6	0,01
<i>Navicula</i> sp. Bory.	158	1,22	155	1,19	110	0,85	123	0,95	83	0,64
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	*				7	0,02	36	0,10	6	0,02
<i>Surirella</i> sp. Turp.										

Продолжение таблицы 40

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Эвгленовые.										
<i>Phacus mirabilis</i> Roschm.	*									
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	17	0,07								
<i>T. volvocinopsis</i> Swit.	83	0,37	42	0,19	76	0,33	73	0,32	*	
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	8	0,02	7	0,02	7	0,02				
Желтозеленые										
<i>Orhioscytium parvulum</i> A. Br.	8		7							0,05

Продолжение таблицы 40

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые								
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	*				*		*	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	792	0,09	1343	0,16	294	0,03	39	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	449		334		2445	0,01	528	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	560096	36,66	438890	28,73	22438	1,47	605	0,04
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	2653	0,01	3919	0,01	16727	0,04	2387	0,01
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	429	0,03	956	0,07	220	0,02	*	
<i>Spirulina major</i> Kütz.					*			
Зеленые								
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.			*					
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	7		10		17		*	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	10				26			

Продолжение таблицы 40

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напрогив Теллого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.						4		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	46	0,02	52	0,02	30	30	33	0,01
<i>C. jenneri</i> Ralfs	3	0,02	*		*		*	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	132	0,07	125	0,07	69	69	*	
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	79	0,02			*		*	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.	3	0,01						
<i>C. undulatum</i> Corda	13	0,11	*		19	19	*	
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	*							
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	83	0,01	78	0,01	86	86	*	
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	165	0,08	73	0,04	104	104	116	0,06
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	158	0,16			276	276		
<i>P. duplex</i> Meyen	475	0,48	84	0,08	138	138		
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*							
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	*							

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива			Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	
<i>S. denticulatus</i> Lagerth.	13								
<i>S. eicornis</i> (Ehrenb.) Chod.	7								
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	99	0,03	21	0,01	104	0,03	*		
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	36	0,01	31	0,01	35	0,01	17	0,01	
<i>Sphaerocystis polycooca</i> Korschik.	79	0,01	105	0,02			*		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	7	0,27	5	0,22	4	0,18			
<i>Tetraedren incus</i> (Teil.) G.M. Smith	13				9		6		
Динофитовые									
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	7	0,70	10	1,11	*				
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.									
Криптофитовые									
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	30	0,01			17	0,01			
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	3	0,01	21	0,07					
Диатомовые									
<i>Cymbella</i> sp. Ag.	*		5	0,05					

Окончание таблицы 40

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива			Плотины	
	1	2	1	2	1	2	1	2	
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	3	0,01	*						
<i>Melosira</i> sp. Ag.	23	0,02	*		9	0,01			
<i>Navicula</i> sp. Bory.	10	0,01	5	0,01					
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	69	0,53	84	0,64	48	0,37	*		
<i>Surirella</i> sp. Turp.	3	0,01	5	0,01			*		
<i>Synedra</i> sp. Ehr.	*								
Эвгленовые									
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swit.	20	0,09	16	0,07	4	0,02	6	0,02	
Золотистые									
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*				9	0,02			
Желтозеленые									
<i>Opheocyttium parvulum</i> A. Br.	17				13		*		

Таблица 41. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктонных водорослей Белоярского водохранилища на 19.08.1988 г.

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Центр водоема напротив Шу- чьего залива		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	100	0,01	70	0,01			*			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	3077	0,36	7393	0,87	659	0,08	74	0,01	99	0,01
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	1119		1538		200		296		446	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	191908	12,56	308192	20,17	53480	3,50	310208	20,30	188183	12,32
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	5554	0,01	11588	0,03	2564	0,01	5735	0,01	4208	0,01
<i>Phormidium mucicola</i> Hub. - Pestalozzi et Naum.	549	0,04	2148	0,16	33		3448	0,25	1526	0,11
Зеленые										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	150	0,02	*							
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	10		50	0,01			7			
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	30	0,01	10		3		11		21	
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	*									

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Центр водоема напротив Щу- чьего залива		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.			*				19	0,02		
<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.) Breb.	50	0,02	60	0,02	57	0,02	85	0,03	116	0,04
<i>C. gracile</i> Breb.	10	0,04	*		*		7	0,05	*	
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		*				59	0,03	*	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	*		80	0,04	53	0,03	30	0,01	*	
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.										
<i>Cosmarium subarctoum</i> (Lagerh) Racib.					3	0,01				
<i>C. undulatum</i> Corda	15	0,12	25	0,21	7	0,06	7	0,06	12	0,10
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.									*	
<i>Franceia ovalis</i> (France) Lemm.	20									
<i>Gonium pectorale</i> Müll.									*	
<i>Kentrosphaera bristolae</i> G. M. Smith										*
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	40	0,01	40	0,01	3		63	0,01	54	0,01
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen	80	0,01								

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Центр водоема напротив Щу- чьего залива		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Oocystis submarina</i> Lagerth.	30	0,02	150	0,07	47	0,02	74	0,04	70	0,03
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	*		160	0,16	*				*	
<i>P. duplex</i> Meyen	160	0,08	320	0,32	480	0,48	59	0,06	*	
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs										
<i>P. tetras</i> var. <i>tetras</i> (Corda) Rabenh.	40	0,01	*							
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.	100	0,03	*							
<i>S. arcuatus</i> var. <i>arcuatus</i> Lemm.							15	0,01		
<i>S. denticulatus</i> Lagerth.	20	0,01								
<i>S. eornis</i> (Ehrenb.) Chod.	360	0,11	360	0,11	20	0,01	30	0,01	50	0,02
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	40	0,01	10		3		22	0,01	17	0,01
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	*		*				4	0,15	4	0,17
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs										
<i>Tetraedren incus</i> (Teil.) G.M. Smith	19		30		*				12	

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Центр водоема напротив Шу- чьего залива		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	100	10,60	190	20,13	37	3,89	4	0,39	28	3,06
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.	40	0,50	10	0,13	*		118	0,05	144	0,06
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	290	0,11	250	0,10			19	0,06	25	0,08
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	150	0,51	80	0,27	13	0,05				
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.	40	0,04					*		4	0,04
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehrh.					3	0,05			*	
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.					3	0,03			4	0,02
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.									*	
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.									*	
<i>Melosira</i> sp. Ag.	40	0,04	100	0,09	157	0,15			4	
<i>Navicula</i> sp. Bory.	120		20	0,02	3		*		12	0,02
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehrh.			90		13		52		99	
<i>Surirella</i> sp. Turp.		0,92		0,69	*	0,10	7	0,40	*	0,76
<i>Synedra</i> sp. Ehrh.							*	0,02		

Продолжение таблицы 41

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Центр водоема напротив Пу- чьего залива		Генеральская дача		Остров Даманский	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Эвгленовые										
<i>Euglena acus</i> Ehr.	10	0,03				*				
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	40	0,18	70	0,31	43	0,19	15	0,07	25	0,11
<i>T. volvocinopsis</i> Swit.										
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	20	0,05	20	0,05	*		*		*	
Желтозеленые										
<i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.										*
<i>Ophiocytium parvulum</i> A. Br.	10							6,60		

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплога залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые								
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Vreb.	*		37				26	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	*		336	0,04	175	0,02	17	
<i>Dermocarpa Swirenkoi</i> Schirsch.			*				*	
<i>Merismopedta tenuissima</i> Lemm.	796		195		2363	0,01	2380	0,01
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	29885	1,96	105250	6,89	31317	2,05	25025	1,64
<i>M. pulvereae</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	8554	0,02	5031	0,01	9332	0,02	12613	0,03
<i>Phormidium mucicola</i> Hub. - Pestalozzi et Naum.	158	0,01	916	0,07	165	0,01	186	0,01
<i>Spirulina major</i> Kütz.			*				*	
Зеленые								
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Berr.	4		6		13		17	
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	14		12		3		11	
<i>Chlamydomonas conversa</i> Korschik.			6	0,01	10	0,01		

Продолжение таблицы 41

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Телого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	67	0,02	85	0,03	36	0,01	14
<i>C. jenneri</i> Ralfs	4	0,02	147	0,08	3	0,02	69	0,04
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	*				79	0,04	*	
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	*							
<i>Cosmarium subarctoum</i> (Lagerh) Racib.	*				*			
<i>C. undulatum</i> Corda	12	0,10	6	0,05	3	0,03	6	0,05
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	*				*			
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	*				*			
<i>Kentrosphaera bristolae</i> G.M. Smith					*		*	
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	35	0,01	43	0,01	26		34	0,01
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	95	0,05	244	0,12	30	0,01	146	0,07
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory.			*					
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.	197	0,20	*		211	0,22	*	

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>P. duplex</i> Meyen	225	0,23			238	0,24	183	0,18
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs	*		*				*	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.							*	
<i>S. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i> Reinh.					*		*	
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.							23	0,01
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	120	0,04	73	0,02	112	0,03	194	0,06
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	14		49	0,02	20	0,01	20	0,01
<i>Sphaerocystis polycoeca</i> Korschik.					20			
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	7	0,29	*		*		3	0,12
<i>Tetraedren incus</i> (Teil.) G.M. Smith	7		12		20		31	0,01
Динофитовые								
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.	7	0,75	6	0,65	7	0,70	34	3,64
Криптофитовые								
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	120	0,05	159	0,06	132	0,05	586	0,23
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	53	0,18	24	0,08	23	0,08	69	0,23

Окончание таблицы 41

Видовой состав	Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Диатомовые								
<i>Amphora</i> sp. Ehr.			12	0,11			9	0,01
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.							6	0,06
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.							9	0,04
<i>Gyrosigma</i> sp. Hass.	*		12	0,05	3	0,01	*	
<i>Melosira</i> sp. Ag.	67	0,06	*		7	0,01		
<i>Navicula</i> sp. Bory.	4		12	0,01	17	0,02	49	0,06
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	116		104		122		166	
<i>Surirella</i> sp. Turp.		0,90	6	0,80	*	0,94	*	0,51
<i>Synedra</i> sp. Ehr.				0,02				
Эвгленовые								
<i>Euglena acus</i> Ehr.	*							
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swit.	32	0,14	24	0,11	20	0,09	29	0,13
Золотистые								
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	*		*					
Желтозеленые								
<i>Orphocystium parvulum</i> A. Br.			6		7		*	

Таблица 42. Видовой состав, численность (1 – тыс. кл/л) и биомасса (2 – г/м³) фитопланктонных водорослей Белоярского водохранилища на 29.08.88 г.

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучьего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	1709	0,20	*		97	0,01	*			31
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	12075	1,42	5616	0,66	2603	0,31	1203	0,14		123
<i>Dermocarpa Swirenkoi</i> Schirsch.			*							
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod.	824	0,05	*		359	0,02				
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	8827	0,02	862		299		770			*
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	101150	6,62	209509	13,71	122926	8,05	28311	1,85		345853
<i>M. pulverea</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	19627	0,04	6360	0,01	17054	0,04	12210	0,03		8778
<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz.			*							
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	1437	0,11	3908	0,29	3942	0,29	330	0,02		924
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.							*			0,07

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучьего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Spirulina major</i> Kütz.	699		76							
Зеленые										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	311	0,05	*				55	0,01		
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	140	0,02	16		7		21		31	
<i>A. bibraianus</i> (Reinsch.) Korschik.			*		14					
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	187	0,03	43	0,01			55	0,01		
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	78	0,19	11	0,03						
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.	93									
<i>Ch. noctigama</i> Korschik.	16									
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	93	0,03	76	0,03	52	0,02	124	0,04	54	0,02
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		*		*		*		8	0,05
<i>C. gracile</i> var. <i>gracile</i> Breb.			*				*			
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	218	0,14	*		*		*		62	0,03
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.	*		*							
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.	101	0,26	5	0,01						

Продолжение таблицы 42

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водосема-напротив Щучьего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>C. umbilicatum</i> Lutkem.	*						*			
<i>C. undulatum</i> Corda	*		11	0,09	*		7	0,06	*	
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.			22							
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	70	0,12	*							
<i>Kentrosphaera bristolae</i> G.M. Smith	*									
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	31		22		30		21		39	0,01
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen	62		*							
<i>Oocystis submarina</i> Lagerth.	256	0,13	38	0,02	105	0,05	28	0,01	193	0,09
<i>Pandorina morum</i> (Müll.) Bory. Menegh.	*		*				110	0,11		
<i>P. duplex</i> Meyen	497	0,50	*		*		220	0,22	370	0,37
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs			*							
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerth.) Chod.	*		*							
<i>S. acuminatus</i> var. <i>besiriacus</i> Reinh.	*		*				*			

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучьего залива		Генеральская дача		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
<i>S. arcuatus</i> var. <i>arcuatus</i> Lemm.	31	0,01									
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.	62	0,02	22	0,01							
<i>S. eornis</i> (Ehrenb.) Chod.	78										
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.	249	0,08	22	0,01	30	0,01	41	0,01	31	0,01	
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	*		11		15	0,01	14		8		
<i>Sphaerocystis polycocca</i> Korschik.	187	0,03	43	0,01	*		69	0,01	*		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	*		*		7	0,31	3	0,14	*		
<i>Tetraedron caudatum</i> var. <i>incisum</i> Lagerh.	8										
<i>T. incus</i> (Teil.) G. M. Smith			11		15		*		*		
Динофитовые											
<i>Ceratium hirsutinella</i> (O.F.M.) Bergh.	140	14,84	76	8,01	22	2,38	7	0,73			
<i>Gyrodinium</i> sp. Kof. et Sw.	31		5		*		*				
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.	23	4,52		0,45	*		*				
<i>Peridinium</i> sp. Ehr.					*						

Продолжение таблицы 42

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучьего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	3559	1,37	1418	0,54	591	0,23	653	0,25	1340	0,51
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	1057	3,61	286	0,98	314	1,07	117	0,40	108	0,37
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.	171	0,15	54	0,05	22	0,02	14	0,01		
Диадомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.							*	*		
<i>Cymbella</i> sp. Ag.			*		7	0,07	*	*	*	
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.					*					
<i>Melosira</i> sp. Ag.	54	0,07	43	0,06	7	0,01	28	0,04	*	*
<i>Navicula</i> sp. Bory.	*				67	0,08	*	*	*	*
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.							*	*		
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	319	2,45	49	0,37	45	0,35	21	0,16	46	0,36
<i>Surirella</i> sp. Turp.					14	0,04			15	0,04
<i>Synedra</i> sp. Ehr.										
Эвгленовые										
<i>Monomorphina pyrum</i> var. <i>costata</i> (Conrad) Popova	*									
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.	23	0,06			7	0,02	14	0,03		

Продолжение таблицы 42

Видовой состав	Верховье		ЛЭП		Щучий залив		Центр водоема напротив Щучьего залива		Генеральская дача	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>T. volvocinopsis</i> Swit.	124	0,55	54	0,24	135	0,60	41	0,18	39	0,17
Золотистые <i>Chrysomoea tenera</i> Matv.	*		*				227	0,01		
<i>Mallomonas charkowiensis</i> Swit.	8		*							
<i>M. sp. Perty</i>	54	0,13	5	0,01			14	0,03	9	
Желтозеленые <i>Pseudostaurastrum hastatum</i> (Rein.) Chod.			*				*			

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теллого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Синезеленые										
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.			14		*					
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	389	0,05	374	0,04	708	0,08	*	*	*	
<i>Dermocarpa Swirenkoi</i> Schirsch.							*		6	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.			*		74			3819	0,01	2882
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Näg.									*	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. emend. Elenk.	800310	52,38	22580	1,48	200188	13,10	118923	7,78	9999	0,65
<i>M. pulvere</i> (Wood) Forti emend. Elenk.	28213	0,06	22767	0,05	6875	0,02	6732	0,01	6303	0,01
<i>Phormidium mucicola</i> Hub.-Pestalozzi et Naum.	7752	0,57	818	0,06	924	0,07	1870	0,14	990	
<i>Ph. tenue</i> (Menegh.) Gom.					*		62			

Продолжение таблицы 42

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотины	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
	<i>Spirulina major</i> Kütz. Зеленые									
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Breb.	*		5		19		57		66	0,01
<i>A. bibratianus</i> (Reinsch.) Korschik.			5							
<i>A. minutissimus</i> Korschik.	19						75		121	0,02
<i>Chlamidomonas conversa</i> Korschik.	*		*							
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lyngb.) Breb.	65	0,02	89	0,03	25	0,01	35	0,01	11	
<i>C. jenneri</i> Ralfs	*		9	0,06	6	0,04	9	0,06	6	0,04
<i>C. gracile</i> var. <i>gracile</i> Breb.							*			
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.			112	0,06	148	0,01	185	0,01	176	0,01
<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.									*	
<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.	*				*					
<i>C. undulatum</i> Corda			5	0,04	6	0,05	13	0,11	8	0,07
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.					*					

Продолжение таблицы 42

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотины		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
<i>Golenkinia radiata</i> Chod. emend. Korschik									*		
<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.	37	0,01	19	43	0,01	18	11	0,02			
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	37	0,02	108	68	0,03	154	209	0,10			
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.			75	148	0,15	70	440	0,45			
<i>P. duplex</i> Meyen	*			789	0,79	141	528	0,53			
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs						35					
<i>Scenedesmus arcuatus</i> var. <i>arcuatus</i> Lemm.	*										
<i>S. denticulatus</i> Lagerh.						18					
<i>S. ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.											
<i>S. quadricauda</i> (Turp.) Breb.			37	12		158	165	0,05			
<i>Schroederia robusta</i> Korschik.	9		*	31	0,01	26	22	0,01			
<i>Sphaerocystis polyococca</i> Korschik.				88		88					
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs	9	0,38	5	*		7	3	0,11			

Видовой состав	Остров Даманский		Река. Черемшанка		Теплый залив		Центр водоема напротив Теплового залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Tetraedron incus</i> (Teil.) G.M. Smith	9	.	23		*		40	0,01	44	0,01
Динофитовые										
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Bergh.			*		*		*			
<i>Gymnodinium mirabile</i> Penard.										
Криптофитовые										
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	278	0,11	210	0,08	943	0,36	814	0,31	820	0,32
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	37	0,13	5	0,02	99	0,34	48	0,17	138	0,47
<i>Cryptomonas reflexa</i> I. Kiss.							*			
Диатомовые										
<i>Amphora</i> sp. Ehr.	*				*		*			
<i>Cyclotella</i> sp. Kütz.							18	0,02	61	0,05
<i>Cymbella</i> sp. Ag.							*		*	
<i>Fragilaria</i> sp. Lyngb.										
<i>Gomphonema</i> sp. Ag.	*		*		*				*	
<i>Melosira</i> sp. Ag.			*		*		79	0,11	*	

Окончание таблицы 42

Видовой состав	Остров Даманский		Река Черемшанка		Теплый залив		Центр водосема напротив Теплого залива		Плотина	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Navicula</i> sp. Borg.			5	0,01	12	0,01	4	0,01		
<i>Nitzschia</i> sp. Hass.			*		6	0,17	*		*	
<i>Stephanodiscus</i> sp. Ehr.	37	0,29	*		62	0,47	119	0,92	154	1,19
<i>Surirella</i> sp. Turp.	*		*		*		*		11	0,03
<i>Synedra</i> sp. Ehr.					*					
Эвгленовые										
<i>Euglena</i> sp. Ehr.							*		*	
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.			5	0,01						
<i>T. volvocinopsis</i> Swir.	28	0,12	19	0,08	68	0,30	40	0,18	44	0,19
Золотистые										
<i>Mallomonas</i> sp. Perty	9	0,02			12	0,03	13	0,03	6	0,01
Желтозеленые										
<i>Opheocyttium parvulum</i> A. Br.			*				18		22	

Всего за период наблюдений в водоеме-охладителе зарегистрировано 56 видов фитопланктонных водорослей, относящихся к семи типам – синезеленые, зеленые, пирофитовые, диатомовые, эвгленовые, золотистые и желтозеленые. Наибольшим числом видов (32) представлены зеленые, при этом наиболее многочисленен класс хлорококковых водорослей (24).

Численность фитопланктона является его важной характеристикой. Она определяет величину сорбционной поверхности водорослей и, следовательно, их способность к накоплению. Анализ приведенных выше данных показал, что в разные интервалы времени общая численность фитопланктона в различных точках наблюдений Белоярского водохранилища варьировала от 3,8 до 837 млн кл/л при среднем значении 192 млн кл/л.

Общая биомасса фитопланктона по показателям измерений индивидуальных проб варьировала от 0,14 до 54 г/м³ при среднем значении 19,6 г/м³.

Среди различных типов фитопланктона в водоеме в разное время по численности преобладали синезеленые водоросли – от 55 до 100 % от общей численности фитопланктона. На рис. 35 представлена относительная доля разных типов водорослей в общей численности фитопланктонных организмов. В ряде районов заметное распространение получали также зеленые водоросли, которые по численности, как правило, не превышали 30 %.

На рис. 36 показана динамика численности синезеленых водорослей в различных точках Белоярского водохранилища. В пределах всего водоема показатель численности синезеленых был достаточно переменчивым в зависимости от времени отбора проб и района водоема-охладителя. Самая высокая численность синезеленых водорослей (837 млн кл/л) была зарегистрирована 20.07.88 г. в районе о-ва Даманский недалеко от Биофизической станции.

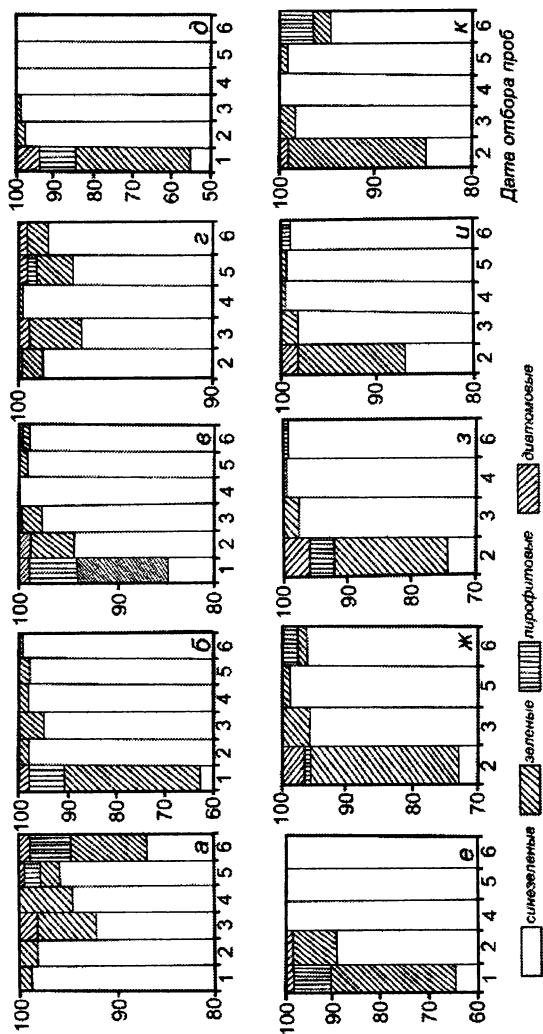


Рис. 35. Численность доминирующих типов фитопланктона (% от общей численности) в различных районах Белоярского водохранилища

Дата отбора: 1 – 30.06.88; 2 – 20.07.88; 3 – 29.07.88; 4 – 9.08.88; 5 – 19.08.88; 6 – 29.08.88.

Места отбора: а – плотина; б – центр водоема напротив Теплового залива; в – Теплый залив; г – р. Черемшанка; д – о. Даманский; е – Генеральская дача; ж – центр водоема напротив Щучьего залива; з – о. Даманский; и – ЛЭП; к – верховье

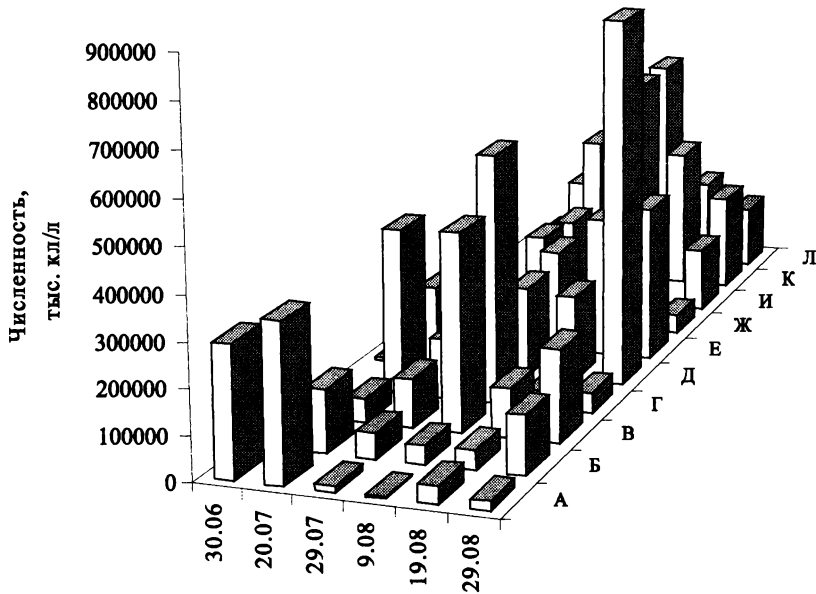


Рис. 36. Динамика численности синезеленых водорослей. Места отбора проб (рис. 36–39 и 41–50): А – плотина; Б – центр водоема напротив Теплового залива; В – Теплый залив; Г – район р. Черемшанки; Д – район Биофизической станции; Е – район Генеральской дачи; Ж – центр водоема напротив Щучьего залива; И – Щучий залив; К – ЛЭП; Л – верховье

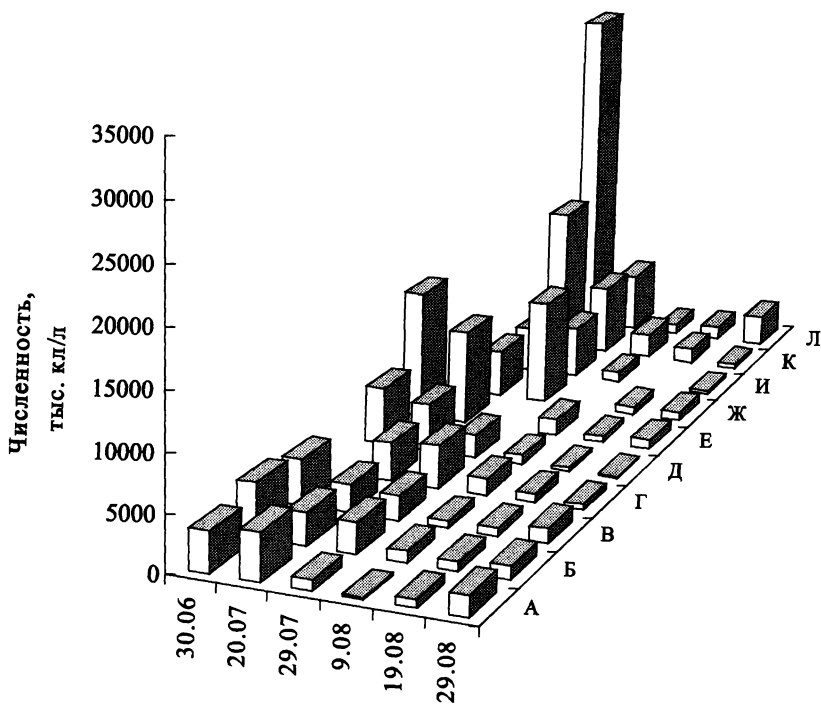


Рис. 37. Динамика численности зеленых водорослей

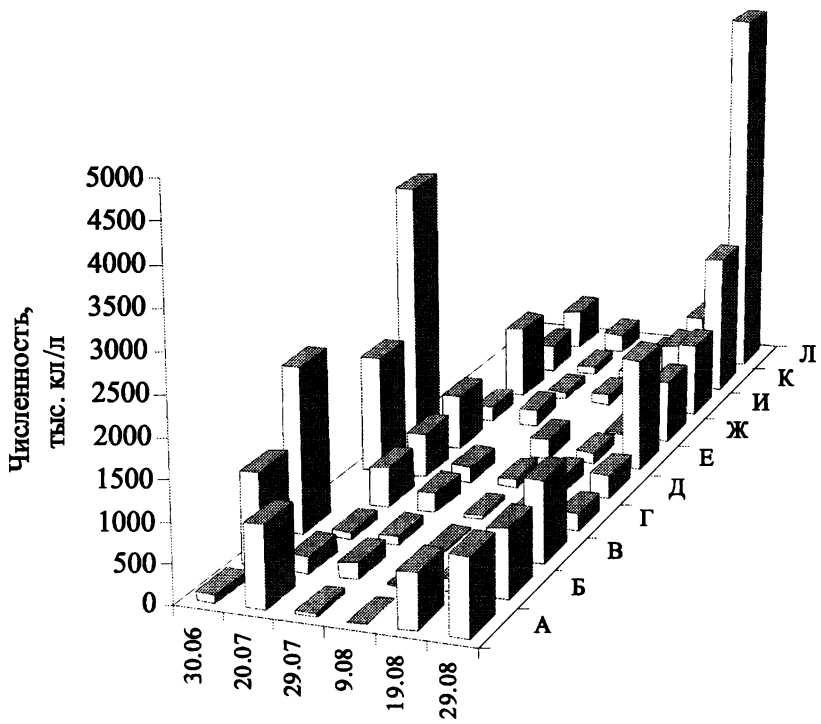


Рис. 38. Динамика численности пиропитовых водорослей

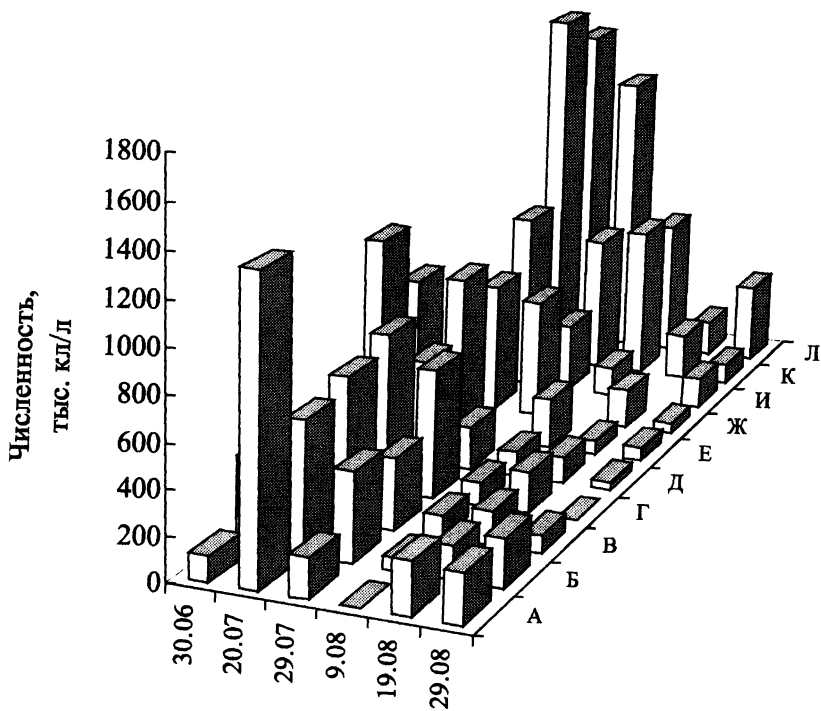


Рис. 39. Динамика численности диатомовых водорослей

На рис. 37 представлены аналогичные данные о численности зеленых водорослей. Видно, что этот показатель варьирует от 0,2 до 30 млн кл/л. Наиболее высокая численность этих организмов наблюдалась в июне и июле, когда они в заметных количествах обнаруживались по всему водоему. В первой декаде августа она явно снизилась и в дальнейшем не превышала 3 млн кл/л.

Численность пиррофитовых водорослей изменялась в широких пределах – от единичных экземпляров до 3,5 млн кл/л в зависимости от времени и места отбора проб. В общей численности фитопланктона пиррофитовые не превышали 5–8 %, но, как правило, их было значительно меньше. Из рис. 38 видно, что численность этой группы организмов была наиболее высокой в июне и первых двух декадах июля. В конце июля она заметно снизилась и снова возросла в последней декаде августа.

Диатомовые водоросли оказались более малочисленными по сравнению с выше рассмотренными типами фитопланктона (от единичных экземпляров до 1,8 млн кл/л) и составляли, как правило, меньше 1 % от общей численности водорослей (за исключением одного случая, когда в районе о-ва Даманский недалеко от Биофизической станции в последних числах июня они составили 6 %). В июне и июле количественно их было заметно больше, чем в августе, что хорошо демонстрирует рис. 39.

Биомасса фитопланктона определяет количество первичной продукции, создаваемой этой группой организмов в водоеме. По этому показателю в исследованный период времени в Белоярском водохранилище также преобладали синезеленые водоросли, которые составляли от 40 до 80 % и более от общей биомассы фитопланктона. Однако в отдельные временные точки на некоторых территориях водоема лидирующими были зеленые, диатомовые или пиррофитовые водоросли (рис. 40).

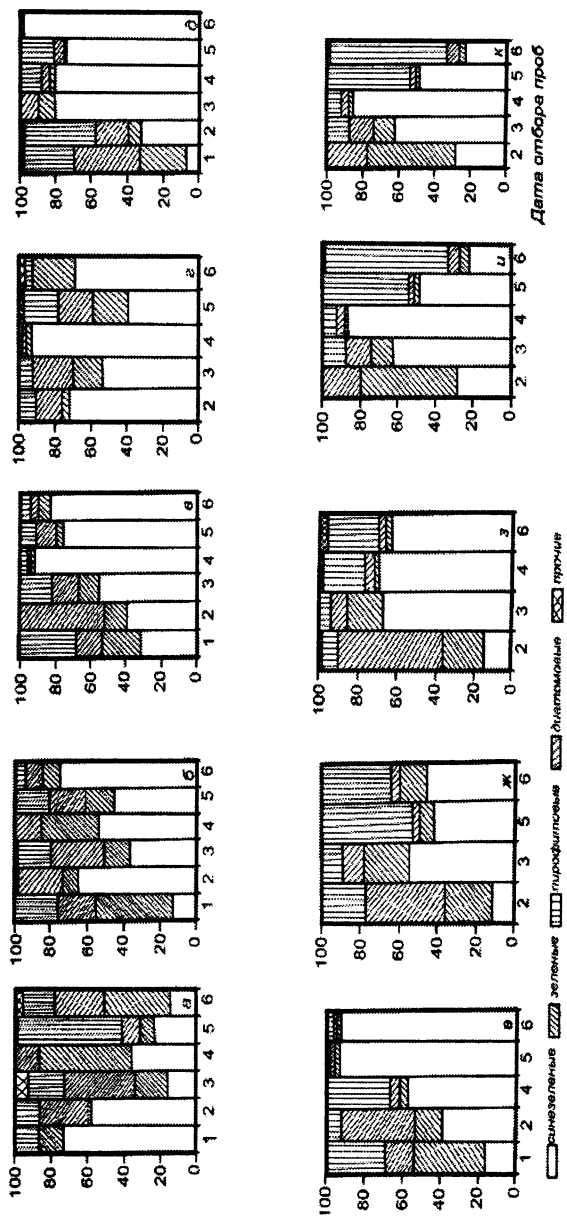


Рис. 40. Биомасса доминирующих типов фитопланктона (% от общей биомассы) в различных районах Белоярского водохранилища

Дата отбора: 1 – 30.06.88; 2 – 20.07.88; 3 – 29.07.88; 4 – 9.08.88; 5 – 19.08.88; 6 – 29.08.88.

Места отбора: а – плотина; б – центр водоема напротив Теплового залива; в – Теплый залив; г – р. Черемшанка; д – о. Даманский; е – Генеральская дача; ж – центр водоема напротив Щучьего залива; з – Щучий залив; и – ЛЭП; к – верховье

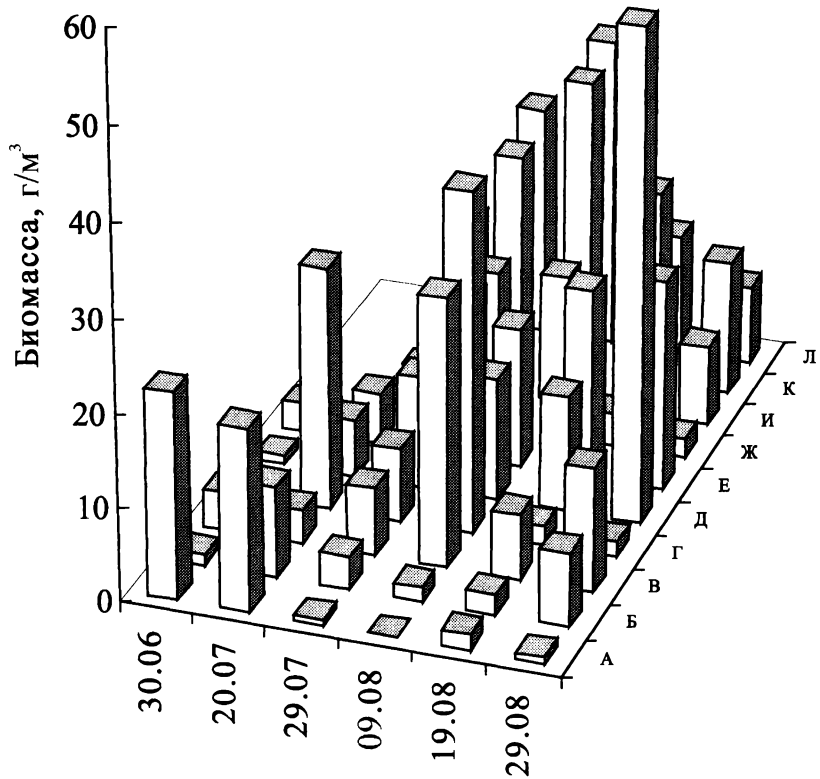


Рис. 41. Динамика биомассы синезеленых водорослей

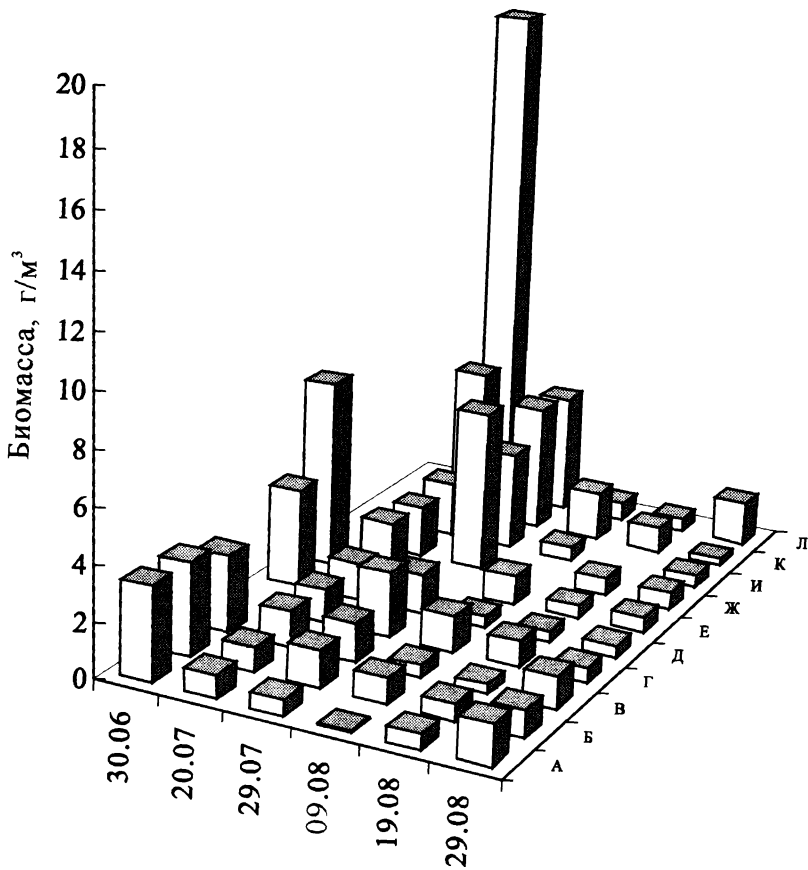


Рис. 42. Динамика биомассы зеленых водорослей

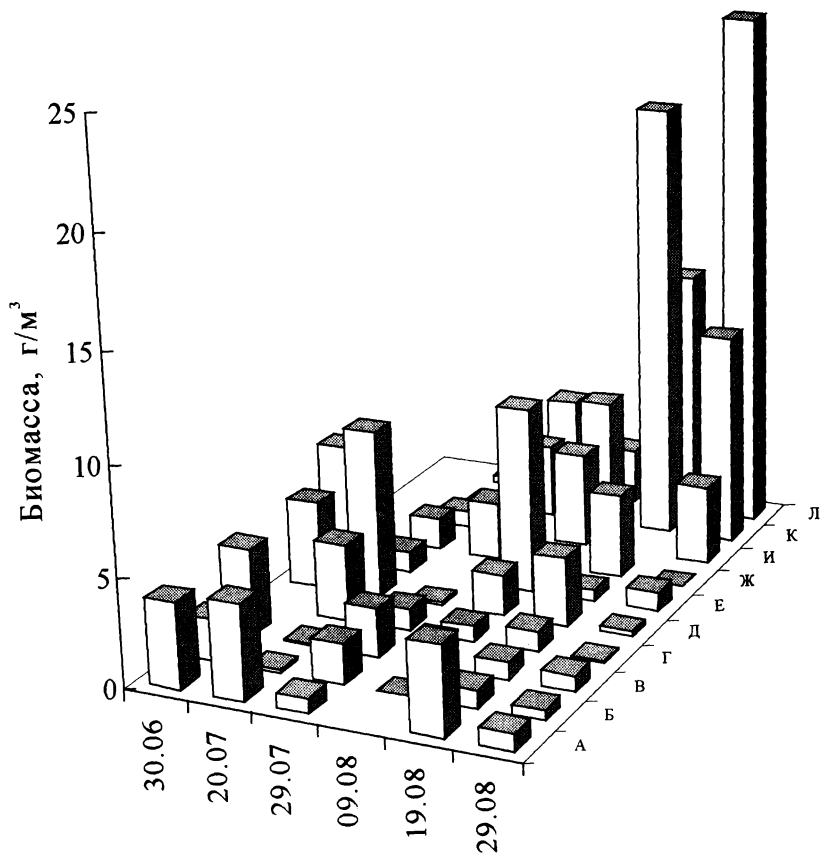


Рис. 43. Динамика биомассы пиропитовых водорослей

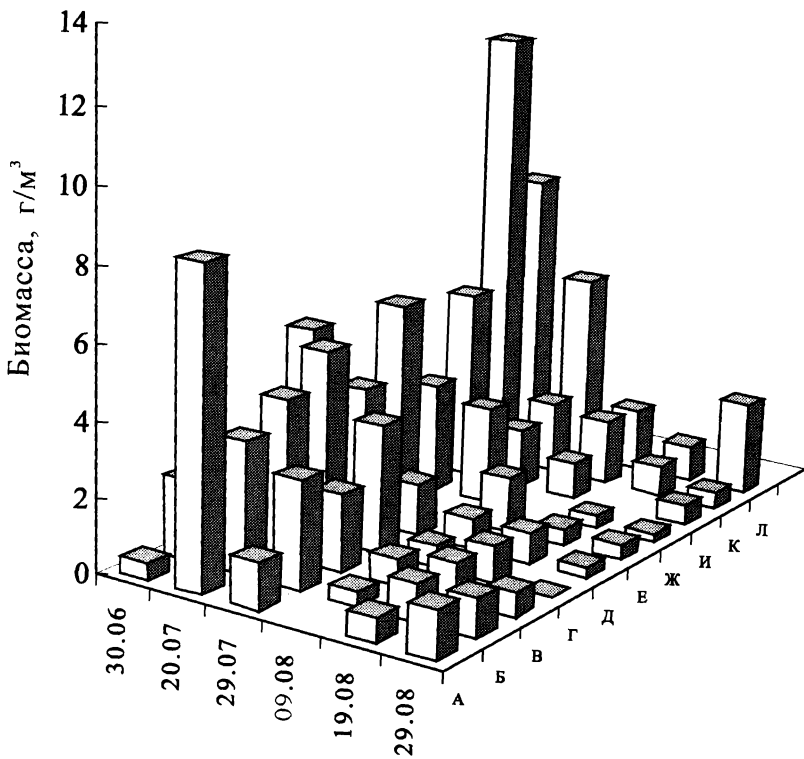


Рис. 44. Динамика биомассы диатомовых водорослей

На рис. 41–44 показана динамика биомассы водорослей в различных частях водоема в разное время наблюдений. Биомасса синезеленых варьировала от 0,05 до 53 г/м³ при среднем значении 12 г/м³. В июне и июле наибольшая биомасса (22 – 26 г/м³) отмечалась в районе плотины и устья р. Черемшанки, а также в верхней части водоема. В августе эти водоросли распространились по водоему выше Теплого залива. В некоторых местах их биомасса достигала 50 г/м³ (рис. 41).

Биомасса зеленых изменялась от минимальных значений до 19 г/м³ при среднем показателе 2 г/м³ (рис. 42). В соответствии с численностью биомасса водорослей в среднем по водоему в июне и июле была выше, чем в августе (соответственно 3,4 и 0,7 г/м³). В начале третьей декады июля в верховье водоема отмечался самый высокий показатель биомассы зеленых за счет резкого увеличения численности *Pediastrum duplex* (16,9 г/м³).

Биомасса пиррофитовых водорослей в различных частях Белоярского водохранилища в период наблюдений не превышала 25 г/м³ (рис. 43). Если по водоему в целом она была сравнительно невысокой (3 г/м³), то в районе верховья и примыкающей к нему акватории вплоть до Щучьего залива с конца июля до конца августа этот тип водорослей занимал доминирующее положение. Последнее связано с распространением здесь водоросли *Ceratium hirundinella*, биомасса которой в районе ЛЭП и верховья достигала соответственно 20,1 и 14,5 г/м³.

Средний показатель биомассы диатомовых водорослей по всему водоему за период наблюдений составлял примерно 2 г/м³. Отмечено явное повышение этого значения в период с июня по июль по сравнению с августом

(соответственно 4,1 и 0,8 г/м³), что обусловлено распространением в указанный период времени диатомовой водоросли *Stephanodiscus* sp., биомасса которой в районе ЛЭП достигала 11,9 г/м³ (рис. 44).

На рис. 45–50 показано изменение биомассы пяти преобладающих типов фитопланктона по акватории Белоярского водохранилища в зависимости от сроков наблюдений. Первый отбор был проведен 30.06.88 г. на ограниченной территории, включающей только нижнюю часть водохранилища (рис. 45). В это время наибольшую биомассу фитопланктон имел в районе плотины (до 30 г/м³); в нем преобладали синезеленые водоросли с наиболее массовыми формами *Aphanizomenon flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa*. На остальной части обследованной территории, включая Теплый залив, общая биомасса водорослей была значительно меньше (9–20 г/м³), при этом, кроме синезеленых, более или менее равномерно встречались другие типы с их ведущими формами: зеленые (*Pediastrum duplex*, *Coelastrum microporum*), криптофитовые (*Cryptomonas marssonii*), диатомовые (*Stephanodiscus* sp.).

В третьей декаде июля синезеленые продолжали лидировать в нижней части водоема (рис. 46). При этом также увеличилась биомасса диатомовых (за счет распространения *Stephanodiscus* sp.), которые в зоне подогрева вышли на первое место. В средней части водоема (Щучий залив, ЛЭП) также преобладали диатомовые, а в верховье – зеленые за счет распространения водоросли *Pediastrum duplex*, биомасса которой составляла 44 % от общей биомассы фитопланктона.

В последних числах июля синезеленые водоросли снова заняли лидирующее положение практически по всему

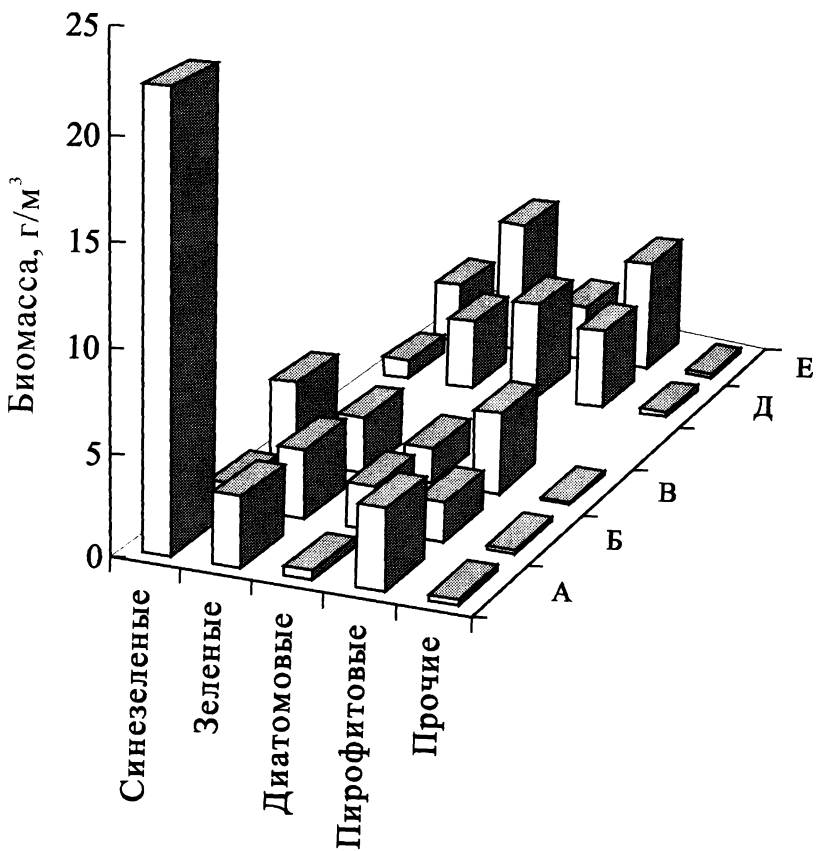


Рис. 45. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (30.06.88)

водоему, за исключением района плотины, где биомасса фитопланктона резко снизилась (рис. 47). Биомасса синезеленых в этот период возрастала от плотины к верховью водоема, что, очевидно, было обусловлено массовым развитием водоросли *Microcystis aeruginosa*, биомасса которой в ряде случаев достигала 70 % от общей биомассы фитопланктона. Следует заметить, что в это время наблюдалась самая высокая за летний сезон температура воды в Белоярском водохранилище (в Теплом заливе – 27 °С, в остальной акватории – 23-24 °С).

В начале августа картина практически не отличалась от предыдущей. Синезеленые водоросли продолжали лидировать по акватории водоема, начиная от Теплого залива до верховья, и лишь в нижней части водохранилища их биомасса продолжала снижаться (рис. 48). В качестве доминирующего вида оставалась водоросль *Microcystis aeruginosa*. Вклад остальных типов в биомассу фитопланктона оказался незначительным, за исключением пиррофитовых, биомасса которых в средней и верхней частях водоема составляла 2–8 г/м³.

Во второй декаде августа в нижней части водоема (район плотины) синезеленые водоросли сменились пиррофитовыми за счет развития водоросли *Ceratium hirundinella* (51 % от общей биомассы). Наряду с *Microcystis aeruginosa* эта водоросль распространилась в верхней акватории водоема (от 20 до 46 % от общей биомассы), что позволило пиррофитовым занять по биомассе второе место после синезеленых (рис. 49). В последних числах августа при лидирующем положении синезеленых в нижней и средней части водоема в верховье на первое место выходят пиррофитовые, биомасса которых достигает 65 % от общей биомассы фитопланктона (рис. 50).

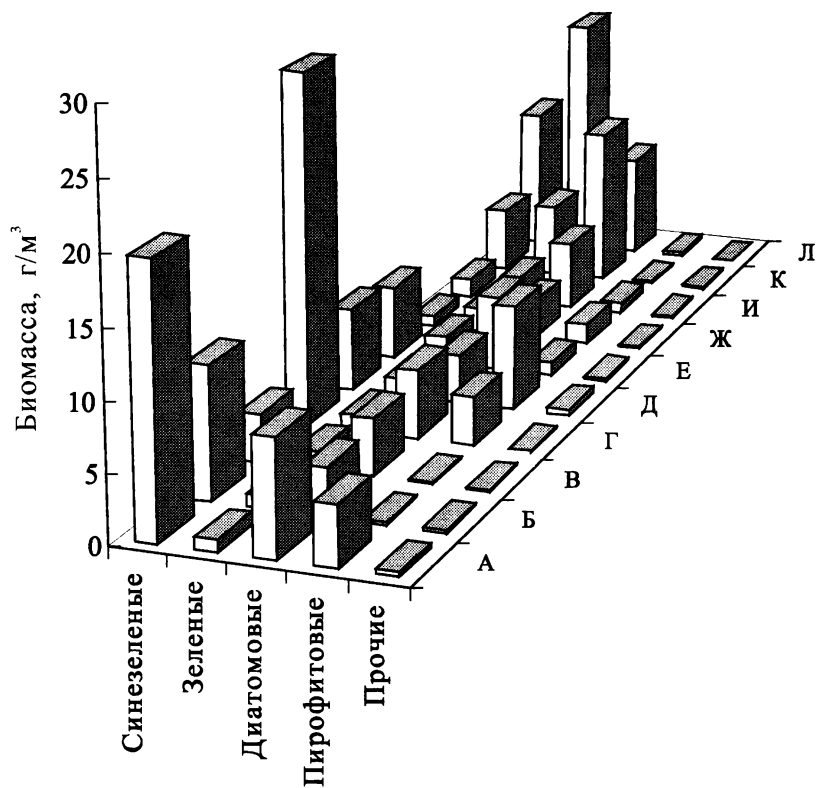


Рис. 46. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (20.07.88)

При явном преобладании *Microcystis aeruginosa* по всему водоему здесь получает большее распространение водоросль *Ceratium hirundinella*, биомасса которой достигает 39 % от общей биомассы фитопланктона.

Чтобы выяснить, существуют ли различия по численности и биомассе фитопланктона между зоной подогрева и остальными регионами водоема-охладителя, не испытывающими на себе влияния теплых вод, приведенный выше экспериментальный материал был подвергнут статистической обработке с помощью критерия *t*. В процессе сравнения указанных выше показателей для фитопланктона Теплого залива и остальных точек наблюдений (районы плотины, центральной части водоема напротив Теплого залива, Теплого залива, районов р. Черемшанки, о. Даманского и Генеральской дачи, центральной части водоема напротив Щучьего залива, Щучьего залива) не удалось выявить достоверных различий по численности и биомассе фитопланктона между Теплым заливом и точками, расположенными в нижней и средней частях водохранилища (уровень значимости $> 0,05$). В то же время в верхней части водоема (ЛЭП, верховье) отмечено достоверное увеличение биомассы, а в районе ЛЭП – еще и численности фитопланктона по сравнению с Теплым заливом (уровень значимости $< 0,05$). С нашей точки зрения, это увеличение обусловлено особенностями гидрохимического режима в верхней части водоема, заключающимися в сильном влиянии водного стока зарегулированной р. Пышмы. Концентрация главных ионов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , сульфатов и др.) в речной воде в 1,3–1,7 раз выше, чем в нижней части водохранилища. Содержание фосфора и азота в воде р. Пышмы в 20 раз и более превосходит их концентрацию в водоеме на уровне БАЭС.

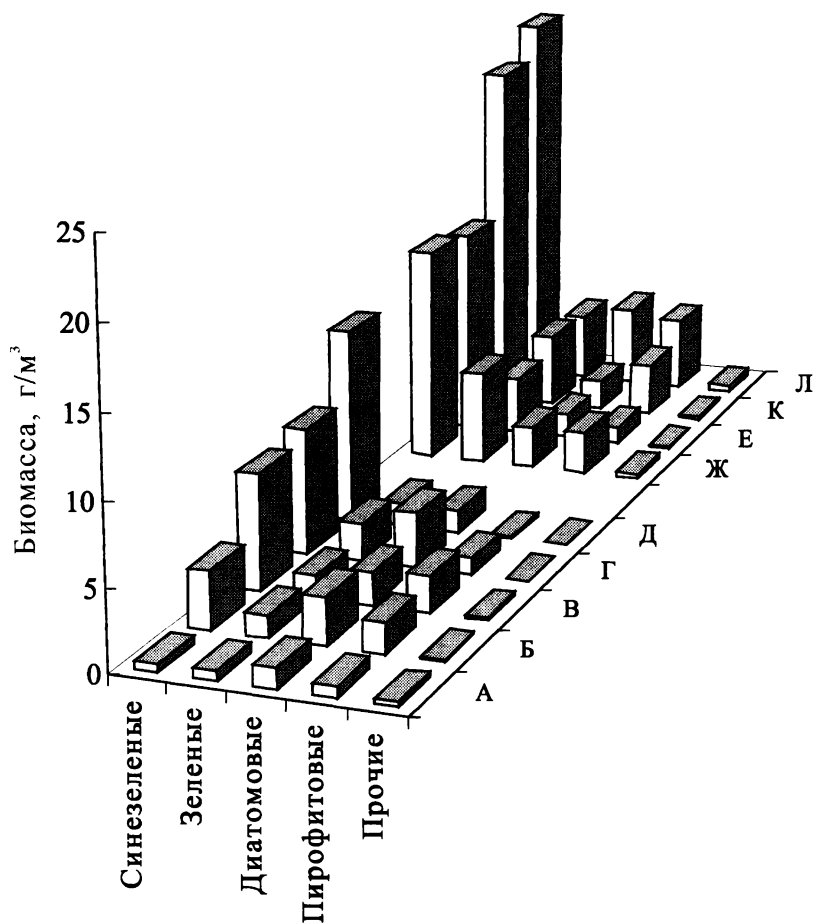


Рис. 47. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (29.07.88)

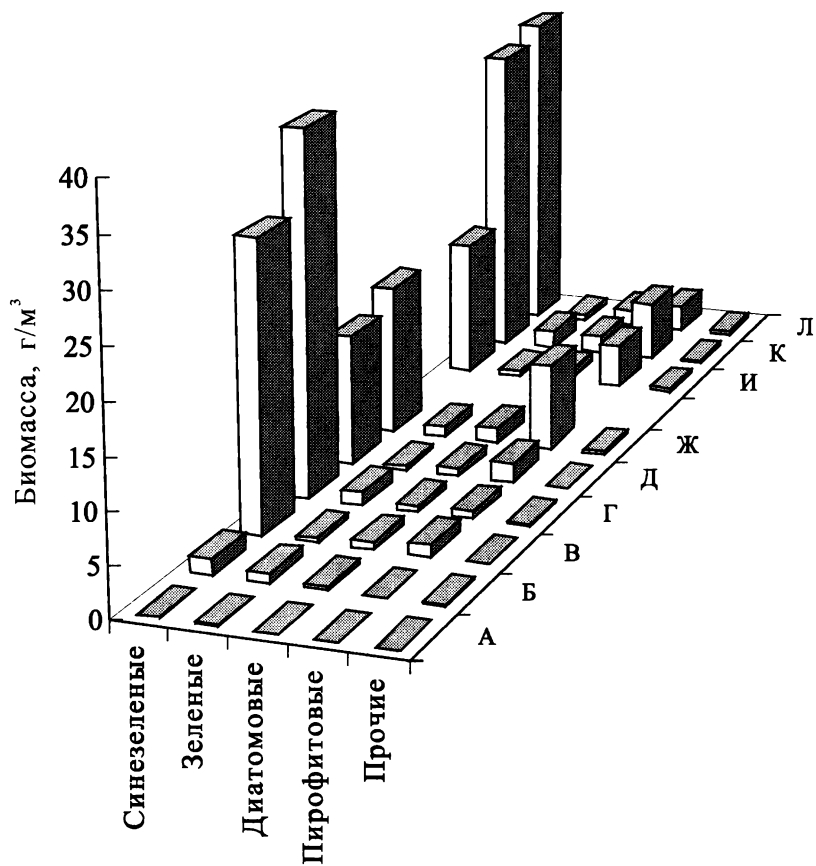


Рис. 48. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (09.08.88 г.)

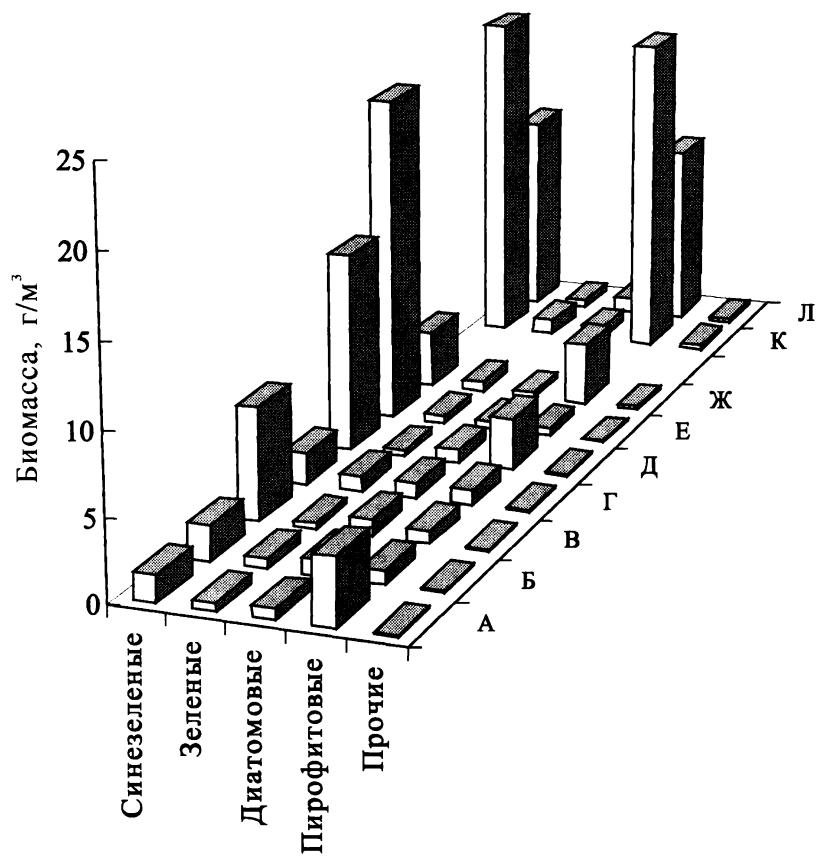


Рис. 49. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (19.08.88 г.)

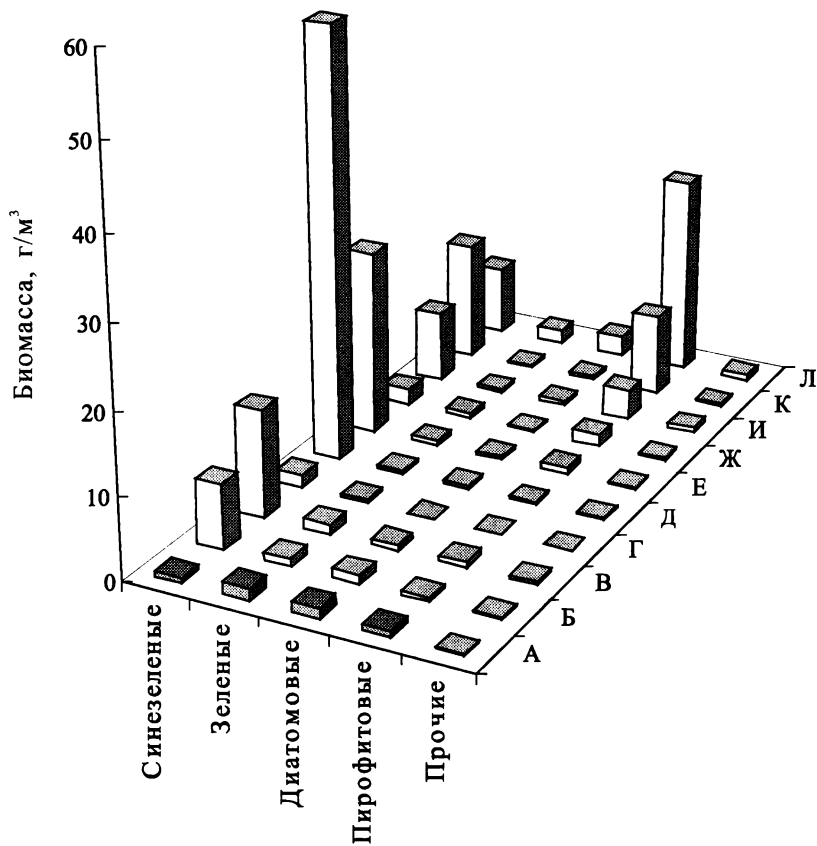


Рис. 50. Биомасса различных типов планктонных водорослей в разных акваториях Белоярского водохранилища (29.08.88 г.)

Река приносит в год 78 т фосфора и 503 т азота, что обеспечивает возможность образования высокой биомассы ряски и фитопланктона вплоть до «цветения» воды (Прогноз ..., 1989).

7.1.5. Динамика доминирующих видов фитопланктона в водохранилище. Установлено, что в период с 30.06 по 29.08.1988 г. в разные сроки наблюдений в водоеме доминировали преимущественно восемь видов водорослей, относящиеся к 4 типам: *Aphanizomenon flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa* (синезеленые), *Coelastrum microporum*, *Oocystis submarina* и *Pediastrum duplex* (зеленые), *Ceratium hirundinella* (динофитовые), *Cryptomonas marssonii* (криптофитовые), *Stephanodiscus* sp. (диатомовые) (табл. 43).

В последних числах июня в районе плотины первое место по биомассе (50 %) занимала водоросль *Microcystis aeruginosa*. На остальной части обследованной акватории водохранилища преобладала группа водорослей из *Pediastrum duplex* (15–20 %), *Cryptomonas marssonii* (19–26 %), *Stephanodiscus* sp. (20–33 %), *Aphanizomenon flos-aquae* (20 %) и *Coelastrum microporum* (24 %). К середине июля водоросль *M. aeruginosa*, продолжая лидировать в районе плотины, заняла ведущее положение в центральной акватории водоема напротив Теплого залива (50 %), в Теплом заливе (33 %), районе устья р. Черемшанки (57 %). Кроме того, в различных частях водоема (Теплый залив, Щучий залив и примыкающая к нему центральная акватория, район ЛЭП) в это время была распространена диатомовая водоросль *Stephanodiscus* sp. (42–51 %), в районе о. Даманский – динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella* (40 %), а в верховье – зеленая водоросль *Pediastrum duplex* (44 %).

К концу июля водоросль *M. aeruginosa* занимала лидирующее положение по всему водоему, исключая нижнюю его часть, где ее сменила диатомовая водоросль *Stephanodiscus* sp., составившая около 30 % общей биомассы фитопланктона. В начале августа картина по водоему в целом практически не изменилась, лишь в приплотинной части водохранилища, на фоне общей низкой биомассы фитопланктона, *Stephanodiscus* sp. уступила ведущее место зеленой водоросли *Oocystis submarina*, составившей 18 % общей биомассы фитопланктона. К концу третьей декады августа ситуация с преобладанием *M. aeruginosa* по водоему в целом сохранилась, и лишь на приплотинном участке ее сменила диатомовая водоросль *Stephanodiscus* sp. (27 %), а от Щучьего залива до верховья – динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella* (39 %), которые стали лидирующими в указанных акваториях водоема.

Таким образом, ведущий комплекс фитопланктона с учетом биомассы водорослей в 1988 г. на каждом из участков водоема-охладителя насчитывал от 1 до 3 видов водорослей, во всем водоеме он включал 8 перечисленных выше видов, а в Теплом заливе из них преобладали лишь 4: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Cryptomonas marssonii*, *Stephanodiscus* sp. Зона подогрева отличалась от остальных регионов водоема-охладителя по составу доминирующего комплекса и количественному соотношению видов-доминантов. В целом по водоему в 1988 г. преобладала фитопланктонная водоросль *M. aeruginosa*.

Таблица 43. Динамика доминирующих видов фитопланктона
(в скобках – биомасса вида, % от общей биомассы фитопланктона)

Место отбора проб	Дата отбора проб					
	30.06.88 г.	20.07.88 г.	29.07.88 г.	09.08.88 г.	19.08.88 г.	29.08.88 г.
Плотина	<i>M. aeruginosa</i> (50) <i>A. flos-aquae</i> (17)	<i>M. aeruginosa</i> (47) <i>Stephanosdis-cus</i> (24)	<i>Stephanosdis-cus</i> (36) <i>C. hirundinella</i> (19)	<i>O. submarina</i> (18)	<i>M. aeruginosa</i> (23) <i>C. hirundinella</i> (51)	<i>Stephanosdis-cus</i> (27)
Центр водоема напротив Теплового залива	<i>P. duplex</i> (20) <i>C. marssonii</i> (19) <i>Stephanosdis-cus</i> (20)	<i>M. aeruginosa</i> (50) <i>Stephanosdis-cus</i> (23)	<i>M. aeruginosa</i> (26) <i>Stephanosdis-cus</i> (30) <i>C. hirundinella</i> (19)	<i>M. aeruginosa</i> (29)	<i>M. aeruginosa</i> (45) <i>Stephanosdis-cus</i> (20)	<i>M. aeruginosa</i> (74)
Теплый залив	<i>A. flos-aquae</i> (20) <i>C. marssonii</i> (21)	<i>M. aeruginosa</i> (33) <i>Stephanosdis-cus</i> (42)	<i>M. aeruginosa</i> (43)	<i>M. aeruginosa</i> (84)	<i>M. aeruginosa</i> (74)	<i>M. aeruginosa</i> (82)
Река Черемшанка	<i>P. duplex</i> (15) <i>C. marssonii</i> (22) <i>Stephanosdis-cus</i> (33)	<i>M. aeruginosa</i> (57)	<i>M. aeruginosa</i> (44) <i>Stephanosdis-cus</i> (23)	<i>M. aeruginosa</i> (85)	<i>M. aeruginosa</i> (39)	<i>M. aeruginosa</i> (64)

Продолжение таблицы 43

Место отбора проб	Дата отбора проб					
	30.06.88 г.	20.07.88 г.	29.07.88 г.	09.08.88 г.	19.08.88 г.	29.08.88 г.
Остров Даманский	<i>C. microporum</i> (24)	<i>M. aeruginosa</i> (17)	<i>M. aeruginosa</i> (72)	<i>M. aeruginosa</i> (65)	<i>M. aeruginosa</i> (73) <i>C. hirundinella</i> (18)	<i>M. aeruginosa</i> (97)
	<i>C. marssonii</i> (26)	<i>Stephanosdis-cus</i> (19) <i>C. hirundinella</i> (60)				
Генераль-ская дача		<i>M. aeruginosa</i> (33) <i>Stephanosdis-cus</i> (38)		<i>M. aeruginosa</i> (38) <i>C. hirundinella</i> (22)	<i>M. aeruginosa</i> (92)	<i>M. aeruginosa</i> (92)
			<i>M. aeruginosa</i> (44)		<i>M. aeruginosa</i> (41) <i>C. hirundinella</i> (45)	<i>M. aeruginosa</i> (41)
Центр водоема напротив Щучьего залива		<i>P. duplex</i> (20) <i>Stephanosdis-cus</i> (36) <i>C. hirundinella</i> (18)				
		<i>Stephanosdis-cus</i> (49) <i>P. duplex</i> (17)	<i>M. aeruginosa</i> (51)	<i>M. aeruginosa</i> (49) <i>C. hirundinella</i> (16)		<i>M. aeruginosa</i> (58) <i>C. hirundinella</i> (17)

Окончание таблицы 43

Место отбора проб	Дата отбора проб					
	30.06.88 г.	20.07.88 г.	29.07.88 г.	09.08.88 г.	19.08.88 г.	29.08.88 г.
ЛЭП		<i>Stephanosdis-cus</i> (51) <i>M. aeruginosa</i> (19) <i>P. duplex</i> (17)	<i>M. aeruginosa</i> (63)	<i>M. aeruginosa</i> (59)	<i>C. hirundinella</i> (45) <i>M. aeruginosa</i> (46)	<i>M. aeruginosa</i> (53) <i>C. hirundinella</i> (31)
Верховье		<i>M. aeruginosa</i> (21) <i>P. duplex</i> (44) <i>Stephanosdis-cus</i> (17)	<i>M. aeruginosa</i> (55)	<i>M. aeruginosa</i> (68)	<i>M. aeruginosa</i> (48) <i>C. hirundinella</i> (40)	<i>C. hirundinella</i> (39)

7.1.6. Таксономический анализ альгофлоры водоема-охладителя. На основе результатов собственных многолетних исследований, литературных данных (Любимова и др., 1979), а также данных М.И. Ярушиной за 1996 г. (Ярушина и др., 2003), был проведен таксономический анализ альгофлоры Белоярского водохранилища. В настоящее время она представлена 199 видовыми и внутривидовыми таксонами из 8 отделов, 56 семейств и 86 родов (табл. 44). Это существенно превышает число приводимых ранее таксонов для данного водоема (Любимова и др., 1979; Гусева, Чеботина, 1988; Гусева и др., 2000).

*Таблица 44. Таксономическая структура фитопланктона Белоярского водохранилища
(над чертой – число видов,
под чертой – число внутривидовых таксонов)*

Отдел	Количество					Всего таксонов	Соотношение различных систематических групп, %
	порядков	семейств	родов	видов	разновидностей		
Cyanophyta	4	8	11	25	5	30	12,6 / 2,5
Chrysophyta	2	2	2	2	–	2	1,0 / –
Bacillariophyta	4	14	22	40	5	45	20,1 / 2,5
Xanthophyta	1	2	2	2	–	2	1,0 / –
Dinophyta	2	2	4	4	1	5	2,0 / 0,5
Cryptophyta	1	1	2	3	–	3	1,5 / –
Euglenophyta	2	6	8	14	3	17	7,0 / 1,5
Chlorophyta	7	22	35	85	10	95	42,7 / 5,0
Всего таксонов	23	57	86	175	24	199	87,9 / 12,0

Из табл. 45, в которой приведен список наиболее флористически насыщенных родов фитопланктона Белоярского водохранилища, видно, что основу альгофлоры (48 % от общего состава водорослей) составляют зеленые водоросли, представленные 85 видами из семи порядков. Максимальное число видовых и внутривидовых таксонов (73 %) отмечено в порядке Chlocooccales, значительно меньше – в порядке Desmidiales (18 %). Родовой спектр флоры зеленых водорослей представлен главным образом родами *Scenedesmus* (14 % таксонов), *Cosmarium* (10 %), *Monoraphidium* (5 %) и *Pediastrum* (5 %).

Отдел диатомовых водорослей по разнообразию видового состава (23 % общего количества таксонов) занимает второе место после зеленых. Таксономическая структура диатомовых формируется в основном за счет порядка Raphales – на его долю приходится 67 %.

Таблица 45. Спектр наиболее флористически насыщенных родов фитопланктона Белоярского водохранилища
(над чертой – ранг рода в общем списке,
под чертой – количество таксонов)

Род	Число таксонов
<i>Scenedesmus</i>	1 / 13
<i>Cosmarium</i>	2 / 9
<i>Trachelomonas</i>	3 / 8
<i>Microcystis</i>	4 / 7
<i>Closterium</i>	5 / 6
<i>Cymbella</i>	6–7 / 5
<i>Navicula</i>	6–7 / 5
<i>Monoraphidium</i>	6–7 / 5
<i>Pediastrum</i>	6–7 / 5
<i>Chlamidomonas</i>	8 / 4

Наибольшим разнообразием отличаются роды *Navicula* и *Symbella* (по 11 % таксонов отдела). Несмотря на видовое обилие и высокую частоту встречаемости диатомовых, к структурообразующим видам в летний период можно отнести только представителей родов *Aulacosira* и *Stephanodiscus*.

Таксономическое разнообразие синезеленых обусловлено богатством водорослей порядков Chroococcales (43 %) и Oscillatoriales (33 %). Хотя видовое обилие синезеленых ниже, чем зеленых и диатомовых, их роль в формировании численности и биомассы фитопланктона водоема-охладителя, особенно в летний период, велика. Представители этих порядков на отдельных участках водоема составляют от 70 до 100 % общей численности и биомассы фитопланктона. Среди синезеленых наибольшая встречаемость и максимальные показатели количественного развития зарегистрированы у *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*. В меньших количествах, но постоянно в летнем планктоне развивались *Gomphosphaeria lacustris*, *Oscillatoria agardtii*, *Lyngbia limnetica*, *Merismopedia tenuissima*. Среди синезеленых флористической насыщенностью выделялись роды *Microcystis* и *Oscillatoria* – занимавшие 25 и 13 %.

Эвгленовые водоросли, составляющие 9 % общего списка видов, по обилию таксонов занимают лишь четвертое место после зеленых, диатомовых и синезеленых. Господствуют виды из порядка Euglenales. Род *Trachelomonas* превалирует по числу таксонов (47 % состава эвгленовых). Вместе с водорослями рода *Phacus* (18 %) он составляет основу (65 %) флоры эвгленовых. Флористическая насыщенность золотистых и желтозеленых водорослей невелика и не превышает 0,5 % состава всей флоры. Встречаются

эти виды спорадически и в единичных экземплярах. Золотистые водоросли в основном приурочены к весеннему и осеннему сезонам вегетации.

Состав криптофитовых сформирован видами, имеющими широкое географическое распространение. Это в основном *Cryptomonas marssonii*, *C. reflexa*, *Chroomonas acuta*. Разнообразие видового состава динофитовых немного больше, чем криптофитовых (3 % таксонов в общем списке видов), но ценотическая роль их заметно выше. Представители родов *Glenodinium* и *Peridinium*, а также *Ceratium hirundinella* в верхних участках водохранилища входят в состав преобладающих и сопутствующих видов. Их биомасса в конце лета может достигать 24 мг/л.

Сравнение результатов обследования Белоярского водохранилища с имеющимися литературными данными по фитопланктону малых водохранилищ Среднего Урала (Ярушина, 1988, 1989; Васильчикова и др., 1989) показало, что число таксонов видового и внутривидового ранга, обнаруженных в планктоне Белоярского водохранилища, сопоставимо с таковым Северского, Рефтинского и Исетского водохранилищ. Основу альгофлоры в этих водоемах также составляют зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли, что прослеживается и в более крупных камских (Третьякова, 1989) и волжских (Корнева, 1993; Охалкин, 1994, 1997; Экология ..., 1999) водохранилищах.

Для структурной оценки альгофлор Белоярского и других водохранилищ вычислялось отношение числа видов к числу внутривидовых таксонов – флористический коэффициент (табл. 46). Полученная величина, равная 7,9, оказалась сопоставимой с показателями, характерными для таких зрелых сформировавшихся водохранилищ, как

Иваньковское, Горьковское, Рыбинское (Корнева, 1993; Охалкин, 1997; Ляшенко, 2001). Применение флористических коэффициентов при сравнении альгофлор волжских водохранилищ на разных стадиях их формирования позволило исследователям выдвинуть гипотезу об упрощении таксономической структуры альгофлор с возрастом водохранилищ, а также о постепенном возрастании их степени трофности.

Из-за отсутствия данных о состоянии альгофлоры на начальном этапе формирования фитопланктона Белоярского водохранилища, можно охарактеризовать лишь современную ее структуру. Результаты анализа состава водорослей на уровне крупных таксономических категорий свидетельствуют о том, что в настоящий момент альгофлора водоема отличается упрощенной структурой, свойственной зрелым эвтрофным водохранилищам умеренных широт. Это проявляется в увеличении роли зеленых в формировании видового состава фитопланктона за счет разнообразия представителей порядка *Chlorococcales* и уменьшения относительного видового богатства диатомовых, что обусловлено прежде всего процессами антропогенного эвтрофирования. В формировании таксономической структуры отмечена высокая представленность таксонов видового ранга, а также высокие величины отношения числа видов к числу внутривидовых таксонов.

С экологических позиций основу флористического разнообразия водорослей водоема-охладителя создает комплекс планктонных организмов (63 % от общего числа таксонов), который преобладает во всех отделах, кроме диатомовых. Как видно из табл. 47, среди них преобладают представители бентали и обрастаний, которые можно объединить в одну группу.

Таблица, 46. Флористические коэффициенты фитопланктона Белоярского водохранилища

Отношение	Отделы							Общий состав	
	синезеленые	золотистые	диатомовые	желтозеленые	криптофитовые	динофитовые	эвгленовые		зеленые
Числа видов к числу родов	2,2	1	1,8	1	2	1	1,7	2,5	2
Флористический коэффициент	6	–	8	–	–	4	4,7	8,3	7,9

В целом во флоре водоема обитатели бентали и обрастаний незначительно уступают литоральным компонентам, что связано с влиянием мелководной зоны в верхних участках водоема (рис. 51 а).

Таблица 47. Соотношение водорослей по группам местообитания в разных систематических отделах

Отдел	Планктонные	Бентосные	Литоральные	Эпифиты
Синезеленые	21	3	5	1
Золотистые	1	-	-	-
Диатомовые	13	29	3	-
Желтозеленые	1	-	1	-
Криптофитовые	2	-	1	-
Динофитовые	4	-	1	-
Эвгленовые	12	-	4	1
Зеленые	71	1	23	1
Общее число таксонов	125	33	38	3

В эколого-географическом аспекте альгофлора Белоярского водохранилища сформирована в основном космополитами (89 % видовых и внутривидовых таксонов, для которых известно их географическое распространение). Бореальные виды не превышают 10 %, из северо-альпийских встречаются два вида — *Aulacosira subarctica* и *Gomphosphaeria lacustris* f. *compacta* (рис. 51 б).

Распределение водорослей по категориям галобности указывает на представленность альгофлоры олигогалобами. Из них наиболее многочисленна группа индифферентов (80 % видовых и внутривидовых таксонов от числа организмов-индикаторов). Довольно представительна группа галофилов (12 %), особенно среди диатомовых. В группе галофобов отмечены *Closterium acutum* и *C. gracile*. Для 12 олигогалобов (7 %) не удалось уточнить положение по шкале галобности (рис. 51 в).

По отношению к рН среды только 46 % видовых и внутривидовых таксонов являются индикаторами. Больше всего их среди диатомовых и десмидиевых водорослей. Спектр видов по отношению к рН отличается однообразием. Основной фон создают индифференты (49 %) и алкалифилы (48 %), из последних 41 % составляют диатомовые (рис. 51 г). Из ацидофилов встречаются единичные экземпляры *Tabellaria fenestrata* и *Closterium jeneri*.

Из водорослей, обнаруженных в Белоярском водохранилище, 143 таксона (72 %) могут считаться показателями органического загрязнения водоема (рис. 51 д). Представители ксеносапробной зоны не выявлены. Во всех отделах, кроме эвгленовых, криптофитовых и динофитовых, преобладают (60–72 %) индикаторы средней степени органического загрязнения (β -мезосапробы).

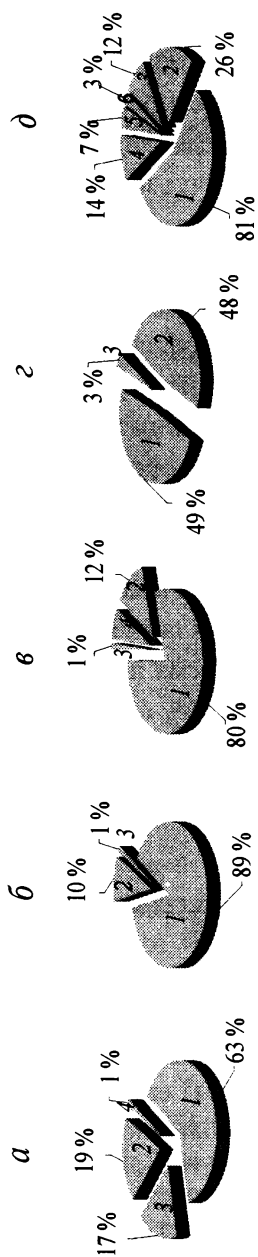


Рис. 51. Эколого-географическая характеристика фитопланктона
Белоярского водохранилища.

а – местообитание : 1 – планктонные, 2 – литоральные, 3 – бентосные, 4 – этифитные;
б – географическое распространение: 1 – космополитные, 2 – boreальные,
3 – северо-альпийские;

в – галобность: 1 – индифференты, 2 – галофилы, 3 – галофобы,

4 – олигогалобы с неуточненным положением по шкале галобности;

г – отношение к рН: 1 – индифференты, 2 – алкалофилы, 3 – ацидофилы;

д – сапробность: 1 – β -мезосапробы, 2 – α - β -мезосапробы – β -мезо-олигосапробы,
3 – олигосапробы, 4 – β - α -мезосапробы – α - β -мезосапробы, 5 – α -мезосапробы,
6 – α -мезо-полисапробы – ρ - α -мезосапробы-полисапробы

По числу индикаторных видов им существенно уступают (20–23 %) олигосапробы и виды, характеризующие промежуточные между β -мезо- и олигосапробами условия. Полученные в целом результаты исследования свидетельствуют о достаточно высокой степени органического загрязнения Белоярского водохранилища, сопоставимой с таковым для Чебоксарского водохранилища (Ярушина и др., 2003).

Таким образом, на современном этапе существования водоема-охладителя фитопланктон отличается упрощенной структурой фитоценозов, свойственной зрелым эвтрофным водохранилищам умеренных широт. По показателям оценки трофического статуса водоема – средней за вегетационный период биомассе фитопланктона и содержанию биогенных элементов – Белоярское водохранилище относится к эвтрофным-гиперэвтрофным водоемам.

7.1.7. Общий список видов фитопланктона Белоярского водохранилища. В настоящее время альгофлора Белоярского водохранилища насчитывает 199 видовых и внутривидовых таксонов. Ниже приводится список этих видов.

Отдел Cyanophyta

<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	Schirsch. <i>Gloeocapsa cohaerens</i> (Breb.)
<i>Anabaena lemmermanii</i> P. Richt.	Hollerb. <i>Gomphosphaeria lacustris</i>
<i>Anabaena spiroides</i> Kleb.	Chod.
<i>Aphanizomenon elenkinii</i> Kiss.	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> f.
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L) Ralfs.	<i>compacta</i> (Lemm.) Elenk. <i>Lyngbia limnetica</i> Lemm.
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> f. <i>klebanii</i> Elenk.	<i>Lyngbya cryptovaginata</i> Sch- korb.
<i>Dermocarpa swirenkoi</i>	

Merismopedia elegans A. Br.

Merismopedia glauca (Ehr.)

Näg.

Merismopedia tenuissima

Lemm.

Microcystis aeruginosa Kütz.

emend. Elenk.

Microcystis firma (Breb. et Lenorm.) Schmidle

Microcystis flos-aquae (Wittr.)

Kirchn.

Microcystis pulverea (Wood)

Forti emend. Elenk.

Microcystis pulverea f. *delicatissima* (W. et G.S. West)

Elenk.

Microcystis pulverea f. *holosatica* (Lemm.) Elenk.

Microcystis pulverea f. *incerta* (Lemm.) Elenk.

Oscillatoria agardhii Gom. f. *agardhii*

Oscillatoria planctonica Wołosz.

Oscillatoria setigera Aptek.

Oscillatoria simplissima Gom.

Phormidium mucicola Hub.-

Pestalozzi et Naum.

Phormidium tenue (Menegh.)

Gom.

Spirulina major Kütz.

Отдел Euglenophyta

Astasia klebsii Lemm.

Calycimonas quinquecarinata

Christ.

Colacium arbuscula Stein.

Colacium vesiculosum f. *arbuscula* Stein.

Euglena acus Ehr.

Khawkinea ocellata (Khawk.)

Jahn et McKibben

Monomorphina pyrum var.

costata (Conrad) Popova

Petalomonas quinquecarinata

Holl.

Phacus alatus Klebs

Phacus costatus Pochm.

Phacus longicauda (Ehr.) Duj.

Phacus mirabilis Pochm.

Trachelomonas hispida (Perty)

Stein. emend Defl. var. *hispida*

Trachelomonas hispida var.

spinulosa Skv.

Trachelomonas intermedia

Dang.

Trachelomonas lacustris Drez.

emend. Balech.

Trachelomonas planctonica

Swir.

Trachelomonas volvocina Ehr.

var. *volvocina*

Trachelomonas volvocina var.

subglobosa Lemm.

Trachelomonas volvocinopsis

Swir.

Отдел Dinophyta

- | | |
|---|--|
| <i>Ceratium hirundinella</i>
(O.F.M.) Bergh. | <i>Peridinium cinctum</i> (O.F.M.)
Ehr. var. <i>cinctum</i> f. <i>cinctum</i> |
| <i>Glenodinium pygmeum</i>
(Lindd.) Schiller | <i>Peridinium cinctum</i> f. <i>angula-</i>
<i>tum</i> (Lind.) Lefev. |
| <i>Gymnodinium mirabile</i> Penard. | |

Отдел Cryptophyta

- | | |
|-------------------------------------|--|
| <i>Chroomonas acuta</i> Uterm. | <i>Cryptomonas reflexa</i> (Mars-
son) Skuja. |
| <i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja. | |

Отдел Chrysophyta

- | | |
|---|---------------------------------------|
| <i>Chrysamoeba tenera</i> Matv. | <i>pina</i> (Pasch. et. Ruttn) Krieg. |
| <i>Mallomonas tonsurata</i> var. <i>al-</i> | |

Отдел Bacillariophyta

- | | |
|---|---|
| <i>Achnanthes minutissima</i> Kütz | <i>Cymbella ventricosa</i> Kütz. |
| <i>Amphora ovalis</i> Kütz. | <i>Diatoma tenuis</i> Ag. |
| <i>Asterionella formosa</i> Hass. | <i>Diatoma vulgare</i> Bory. |
| <i>Aulacosira granulata</i> (Ehr.)
Ralfs | <i>Epithemia turgida</i> (Ehr.) Kütz. |
| <i>Aulacosira italica</i> (Ehr.) Kütz. | <i>Epithemia sorex</i> Kütz. |
| <i>Aulacosira subarctica</i> (O.
Müller) Hawarth | <i>Fragilaria capucina</i> Desm. |
| <i>Cocconeis pediculus</i> Ehr. | <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt. |
| <i>Cocconeis placeutula</i> Ehr. | <i>Gomphonema parvulum</i>
(Kütz.) Grun. |
| <i>Cyclotella menegheniana</i> Kütz. | <i>Gomphonema acuminatum</i> var.
<i>coronatum</i> (Ehr.) W. Sm. |
| <i>Cymbella cistula</i> (Hemp.)
Grun. | <i>Gyrosigma acuminatum</i>
(Kütz.) Rabenh. |
| <i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) V.
H. | <i>Gyrosigma attenuatum</i> Kütz.
Rabenh. |
| <i>Cymbella prostrata</i> (Berk.) Cl. | <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.)
Grun. |
| <i>Cymbella tumida</i> (Breb.) V. H. | |

<i>Melosira varians</i> Ag.	<i>Stephanodiscus invisitatus</i>
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross.	Hohn et Hell.
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	<i>Stephanodiscus minutilus</i>
<i>Navicula menisculus</i> Schumm.	(Kütz.) Cl. et. Müll.
<i>Navicula mutica</i> Kütz.	<i>Stephanodiscus ovata</i> var.
<i>Navicula rhynchocephala</i>	<i>pseudopinnata</i> A. Mayer
Kütz.	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>
<i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	Grun.
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	<i>Surirella ovata</i> Kütz.
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.)	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.
Grun.	<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>spiroides</i>
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.)	(Lyngb.)
Ehr.	Wisl.

Отдел Xanthophyta

<i>Ophiocytium parvulum</i> A. Br.	<i>Pseudostaurastrum hastatum</i>
	(Rein.) Chod.

Отдел Chlorophyta

<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	<i>Chlamidamonas noctigama</i>
<i>Ankistrodesmus angustus</i> Bern.	Korschik.
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.)
(Reinsch.) Korschik.	Breb.
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda)	<i>Closterium exyqum</i> W. et G.
Ralfs	West
<i>Ankistrodesmus minutissimus</i>	<i>Closterium gracile</i> Breb.
Korschik.	<i>Closterium jenneri</i> Ralfs
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.	<i>Closterium parvulum</i> Näg.
<i>Carteria globosa</i> Korschik.	<i>Closterium acutum</i> (Lyngb.)
<i>Chlamidamonas conferta</i>	Breb.
Korschik.	<i>Coelastrum intermedium</i> Ralfs
<i>Chlamidamonas immobilis</i>	<i>Coelastrum microporum</i> Näg.
(Klebs.) Korschik.	<i>Coelastrum sphaericum</i> Näg.
<i>Chlamidamonas incerta</i> Pasch.	<i>Coenocystis obtusa</i> Korschik.

<i>Cosmarium bioculatum</i> Breb.	emend. Korschik
<i>Cosmarium crenatum</i> Ralfs	<i>Gonium pectorale</i> Müll.
<i>Cosmarium ornatum</i> Ralfs	<i>Hyaloraphidium contortum</i>
<i>Cosmarium protractum</i> (Näg.)	Pasch. et Korschik.
De Bary	<i>Hyaloraphidium rectum</i>
<i>Cosmarium subarctoum</i> (La-	Korsch.
gerh.) Racib.	<i>Kentrosphaera bristolae</i> G. M.
<i>Cosmarium subprotumidum</i>	Sm.
Nordst.	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmi-
<i>Cosmarium umbilicatum</i> Lüt-	dle) Bohl.
kem.	<i>Kirchneriella irregularis</i> G. M.
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda	Sm.
<i>Cosmarium. meneghinii</i> Breb.	<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West)
<i>Crucigenia fenestrata</i> Schm.	Schmidle
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	<i>Lagerheimia genevensis</i>
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A.	(Chod.) Chod.
Br.) Gay.	<i>Lagerheimia longiseta</i>
<i>Crucigeniella apiculata</i>	(Lemm.) Wille
(Lemm) Kom.	<i>Lambertia ocellata</i> Korschik.
<i>Dictyosphaerium ehrenbergia-</i>	(=Korschikoffella Silva)
<i>num</i> Näg.	<i>Micractinium pusillum</i> Fresen
<i>Dictyosphaerium tetrachoto-</i>	<i>Monoraphidium griffithii</i>
<i>um</i> Printz	(Berk.) Kom-Legn.
<i>Didimocystis planctonica</i>	<i>Nephrochlamys willeana</i>
Korsch.	(Printz) Korsch.
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	<i>Nephrocytium agardhianum</i>
<i>Elakatothrix lacustris</i> Korschik.	Näg.
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	<i>Oedogonium nodulosum</i> Wittr.
<i>Franceia ovalis</i> (France)	<i>Oocystis lacustris</i> Chord.
Lemm.	<i>Oocystis natans</i> Lemm.
<i>Golenkinia brevispina</i> Korsch.	<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	<i>Pandorina morum</i> (Müll.)
	Bory.

Pediastrum boryanum (Turp.)
 Menegh.
Pediastrum duplex f. *setigera*
 Meyen
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum kawraiskyi Schmi-
 dle
Pediastrum tetras var. *tetrae-*
dron (Corda) Rabenh.
Pediastrum tetras var. *tetras*
 (Corda) Rabenh.
Scenedesmus acuminatus var.
biseriatus Reinh.=*S. acumina-*
tus var. *acuminatus* (Lagerh.)
 Chod.
Scenedesmus acuminatus var.
elongatus G.M. Smith.
Scenedesmus arcuatus
 (Lemm.) Lemm
Scenedesmus bicaudatus Dedus.
Scenedesmus denticulatus f.
linearis Hansg.
Scenedesmus denticulatus La-
 gerh.
Scenedesmus ecornis (Ehrenb.)
 Chod.
Scenedesmus ellipticus Corda
Scenedesmus incrassatulus
 Bohl.
Scenedesmus opoliensis P.
 Richt.
Scenedesmus quadricauda
 (Turp.) Breb.

Scenedesmus quadricauda var.
setosus Kirchn.
Scenedesmus spinosus Chod.
Scenedesmus quadricauda var.
longispina (Chod.) G.U. Smith.
Scenedesmus sempervirens
 Chod.
Schroederia robusta Korschik.
Schroederia setigera (Schröd.)
 Korsch.
Sphaerocystis planctonica
 (Korsch.) Bourr.
Sphaerocystis polycocca Korschik.
Sphaerocystis schroeteri Chod.
Staurastrum gracile var. *grac-*
ile Ralfs
Staurastrum paradoxum Mey-
 en.
Tetraedron cquadatum var. *in-*
cisum Lagerh.
Tetraedron incus (Teil.) G. M.
 Smith.
Tetraedron longispinum
 Lemm.
Tetraedron minimum (A. Br.)
 Hansg.
Tetrastrum glabrum (Roll.)
 Ahlstr. et Tiff.
Tetrastrum staurogenieforme
 (Schrod.) Lemm.

7.2. Видовой состав, динамика численности и биомассы зоопланктона

7.2.1. Зона сброса подогретой воды и контрольный район. Для оценки влияния сброса подогретой воды на видовой состав, численность и биомассу зоопланктона в июне – августе 1986 и 1988 гг. проводили исследования зоопланктона в двух ключевых точках – Теплом и Щучьем заливах (последний служил в качестве контроля). Результаты исследований приведены в табл. 48–51.

Численность зоопланктона в разные периоды наблюдений в Теплом заливе варьировала от 13,8 до 107,2 тыс. экз/м³, а в Щучьем – от 18 до 328 тыс. экз/м³; биомасса – 0,37–2,38 и 1,17–25,83 г/м³ соответственно. В обоих регионах как по численности, так и по биомассе ракообразные сильно преобладали над коловратками. Численность первых варьировала от 10 до 300 тыс. экз/м³, биомасса – от 0,35 до 25,8 г/м³; численность вторых – от единичных экземпляров до 16,8 тыс. экз/м³, а биомасса – от минимальных значений до 0,29 г/м³. Значительная доля численности зоопланктона приходилась на молодь ракообразных, которая в разное время наблюдений составляла от 4 до 88 % от общей численности зоопланктона. Как правило, в зоне сброса подогретых вод численность молоди была выше, чем в контрольном районе. Исключение составляла проба, отобранная в июле 1988 г., когда в контроле этот показатель оказался более высоким (соответственно 88 % от численности зоопланктона), что, очевидно, связано с более благоприятной пищевой базой для этих организмов в данный период.

Таблица 48. Видовой состав и численность зоопланктонных организмов в Теплом и Щучьем заливах Белоярского водохранилища в 1986 г. (экз/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Ракообразные						
Ветвистоусые						
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.	2000	15600	1056	400	1800	360
<i>B. kessleri</i> Uljan.		3600	1320			
<i>B. obtusirostris</i> Sars.	200					
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leyding.						840
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.		20640	1584			
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	102000	13440	2640	5500	1920	1320
<i>D. pulex</i> De Geer.						
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.	1200			200		
<i>Leptodora kindtii</i> Focke						
Веслоногие						
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.		240	792	1100	360	4800
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.		15360	6336	10300	1800	2400
Молодь ракообразных	93800	24240	3432	29600	4920	2880

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	<i>Коловратки</i>					
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	400		792		720	
<i>A. sp.</i>					1200	
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.					1680	1200
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	10400	34080				
<i>K. cochlearis</i> Gosse						
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrbg.						

Таблица 49. Видовой состав и численность зоопланктонных организмов в Теплом и Щучьем заливах Белоярского водохранилища в 1988 г. (экз/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	<i>Ракообразные</i>					
<i>Ветвистоусые</i>						
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.						
<i>B. kessleri</i> Ujjan	19158	142	16000	1600	889	16421
<i>B. obtusirostris</i> Sars.						

Окончание таблицы 49

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leyding.	421	421	253474	133	3444
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	10526	1547	10526	200	3222	5053
<i>Daphnia cristata</i> Sars.		1263				
<i>D. pulex</i> De Geer.		2668	21053		111	1895
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.		142				126
<i>Leptodora kindtii</i> Focke						
Веслоногие						
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.	8421	1547	1263	200	1555	1010
<i>Eudaptomus graciloides</i> Lill.	75789	1684	2526	8600	9889	1768
Молодь ракообразных	86737	69842	13895	20933	3778	5305
Коловратки						
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse			1263	200		14400
<i>A. sp.</i>	1895		2526			
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.	7368		1684	1133	222	
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	25684		2947	15400	2555	1263
<i>K. cochlearis</i> Gosse			842	133		1137
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrbg.						

Таблица 50. Биомасса зоопланктонных организмов в Теплом и Щучьем заливах
Белоярского водохранилища в 1986 г. (мг/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
Ракообразные						
Ветвистоусые						
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.				2,8		
<i>B. kessleri</i> Uljan	68,0	530,4	35,9	13,6	61,2	12,2
<i>B. obtusirostris</i> Sars.		180,0	66,0			
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leyding.	240,0					
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.						7,6
<i>Daphnia cristata</i> Sars.		2992,8	229,7			
<i>D. pulex</i> De Geer.	22440,0	2956,8	580,8	1210,0	422,4	290,4
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	120,0			20,0		
Веслоногие						
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.		6,0	19,8	27,5	9,0	120,0
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.	29,04	460,8	190,1	309,0	54,0	72,0

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	Молодь ракообразных <i>Коловератки</i>	28,1	7,3	1,0	8,9	1,5
<i>Asplanchna</i> sp.	24,8		49,1		44,6	
<i>Keratella quadrata</i> Müll.					0,3	
<i>K. cochlearis</i> Gosse	5,2	17,0			0,8	0,6

Таблица 51. Биомасса зоопланктонных организмов в Теплом и Щучьем заливах
Белоярского водохранилища в 1988 г. (мг/м³)

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	Ракообразные Ветвистоусые					
<i>Bosmina kessleri</i> Uljan	651,4	4,8	544,0	54,4	30,2	558,3
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	3,8	3,8	2281,3	1,2	31,0	529,8
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	1526,3	224,3	1526,3	29,0		732,7
<i>D. pulex</i> De Geer.		277,9			708,8	

Окончание таблицы 51

Видовой состав	Щучий залив			Теплый залив		
	Июнь	Июль	Август	Июнь	Июль	Август
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev. <i>Leptodora kindtii</i> Focke Веслоногие <i>Cyclops vicinus</i> Uljan. <i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill. Молодь ракообразных Коловратки <i>Asplanchna priodonta</i> Gosse <i>A. sp.</i> <i>Keratella quadrata</i> Müll. <i>K. cochlearis</i> Gosse <i>Platyas quadricornis</i> Ehrbg.		245,5 14,2	1936,9		10,2
	210,5 2273,7 26,0	38,7 50,5 21,0	31,6 75,8 4,2	5,0 258,0 6,3	38,9 296,7 1,1	25,3 53,0 1,6
	117,5 1,8 12,8		25,3 156,6 0,4	4,0 0,3 7,7	0,1 1,3	288,0 0,3 0,6

Из табл. 52 видно, что в июне 1986 г. в биомассе зоопланктона обоих регионов преобладали ветвистоусые рачки *Daphnia pulex*, составлявшие от 76 до 87 % от общей биомассы зоопланктона. В июле *D. pulex* продолжала лидировать (71 %) в зоне подогрева, тогда как в контрольном регионе в одинаковых соотношениях оказались *D. pulex* и *Daphnia cristata* (41–42 %). В августе в обоих регионах доминировала *D. pulex* (соответственно 57 и 49 % в Теплом и Щучьем заливах).

Таблица 52. Доминирующие виды зоопланктона и их биомасса (в скобках – % от общей биомассы) в исследуемых заливах Белоярского водохранилища

Дата отбора	Теплый залив	Щучий залив
Июнь 1986 г.	<i>D. pulex</i> (76)	<i>D. pulex</i> (86)
Июль 1986 г.	<i>D. pulex</i> (71)	<i>D. pulex</i> (41) <i>D. cristata</i> (42)
Август 1986 г.	<i>D. pulex</i> (57) <i>C. vicinus vicinus</i> (24)	<i>D. pulex</i> (49) <i>D. cristata</i> (20)
Июнь 1988 г.	<i>Eud. graciloides</i> (70)	<i>Eud. graciloides</i> (47) <i>D. cristata</i> (32)
Июль 1988 г.	<i>D. pulex</i> (63) <i>Eud. graciloides</i> (27)	<i>D. pulex</i> (32) <i>D. brachyurum</i> (28) <i>D. cristata</i> (25)
Август 1988 г.	<i>D. cristata</i> (31) <i>B. kessleri</i> (23) <i>Ch. sphaericus</i> (22)	<i>Ch. sphaericus</i> (35) <i>D. brachyurum</i> (29) <i>D. cristata</i> (23)

В июне 1988 г. в зоне сброса подогретой воды 70 % биомассы составлял веслоногий рачок *Eudiaptomus graciloides*. В контрольном районе он также доминировал (47 %), но в то же время значительная доля биомассы приходилась на ветвистоусого рачка *D. cristata* (32 %). В июле в Теплом

заливе биомасса *D. pulex* явно преобладала (63 %) над остальными видами, а в контроле примерно в одинаковых соотношениях (25, 32 и 28 %) встречались *D. cristata*, *D. pulex* и *Diaphanosoma brachyurum*. В августе в обоих регионах господствующее положение занимали три вида ветвистоусых рачков: в Теплом заливе – *D. cristata* (31 %), *Chydorus sphaericus* (22 %) и *Bosmina kessleri* (23 %), в Щучьем заливе *Chydorus sphaericus* (35 %), *Diaphanosoma brachyurum* (29 %) и *D. cristata* (23 %). Таким образом, в обоих районах в основном преобладали ветвистоусые рачки, за исключением одного срока (июнь 1988 г.), когда веслоногие занимали лидирующее положение.

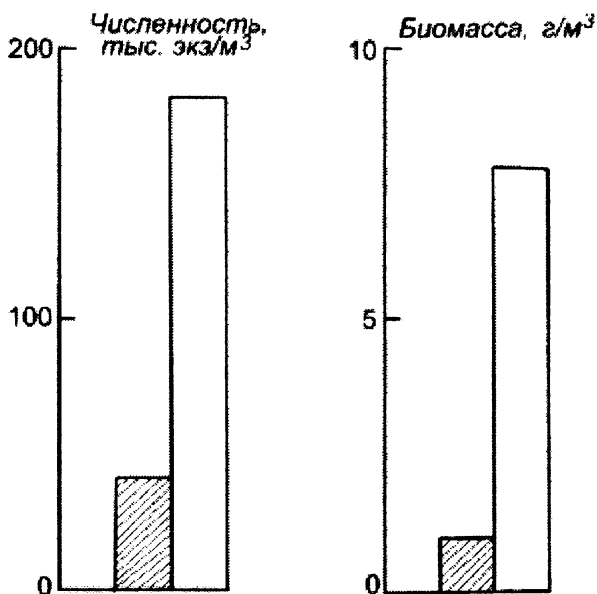


Рис. 52. Усредненные значения общей численности и биомассы зоопланктона в Теплом (заштриховано) и Щучьем заливах Белоярского водохранилища (1986–1988 гг.)

Как видно из рис. 52, численность зоопланктона в Щучьем заливе была примерно в 4 раза, а биомасса в 7 раз выше, чем в Теплом заливе. Эти различия прослеживались также по численности и биомассе ведущих форм зоопланктона. В частности, численность и биомасса *D. pulex* и *D. cristata* были выше в 8–10 раз, а *Eud. graciloides* – в 6 раз в контрольном районе, чем в зоне подогрева.

Статистическая обработка результатов по критерию *t* позволила выявить достоверные различия (при 5 %-ном уровне значимости) в численности и биомассе зоопланктона двух обследуемых акваторий водоема-охладителя. Это обстоятельство свидетельствует о том, что в Теплом заливе, прилегающем непосредственно к Белоярской АЭС, наблюдается явное угнетение зоопланктона, проявляющееся в снижении его численности и биомассы по сравнению с контрольным регионом, куда подогретые воды не поступают. Таким образом, зоопланктон является более чувствительным объектом по отношению к температурному фактору, чем фитопланктон. Аналогичные выводы следуют из работ других авторов (Мордухай-Болтовской, 1975; Структура ..., 1998).

7.2.2. Промливневый канал. В связи с проведением серии работ по индикации радиоактивного и химического загрязнения водоема-охладителя с помощью планктонных организмов летом 2003 г. были изучены видовой состав, численность и биомасса зоопланктона в промливневом канале, который характеризуется повышенным содержанием химических загрязнителей в сбросной воде (табл. 53). Пробы отбирали в месте впадения ПЛК в водоем (устье канала). Для сравнения был взят район верховья.

Таблица 53. Видовой состав, численность (тыс. экз/м³) и биомасса (г/м³) зоопланктона в районе ПЛК и верховья Белоярского водохранилища

Видовой состав	Район ПЛК		Район верховья	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
Ракообразные				
Ветвистоусые				
<i>Alona rectangularis</i> Sars.			0,97	0,01
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.			1,94	0,03
<i>B. kessleri</i> Uljan.			16,53	1,03
<i>B. obtusirostris</i> Sars.			11,18	1,56
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	*		0,24	0,003
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	2,43	0,097	1,95	0,078
<i>D. cucullata</i> Sars.			3,4	0,15
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> Müll.			1,46	0,032
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.			13,13	0,2
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	0,49	0,27	0,49	0,27
<i>Sida crystallina</i> Müll.	0,49	0,014		
Веслоногие				
<i>Acanthocyclops viridis</i> Jur.			1,95	0,19
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.			*	

Видовой состав	Район ПЛК		Район верховья	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.	4,86	0,36	1,46	0,11
<i>Eucyclops serrulatus</i> Fisch.	5,35	0,48	2,92	0,26
<i>Macrocyclops albidus</i> Jur.			10,21	2,55
Молодь ракообразных	14,1	0,042	43,76	0,13
Коловратки				
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse			3,4	0,082
<i>Brachionus quadridentatus</i> Herm.			0,97	0,002
<i>Brachionus diversicornis</i> Daday			0,97	0,002
<i>Filinia longiseta</i> Ehrbg.			1,46	
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.	4,86	0,001		
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	19,45	0,01	10,7	0,005
<i>K. cochlearis</i> Gosse	14,1	0,006	1,94	0,001
<i>Lecane (Monostyla) lunaris</i> Müll.			0,49	

В процессе исследований в промливневом канале было обнаружено 9 видов зоопланктона, тогда как в верховье водоема – 22 вида. Следовательно, район верховья более благоприятен для зоопланктона, чем промливневый канал. В обеих акваториях 40–43 % общего количества видов составляли ветвистоусые рачки, остальную долю примерно в равных пропорциях составляли веслоногие рачки и коловратки. Численность и биомасса зоопланктона в районе ПЛК была заметно ниже по сравнению с контрольным регионом (рис. 53). Последнее свидетельствует об угнетении этой группы организмов сбросными водами промливневой канализации.

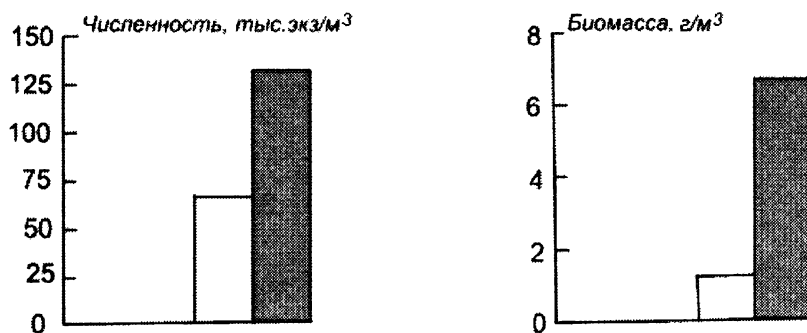


Рис. 53. Общая численность и биомасса зоопланктона в ПЛК (светлые столбики) и верховье Белоярского водохранилища

По составу зоопланктона исследуемые местообитания также различались. В контроле биомасса зоопланктона была представлена ветвистоусыми и веслоногими рачками в одинаковой пропорции, тогда как в ПЛК ветвистоусых было в 2 раза меньше, чем веслоногих (табл. 54). Различались и доминирующие виды зоопланктона. По числен-

ности в момент исследований в районе верховья преобладали ветвистоусый рачок *Bosmina kessleri* (12,6 % от общей численности зоопланктона), *Bosmina obtusirostris* (8,5 %), *Diaphanosoma brachyurum* (10 %) и веслоногий рачок *Macrocyclus albidus* (7,8 %), а также коловратка *Keratella quadrata* (8,1 %). В районе ПЛК преобладали коловратки – *Keratella quadrata* (29,8 %) и *Keratella cochlearis* (21,6 %). По биомассе в контрольном районе доминировал веслоногий *Macrocyclus albidus* (38 % от общей биомассы зоопланктона) и ветвистоусый *Bosmina obtusirostris* (23 %) рачки, а в ПЛК – веслоногие рачки *Eucyclops serrulatus* (37 %) и *Eudiaptomus graciloides* (28 %) и ветвистоусый рачок *Leptodora kindtii* (21 %).

Таблица 54. Численность (тыс. экз/м³) и биомасса (г/м³) основных групп зоопланктонных организмов в районе ПЛК и верховья водоема

Показатель	Численность		Биомасса	
	Район ПЛК	Верховье	Район ПЛК	Верховье
Ракообразные:				
ветвистоусые	3,4	51,3	0,38	3,36
веслоногие	23,4	60,3	0,88	3,24
Коловратки	38,4	19,9	0,02	0,09

7.2.3. Водозаборный и водосбросной каналы.

Результаты исследования зоопланктона до и после его прохождения через системы охлаждения приведены в табл. 55–58. Зоопланктон водозаборного и водосбросного каналов насчитывал соответственно 17 и 16 видов. Ветвистоусый рачок *Bythotrephes longimanus*, зарегистрированный в водозаборном канале и отсутствующий на водосбросе,

встречается в водоеме достаточно редко. Поэтому можно считать, что, как и в случае с фитопланктоном, прохождение воды через системы охлаждения АЭС практически не сказалось на общем количестве видов зоопланктонных организмов.

Численность и биомасса зоопланктона заметно снижаются после прохождения его с водой через охладительные агрегаты станции как в среднем – в 3 и 2 раза соответственно, так и по соответствующим показателям для отдельных классов зоопланктонных организмов. Указанные различия замечены и в разные годы наблюдений (рис. 54, 55). Обработка результатов с помощью критерия t позволила выявить высокодостоверные различия (уровень значимости 0,02) по чувствительности к повреждающим факторам между веслоногими и ветвистоусыми рачками: снижение биомассы у первых из них (в среднем на 71 %) при прохождении через охладительную систему было достоверно выше, чем у вторых (в среднем на 48 %). В то же время сравнение ракообразных (снижение биомассы в среднем на 53 %) с их молодью (в среднем на 73 %), а также ракообразных с коловратками (в среднем на 53 %) по критерию снижения биомассы не выявило между ними достоверных различий.

Доминирующий комплекс зоопланктона в период исследований в районе водозаборного и водосбросного каналов был представлен веслоногими (*Eudiaptomus graciloides*) и ветвистоусыми (*Daphnia cristata*, *D. cucullata*, *D. pulex*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris*) рачками. Отмечены статистически достоверные различия (при уровне значимости $< 0,02$) в снижении биомассы при прохождении через систему охлаждения двух наиболее распростра-

ненных в данном регионе видов веслоногих (*E. graciloides*, убыль биомассы 72 ± 6 %) и ветвистоусых (*D. cristata*, убыль биомассы 40 ± 9 %) рачков. Кроме того, наблюдались высокодостоверные различия (при уровне значимости $< 0,02$) в убыли биомассы между веслоногим рачком *Eud. graciloides* и совокупностью доминирующих видов ветвистоусых (*D. cristata*, *D. cucullata*, *D. pulex*, *D. brachyurum*, *B. longirostris*). В последнем случае убыль биомассы составляла 49 ± 4 % от суммарной биомассы этих видов. Таким образом, анализ гибели доминирующих видов после прохождения их через охлаждающую систему АЭС подтвердил вывод о большей чувствительности к повреждающим факторам веслоногих рачков по сравнению с ветвистоусыми.

Нами рассчитано, что через водозаборный канал засасывается с водой примерно 11 т/сут зоопланктонных организмов. Примерно 45 % (5 т/сут) зоопланктона выходит обратно в водоем через водосбросной канал без видимых повреждений. Остальные 55 % организмов (6 т/сут) погибают. Таким образом, в летне-осенний период за счет работы систем охлаждения АЭС дополнительно погибает 720 т зоопланктонных организмов.

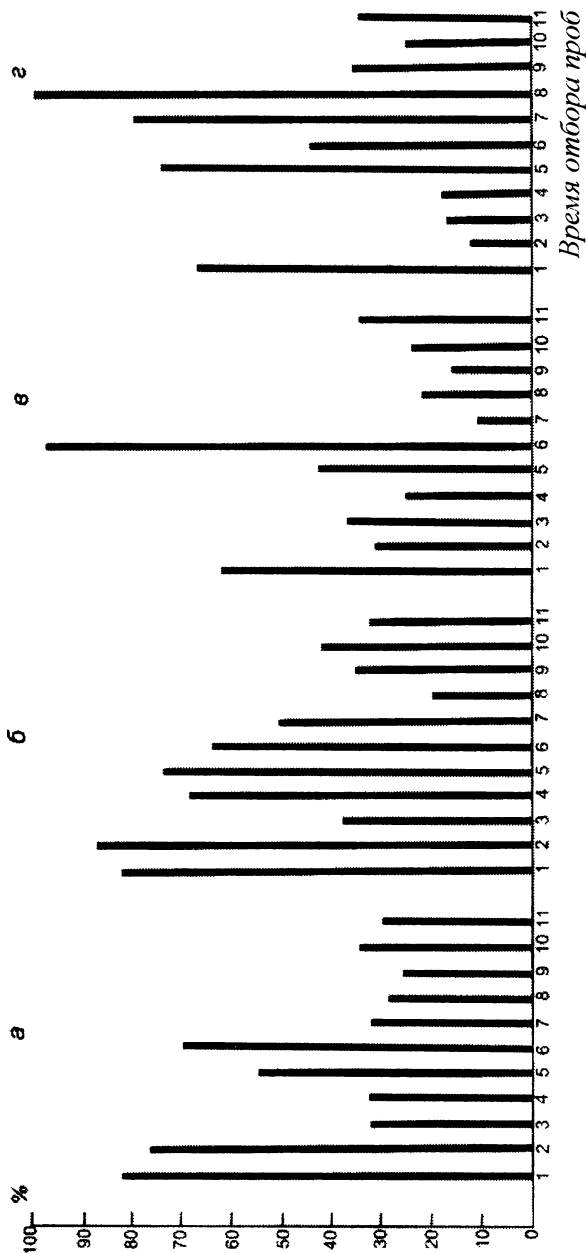


Рис. 54. Численность общего зоопланктона (а), ветвистоусых (б) и веслоногих (в) рачков и коловраток (г) в водосборном канале (% от соответствующих показателей в водозаборном канале). Время отбора: 1 – июнь 1987 г.; 2 – июль 1987 г.; 3 – август 1987 г.; 4 – 10.07.1990; 5 – 17.07.1990; 6 – 24.07.1990; 7 – 31.07.1990; 8 – 9.07.1991; 9 – 16.07.1991; 10 – 23.07.1991; 11 – 30.07.1991

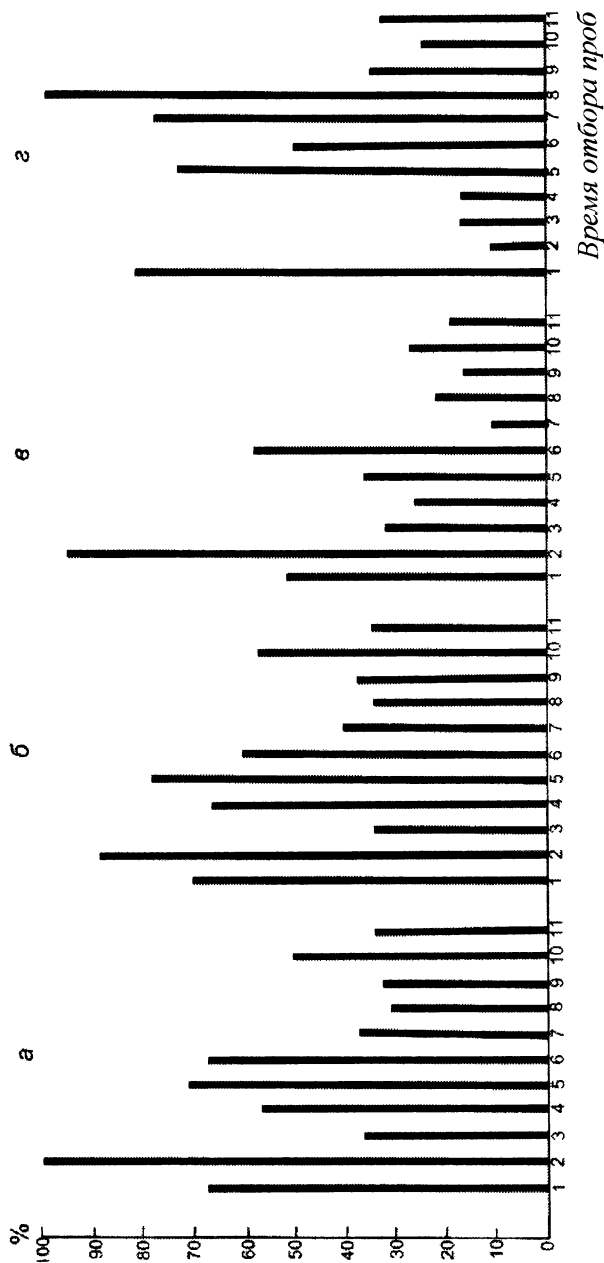


Рис. 55. Биомасса общего зоопланктона (а), ветвистоусых (б) и веслоногих (в) рачков и коловраток (г) в водосборном канале (% от соответствующих показателей в водосборном канале). Обозначения те же, что и на рис. 54

Таблица 55. Видовой состав и численность зоопланктонных организмов (экз/м³) в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белярского водохранилища в 1990 г.

Видовой состав	10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Ракообразные								
Ветвистоусые								
<i>Alona rectangularis</i> Sars.		56						
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.	10649	10192	720	703			14880	9590
<i>B. kessleri</i> Uljan.	3341	1728			720	980	9600	7140
<i>B. obtusirostris</i> Sars.								
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig.							960	
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	3132	728	2304	563	2880	1820	1920	2200
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	5011	3992	4752	2114	2448	1610	24960	16170
<i>D. cucullata</i> Sars.	3341	2616	9504	9333	1296	770	47520	15890
<i>D. pulex</i> De Geer.	3132	2016	1152	988			5760	1330
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.	3341	616	2016	1641	2448	1120	1920	1400
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	418		144				480	
Веслоногие								
<i>Acanthocyclops viridis</i> Jur.	626	112	2016	563	432	630	1440	70
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.			144	140			1440	

Окончание таблицы 55

Видовой состав	10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Macrocyclus albidus</i> Jur.	2506	504	5904	3846	2160	1680	3840	700
<i>Eudiatomus graciloides</i> Lill.	26304	6888	15552	5675	4752	4830	53760	5250
Молодь ракообразных	19001	4592	22608	7504	5616	5040	144480	7770
Коловратки								
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.	14616	2184	5328	3752	1008	630	1200	840
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	27353	4760	10656	8020	7632	3710	1190	1050
<i>K. cochlearis</i> Gosse		56	144	94	1728	210		
<i>Microcodon claus</i> Ehrbg.								

Таблица 56. Видовой состав и численность зоопланктонных организмов (экз/м³) в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белярского водохранилища в 1991 г.

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.		30.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Ракообразные								
Ветвистоусые								
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.	9792	2772	12096	10388	16800	10710	8976	5544
<i>B. kessleri</i> Uljan.	3456	441			4800	3220	9768	3444

Окончание таблицы 56

Видовой состав	09.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.		30.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	24480	1339	25536	3185	39840	9100	48312	11760
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	2304	2394	9744	3724	2880	2590	19008	7224
<i>D. cucullata</i> Sars.	8640	1764	10080	3577	3360	2030	16896	7644
<i>D. pulex</i> De Geer.	288	189	1008	637	1440	770	3960	504
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.	2880	1134	8400	1764	7680	3570	8976	1176
<i>Leptodora kindtii</i> Focke							528	
Веслоногие								
<i>Acanthocyclops viridis</i> Jur.							1848	840
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.	288	145	3696	931	3840	700	264	
<i>Macrocyclops albidus</i> Jur.	288	215	2016	441	1920	420	3168	2100
<i>Limnocalanus macrurus</i> Lill.	18720	3906	32592	4949	14400	3640	15048	4284
Молодь ракообразных	14112	5544	37296	5831	22080	5880	33000	6300
Коловратки								
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	4320	4788	15456	5390	21120	5250	8976	2940
<i>K. cochlearis</i> Gosse		63	672	196	480	210	264	252
<i>Microcodon claus</i> Ehrbg.				98				

Таблица 57. Видовой состав и биомасса зоопланктонных организмов (мг/м³) в водозаборном (1) и водосбросном (2) каналах Белярского водохранилища в 1990 г.

Видовой состав	10.07.90 г.		17.07.90 г.		24.07.90 г.		31.07.90 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Ракообразные								
Ветвистоусые								
<i>Alona rectangularis</i> Sars.		0,22						
<i>Bosmina longirostris</i> Müll.	298,17	285,38	20,16	19,68	0,03	0,03	416,64	268,52
<i>B. kessleri</i> Uljan.	113,59	58,75	0,03	0,03	24,48	33,32	326,40	242,76
<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig.	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1152,00	1,20
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	28,19	6,55	20,74	5,07	25,92	16,38	17,28	19,80
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	726,60	578,84	689,04	306,53	354,96	233,45	3619,20	2344,65
<i>Daphnia cucullata</i> Sars.	400,92	313,92	1140,48	1119,96	155,52	92,40	5702,40	1906,80
<i>D. pulex</i> De Geer.	689,04	443,52	253,44	217,36	0,00	0,00	1267,20	292,60
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Live.	307,37	56,67	185,47	150,97	225,22	103,04	176,64	128,80
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	41,80		14,40				48,00	
Веслоногие								
<i>Acanthocyclops viridis</i> Jur.	8,14	1,46	26,21	7,32	5,62	8,19	18,72	0,91
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.			3,60	3,50	0,03	0,03	36,00	0,00
<i>Macrocyclus albidus</i> Jur.	40,10	8,06	94,46	61,54	34,56	26,88	61,44	11,20

Окончание таблицы 58

Видовой состав	9.07.91 г.		16.07.91 г.		23.07.91 г.		30.07.91 г.	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Chydorus sphaericus</i> Müll.	220,32	12,05	229,82	28,67	358,56	81,90	434,81	105,84
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	334,08	347,13	1412,88	539,98	417,60	375,55	2756,16	1047,48
<i>D. cucullata</i> Sars.	1036,80	211,68	1209,60	429,24	403,20	243,60	2027,52	917,28
<i>D. pulex</i> De Geer.	63,36	41,58	221,76	140,14	316,80	169,40	871,20	110,88
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liev.	264,96	104,33	772,80	162,29	706,56	328,44	825,79	108,19
<i>Leptodora kindtii</i> Focke							52,80	
Веслоногие								
<i>Acanthocyclops viridis</i> Jur.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	24,02	10,92
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.	7,20	3,63	92,40	23,28	96,00	17,50	6,60	
<i>Macrocylops albidus</i> Jur.	4,61	3,44	32,26	7,06	30,72	6,72	50,69	33,60
<i>Eudiptomus graciloides</i> Lill.	561,60	117,18	977,76	148,47	432,00	109,20	451,44	128,52
Молодь ракообразных	4,23	1,66	11,19	1,75	6,62	1,76	9,90	1,89
Коловратки								
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	2,16	2,39	7,73	2,70	10,56	2,63	4,49	1,47

В целом приведенные выше результаты показали, что прохождение воды через системы охлаждения Белоярской АЭС оказывает достаточно сильное повреждающее действие на фито- и зоопланктонные организмы. Среди причин можно назвать быстрый подогрев воды (до 80–90 °С) и травмирование в результате их прохождения с охлаждающей водой через насосные установки и конденсорные трубки, хлорирование воды и т.д.

7.2.4. Центральная акватория водоема. Для расчета баланса радионуклидов в водоеме необходимо было оценить биомассу зоопланктона в его центральной акватории. Такая оценка производилась дважды – в июле и августе 1989 г. (табл. 59). Численность зоопланктона в период наблюдений изменялась от 19,4 до 471 тыс. экз/м³ при средних значениях примерно 131 тыс. экз/м³, а биомасса – от 0,3 до 19,0 г/м³, в среднем около 5 г/м³. Как и в исследованных ранее двух заливах Белоярского водохранилища, в центральной акватории ракообразные значительно преобладали над коловратками. Отмечено большое количество молоди ракообразных (от 5 до 82 % от общей численности зоопланктона в зависимости от срока и места наблюдений), в то время как по биомассе молодь составляла всего 0,1–5 %.

В июле по биомассе доминировали ветвистоусые рачки *D. pulex* (43–47 %). В августе доминирующий комплекс зоопланктона в центральной акватории напротив Теплового залива примерно на 60 % состоял из ветвистоусых рачков *B. kessleri*, *D. pulex* и *D. brachyurum*, которые встречались примерно в одинаковых соотношениях. В центре водоема напротив Биофизической станции в это время доминировал веслоногий рачок *E. graciloides* (41 %), а в верхней части

Таблица 59. Видовой состав, численность (1 – экз/м³) и биомасса (2 – мг/м³) зоопланктона в центральном районе Белоярского водохранилища в 1989 г.

Видовой состав	Центр водоема напротив Теплого залива				Центр водоема напротив Биостанции				Центр водоема в верховье				
	Июль		Август		Июль		Август		Июль		Август		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
Ракообразные													
Ветвистоусые													
<i>Bosmina kessleri</i> Uljan.	3000	102,0	1920	65,3	2496	84,9	2640	83,0	9360	318	6912	235,0	
<i>Chydorus</i> <i>sphaericus</i> Müll.	3960	35,6	5160	46,4	5304	47,7	2640	22,0	163440	1471	10152	91,4	
<i>Daphnia cristata</i> Sars.	1200	174,0					240	34,8					
<i>D. cucullata</i> Sars.	4440	532,8	360	43,2	936	112,3			28800	3454	11232	1347,9	
<i>D. pulex</i> De Geer.	4800	1056	240	52,8	2808	617,8	240	52,8	41040	9029	1080	237,6	
<i>Diaphanosoma</i> <i>brachyurum</i> Liev.	2400	220,8	600	55,2	2808	258,3	720	66,2	30960	2848	4320	397,4	
<i>Leptodora kindtii</i> Focke	120	12,0							1440	144			
Веслоногие													
<i>Cyclops vicinus</i> Uljan.	360	9,0			624	15,6	240	6,0			1512	37,8	

Окончание таблицы 59

Видовой состав	Центр водоема налива				Центр водоема напротив Биостанции				Центр водоема в верховье				
	Июль		Август		Июль		Август		Июль		Август		
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	
<i>Eudiaptomus graciloides</i> Lill.	7200		1080	11,5	7176		6240		44640	138,2	2009		
<i>Macrocyclus albidus</i> Jur.		216,0	720	32,4		215,3		187,2	8640	1339		60,3	
Молодь ракообразных Коловратки	17400	5,2	6840	2,1	129480	38,8	10800	3,2	79920	24,0	16416	4,9	
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	4560	95,8			936	19,7			22320	469	216	4,5	
<i>Brachionus budapestiensis</i> Daday	120	0,1											
<i>Conochilus unicomis</i> Rouss.			120	0,1									
<i>Kellicottia longispina</i> Kell.	600	0,2	120										
<i>Keratella quadrata</i> Müll.	2880	1,4	2280	1,1	4680	2,3	4080	2,0	40320	20,2	5616	2,8	

водоема – ветвистоусый рачок *D. cucullata* (56 %). Численность и биомасса зоопланктона в июльской пробе были заметно выше, чем в августовской, что, очевидно, связано с более благоприятным температурным режимом в первый срок отбора по сравнению со вторым (24,5 и 14–16 °С соответственно).

Таблица 60. Средняя численность (тыс. экз/м³) и биомасса (г/м³) основных классов и общего зоопланктона в центральной акватории Белоярского водохранилища (1989 г.)

Класс	Время отбора	Численность			Биомасса		
		1	2	3	1	2	3
Ракообразные	Июль	44,9	151,6	408,2	2,36	1,39	18,77
	Август	16,9	23,4	53,6	0,31	0,45	2,41
Коловратки	Июль	8,2	5,6	62,6	0,10	0,02	0,49
	Август	2,5	4,1	5,8			0,007
Общий зоопланктон	Июль	53,0	157,3	470,9	2,46	1,41	19,26
	Август	19,4	27,4	59,5	0,31	0,46	2,42

Примечание: 1 – центр водоема напротив Теплого залива; 2 – центр водоема напротив Биофизической станции; 3 – центр водоема в верховье.

Из табл. 60 видно, что наиболее высокими численность и биомасса зоопланктона в период наблюдений были в верхней части водоема по сравнению с нижней. В частности, биомасса зоопланктона в верховье в июле оказалась примерно в 10 раз, а в августе – в 5–8 раз выше, чем в центральной части водохранилища напротив Теплого залива и Биофизической станции. Аналогичная картина наблюдалась и по фитопланктону. Указанные различия между

верхней и нижней частями водохранилища связаны с воздействием р. Пышмы, приносящей в водоем со сточными водами городов Екатеринбурга, Березовского, Верхней Пышмы дополнительные количества химических элементов и органических веществ и таким способом стимулирующей развитие планктонных организмов и высшей водной растительности в верховье водоема.

7.2.5. Общий список видов зоопланктона водоема-охладителя. Ниже приведен общий список зоопланктонных организмов, зарегистрированных в Белоярском водохранилище в период исследований, насчитывающий 31 вид:

Класс Ракообразные

Ветвистоусые

- Alona rectangula* Müll.
- Bosmina kessleri* Uljan.
- Bosmina longirostris* Müll.
- Bosmina obtusirostris* Sars.
- Bythotrephes longimanus* Leydig.
- Ceriodaphnia quadrangula* Müll.
- Chydorus sphaericus* Müll.
- Daphnia cristata* Sars.
- Daphnia cucullata* Sars.
- Daphnia pulex* Leydig.
- Diaphanosoma brachyurum* Liev.
- Leptodora kindtii* Focke.
- Sida brachyurum* Live.

Веслоногие

Acanthocyclops viridis Jur.
Cyclops vicinus Uljan.
Eucyclops serrulatus Fisch.
Eudiaptomus graciloides Lill.
Macrocyclops albidus Jur.

Класс Коловратки

Asplanchna priodonta Gosse.
Brachionus budapestiensis Daday.
Brachionus diversicornis Daday.
Brachionus quadridentatus Herm.
Conochilus unicornis Rouss.
Filinia longiseta Ehren.
Kellicottia longispina Kell.
Keratella cochlearis Gosse.
Keratella quadrata Müll.
Lecane (Monostyla) luna Müll.
Microcodon claus Ehrbg.
Notholca squamula Müll.
Platyas quadricornis Ehrbg.

7.3. Накопление радионуклидов планктоном Белоярского водохранилища

Планктон как совокупность пассивно плавающих в воде мелких организмов характеризуется большой общей поглощающей поверхностью, поэтому он способен быстро адсорбировать поступающие в водную среду радиоактивные элементы. Отмирающие организмы осаждаются на дно водоемов, и таким путем выводят накопленные радионуклиды из активного круговорота в донные отложения. Другая часть планктона, служащая пищей для планктофагов, извлекает радионуклиды из воды и тем самым способствует переходу их по пищевым цепям в другие организмы, включая человека.

7.3.1. Зона сброса подогретой воды и контрольный район. Для оценки влияния температурного фактора на накопительную способность планктона последний отбирали в Теплом заливе выше дамбы, чтобы по возможности исключить попадание радионуклидов непосредственно из промливневого канала, расположенного выше по течению водоема. Контролем служил Щучий залив. Работу выполняли в 1986 и 1988 гг. в период массового развития водорослей (июнь – август). В табл. 25–28 и 48–51 приведены видовой состав, численность и биомасса фито- и зоопланктона в указанных регионах водоема-охладителя в период наблюдений.

Установлено, что содержание радионуклидов в рассматриваемых районах водоема за время наблюдений варьировало в широких пределах: ^{60}Co – от 20 до 1000, ^{90}Sr – от 6 до 400, ^{137}Cs – от 30 до 900 Бк/кг сухой массы планк-

тона. Статистическая обработка всей совокупности данных по концентрациям ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs с помощью критерия Кохрена позволила установить неоднородность выборки ($F_{\alpha} / F_{0,05} > 1$), что может быть связано с влиянием какого-то фактора. Применение двухфакторного дисперсионного анализа (Налимов, 1960) подтвердило разницу (табл. 61) в концентрациях этих радионуклидов в планктоне Теплого и Щучьего заливов (различия достоверны при 5 %-ном уровне значимости). С нашей точки зрения, эти различия могут быть обусловлены двумя факторами: с одной стороны, влиянием повышенной температуры воды в зоне сброса (Чеботина, 1995), а с другой – поступлением дополнительных количеств радионуклидов в Теплый залив через водосбросной канал из системы охлаждения АЭС. Как говорилось ранее, выше по течению на правом берегу водохранилища расположены обводной и промливневый каналы, стоки которых, выходящие в водоем, содержат повышенные количества радионуклидов. Проходя мимо зоны забора воды, они засасываются в системы охлаждения станции и далее через водосбросной канал поступают в зону сброса (Теплый залив).

Концентрация всех трех радионуклидов в планктоне в 1988 г. была ниже, чем в 1986 г. Обработка результатов с помощью критерия t показала достоверность указанных различий (при 5 %-ном уровне значимости). Мы полагаем, что это обусловлено тенденцией к снижению концентрации радионуклидов в компонентах водоема-охладителя в связи с выводом из эксплуатации 2-го энергоблока (Радио-экологические..., 1992).

Таблица 61. Концентрации радионуклидов в планктоне зоны подогрева и контрольном районе в 1986 и 1988 гг., Бк/кг сухой массы

Время отбора проб	⁶⁰ Co			⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs		
	Теплый залив	Щучий залив	Теплый залив	Теплый залив	Щучий залив	Теплый залив	Теплый залив	Щучий залив	
1986 г.	июнь	973 ± 114	136 ± 31	78 ± 39	40 ± 22	882 ± 137	264 ± 59		
	июль	107 ± 22	85 ± 18	174	69 ± 47	196 ± 24	129 ± 28		
	август	602 ± 67	310 ± 19	316 ± 72	54 ± 15	544 ± 44	614 ± 29		
1988 г.	июнь	278 ± 19	28 ± 3	36 ± 15	7 ± 1	604 ± 53	131 ± 6		
	июль	33 ± 3	19 ± 1	6 ± 1	12 ± 2	47 ± 7	37 ± 5		
	август	53 ± 5	54 ± 7	10 ± 5	8 ± 1	88 ± 18	204 ± 23		

7.3.2. Водозаборный и водосбросной каналы.

Поскольку поступление воды в Теплый залив практически полностью осуществляется через водосбросной канал, мы исследовали, как меняются радиоактивность и химический состав планктона при прохождении его через системы охлаждения АЭС. В этих целях в 1985–1991 гг. был проведен многократный отбор проб планктона из водозаборного и водосбросного каналов. Из табл. 62 видно, что в разные годы наблюдений концентрация радионуклидов в планктоне указанных каналов изменялась в широких пределах: ^{60}Co – от 60 до 1380, ^{90}Sr – от 10 до 150, ^{137}Cs – от 100 до 1240 Бк/кг сухой массы планктона. Следует еще раз отметить, что в водозаборный канал вода засасывается с помощью насосов с прилегающей к нему акватории водоема. Поэтому в канал отчасти попадают слабордиоактивные стоки из промливневого и обводного каналов, расположенных выше по течению водоема. Следовательно, показатели радиоактивности планктона водозаборного канала характеризуют ситуацию в прилегающей к нему акватории водоема. При прохождении через системы охлаждения состав воды меняется в зависимости от технологических особенностей этих систем. В частности, для 2-го энергоблока Белоярской АЭС отмечалась возможность протечек в теплообменном оборудовании, в связи с чем в водосбросной канал и далее в Теплый залив могли поступать дополнительные количества радионуклидов (Пискунов и др., 1992). Как свидетельствуют наши данные, в 1985–1986 гг. в большинстве случаев наблюдалось повышенное содержание всех трех радионуклидов в планктоне водосбросного канала по сравнению с водозаборным. В последующие годы (1990–1991 гг.), когда из эксплуатации был выведен 2-й энергоблок,

существенных различий по радиоактивности между планктоном водозаборного и водосбросного каналов не наблюдалось. Последнее свидетельствует об отсутствии дополнительного поступления радионуклидов в водоем через водосбросной канал из системы охлаждения при работе 3–го энергоблока АЭС.

Таблица 62. Концентрации радионуклидов в планктоне водозаборного и водосбросного каналов, Бк/кг сухой массы

Год наблюдений	Водозабор			Водосброс		
	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
1985	60	29	98	1310 ± 87	150 ± 60	1240 ± 40
1986	1150 ± 20	26 ± 4	470 ± 15	1380 ± 35	23 ± 2	1040 ± 30
1990	122 ± 16	10 ± 2	247 ± 32	125 ± 17	16 ± 3	255 ± 32
1991	151 ± 21	12 ± 3	151 ± 40	140 ± 20	22 ± 4	152 ± 36

Примечание. За 1986, 1990 и 1991 гг. данные усреднены по 3, 5 и 4 временным точкам соответственно.

7.3.3. Промливневый канал. Летом 2003 г. было исследовано содержание радионуклидов в общем планктоне Белоярского водохранилища в месте выхода в него промливневой канализации. Как указывалось выше, в канал попадают стоки с двух предприятий: Белоярской АЭС, где в настоящее время работает 3–й энергоблок, и Свердловского филиала научно-исследовательского и конструкторского института энерготехники (СФНИКИЭТ), где работает экспериментальный реактор. В качестве контроля служило верховье Белоярского водохранилища, расположенное вверх по течению примерно в 15 км от АЭС.

Содержание радионуклидов в планктоне водоема-охладителя в двух рассматриваемых районах Белоярского водохранилища приведено в табл. 63. Видно, что из радионуклидов, поступающих через промливневую канализацию, основным загрязнителем является ^{137}Cs . Концентрация этого радионуклида в планктоне ПЛК выше, чем в объектах контрольного региона, более чем в 400 раз, ^{90}Sr – в 3 раза, а ^{60}Co – примерно в 40 раз.

Таблица 63. Содержание радионуклидов в планктоне ПЛК и верховья Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Концентрация	
	Район ПЛК	Верховье
^{60}Co	178 ± 19	4 ± 1
^{90}Sr	63 ± 1	23 ± 4
^{137}Cs	3089 ± 153	7 ± 1

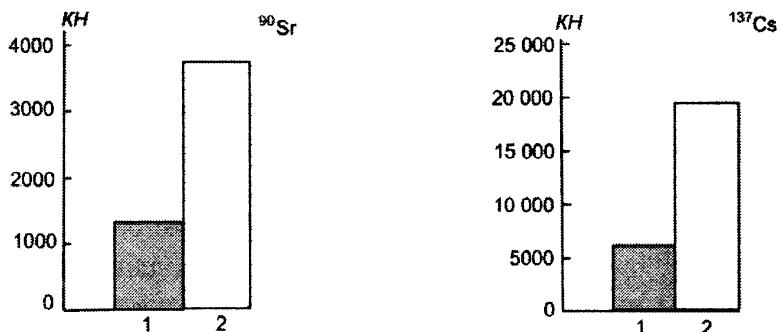


Рис. 56. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунте (1) и планктоне (2) в ПЛК Белоярского водохранилища

Ранее (Куликов, Чеботина, 1988; Радиоэкологические..., 1992) считалось, что наилучшим индикатором радиоактивного загрязнения водных экосистем в большинстве случаев является грунт, поскольку он в конечном итоге концентрирует и удерживает в себе большинство радионуклидов, попавших в водоем. На примере района ПЛК Белоярского водохранилища показано (рис. 56), что коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs планктоном при прочих равных условиях даже выше, чем для слоя грунта 0–5 см. Поэтому планктон можно считать более сорбционно способным к радиоактивному загрязнению компонентом водоема, чем грунт. Это свойство может быть успешно использовано для биоиндикации радиоактивного загрязнения воды в местах размещения предприятий ЯТЦ.

В 2004 г. была проведена оценка концентраций радионуклидов в фито- и зоопланктоне устьевой части промливневого канала. В период исследований концентрация ^{90}Sr в фитопланктоне в разные сроки наблюдений варьировала от 67 до 167 Бк/кг сухой массы при среднем значении 109 ± 11 Бк/кг (рис. 57). Соответствующий показатель для зоопланктона изменялся от 83 до 224 Бк/кг при среднем значении 139 ± 17 Бк/кг. Статистическая обработка экспериментальных данных показала отсутствие различий в накопительной способности фито- и зоопланктона в отношении этого радионуклида (уровень значимости $p > 0,05$).

Концентрация ^{137}Cs в фитопланктоне изменялась от 1810 до 6450 Бк/кг сухой массы при среднем значении 4880 ± 550 Бк/кг (рис. 58). Резкое снижение концентрации ^{137}Cs в пробе фитопланктона 25.08.2004 г. связано с цветением воды; очевидно, что за счет резкого нарастания числа молодых клеток во время цветения произошло разбавление

радионуклида в массе фитопланктона. Концентрация ^{137}Cs в зоопланктоне изменялась от 2500 до 4600 Бк/кг (среднее значение 3250 ± 250 Бк/кг).

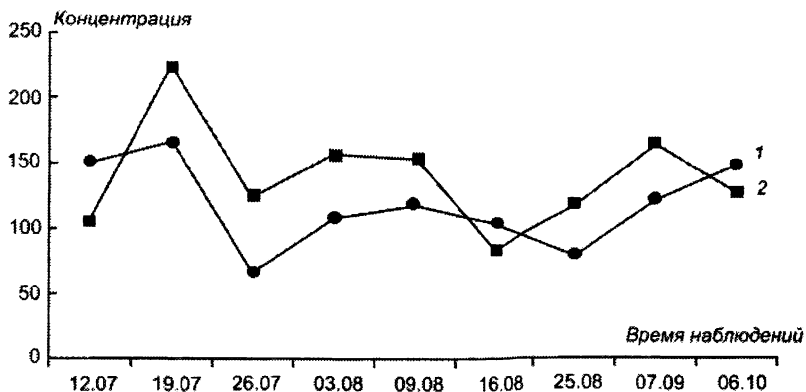


Рис. 57. Динамика концентраций ^{90}Sr (Бк/кг сухой массы) в фито- (1) и зоопланктоне (2) района устьевой части ПЛК

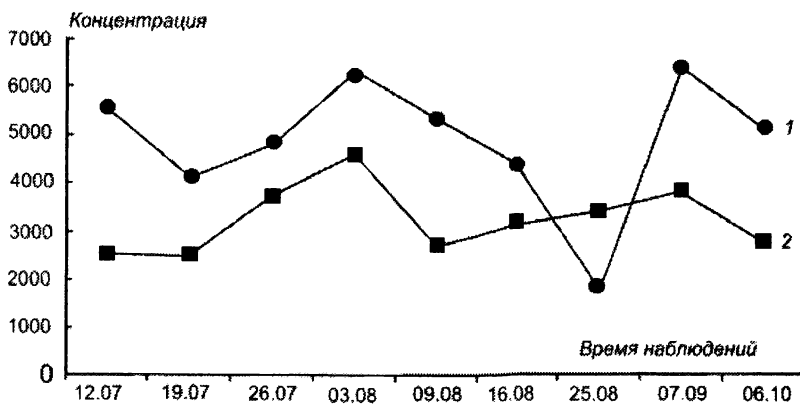


Рис. 58. Динамика концентраций ^{137}Cs (Бк/кг сухой массы) в фито- (1) и зоопланктоне (2) района устьевой части ПЛК

Статистическая обработка этих результатов показала, что данный радионуклид накапливался фитопланктоном больше, чем зоопланктоном (уровень значимости $p < 0,01$): превышение составляет в среднем 1,5 раза.

На основании данных о биомассе фито- и зоопланктона в районе выхода ПЛК в водоем, а также удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих группах организмов было рассчитано, что с июля по октябрь 2004 г. с каждым кубометром воды из канала проливневой канализации в Белоярское водохранилище с фитопланктоном поступало 0,71 Бк ^{90}Sr и 29,5 Бк ^{137}Cs , а с зоопланктоном – 0,08 и 1,8 Бк соответственно ^{90}Sr и ^{137}Cs (табл. 64). Таким образом, основная часть радиоактивного загрязнения (96 %) формируется за счет ^{137}Cs , который находится в основном в составе фитопланктонных организмов. Зная объем сбросной воды проливневого канала, мы рассчитали количество радиоактивных загрязнителей, поступающих в водоем-охладитель с фито- и зоопланктоном: ^{90}Sr – 0,8 МБк, ^{137}Cs – 31,7 МБк в месяц. При этом с фитопланктоном поступает примерно 30,6 МБк ^{90}Sr и ^{137}Cs , а с зоопланктоном значительно меньше – 1,9 МБк.

Таблица 64. Содержание радионуклидов в планктоне, поступающем с каждым кубометром воды из ПЛК в водоем, Бк

Параметр	^{90}Sr	^{137}Cs
Общий планктон	0,79	31,3
Фитопланктон	0,71	29,5
Зоопланктон	0,08	1,8

Поскольку основным депо накопления радионуклидов в водоеме, как правило, являются грунты (Куликов, Чеботина, 1988), интересно было сравнить накопительную способность грунта, фито- и зоопланктона, а также других групп гидробионтов, отобранных в промливневом канале. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде данной акватории водоема в течение всего периода исследований незначительно варьировала вокруг средних величин (^{90}Sr – 0,018 Бк/л, ^{137}Cs – 0,016 Бк/л). На основе этих данных были рассчитаны коэффициенты накопления для фито- и зоопланктонных организмов, грунта, некоторых видов рыб (мальков) и моллюсков. Видно (рис. 59), что на момент исследований КН ^{90}Sr для грунта ПЛК был равен 1100, а для фито- и зоопланктона – в 6–7 раз больше (соответственно 5850 и 6960). Коэффициенты накопления радионуклида у фито- и зоопланктонных организмов были также выше, чем у мальков рыб (470–620) и моллюсков (2120).

Аналогичная картина наблюдалась и по ^{137}Cs : для фитопланктона КН (318620) был в 5, а для зоопланктона (203190) – в 3 раза больше, чем для грунта (64060). У мальков рыб они были еще меньше и изменялись в пределах 2170–9200. Для моллюсков коэффициенты накопления этого радионуклида определить не удалось, так как его концентрация находилась ниже предела обнаружения (рис. 60).

В ПЛК поступают стоки из двух каналов – от АЭС и СФНИКИЭТ. В 2006 г. был оценен вклад каждого из указанных выше предприятий в загрязнение планктона ПЛК ^{90}Sr и ^{137}Cs (рис. 61 и 62). Установлено, что в большинстве случаев концентрации исследованных радионуклидов в планктоне канала АЭС выше, чем СФНИКИЭТ.

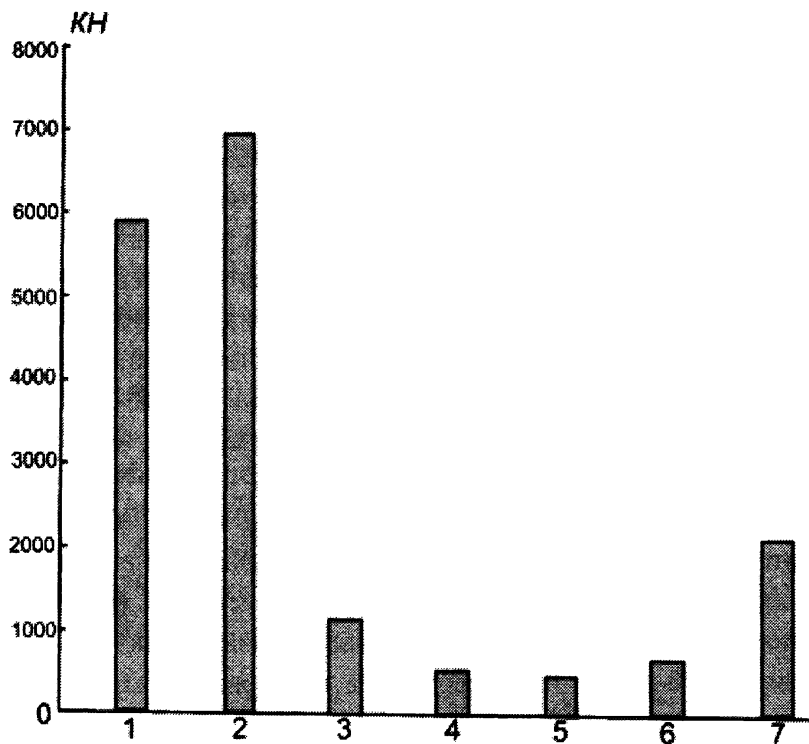


Рис. 59. Коэффициенты накопления ^{90}Sr для гидробионтов и грунта в устьевой части ПЛК (на сухую массу).

1 – фитопланктон; 2 – зоопланктон; 3 – грунт; 4 – чебак; 5 – вьюн; 6 – подлещик; 7 – моллюски

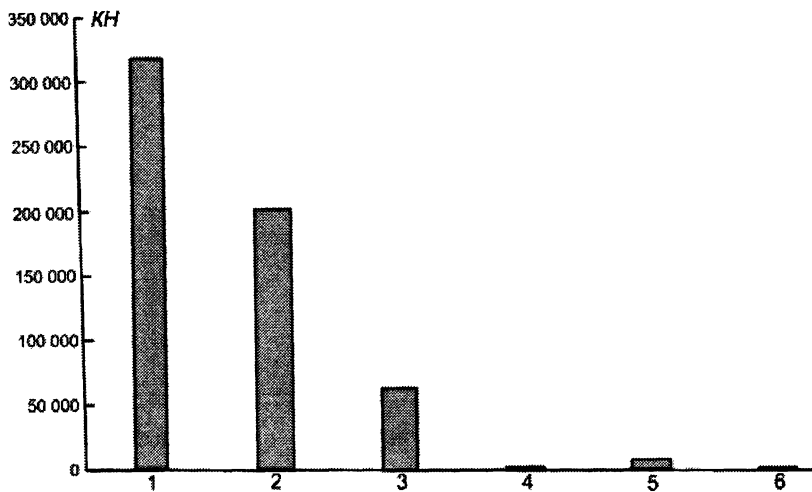


Рис. 60. Коэффициенты накопления ^{137}Cs для гидробионтов и грунта в устьевой части ПЛК (на сухую массу)

*1 – фитопланктон; 2 – зоопланктон;
3 – грунт; 4 – чебак; 5 – вьюн; 6 – подлецик*

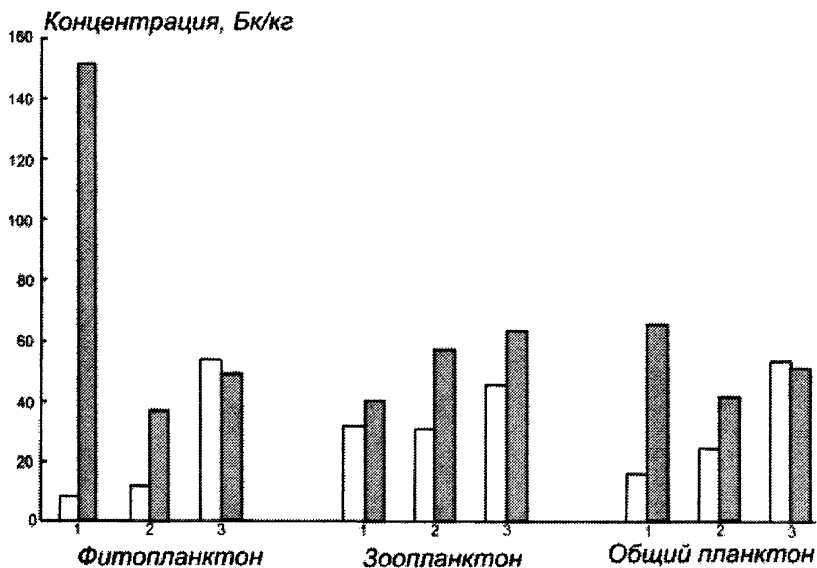


Рис. 61. Концентрации ^{90}Sr в фито-, зоопланктоне и суммарном планктоне (на сухую массу) в каналах СФНИКИЭТ (светлые столбики) и АЭС в разные сроки наблюдений: 1 – 20.06.2005; 2 – 27.06.2005; 3 – 4.07.2005

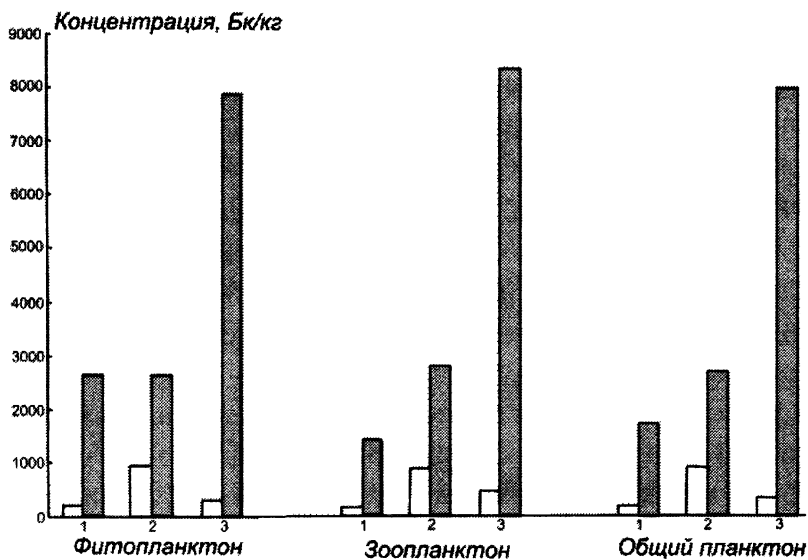


Рис. 62. Концентрации ^{137}Cs в фито-, зоопланктоне и суммарном планктоне (на сухую массу) в каналах СФНИКИЭТ (светлые столбики) и АЭС в разные сроки наблюдений: 1 – 20.06.2005; 2 – 27.06.2005; 3 – 4.07.2005

Особенно это касается ^{137}Cs , концентрация которого в планктоне канала СФНИКИЭТ в разные сроки наблюдений не превышала 1000 Бк/кг сухой массы, тогда как в канале АЭС этот показатель варьировал в среднем в пределах 1400 – 8300 Бк/кг.

7.3.4. Суточная динамика накопления радионуклидов планктоном Белоярского водохранилища. Известно, что для сообществ микроскопических водных организмов с коротким жизненным циклом характерна суточная динамика их жизнедеятельности (Константинов, 1972). Чтобы оценить, как изменяется накопительная способность планктонных организмов в разное время суток, в 1987 г. планктон в районе Щучьего залива Белоярского водохранилища отлавливали в следующие временные интервалы: 2 – 4, 5 – 6, 9 – 11, 13 – 15, 16 – 18, 19 – 21 ч. В течение указанного промежутка времени общая численность фитопланктона в данном регионе варьировала от 147 до 367 млн кл/л, а биомасса – от 77 до 206 г/м³. Доминирующим типом водорослей были зеленые, причем от 71 до 92% биомассы составляла водоросль *Pediastrum duplex*. К сожалению, данными по численности и биомассе зоопланктона мы не располагаем.

На рис. 63 приведены усредненные величины концентраций изучаемых радионуклидов в общем планктоне в зависимости от времени суток. Видно, что с 16 до 18 ч содержание каждого из трех радионуклидов снижается в среднем в 2 раза по сравнению с остальными временными точками. Для наглядности на этом же рисунке представлена динамика численности и биомассы фитопланктона, показатели которых в этом же интервале времени возрастают в 4–5 раз.

Последнее можно объяснить хорошим прогреванием толщи воды и оптимальной освещенностью в указанное время суток, что стимулирует интенсивное увеличение числа делящихся клеток, превышающее их убыль в результате отмирания. Установлена обратная корреляционная связь между численностью и биомассой фитопланктона и концентрацией радионуклидов в общем планктоне (табл. 65).

Можно предположить, что установленный нами факт объясняется эффектом «разбавления» радионуклидов в массе планктона за счет быстрого нарастания числа молодых клеток микроводорослей, в которых за короткий промежуток времени не достигается уровень средних значений радиоактивности, характерных для планктона в целом. Имеются аналогичные данные о суточной динамике накопления ^{90}Sr планктонными водорослями (Jousef et al., 1975).

Таблица 65. Коэффициенты корреляции между численностью и биомассой фитопланктона и концентрацией радионуклидов в общем планктоне

Корреляционная пара	Коэффициент корреляции
Численность фитопланктона – ^{60}Co	– 0,8
Биомасса фитопланктона – ^{60}Co	– 0,7
Численность фитопланктона – ^{90}Sr	– 0,7
Биомасса фитопланктона – ^{90}Sr	– 0,6
Численность фитопланктона – ^{137}Cs	– 0,9
Биомасса фитопланктона – ^{137}Cs	– 0,9

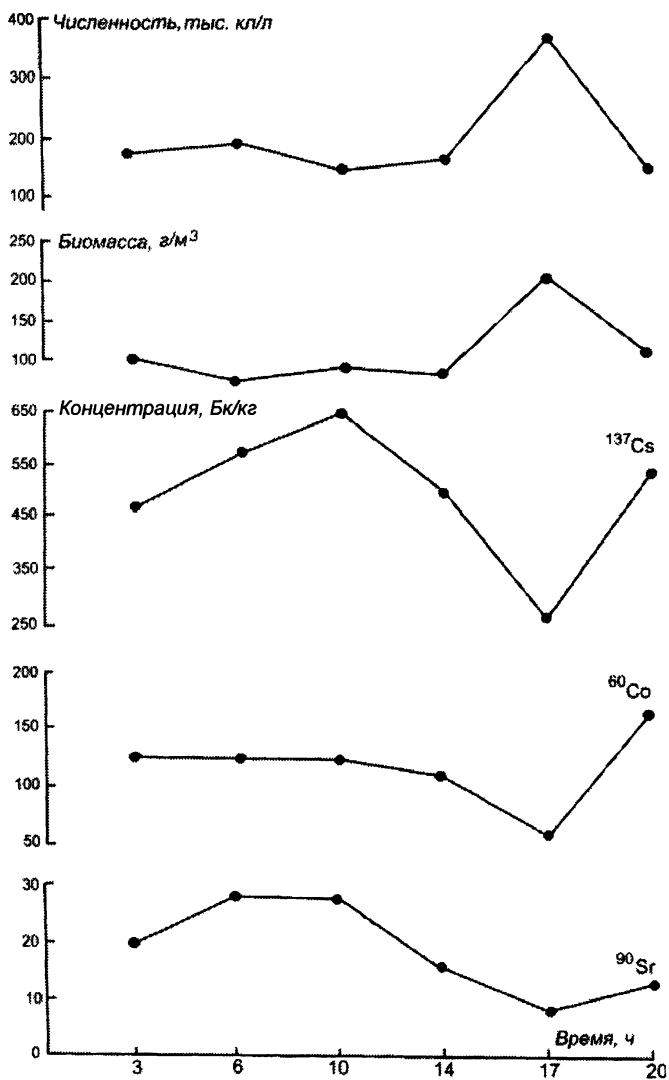


Рис. 63. Суточные колебания численности и биомассы фитопланктона и концентрации радионуклидов в общем планктоне (на сухую массу) Щучьего залива Белоярского водохранилища

7.3.5. Содержание радионуклидов в планктоне центральной части водохранилища. Для оценки накопления радионуклидов в планктоне в масштабах всего водохранилища необходимо было знать их концентрацию также и в центральной части акватории водоема. Для этого в июле и августе 1989 г. планктон отбирали в его нижней (от Теплого залива до Биофизической станции, А) и верхней (от Щучьего залива до верховья, Б) частях (табл. 66). Средние концентрации оказались достаточно близкими по каждому из трех исследуемых радионуклидов. В 1989 г. концентрация радионуклидов в планктоне центральной акватории водоема в среднем составляла Бк/кг: ^{60}Co – 220, ^{90}Sr – 6,5, ^{137}Cs – 53. Видно, что планктон центральной части Белоярского водохранилища накапливает больше всего ^{60}Co , в меньшей степени – ^{137}Cs и еще меньше – ^{90}Sr .

Таблица 66. Концентрация радионуклидов в планктоне центральной части Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Район	Июль 1989 г.			Август 1989 г.		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
А	208 ± 18	7 ± 0	81 ± 1	222 ± 12	5 ± 1	49 ± 1
Б	Не опр.	6 ± 1	28 ± 1	245 ± 55	8 ± 2	53 ± 1
Среднее	208	6,5	55	233	6,5	51

7.4. Накопление тяжелых металлов планктоном Белоярского водохранилища

7.4.1. Химический состав планктона после его прохождения через системы охлаждения АЭС. В 1985 г. был исследован химический состав планктона до и после его прохождения через системы охлаждения АЭС. Оказалось, что планктон водосбросного канала содержал значительно больше макро- и микроэлементов, чем планктон водозаборного канала. В частности, содержание Zr в водосбросном канале было больше в 4 раза, Si – в 5, Sn, Re, Pb, Co, Ca – в 7, W, V, Fe, Cu – в 10–13, Mg, Cr, Ti – в 18–20, Ni – в 35, а Mn – в 215 (табл. 67). Таким образом, при прохождении воды через системы охлаждения АЭС находящиеся в ней планктонные организмы в значительной степени обогащались целым набором химических элементов. Нам не удалось установить, являлись ли эти элементы радиоактивными или стабильными. В конечном счете в исследованный период времени (1985 г.), когда еще функционировал 2-й энергоблок, они поступали через Теплый канал в водоем-охладитель и вносили определенный вклад в загрязнение акватории водохранилища. Аналогичные данные получены другими авторами для водоема-охладителя Курской (Тяжелые ..., 1996) и Игналинской АЭС (Марчюленене, 1994).

7.4.2. Содержание тяжелых металлов в планктоне каналов АЭС. В 2004 г. была проведена оценка содержания тяжелых металлов в планктоне каналов, через которые стоки АЭС попадают в водоем-охладитель. Результаты этих исследований представлены на рис. 64. Контролем служило верховье Белоярского водохранилища.

Таблица 67. Химический состав планктона после прохождения его через системы охлаждения АЭС

Элемент	Водозабор	Водосброс
Ca, мг/г сухой массы	6,2	42
Fe -«-	0,2	3,1
Mg -«-	0,6	11,1
Mn -«-	0,1	24
Al, мкг/г сухой массы	31	Следы
Co -«-	1,2	8,0
Cr -«-	1,2	21,5
Cu -«-	8,8	117
Mo -«-	Следы	4,5
Ni -«-	2,8	97
Pb -«-	5,7	41
Re -«-	0,9	6,3
Si -«-	21	110
Sn -«-	4,7	31
Ti -«-	2,0	43
V -«-	1,3	15
W -«-	7,1	69
Zr -«-	0,4	1,7

Наиболее высокие показатели отклонения от контроля дает промливневый канал. В него поступают сбросы из промливневой канализации АЭС и СФНИКИЭТ, где работает экспериментальный реактор. Планктон этого канала содержит по сравнению с условно контрольным районом в 5 раз больше Mn, в 4 раза – Ni, в 1,5–2,5 раза – Cu, Fe, Co, Sr. В планктоне теплого канала, куда поступают подогре-

тые воды из систем охлаждения АЭС, отмечено примерно двухкратное повышение содержания Mn и Ni. В обводном канале, дренирующем территорию вокруг АЭС, существенных изменений в содержании тяжелых металлов в планктоне практически не обнаружено.

Учитывая возможность поступления тяжелых металлов в контрольный район водоема-охладителя с водами р. Пышмы, мы сравнили их количество в планктоне канала ПЛК с соответствующими уровнями содержания в пресноводных организмах, условно принимаемыми за фоновые (Никаноров и др., 1985). Как видно из табл. 68, в большинстве случаев наблюдается превышение показателей для Белоярского водохранилища по сравнению с условно принятыми фоновыми значениями. В частности, условно принятый фоновый показатель по Mn составил 10–120 мкг/г, а в Белоярском водохранилище он варьирует от 687 до 3527 мкг/г сухой массы суммарного планктона. Для Pb соответствующие показатели составили 0,3–1,8 мкг/г (уровень условного фона) и 17–32 мкг/г (планктон Белоярского водохранилища). Последнее говорит о вкладе АЭС в загрязнение водоема тяжелыми металлами.

На рис. 65 представлены данные о содержании тяжелых металлов отдельно в фито- и зоопланктоне промливневого канала. Оказалось, что в целом зоопланктон накапливает практически все металлы в больших количествах, чем фитопланктон. Статистическая обработка всей совокупности данных для двух групп планктонных организмов подтвердила, что различие между ними высокодостоверно (уровень значимости $< 0,01$). Оказалось также, что обе группы в наибольшей степени накапливают Fe (7000–22000 мкг/г сухой массы) и Mn (1300–7000 мкг/г), а в наименьшей – Cd (0,4–1 мкг/г).

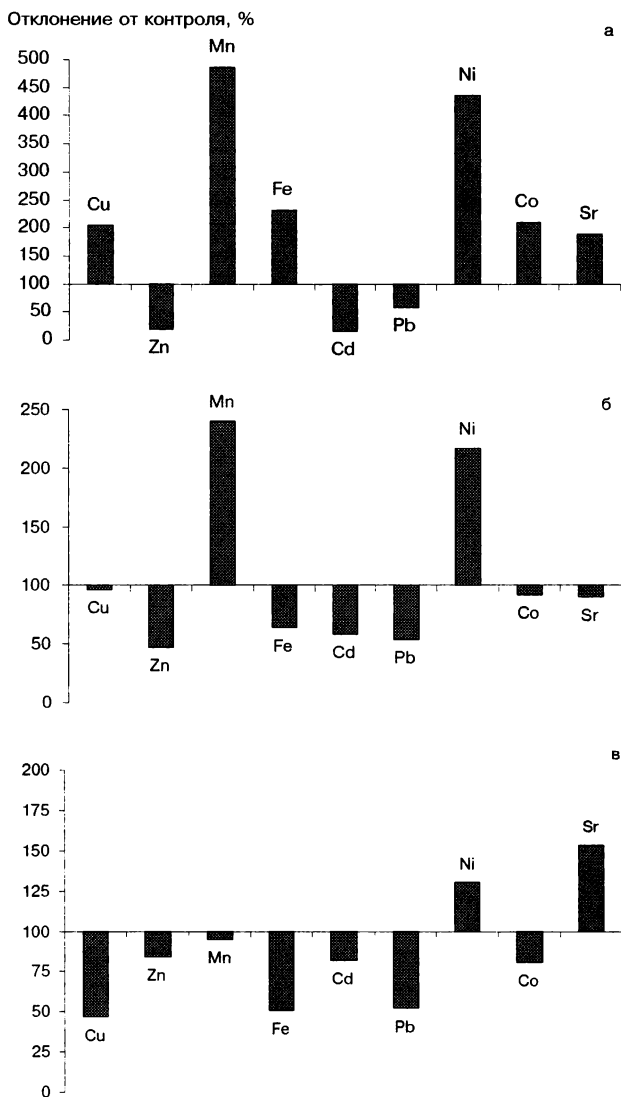


Рис. 64. Содержание тяжелых металлов в планктоне каналов Белоярского водохранилища. а – промливневый канал; б – теплый канал; в – обводной канал

Таблица 68. Концентрации микроэлементов в планктоне Белоярского водохранилища и пресноводных организмах, условно принимаемых за фоновые, мкг/г сухой массы

Элемент	Белоярское водохранилище	Условно фоновый уровень (Никаноров и др., 1985)
Cu	14 – 61	2,5 – 60
Zn	93 – 470	80 – 230
Mn	687 – 3527	10 – 120
Fe	2360 – 10770	600 – 3500
Cd	0,6 – 3,9	0,1 – 0,5
Pb	17,2 – 32	0,3 – 1,8
Ni	22 – 94	1,5 – 24
Co	3 – 7,8	0,04 – 0,4
Sr	8 – 17	5 – 10

Последнее хорошо согласуется с опубликованными данными (Ветров, Кузнецова, 1997). В целом, исследованные элементы по степени их накопления планктоном можно расположить в следующий ряд:

$$\text{Fe} > \text{Mn} \geq \text{Ni} \geq \text{Cu} \geq \text{Zn} \geq \text{Sr} \geq \text{Co} > \text{Cd}.$$

Интересно было сравнить полученные нами данные о накоплении тяжелых металлов в фито- и зоопланктоне промливневого канала Белоярского водохранилища с литературными данными. В частности, аналогичные исследования были проведены на оз. Байкал (Ветров, Кузнецова, 1997). Указанный водоем относится к числу экологически чистых, поэтому для нашего случая его можно рассматривать в качестве контроля. Как видно из табл. 69, концентрация большинства тяжелых металлов (Cu, Mn, Fe, Ni, Co) как в фито-, так и в зоопланктоне промливневого канала Белоярского водохранилища заметно превышает соответствующие показатели для оз. Байкал.

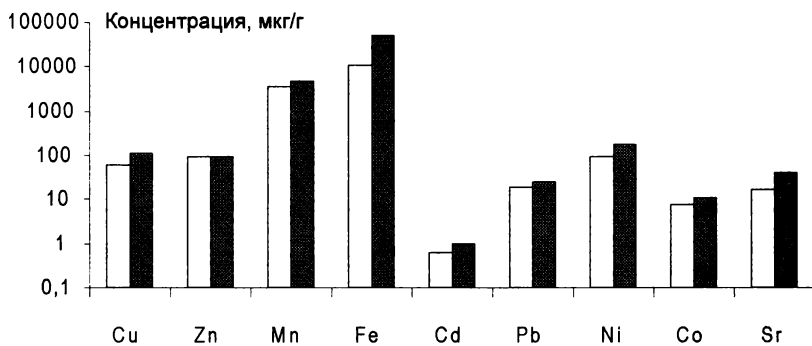


Рис. 65. Концентрация тяжелых металлов в фитопланктоне (светлые столбики) и зоопланктоне ППК (на сухую массу)

Таблица 69. Концентрации тяжелых металлов в фито- и зоопланктоне
Белоярского водохранилища и оз. Байкал, мкг/г

Элемент	Фитопланктон		Зоопланктон	
	Белоярское водохранилище	Байкал (Ветров, Кузнецова, 1997)	Белоярское водохранилище	Байкал (Ветров, Кузнецова, 1997)
Cu	40 – 96	50	106 – 117	12
Zn	68 – 135	100	81 – 113	130
Mn	1380 – 4980	200	2850 – 7070	20
Fe	7160 – 16560	2000	12150 – 22100	400
Cd	0,44 – 0,85	–	0,91 – 1,05	1,2
Pb	12 – 27	22	21 – 28	12
Ni	63 – 146	20	154 – 206	3,7
Co	5 – 11	1	21 – 28	2,2
Sr	12 – 18	80	32 – 51	85

Глава 8. Тритий в водной экосистеме Белоярского водохранилища

Тритий относится к числу наиболее широко распространенных в природе радионуклидов. Его концентрации в природных водах на несколько порядков величин выше по сравнению с концентрациями таких широко распространенных радионуклидов, как ^{90}Sr и ^{137}Cs . Основным депо трития в природе служит вода, с которой он легко перемещается на большие расстояния. В настоящее время не существует эффективных мер улавливания трития. Постоянный сброс повышенных концентраций этого радионуклида предприятиями атомной промышленности в открытые водоемы приводит к широкомасштабному их загрязнению тритием. В результате испарения воды и переноса водных паров через воздушное пространство загрязнению может подвергаться воздух природной среды, а также жилых и рабочих помещений.

В настоящем разделе приводятся многолетние данные по мониторингу трития в Белоярском водохранилище, полученные д.т.н. М.Я. Чеботиной с сотрудниками в Отделе континентальной радиоэкологии ИЭРЖ УрО РАН с 1980 по 2007 г. (Чеботина и др., 1984, 1988, 1990; 2006; Поступление ..., 1994; Тритий ..., 1999; Чеботина, Николин, 1998, 2002, 2003 а–в, 2004; Chebotina, Nicolin, 2001 а–б, 2006; Тритий ..., 2001).

8.1. Концентрации трития в водных системах контрольного района

Для выявления вклада Белоярской АЭС в загрязнение экосистемы водоема-охладителя тритием необходимо в первую очередь знать уровень техногенного фона, который установился в водных средах после прекращения испытаний ядерного оружия в атмосфере. Превышение этого уровня позволит выявить вклад атомного предприятия в общую картину загрязнения водной среды. Согласно данным Росгидромета (цит. по: Иваницкая, Малофеева, 2001), концентрация трития в реках России в 1997 г. составляла 2–7 Бк/л при среднем показателе 4 Бк/л. В Киевском водохранилище после аварии на Чернобыльской АЭС уровень техногенного фона по тритию составлял 5 Бк/л. Поэтому величину 5 Бк/л можно условно принять за уровень техногенного фона в поверхностных водах нашей страны. Это вполне согласуется с данными концентраций радионуклида в атмосферном воздухе (осадках) на территории России, которые отражают поступление трития в атмосферу от естественных и техногенных источников на поверхности Земли (Иваницкая, Малофеева, 2001).

Чтобы установить уровень техногенного фона по тритию в Уральском регионе, в 2002 г. были обследованы различные водные источники на севере Свердловской области (города Кытлым и Краснотурьинск). В этом районе отсутствуют предприятия ядерно-топливного цикла. Как видно из табл. 70, концентрация трития на северной территории области колеблется вокруг средней величины 5 Бк/л. Следовательно, этот показатель соответствует уровню техногенного фона других регионов страны и может служить

в качестве реперной величины при оценке воздействия Белоярской АЭС на водную экосистему водоема-охладителя.

Таблица 70. Концентрация трития в водных системах северного района Свердловской области

Источник воды	Название, месторасположение	Концентрация, Бк/л
Река	Лобва	8,4 ± 1,9
– // –	Йов	5,8 ± 4,6
– // –	Серебрянка	7,1 ± 0,4
Водоем	г. Краснотурьинск	4,9 ± 1,2
Дождевая вода	г. Кытлым	4,5 ± 1,0
Снеговая вода	Косьвинское плечо	4,1 ± 1,6
Колодезная вода	г. Кытлым	3,8 ± 0,3
		4,3 ± 0,5
		6,6 ± 1,3
В среднем		5,5

8.2. Мониторинг трития в воде Белоярского водохранилища

Мониторинг трития в Белоярском водохранилище ведется с 1980 г. Постоянные точки наблюдений располагались в верховье водоема, в районах плотины (на выходе из Белоярского водохранилища в р. Пышму), Биофизической станции и Теплового залива, а также в каналах, по которым стоки от БАЭС поступают в водоем (промливневый, обводной и теплый). Кроме того, для оценки миграционной способности трития с 1988 по 1999 г. проводили мониторинг радионуклида в глубинной скважине, расположенной северо-восточнее АЭС.

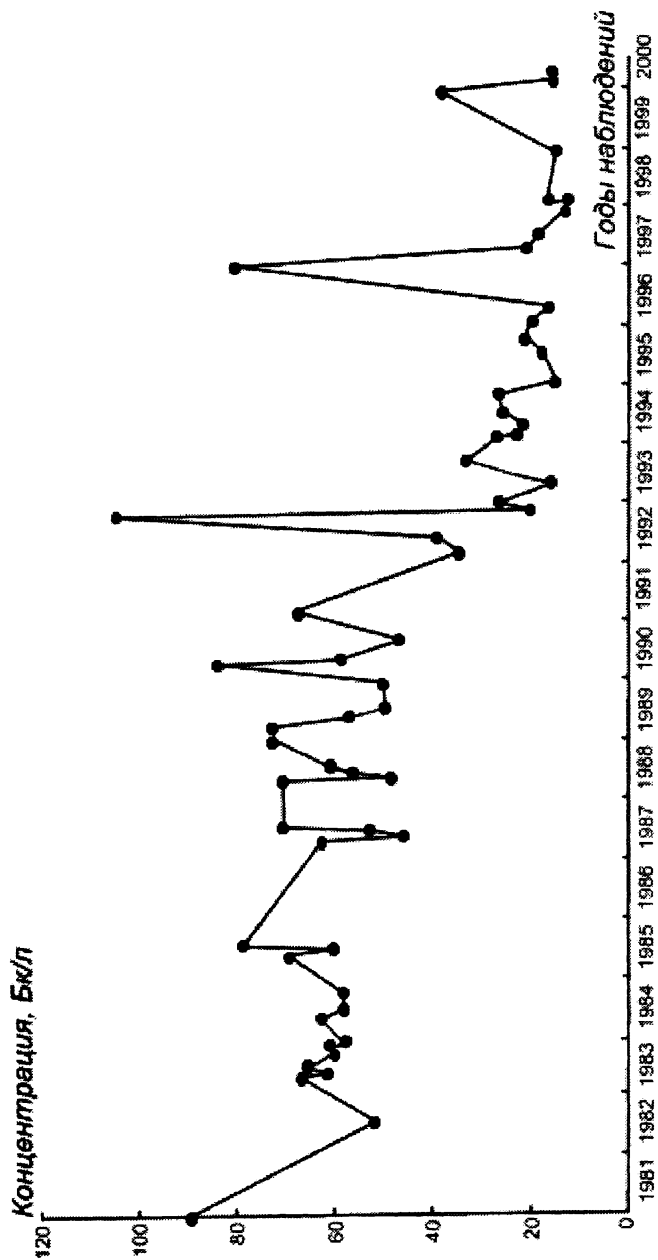


Рис. 66. Динамика концентраций трития в воде
Теплого залива Белоярского водохранилища

8.2.1. Теплый залив. Концентрация трития в воде Теплового залива в разное время исследований варьировала от 13 до 105 Бк/л (рис. 66). Во время совместной работы энергоблоков (1980–1989 гг.) содержание радионуклида в воде (в среднем 65 Бк/л) было повышенным по сравнению с последующим периодом, когда работал только 3-й энергоблок. Если не принимать в расчет пиковые выбросы радионуклида в ноябре 1991 г. и феврале 1996 г., то следует отметить, что после вывода из эксплуатации 2-го энергоблока концентрация трития в воде зоны подогрева снизилась примерно в 3 раза (в среднем 22 Бк/л).

8.2.2. Район Биофизической станции. Интересны данные, характеризующие динамику содержания трития в заливе, примыкающем к Биофизической станции Института экологии растений и животных УрО РАН. В этом месте в водоем поступают воды из обводного канала, дренирующего территорию вокруг АЭС. Этот канал маловоден, однако несет повышенные количества трития. Обращают на себя внимание резкие перепады концентраций радионуклида в воде исследуемого залива от 140 до 1000 Бк/л (рис. 67). Наиболее высокие значения концентраций отмечены в осенне-зимний период 1988, 1990, 1998, 1999 г. Если не принимать во внимание пиковые выбросы радионуклида, которые можно рассматривать как следствие протечек труб и другого оборудования, то в целом можно отметить повышенные концентрации радионуклида в воде в период работы 1-го и 2-го энергоблоков АЭС в 1980–1981 гг. по сравнению с последующим периодом. В 1981–1982 гг. концентрация составляла в среднем 90–95 Бк/л, а в 1983–1989 гг. – 66 Бк/л. После вывода из эксплуатации 2-го энергоблока содержание трития в воде достоверно снизилось (уровень значимости $< 0,05$) и составило примерно 17 Бк/л.

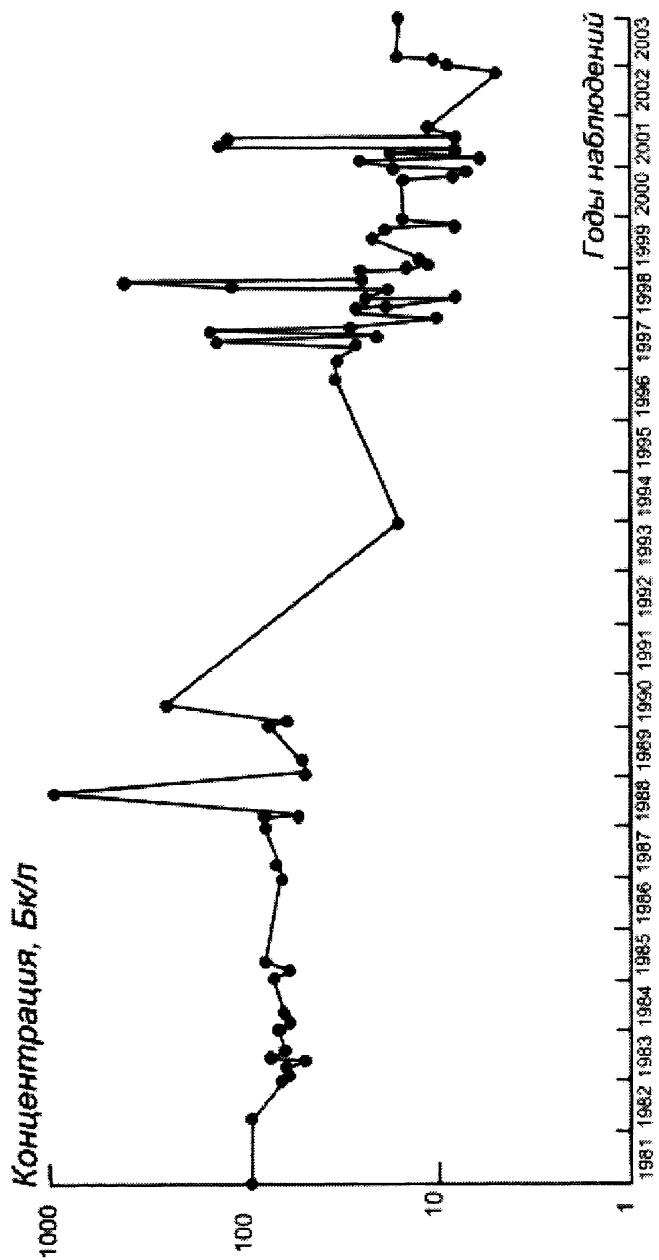


Рис. 67. Динамика концентраций тритина в воде Белоярского водохранилища в районе Биофизической станции

8.2.3. Район плотины. На рис. 68 показана динамика концентраций трития в районе плотины, где вода из Белоярского водохранилища стекает в р. Пышму. В целом, если исключить пиковые выбросы радионуклида в 1996 и 1998 гг., можно проследить тенденцию снижения концентраций радионуклида во времени. Повышенное содержание трития в воде отмечалось в период совместной работы 1-го и 2-го блоков АЭС (60–75 Бк/л) и в последующие годы после снятия с эксплуатации 1-го энергоблока. После остановки 2-го блока содержание трития в воде заметно снизилось, однако на этом фоне регистрировались пиковые выбросы (февраль 1996 г. – 93 Бк/л, февраль 1998 г. – 60 Бк/л), связанные с технологическими особенностями работы станции. Средний показатель, характеризующий концентрацию трития в воде исследуемого района в период с 1980 по 1989 г. при совместной работе энергоблоков (58 Бк/л), был достоверно выше (уровень значимости $< 0,05$), чем в последующее время, когда работал только 3-й энергоблок (22 Бк/л).

8.2.4. Верховье водоема. Динамика концентраций трития в воде верховья водоема-охладителя представлена на рис. 69. Видно, что за период наблюдений она варьировала от уровня техногенного фона до 60–70 Бк/л, но большая часть проб значительно превышала уровень техногенного фона (5 Бк/л). На фоне общей нестабильности концентраций трития во времени в отдельные периоды исследований фиксировалось заметное повышение содержания радионуклида в воде по сравнению со средними показателями. В частности, наиболее заметное превышение (~70 Бк/л) было зафиксировано в феврале 1996 г.

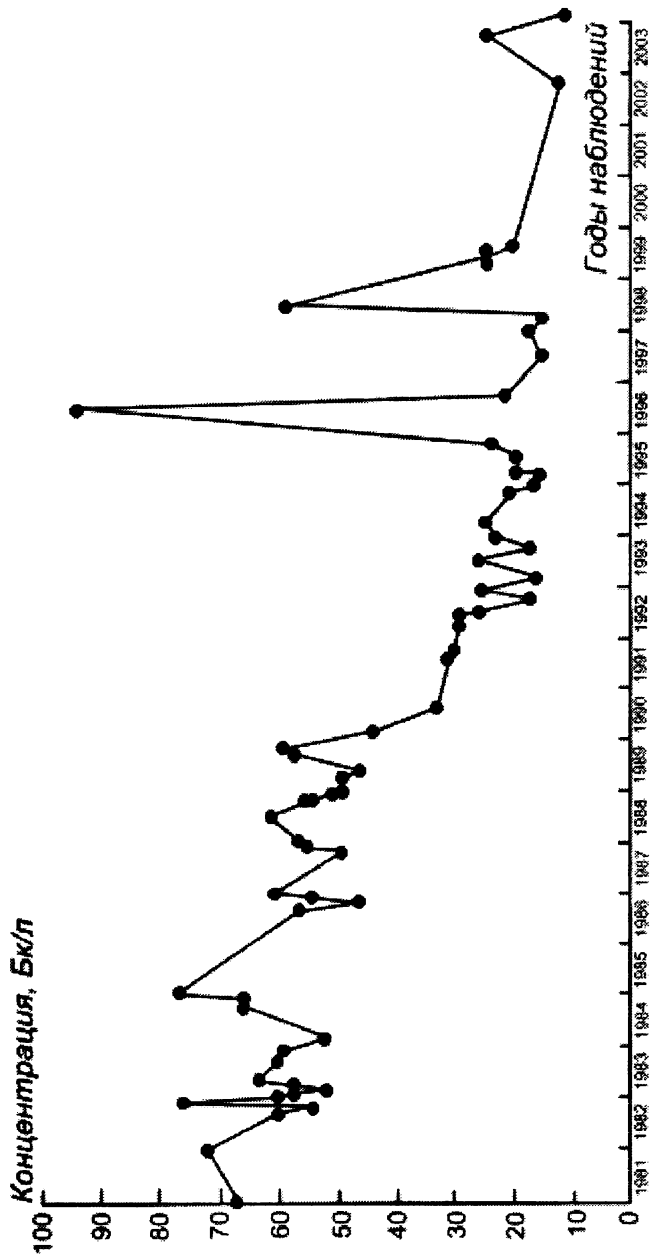


Рис. 68. Динамика концентраций нитритов в воде Белозерского водохранилища в районе плотины

Анализ результатов наблюдений с 1980 по 2003 г. выявил общую тенденцию – снижение содержания трития в воде исследуемого региона с 40–60 Бк/л в 1980–1982 гг. до 6–7 Бк/л в 1999–2003 гг. До 1989 г. средняя концентрация изотопа была примерно в два раза выше, чем в последующие годы – соответственно 34 и 16 Бк/л, причем различия статистически достоверны при высоком уровне значимости ($p < 0,01$). Разница в уровнях концентраций трития обусловлена тем, что в более ранний период (1980–1981 гг.) работали 1-й и 2-й энергоблоки, а в последующем, до 1989 г., – 2-й и 3-й. В конце 1989 г. 2-й блок был снят с эксплуатации, вследствие чего содержание трития в воде исследуемого региона заметно снизилось. В настоящее время концентрация трития в верховье Белоярского водохранилища практически приближается к уровню техногенного фона.

Таким образом, исследование динамики концентраций трития в воде верховья врдоема-охладителя позволило заключить, что, хотя содержащиеся тритий слаборадиоактивные стоки АЭС перемещаются преимущественно вниз по течению в сторону плотины, они могут также достигать верховья водоема и загрязнять водную среду.

Сравнение данных, характеризующих концентрации трития в верховье и районе плотины водоема, позволило выявить вклад атомной станции в загрязнение экосистемы водоема-охладителя. В период с 1980 по 1989 г. средняя концентрация трития в воде в районе плотины была достоверно выше (при уровне значимости $< 0,01$), чем в верховье (соответственно 58 и 34 Бк/л). После вывода из эксплуатации 2-го энергоблока на фоне общего снижения содержания изотопа в воде обоих обследованных регионов достоверные различия между ними сохранились.

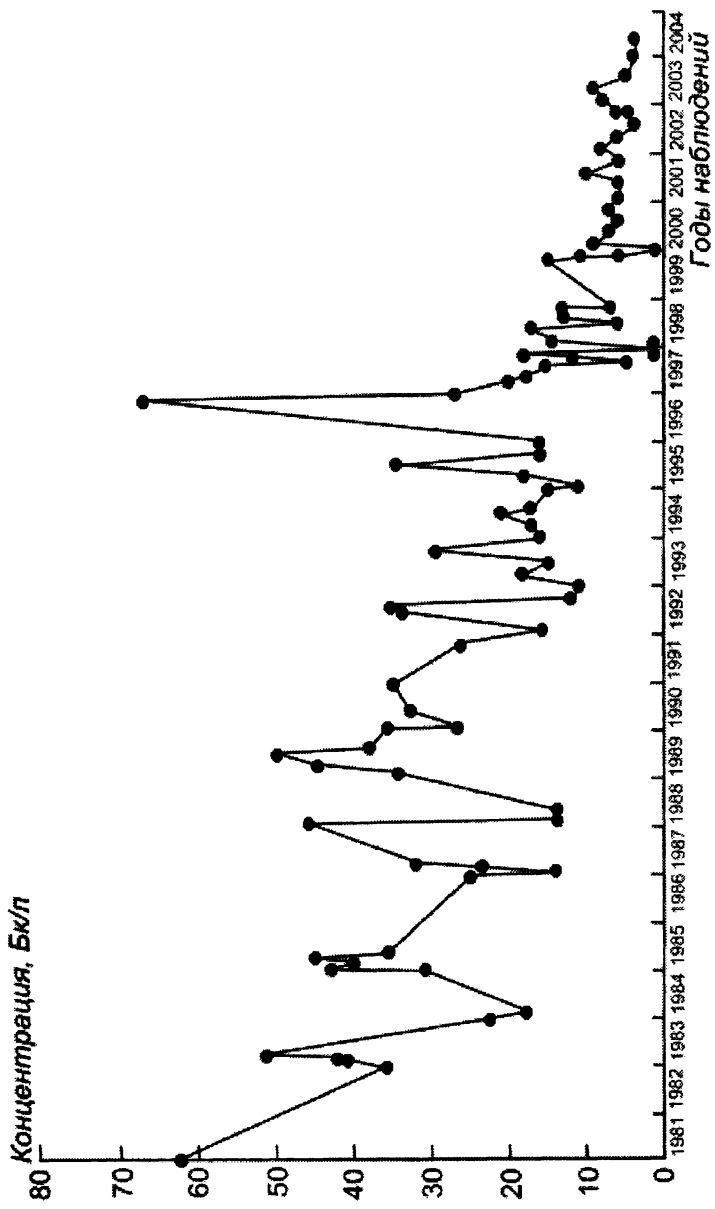


Рис. 69. Динамика концентраций трития в верховье Белоярского водохранилища

8.2.5. Глубинная скважина. Ввиду высокой миграционной способности трития интересно было оценить способность этого радионуклида проникать из акватории Белоярского водохранилища в расположенные поблизости источники глубинных вод. В частности, таким водным источником служит расположенная недалеко от верховья водоема скважина глубиной 21 м, используемая для обеспечения жителей г. Заречного питьевой водой. Мониторинг трития, проводившийся в период с 1989 по 1999 г., показал, что уровни концентраций радионуклида в ней варьировали от 1 до 42 Бк/л при среднем значении 12 Бк/л (рис. 70). По-видимому, из такого крупного водоема, каким является Белоярское водохранилище, тритий мигрирует в окрестные глубинные воды, о чем косвенно свидетельствует появление тритиевой метки в скважинной воде. Корреляционный анализ данных по содержанию трития в воде верховья Белоярского водохранилища и глубинной скважины выявил наличие положительной корреляционной связи между ними (коэффициент корреляции 0,77), что подтверждает высказанное выше предположение.

8.2.6. Распределение трития по акватории Белоярского водохранилища. Одновременный отбор проб в различных местах 10-километровой наблюдаемой зоны по центру водоема в период совместной работы 2-го и 3-го энергоблоков показал, что, несмотря на неравномерное поступление трития от АЭС в прилегающие к атомной станции заливы, в самом Белоярском водохранилище радионуклид достаточно быстро перемешивается с основной массой воды, поэтому в конечном счете в наблюдаемой зоне АЭС он распределяется более или менее равномерно, о чем говорят данные табл. 71.

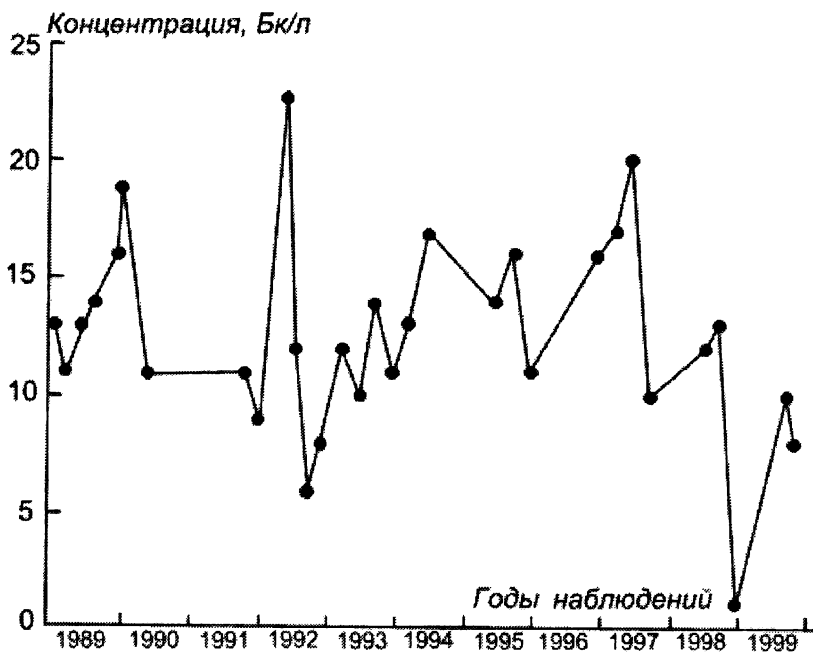


Рис. 70. Динамика концентраций трития в воде глубокой скважины

Таблица 71. Концентрация трития в центральной акватории Белоярского водохранилища

Район наблюдений	Концентрация, Бк/л
Напротив Биофизической станции	60 ± 2
Напротив р. Черной	64 ± 5
Район плотины	60 ± 2
Напротив Щучьего залива	60 ± 2
Верховье водоема	33 ± 3

Примерно двукратное снижение концентрации радионуклида в верховье водоема связано с затруднением водообмена между удаленной частью водоема и остальной его акваторией.

8.2.7. Сравнение Белоярского и Рефтинского водохранилищ. Интересно было проследить изменение концентрации трития в воде Белоярского водохранилища по сравнению с другими аналогичными водоемами на Среднем Урале. Для этой цели было выбрано Рефтинское водохранилище, расположенное в 45 км на северо-восток от Белоярского, которое аналогично ему по морфометрическим показателям и используется в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭЦ.

Таблица 72. Концентрации трития в воде Белоярского и Рефтинского водохранилищ, Бк/л (в скобках приведено количество проанализированных проб)

Годы наблюдений	Верховье Белоярского водохранилища	Рефтинское водохранилище
1980	59 ± 16 (2)	26 (1)
1981	51 (1)	29 (1)
1982	39 ± 6 (6)	25 (1)
1983	20 ± 3 (2)	19 (1)
1984	39 ± 3 (5)	28 (1)
1986	23 ± 4 (4)	14 (1)
1988	43 ± 8 (3)	15 (4)

В рассматриваемый период времени концентрация трития в воде верховья Белоярского водохранилища оказалась заметно выше, чем в Рефтинском водоеме (табл. 72). Эти данные, а также приведенные выше результаты мониторинга трития свидетельствуют о том, что верховье Белоярского водохранилища, несмотря на его удаленность от АЭС, испытывает на себе влияние станции. Таким образом, при мониторинге трития в этом водохранилище использование верховья в качестве контрольного региона не совсем правомерно. В данном случае верховье водоема-охладителя целесообразно рассматривать лишь в качестве региона сравнения, учитывая, что и он подвержен влиянию АЭС хотя и в меньшей степени, чем нижняя и средняя части водоема.

8.3. Пути поступления трития от АЭС в водоем

8.3.1. Промливневый канал. На рис. 71 представлена динамика изменения концентраций трития в воде промливневого канала, куда поступают стоки с территории станции и соседнего предприятия СФНИКИЭТ. В процессе проведения работы пробы отбирали и анализировали из общего канала, соединяющего стоки обоих предприятий, однако в отдельных случаях отдельно для каждого канала.

Полученные данные свидетельствуют о резких колебаниях концентрации радионуклида в воде промливневого канала. Высокий показатель (1516 Бк/л) зарегистрирован в общем канале в июле 1987 г. В мае 1995 г. в канале СФНИКИЭТ концентрация трития в воде составила 3020 Бк/л, что говорит о дополнительном вкладе этого предприятия в загрязнение водоема-охладителя тритием.

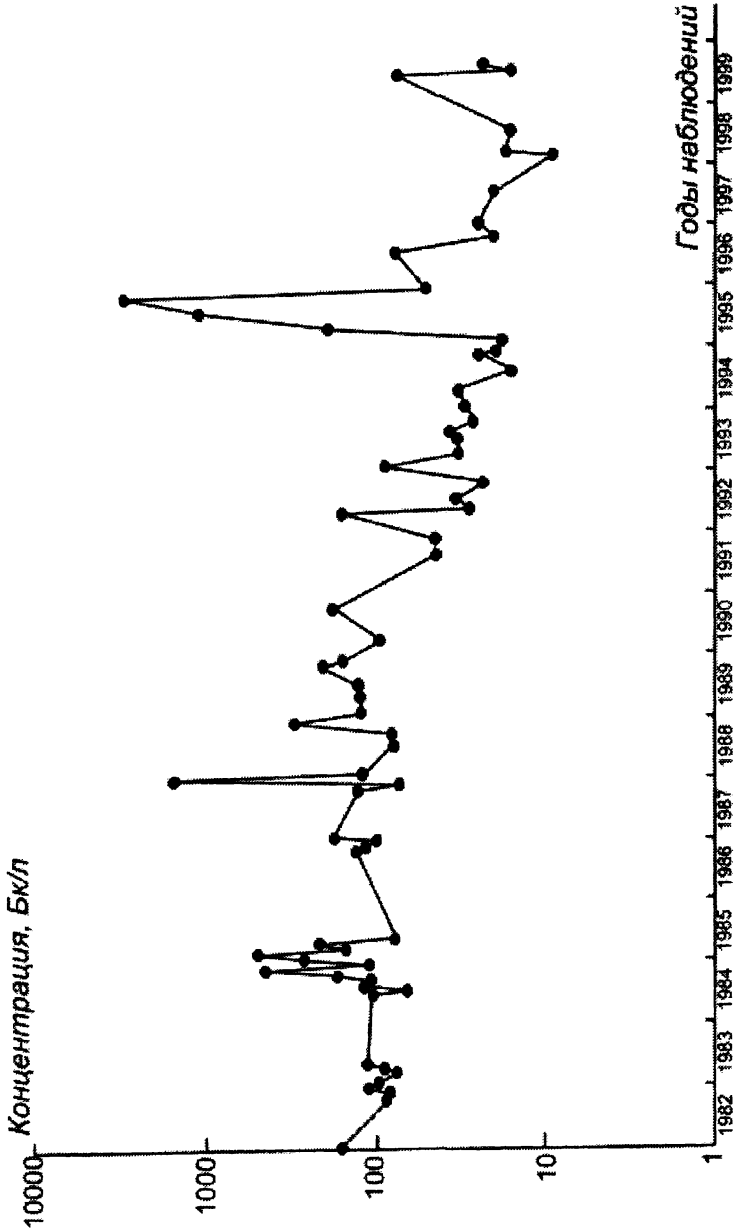


Рис. 71. Динамика концентраций трития в воде промливневого канала

После остановки 2–го энергоблока среднее содержание трития в воде промливневого канала заметно снизилось, однако диапазон колебаний предельных значений при этом даже увеличился.

8.3.2. Обводной канал. Как отмечалось выше, обводной канал дренирует территорию вокруг АЭС. Его ответвление идет вдоль водоочистных сооружений мимо котельной, затем впадает в водоем в районе Биофизической станции. Мониторинг трития в обводном канале проводили с 1989 по 2001 г. в пяти точках наблюдений (ниже очистных сооружений и выше них, в районе котельной, пересечения дорог и в устье канала). Отбор проб воды производили случайным образом и не привязывали его к технологическим мероприятиям АЭС. Из рис. 72, на котором представлена динамика концентраций радионуклида в трех из них (район очистных сооружений, котельная и устье канавы), видно, что в воде канала за период наблюдений она варьировала в широких пределах – от уровня техногенного фона до десятка тысяч Бк/л.

При обработке экспериментальных данных за весь период исследований были выделены четыре этапа. Первый период – с 1988 г. по сентябрь 1989 г., когда работали 2–й и 3–й энергоблоки. В сентябре 1989 г. 2–й энергоблок был выведен из эксплуатации, и в последующие годы работал только 3–й энергоблок. Второй этап – с сентября 1989 по 1995 г., третий – 1996–1998 гг., четвертый – 2000–2001 гг. Как видно из рис. 73, средние концентрации радионуклида в воде исследуемого канала снижаются во времени. Наиболее высокие показатели отмечены для периода совместной работы 2–го и 3–го энергоблоков. В 1996–1998 и 2000–2001 гг. содержание трития в воде обводного канала

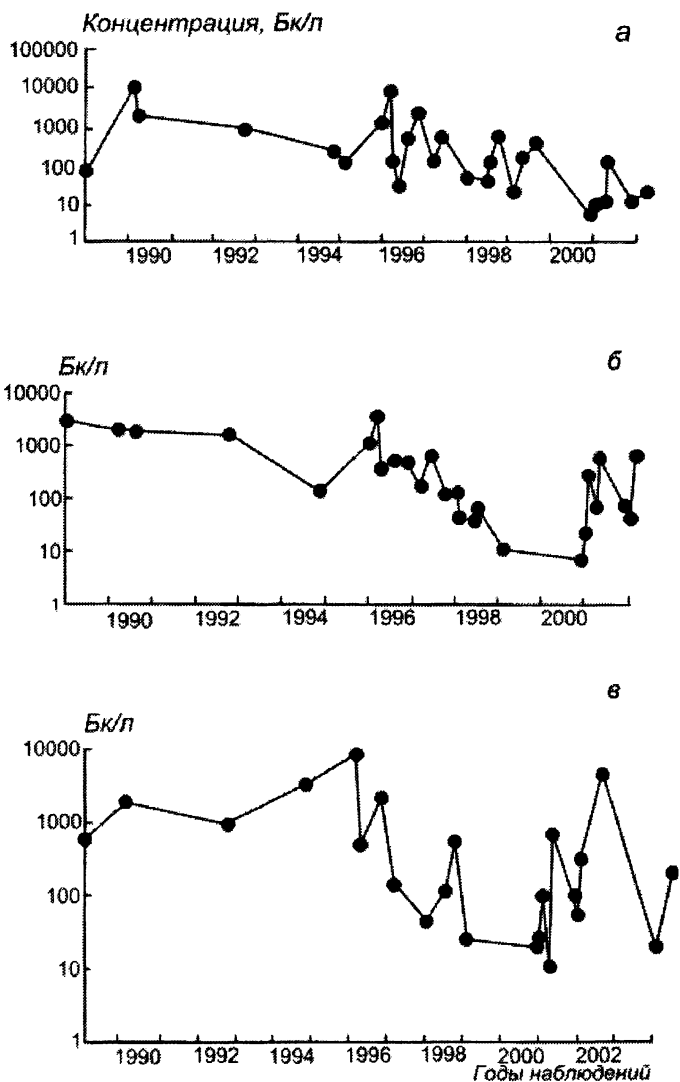


Рис. 72. Динамика концентраций трития в воде обводного канала. а – район водоочистных сооружений; б – район котельной; в – устье канала

снизилось примерно в 10 раз, что связано, с одной стороны, с остановкой 2-го энергоблока, а с другой – с технологическими мероприятиями, проводимыми АЭС в целях снижения поступления трития в водные экосистемы.

Несмотря на эти мероприятия, в настоящее время не исключены случаи повышенного поступления радионуклида в водоем через обводной канал. Об этом свидетельствуют результаты измерений концентраций трития в нижней его части в 2002 г.: 26.06.2002 – 20 Бк/л; 1.10.2002 – 4540 Бк/л. Очевидно, проводимые АЭС мероприятия недостаточны для предотвращения поступления радионуклида в водоем-охладитель.

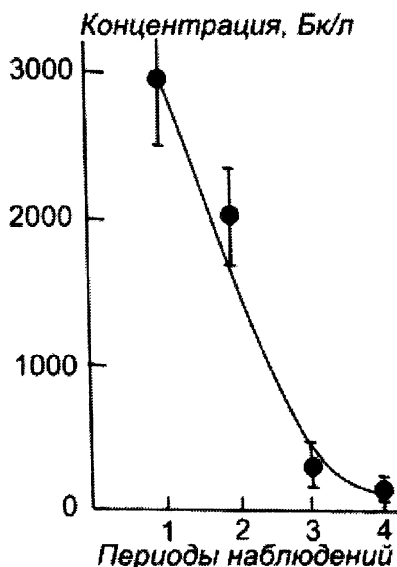


Рис. 73. Средние концентрации трития в воде обводного канала в различные периоды наблюдений
1 – 1988–1989 гг., 2 – 1989–1995 гг., 3 – 1996–1998 гг.,
4 – 2000–2001 гг.

8.4. Поглощение трития грунтами Белоярского водохранилища

Как отмечалось ранее, в природных водных экосистемах тритий находится преимущественно в воде. Однако он также может проникать во влажный грунт на дне водоемов. В данном разделе приводятся результаты лабораторных опытов по изучению вертикальной миграции трития в грунтах Белоярского водохранилища. Было изучено передвижение трития в донных отложениях в зависимости от типа грунта, наличия или отсутствия в нем органического вещества, температуры водной среды. В экспериментах использовали наиболее широко распространенные в водохранилище нативные грунты (песчаный, затопленную почву, илистый сапропель).

8.4.1. Разные типы грунта. На рис. 74 показано снижение концентрации трития в свободной воде при поглощении его разными типами грунта. В процессе проведения исследований установлено, что равновесие между водой и слоем грунта мощностью 10 см наступало примерно в течение 6–7 мес. За это время концентрация радионуклида в воде снизилась примерно на 50, 35 и 30 % в вариантах с илистым сапропелем, затопленной почвой и песчаным грунтом соответственно. Таким образом, от 50 до 30 % трития из водной среды перешло в грунт. Отсюда можно заключить, что скорость перемещения трития из воды в илистый сапропель больше, чем в другие исследованные типы грунта. Это можно объяснить большей обводненностью илистого сапропеля по сравнению с затопленной почвой и песчаными отложениями (содержание влаги в них составляет соответственно 68, 23 и 4 %), что облегчает миграцию трития из воды в грунт.

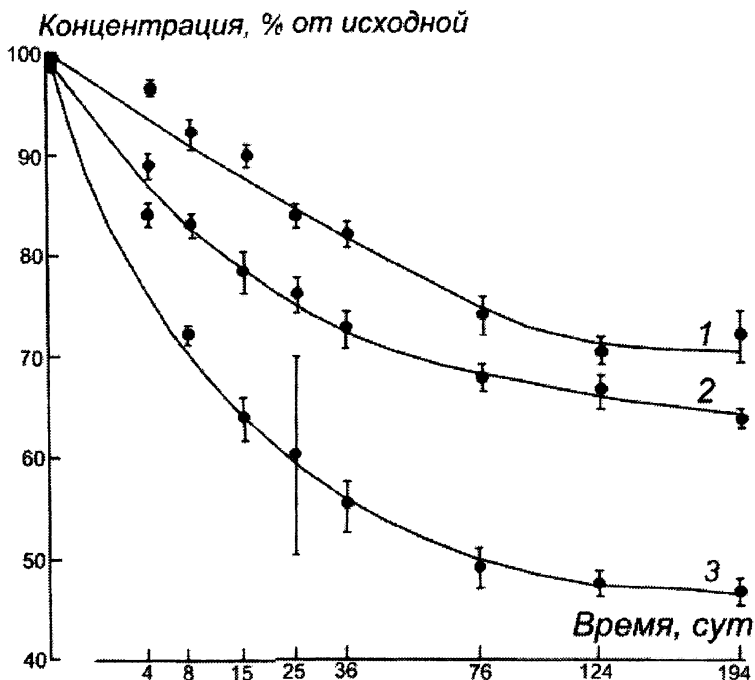


Рис. 74. Концентрации трития в свободной воде при переходе его в различные типы водного грунта.
 Тип грунта: 1 – песчаный, 2 – затопленная почва,
 3 – илистый сапрпель

8.4.2. Роль органического вещества в процессах миграции трития в грунт. Чтобы оценить роль органического вещества в процессах вертикальной миграции трития в водоеме, были проведены опыты с илистым сапрпелем, в котором органическое вещество удаляли путем прокаливания в муфельной печи при температуре 450 °С. Данные, представленные на рис. 75, свидетельствуют о том, что за 4 месяца эксперимента нативный грунт поглотил из водной

среды 50 % радионуклида, который перешел из свободной воды в связанную грунтом форму. Тот же илистый грунт, лишенный органического вещества, при условии одинаковой мощности слоя грунта под водой, удерживал немного меньше 40 % радионуклида. Эти различия можно объяснить связыванием некоторого количества трития органическим веществом нативного грунта. С другой стороны, более медленное проникновение трития в прокаленный грунт объясняется снижением степени его обводненности и повышенной плотностью по сравнению с нативным грунтом. Коэффициент накопления трития в илистом грунте составил 0,40 ед., а в прокаленном – 0,37 ед.

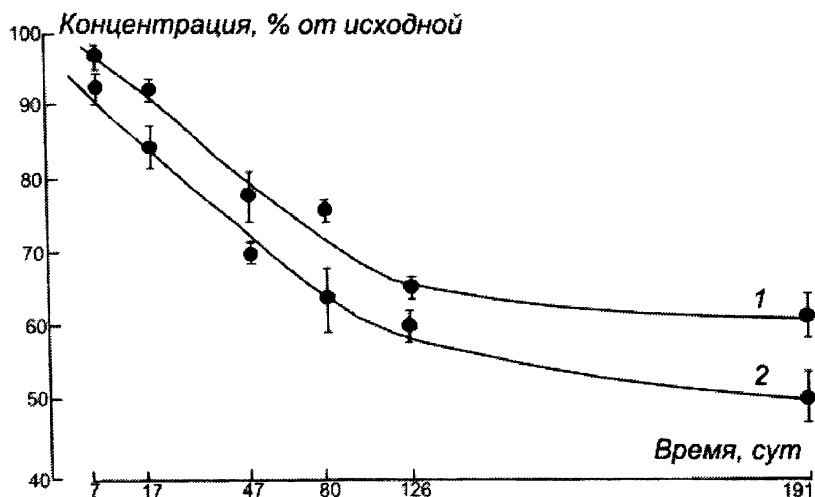


Рис. 75. Концентрации трития в свободной воде при переходе его в нативный (1) и прокаленный (2) грунт

8.4.3. Влияние температурного фактора на сорбцию и десорбцию трития в грунте. На рис. 76 и 77 представлены экспериментальные данные и теоретические кривые, характеризующие переход трития из раствора в грунт и из грунта в водную среду в зависимости от температуры (данные приведены для илистого сапропеля, однако аналогичные результаты получены для затопленной почвы и песчаного грунта). Видно, что процесс выравнивания концентраций радионуклида в системе вода–грунт состоит из двух стадий. На первой стадии продолжительностью до 80 сут в основном наблюдается диффузия трития в воде грунта, скорость которой зависит от температуры. На второй стадии (после 150 сут) тритий поглощается грунтом, и этот процесс практически не зависит от температуры. Весь процесс можно представить в виде суммы решений двух уравнений:

уравнения второго закона Фика (диффузия трития в воде)

$$\frac{\partial U_d}{\partial t} = D \frac{\partial^2 U_d}{\partial x^2}$$

и кинетического уравнения реакции первого порядка (поглощения трития грунтом)

$$\frac{\partial U_n}{\partial t} = -\frac{U_n}{\tau},$$

где U_d – концентрация трития в водном столбе при отсутствии поглощения радионуклида грунтом; U_n – относительная концентрация трития в водном столбе при отсутствии диффузии радионуклида в грунт; t – время с начала эксперимента; x – высота столба воды и грунта; τ – постоянная, связанная с периодом полувыведения трития (T) соотношением $T = \tau \ln 2$; D – коэффициент диффузии трития в воде.

Относительная концентрация трития в воде в каждый момент времени (U) будет выражаться соотношением

$$U = U_d - U_n.$$

Коэффициенты диффузии трития во всех типах грунтов зависят от температуры (табл. 73) – с повышением температуры они возрастают, но не зависят от направления диффузии. Для илистого сапропеля коэффициенты диффузии выше, чем для затопленной почвы и песчаного грунта. Поскольку сопротивление диффузии падает с уменьшением плотности грунта, более высокая скорость диффузии в илистом сапропеле, как указывалось выше, связана с повышенной степенью обводненности этого грунта по сравнению с остальными.

Таблица 73. Зависимость коэффициентов диффузии трития (D) от температуры

Тип грунта	Температура, °C	$D, n \cdot 10^{-5} \text{ см}^2/\text{с}$
Песчаный	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Затопленная почва	4	0,45
	17	0,78
	42	1,96
Илистый сапропель	4	1,2
	17	2,2
	42	5,7

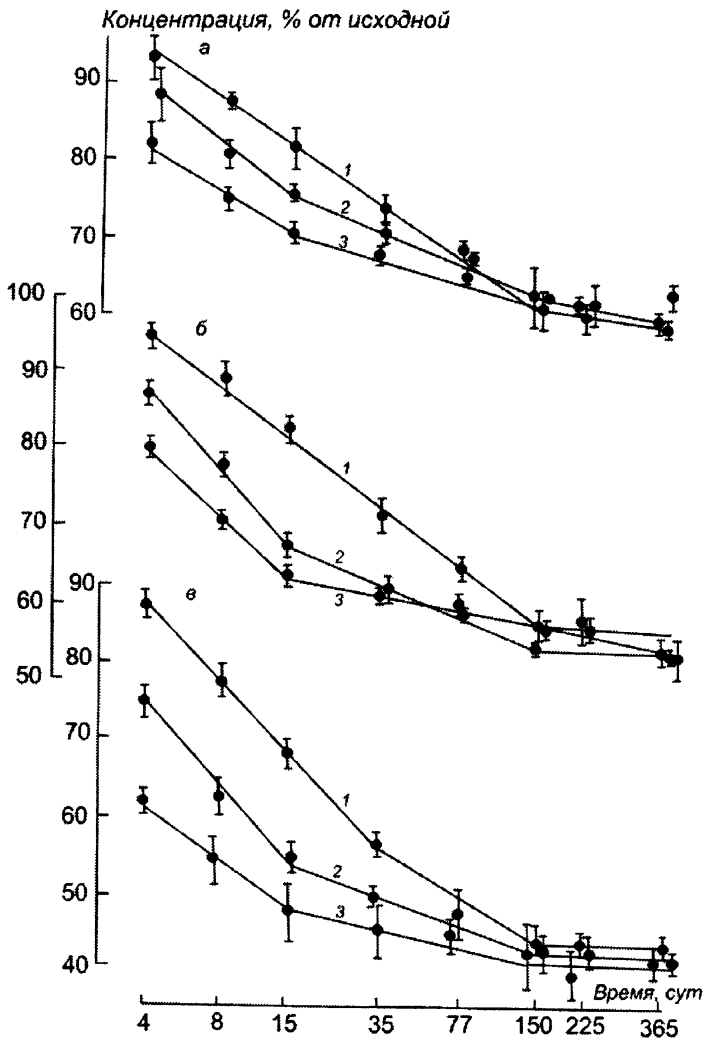


Рис. 76. Концентрации трития в свободной воде при переходе его в грунт в зависимости от температуры.

Температура, °С : 1 – 4; 2 – 17; 3 – 42.

Грунт: а – песчаный; б – затопленная почва;
в – илистый сапрпель

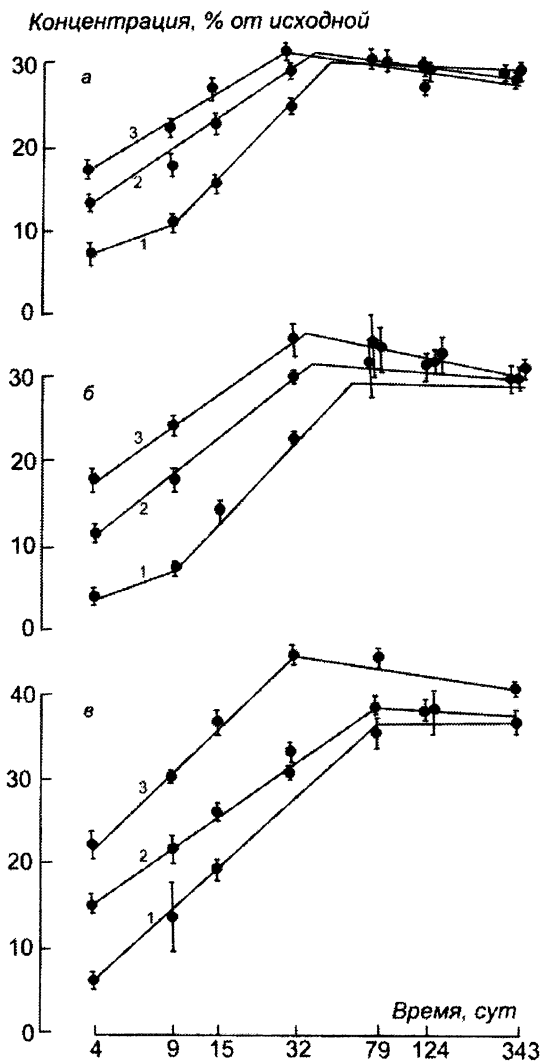


Рис. 77. Концентрации трития в свободной воде при десорбции его из грунта в зависимости от температуры.

Температура, °С : 1 – 4; 2 – 17; 3 – 42.

Грунт: а – песчаный; б – затопленная почва;
в – илистый сапрпель

8.4.4. Распределение трития по категориям влаги грунта. Как видно из рис. 78, с увеличением времени контакта илистого сапропеля с тритиевой водой относительная концентрация радионуклида во всех категориях влаги возрастает. К концу опыта в капиллярной и адсорбционной формах влаги она выравнивается с его концентрацией в свободной воде. Последнее свидетельствует о том, что распределение трития в указанных формах влаги к этому моменту приближается к состоянию равновесия.

Относительная концентрация радионуклида в кристаллизационной влаге значительно ниже, чем в капиллярной и адсорбционной, что можно объяснить процессами изотопного разбавления и дискриминацией трития относительно протия при включении его в прочносвязанные формы влаги (Ленский, 1981; Рачинский, Ленский, 1965). Интересно, что в течение 3-летнего периода наблюдений относительное распределение тритиевой воды по различным категориям влаги практически не изменилось.

В заключение следует отметить, что полученные экспериментальные данные справедливы лишь для непроточной системы, где перемещение трития обусловлено преимущественно процессами диффузии и поглощения грунтом. В проточной системе большая роль принадлежит процессам перемещения радионуклида под влиянием гравитационных сил, поэтому картина, возможно, будет иной.

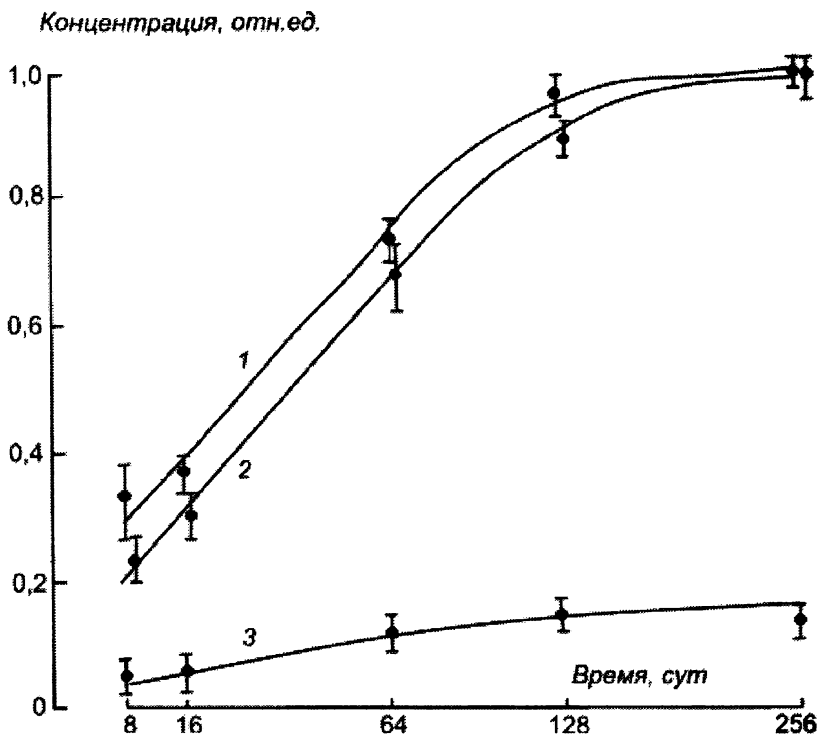


Рис. 78. Относительное распределение трития по различным категориям влаги илистого сапротеля в зависимости от времени.

*Влага: 1 – капиллярная, 2 – адсорбционная,
3 – кристаллизационная.*

Примечание. За единицу принята концентрация трития в столбе свободной воды над грунтом в момент отбора проб.

Глава 9. Распределение радионуклидов по компонентам Белоярского водохранилища

Поступившие в водоем радионуклиды распределяются между водой, гидробионтами и донными отложениями в соответствии с их химической природой и особенностями конкретного водоема. По характеру распределения различные радионуклиды делятся на четыре типа: гидротропы, биотропы, педотропы и эквитропы. Первые из них концентрируются преимущественно в воде, вторые – в массе растений и животных, третьи – в грунте, четвертые более или менее равномерно распределяются по всем компонентам водоема (Тимофеева-Ресовская, 1963).

При расчетах распределения трития, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs по компонентам Белоярского водохранилища были использованы полученные нами данные для воды, грунта и биоты. В последнем случае мы располагали лишь данными по растениям и планктону, животная компонента не учитывалась.

Кроме того, были использованы следующие параметры:

- площадь водоема – 74 км^2 , объем воды в водоеме – 265 млн м^3 ;
- сырая масса грунта в верхнем 10-сантиметровом слое водоема – 7734 тыс.т ;
- площадь зарастания водоема макрофитами – $2,28 \text{ км}^2$ (Прогноз ..., 1989);
- средняя сырая масса макрофитов на 1 м^2 – 2 кг , средняя сырая масса макрофитов в водоеме – 2560 т (Прогноз ..., 1989);
- средняя биомасса планктона – 25 г/м^3 в расчете на сырую массу, или $10,3 \text{ г/м}^3$ в расчете на сухую массу;

Содержание радионуклидов в грунте рассчитывали отдельно для прибрежной и глубоководной зон водоема-охладителя, поскольку площади, занимаемые различными типами водного грунта, и концентрации радионуклидов в них для этих двух зон заметно отличались. Также предполагали, что содержанием трития в грунте и биоте можно пренебречь ввиду очень малых значений.

Расчеты показали, что запас радионуклидов в Белоярском водохранилище на 1989 г. составил, ГБк: ^{60}Co – 245, ^{90}Sr – 124, ^{137}Cs – 669, а трития – 16 ТБк (табл. 74). Радионуклиды ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в количестве 92–98 % от их суммарного содержания в водоеме сосредоточены в донных отложениях, и поэтому их можно отнести к педотрофам. В воде их обнаружено не более 8 %, а в растениях (макрофитах) – не более 0,1 %. Планктон удерживает примерно 0,3 % ^{60}Co и по 0,1 % ^{90}Sr и ^{137}Cs . Тритий практически полностью сосредоточен в воде, поэтому его можно отнести к типичным гидротропам.

Таким образом, поступившие от АЭС в Белоярское водохранилище радионуклиды ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в конечном итоге оказались сконцентрированными в донных отложениях водоема, а тритий – в водной среде.

*Таблица 74. Запас и распределение радионуклидов по основным компонентам
Белоярского водохранилища*

Компонент водоема	⁶⁰ Co		⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		Тритий	
	МБк	%	МБк	%	МБк	%	ТБк	%
Вода	6600	2,69	9900	7,98	12000	1,79	16	100
Грунт	238000	97,00	114000	91,92	656000	98,10		
Растения	26	0,01	12	0,01	15	0,002		
Планктон	736	0,30	109	0,09	709	0,11		
Суммарное содержание	245360	100	124020	100	668720	100	16	100

Заключение

Итоги многолетних работ по изучению радиозкологического состояния водоема-охладителя Белоярской АЭС за период с 1976 по 2007 г. позволяют выделить следующие основные моменты.

Водоем был сформирован в 1959–1961 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от ее истока. В зону затопления попала часть территории Белоярского района, покрытая смешанными березово-сосновыми лесами. Ложе водохранилища было очищено от древесной растительности только в приплотинной части, на основной территории срубленные деревья, пни и кустарники были затоплены. Протяженность водоема – около 20 км, глубина по фарватеру р. Пышмы – 15–20 м, средняя глубина 8–9 м.

В процессе формирования водоема гидрохимический состав воды претерпел некоторые изменения. В первые годы наблюдался неблагоприятный кислородный режим, связанный с его дефицитом, а также повышенной цветностью воды, что указывает на загрязнение органическими веществами, в первую очередь в результате разложения затопленной растительности. В более поздний период кислородный режим значительно улучшился благодаря интенсивным процессам самоочищения. По мере развития водной растительности вода приобрела щелочную реакцию. Водоем характеризуется как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом.

Белоярская атомная электростанция расположена в 7 км от плотины по левому берегу водохранилища. В настоящее время первые два энергоблока выработали свой

ресурс и остановлены. Функционирует только 3-й блок и строится 4-й.

Экологически значимые радионуклиды – тритий, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs – поступают в Белоярское водохранилище от АЭС преимущественно по двум каналам – промливневому и обводному. Слаборадиоактивные стоки этих каналов, попадая в водоем, загрязняют заливы и прилегающие к АЭС части его территории, в результате чего концентрация радионуклидов в воде, растениях и грунтах несколько возрастает по сравнению с контрольным районом (верховье, Щучий залив). Однако вследствие довольно быстрого и равномерного перемешивания воды и находящихся в ней радиоактивных примесей, поступающих от АЭС в прибрежную часть водоема, с водой остальной части водоема, содержание радионуклидов в пределах 10-километровой наблюдаемой зоны водоема-охладителя в целом относительно стабильно.

В 1985–1987 гг. наблюдалась тенденция к повышению концентраций радионуклидов, особенно ^{60}Co и ^{137}Cs , в растениях 10-километровой наблюдаемой зоны по сравнению с верховьем водоема. В зоне сброса подогретых вод отмечены сезонные изменения в накоплении радионуклидов и стабильных элементов (^{60}Co , ^{90}Sr , Ca, K) растениями, за счет чего коэффициенты накопления в течение года варьировали в несколько раз.

На основе многолетних данных (1976–1981 гг.) о содержании ^{137}Cs в воде и рыбе было установлено, что вслед за повышением концентрации радионуклида в воде через 1–4 мес. повышается его концентрация в рыбе, и наоборот. Поскольку считается, что основным источником поступления радионуклида в организм рыб является пища, такой

интервал между максимальными и минимальными уровнями содержания радионуклида в воде и рыбе мог быть обусловлен процессами перераспределения его в пищевых цепях до поступления в организм рыб.

Обнаружены видовые различия в накоплении ^{137}Cs рыбами Белоярского водохранилища, при этом наиболее высокие коэффициенты накопления характерны для представителя хищных рыб – щуки. Концентрация ^{137}Cs в садковом карпе в целом значительно ниже, чем в свободноживущем и во всех других видах рыб, что обусловлено видовыми и возрастными особенностями, а также способом питания изучавшихся видов. Выявлена перспективность промышленного рыборазведения в садках с использованием подогретых вод АЭС и искусственного корма. Концентрации ^{137}Cs в плотве, щуке и леще Теплого залива оказалась в несколько раз выше, чем в верховье водоема, что может быть обусловлено как влиянием температурного фактора, активизирующего обменные процессы в организме рыб, так и близостью расположенных выше по течению сбросных каналов АЭС (промливневого и обводного), несущих повышенные количества радионуклидов.

Радионуклиды ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , поступившие в водоем от АЭС, в конечном счете оказываются сконцентрированными в донных отложениях. Коэффициенты накопления ^{90}Sr в них варьировали в пределах 200–1500, а ^{60}Co и ^{137}Cs – 700–25000 ед. на сухую массу. Примерно половина общего количества каждого радионуклида сосредоточена в верхнем 4–5-сантиметровом слое грунта. Их концентрации в грунтах каналов, по которым слаборадиоактивные стоки поступают в водоем-охладитель, на порядки величин выше, чем в контрольном регионе.

В 1981–1984 гг. средние концентрации радионуклидов в грунтах 10-километровой наблюдаемой зоны были выше по сравнению с верховьем водоема, что свидетельствует о вкладе АЭС в загрязнение водоема. В последующий период (до 2003 г.) отмечена положительная тенденция снижения поступления ^{137}Cs в водоем от АЭС, о чем свидетельствует многократное уменьшение концентраций этого радионуклида в грунтах промливневого и обводного каналов. Очевидно, это связано с одной стороны с выводом из эксплуатации 1–го и 2–го энергоблоков, а с другой – проводимыми на АЭС систематическими мероприятиями, направленными на улучшение радиозэкологической обстановки в районе расположения станции.

Тритий в отличие от ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в основном концентрируется в воде. Мониторинг трития в Белоярском водохранилище, проводившийся с 1980 по 2003 г., позволил выявить уровни загрязнения воды этим радионуклидом, превышающие показатель, характерный для техногенного фона (5 Бк/л). Его концентрация в водоеме изменялась в следующих пределах, Бк/л: в верховье – от уровня техногенного фона до 60–70, в районе плотины – до 93, в зоне подогрева – до 105, в районе Биофизической станции – до 1000. В 1980–2003 гг. наблюдалась тенденция к снижению концентрации трития в воде Белоярского водохранилища во времени. Особенно четко она проявилась после вывода из эксплуатации 2–го энергоблока (1989 г.), когда содержание радионуклида снизилось примерно в 2 раза.

Как и в случае с радионуклидами ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , основными водными путями поступления трития в водоем-охладитель служат промливневый и обводной каналы. Его концентрация в воде этих водотоков варьировала

от уровня техногенного фона до нескольких тысяч Бк/л. После вывода из эксплуатации 2-го энергоблока содержание радионуклида заметно снизилось. В настоящее время, несмотря на проводимые на БАЭС мероприятия по снижению поступления трития в водоем, не исключаются отдельные случаи залповых поступлений, которые могут быть связаны не только с работой АЭС, но и экспериментального реактора в СФНИКИЭТ. Так как Белоярское водохранилище широко используется в народно-хозяйственных целях (зона отдыха населения, для рыбозаповедника и т.д.), необходим тщательный контроль за сбросами трития в водоем.

В лабораторных опытах установлено, что поступивший в водоем тритий может поглощаться донными отложениями. Илистый грунт, обогащенный органическим веществом и имеющий высокую степень обводненности, в большей степени поглощает тритий, чем песчаный, песчано-илистый и затопленная почва. Процессы взаимодействия радионуклида с грунтом состоят из двух стадий: на первой стадии радионуклид проникает в него путем миграции через влагу, содержащуюся в грунте; на второй стадии он входит в состав органического вещества грунта. Первый из этих процессов зависит от температуры: в интервале температур 4–42 °С коэффициенты диффузии для разных типов грунта возрастают в 4–5 раз. Причем для илистого сапропеля коэффициенты диффузии примерно в 3 раза выше, чем для остальных типов грунта. Второй процесс вхождения трития в органическое вещество донных отложений, как показали исследования, практически не зависит от температуры.

В процессе поглощения трития водным грунтом радионуклид входит в состав кристаллизационной, капил-

лярной и адсорбционной форм влаги. В условиях равновесия между всеми формами влаги концентрация трития в капиллярной и адсорбционной формах влаги практически выравнивается с таковой в свободной воде, находящейся над поверхностью грунта. В наиболее прочно связанной форме влаги – кристаллизационной – концентрация радионуклида значительно меньше, чем в капиллярной и адсорбционной, что можно объяснить процессами изотопного разбавления и дискриминацией трития относительно протия при включении его в прочносвязанные формы влаги. Однако, очевидно, что общее содержание кристаллизационной, капиллярной и адсорбированной форм влаги в грунте такого водоема, как Белоярское водохранилище, невелико по сравнению со свободной водой. Поэтому при балансовых расчетах процентного содержания трития в компонентах водоема-охладителя этими формами влаги в грунте можно пренебречь.

Значительная часть исследований была посвящена изучению роли планктонных организмов в процессах миграции радионуклидов и тяжелых металлов в водоемоохладителе, поскольку планктон, и особенно зоопланктон, изучены наиболее слабо по сравнению с другими представителями водного биоценоза. Исследование видового состава, численности и биомассы фито- и зоопланктона в разных районах Белоярского водохранилища, включая каналы, соединяющие АЭС с водоемом, в разные временные интервалы и годы наблюдений позволило выявить наличие 199 видов планктонных водорослей, относящихся к восьми отделам (зеленые, синезеленые, динофитовые, криптофитовые, диатомовые, эвгленовые, золотистые, желтозеленые), и 31 вид зоопланктонных организмов, относящихся к двум классам.

Среди фитопланктона наибольшим числом видов (96) представлены зеленые водоросли. По численности в водоеме в разное время наблюдений преобладали синезеленые водоросли. Биомасса фитопланктона в водоеме варьировала от 0,14 до 54 г/м³ при среднем значении 20 г/м³. Доминировали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Coelastrum microporum*, *Oocystis submarina*, *Pediastrum duplex*, *Ceratium hirundinella*, *Cryptomonas marssonii*, *Stephanodiscus* sp. Ведущий комплекс насчитывал в среднем 1–3 вида водорослей. Анализ таксономических показателей фитопланктона свидетельствует о достаточно высокой степени загрязнения Белоярского водохранилища органическим веществом. Установлено, что фитопланктон водоема-охладителя характеризуется упрощенной структурой фитоценоза, свойственной зрелым водохранилищам умеренных широт.

Среди зоопланктонных организмов по численности и биомассе преобладали ракообразные, при этом наибольшую часть биомассы (75–85 %) составляли ветвистоусые рачки. Ведущими формами зоопланктона были ракообразные *Bosmina kessleri*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cristata*, *D. pulex* и *Eudiaptomus graciloides*.

Стоки промливневой канализации БАЭС и СФНИ-КИЭТ оказывают негативное воздействие на состояние планктонного комплекса. В частности, отмечено двукратное снижение числа видов фито- и зоопланктонных организмов в ПЛК по сравнению с верховьем водоема. Кроме того, в ПЛК зарегистрировано снижение численности и биомассы зоопланктона, а также изменение соотношения доминирующих видов этих организмов.

В районе сброса подогретой воды численность и биомасса фитопланктонных водорослей практически не от-

личалась от соответствующих показателей в контрольном регионе (Щучий залив), тогда как эти же показатели для зоопланктона в зоне подогрева были достоверно ниже, чем в контроле. Очевидно, зоопланктон более чувствителен по отношению к температурному фактору, чем фитопланктон.

Исследование количественных показателей планктона непосредственно в водозаборном и водосбросном (Теплом) каналах показало, что прохождение воды через охлаждающие агрегаты станции практически не сказалось на количестве видов фито- и зоопланктона, однако показатели численности и биомассы этих организмов снизились в среднем в 2–3 раза. Очевидно, причиной гибели планктона в охлаждающих системах АЭС является быстрый подогрев воды и травмирование организмов при прохождении их через насосные установки и конденсорные трубки, хлорирование воды и т.д.

Оценка численности и биомассы фито- и зоопланктона в воде центральной акватории водоема от верховья до плотины свидетельствует о повышении этих показателей в верхней части водоема по сравнению со средней и нижней его частями, что связано с особенностями гидрохимического режима в указанных районах. Обогащение воды ионами Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , P, N, поступающими с водами р. Пышмы, создает благоприятные условия для развития водной биоты, в том числе фито- и зоопланктона.

Концентрации радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в планктоне в период наблюдений в зоне сброса подогретой воды были достоверно выше, чем в более удаленном от станции Щучьем заливе. Эти различия обусловлены двумя факторами – влиянием повышенной температуры воды в зоне сброса и поступлением дополнительных количеств радионуклидов

в Теплый залив через сбросной (Теплый) канал из системы охлаждения АЭС. Последнее связано с функционированием в расположенной выше части водоема промливневого и обводного каналов, стоки которых несут повышенные количества радионуклидов. Проходя мимо водозаборного канала, они засасываются в системы охлаждения станции и далее через водосбросной канал поступают в Теплый залив.

Более высокое содержание этих радионуклидов отмечено в планктоне водосбросного канала по сравнению с водозаборным в период совместного функционирования 2-го и 3-го энергоблоков. После вывода из эксплуатации 2-го энергоблока различий по радиоактивности планктона между каналами не обнаружено.

Оценка накопительной способности радионуклидов отдельно для фито- и зоопланктонных организмов устьевой части промливневого канала, куда поступает вода с территории станции и соседнего предприятия СФНИКИЭТ, показала, что концентрация ^{90}Sr в фитопланктоне в разные сроки наблюдений 2004 г. изменялась от 67 до 167 Бк/кг сухого веса (в среднем 109 ± 11 Бк/кг), а зоопланктона – от 83 до 224 Бк/кг (в среднем 139 ± 17 Бк/кг). Статистически достоверных различий в накоплении ^{90}Sr для указанных выше групп планктона не выявлено. Концентрация ^{137}Cs в фитопланктоне изменялась от 1810 до 6450 Бк/кг сухой массы (в среднем 4880 ± 550 Бк/кг), а концентрация этого радионуклида в зоопланктоне варьировала от 2500 до 4600 Бк/кг (в среднем 3250 ± 250 Бк/кг). Превышение концентраций ^{137}Cs в фитопланктоне (в 1,5 раза) по сравнению с зоопланктоном достоверно. Количество радионуклидов, поступающих в водоем-охладитель из промливневого канала с фито- и зоопланктоном, в месяц составило: ^{90}Sr – 0,8 МБк,

^{137}Cs – 31,7 МБк. При этом с фитопланктоном поступает примерно 30,6 МБк ^{90}Sr и ^{137}Cs , а с зоопланктоном значительно меньше – 1,9 МБк.

С помощью планктонных организмов произведена оценка вклада двух атомных производств (БАЭС и СФНИКИЭТ) в загрязнение водной среды промливневого канала радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs . Оказалось, что в целом вклад АЭС большее, чем СФНИКИЭТ. Особенно это касается ^{137}Cs , концентрация которого в планктоне канала СФНИКИЭТ в разные сроки наблюдений не превышала 1000 Бк/кг сухой массы, тогда как в канале АЭС этот показатель варьировал в среднем в пределах 1400 – 8300 Бк/кг.

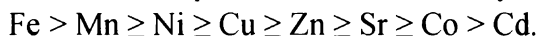
Значительное превышение коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs для фито- и зоопланктона по сравнению с соответствующими их значениями для других гидробионтов (чебак, выюн, подлещик, моллюски) и грунта промливневого канала позволяет использовать планктонные организмы для индикации радиоактивного загрязнения водной среды в местах работы предприятий ЯТЦ.

Средние концентрации радионуклидов в планктоне центральной акватории водоема от Теплого залива до верховья в период исследований в целом были близки, что согласуется с результатами, полученными для воды, макрофитов и грунта, и свидетельствует о хорошем перемешивании воды и содержащихся в ней радиоактивных примесей. Концентрации радионуклидов в планктоне центральной акватории водоема снижались в ряду $^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$.

Установлено, что накопительная способность планктона по отношению к радионуклидам меняется в течение суток. В летний период с 16 до 18 ч содержание ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в планктоне снижается, что можно объяснить процес-

сом “разбавления” радионуклидов в массе планктона за счет быстрого нарастания числа молодых клеток микродорослей при сочетании условий хорошего прогрева воды и оптимального освещения в эти часы суток.

Исследование химического состава планктона в водозаборном и водосбросном каналах в период функционирования 2–го и 3–го энергоблоков показало, что планктон в воде, прошедшей через системы охлаждения АЭС, обогащался целым рядом макро- и микроэлементов, в том числе Са, Mg, Fe, Mn, Al, Co, Cr, Cu, Mo, Ni и др. После вывода из эксплуатации 2–го энергоблока планктон промливневого канала содержал по сравнению с верховьем водоема в 5 раз больше Mn, в 4 раза – Ni, в 1,5-2 раза – Cu, Fe, Co, Sr. В планктоне теплого канала содержание Mn и Ni примерно в 2 раза выше. В обводном канале существенных изменений в содержании тяжелых металлов в планктоне не обнаружено. Отмечено также превышение показателей содержания тяжелых металлов в планктоне ПЛК по сравнению с условно принятыми фоновыми показателями. Исследованные элементы по их количеству в планктоне можно расположить в следующий ряд:



В 1989 г. запас изученных нами радионуклидов в Белоярском водохранилище составил, ГБк: ^{60}Co – 245, ^{90}Sr – 124, ^{137}Cs – 669, а трития – 16 ТБк. Радионуклиды ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в количестве 92-98 % от их суммарного содержания в водоеме сосредоточены в донных отложениях и поэтому их можно отнести к педотрофам. В воде обнаружено их не более 8 %, а в растениях (макрофитах) – не более 0,1 %. Планктон удерживает в себе примерно 0,3 % ^{60}Co и по 0,1 % ^{90}Sr и ^{137}Cs . Тритий практически полностью

сосредоточен в воде, поэтому его можно отнести к типичным гидротропам.

В целом содержание каждого из изучавшихся радионуклидов в воде Белоярского водохранилища не превышало допустимых концентраций, соответственно принятым нормативам для питьевой воды.

В заключение следует подчеркнуть, что приведенные в настоящей книге экспериментальные данные, полученные в Институте экологии растений и животных УрО РАН, не выявили за пределами санитарно-защитной зоны какой-либо деградации или существенных негативных изменений водного биоценоза Белоярского водохранилища в результате долговременной работы АЭС. В отдельных местах санитарно-защитной зоны отмечено локальное загрязнение некоторых компонентов водной экосистемы радионуклидами, заметно превышающее контрольные показатели. Например, отмечено содержание на уровне допустимого предела ^{137}Cs в плотве в районах Теплового залива (1977, 1980 и 1986 гг.) и Биофизической станции (1986 г.).

Список литературы

- Агафонов Б.М.* Лабораторные опыты по биологической дезактивации воды в серии водоемов-бачков / Бюл. Уральского отделения МОИП, 1958. Вып. 1. С. 97.
- Агре А.Л., Молчанова И.В., Тимофеев-Ресовский Н.В.* Самоочищение воды в слабопроточных водоемах от цезия-137 при разных скоростях протока воды, объема воды и концентрации в ней цезия / Бюл. Уральского отделения МОИП, 1964. Т. 69, № 3. С. 202–224.
- Антоненко Т.М.* Радиоэкологические исследования накопления, распределения и миграции ^{137}Cs в водоемах степной зоны Украины: автореф. дис... канд. биол. наук. Севастополь, 1978. 26 с.
- Асаул З.І.* Визначник еугленових водоростей Української РСР. Київ: Наук. думка, 1975. 406 с.
- Бадяев В.В., Егоров Ю.А., Казаков С.В.* Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990. 220 с.
- Бейли Н.* Статистические методы в биологии. М.: Сов. наука, 1959. 270 с.
- Бескrestнов Н.В., Фатькин А.Г., Колтик И.И.* Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем АЭС // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 61–69.
- Биологические последствия радиоактивного загрязнения водоемов / ред. *П.В. Рамзаев*. М.: Энергоиздат, 1983. Вып. 2. 112 с.

- Боченин В.Ф., Чеботина М.Я.* Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (*Elodea canadensis* Rich.) // Экология. 1975. № 5. С. 80–82.
- Буянов Н.И.* Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сброса теплых вод Кольской АЭС // Экология. 1981. № 3. С. 66–70.
- Васильева И.И.* Эвгленовые и желтозеленые водоросли Якутии. Л.: Наука, 1987. 363 с.
- Васильчикова А.П., Попов А.Н., Бердышева Г.В.* Фитопланктон как показатель качества воды водохранилищ-охладителей на Урале // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. Свердловск, 1989. С. 3–22.
- Вернадский В.И.* О концентрации радия растительными организмами // Докл. АН СССР. Сер. А. 1930. Т. 20. С. 539–542.
- Ветров В.А., Кузнецова А.И.* Микроэлементы в природных средах региона озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО РАН НИЦ ОИГГМ, 1997. 236 с.
- Верификация и анализ практической применимости моделей прогнозирования последствий радиационного загрязнения водоемов / *Н.И. Жилина* [и др.] [Электронный ресурс]. Режим доступа: www.ibrae.ac.ru/~lgis/public/2001.htm. 27 с.
- Веников В.А.* Энергетика и биосфера // Методологические аспекты исследования биосферы. М.:Наука, 1975.
- Вицбискас Ю.Б.* Состояние экосистем региона Игналинской АЭС // Актуальные проблемы геоэкологии. Тверь, 2002. Ч. 1. С. 240.
- Вицбискас Ю.Б., Егоров Ю.А.* Состояние экосистемы оз. Друкшяй после нескольких лет работы Игналинской АЭС // Экология регионов атомных станций. М., 1994.

Вып. 1. С. 238–254.

Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs Са и К пресноводными растениями / *А.В. Трапезников* [и др.] // Экология. 1983. № 4. С. 68–70.

Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой / *А.Е. Катков* [и др.] // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 70–75.

Влияние температуры воды на уровни накопления ^{210}Pb в водных растениях и токсическое действие стабильного Рb на их организмы в модельных опытах / *Д.П. Марчуленене* [и др.] // Теплоэнергетика и окружающая среда. Вильнюс, 1981. Т. 2. С. 136–144.

Влияние теплых вод на высшую водную растительность Белоярского водохранилища / *С.А. Любимова* [и др.] // Экология. 1989. № 1. С. 73–75.

Водоросли: справочник / *С.П. Вассер* [и др.]; АН УССР. Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с.

Ганичев Е.В., Слецкая Г.В. Радиоэкологический мониторинг в районе города Полярные Зори [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://ef-concurs.dya.ru/2003-2004/docs/03003.doc>.

Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические требования и нормы гигиены. СанПиН 2.3.2.1078-01. ЗАО РИТЭКСПРЕСС. М.: 2002. 216 с.

Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Синезеленые водоросли. М.: Сов. наука, 1953. 650 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 2).

- Голлербах М.М., Полянский В.И.* Пресноводные водоросли и их изучение: общая часть. М.: Сов. наука, 1951. 200 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 1).
- Грачев М.И.* Влияние температуры среды на накопление, распределение и выведение ^{60}Co у рыб // Радиозкология животных: материалы I Всесоюз. конф., Москва, 24–27 янв. 1977 г. М., 1977. С. 37–38.
- Григорьева Л.И., Томилин Ю.А.* Оценка степени загрязнения тритием поверхностных водоемов и некоторых источников питьевой воды в районе Южно-Украинской АЭС // Укр. радиол. журн. 1999. № 4. С. 433–437.
- Гусева В.П., Чеботина М.Я.* Видовой состав и численность фитопланктона некоторых зон Белоярского водохранилища // Радиозкологические исследования компонентов модельных и пресноводных экосистем. Свердловск, 1988. С. 60–68.
- Гусева В.П., Чеботина М.Я.* Изменение численности, биомассы и химического состава планктона под влиянием системы охлаждения Белоярской АЭС // Экология. 2000. №1. С. 127–132.
- Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В.* Радиозкологические исследования планктона в водоеме-охладителе Белоярской АЭС // Проблемы радиозкологии и пограничных дисциплин. Заречный, 2000. Вып. 3. С. 132–164.
- Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В.* Планктон как индикатор загрязнения водных сред в районах размещения предприятий ядерно-топливного цикла // Проблемы радиозкологии и пограничных дисциплин.

Екатеринбург, 2006. Вып. 9. С. 203–216.

Давыдова П.Н. Диатомовые водоросли-индикаторы природных условий в голоцене. Л.: Наука, 1985. 243 с.

Дедусенко-Щеголева Н.Т. Желтозеленые водоросли М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1962. 270 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 5).

Диатомовые водоросли / *М.М.Забелина* [и др.] М.: Сов. наука, 1951. 619 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 4).

Егоров Ю.А. Оценка радиационной опасности трития, работающего на АЭС // Экология и промышленность России. 2003. Февр. С. 27-30.

Егоров Ю.А. Тритий в природно-техногенной системе АЭС – водоем-охладитель // Водные ресурсы. 2002. Т. 29. № 5. С. 616–620.

Егоров Ю.А. Экологическая безопасность атомных электростанций, работающих в России // Экологическая экспертиза: обзор. информация / М.: ВИНТИ. 2007. Вып. 2. С. 8–50.

Егоров Ю.А., Леонов С.В., Мещеряков Д.С. Основные результаты радиационного экологического мониторинга оз. Дружшай – водоема-охладителя Игналинской АЭС // Экология регионов атомных станций. М., 1994. Вып. 1. С. 144–170.

Егоров Ю.А., Рябов С.Е., Чионов В.Г. Радиационные экологические исследования в наземных экосистемах региона Игналинской АЭС // Экология регионов атомных станций. М., 1995. Вып. 3. С. 5–16.

Закономерности поведения радионуклидов в пойменных ландшафтах реки Течи на Урале / *И.В. Молчанова* [и др.] // Экология. 1994. № 3. С. 43–49.

- Зубарева Э.Л., Киселева А.И.* Рыбохозяйственная характеристика Белоярского водохранилища и возможность выращивания форели и карпа на сбросных водах БАЭС. Свердловск, 1978. (Рукописный фонд Уральского ГосНИОРХАа).
- Иваницкая М.В., Малофеева А.И.* Источники поступления трития в окружающую среду // Тритий – это опасно. Челябинск, 2001. С. 22–29.
- Изучение радионуклидного состава радиационных сбросов и выбросов Калининской АЭС, а также их возможного влияния на растительный покров в окрестности отдельных населенных пунктов: отчет / Гос. ин-та прикл. экологии; рук. *А.Б. Иванов.* М., 1999. 39 с.
- Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС / *Н.Н. Дельвин* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1996. Вып. 5. С. 264–265.
- Изучение соотношения $^{90}\text{Sr} / \text{Sr}$ в приморском озере Латвии / *М.П. Лейнерте* [и др.] // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1973. Ч. 2. С. 73–80.
- Ильенко А.И.* Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука. 1974. 168 с.
- Индикация химического загрязнения водоема-охладителя АЭС с помощью планктонных организмов / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Вод. хоз-во России. 2007. № 2. С. 34–42.
- Искра А.А., Бахуров В.Г.* Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 124 с.
- К оценке состояния регионов действующей и проектируемой Кольской АЭС / *С.В. Горячкин* [и др.] // Экология регио-

нов атомных станций. М., 1995. Вып. 4. С. 270.

Каменщикова А., Ястребова О.Н., Ерюшкина Л.Е. Влияние Балаковской АЭС и Саратовской ГЭС на рыбные ресурсы реки Волги [Электронный ресурс] // Всерос. конкурс науч.-образоват. проектов «Энергия будущего». 2004. Режим доступа: <http://ef-concurs.dya.ru/2003-2004/docs/02001.doc>.

Киселев И.А. Пирофитовые водоросли. М.: Сов. наука, 1954. 211 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 6).

Козлов Ф.А., Алексеев В.В. Влияние технологических параметров на перенос трития в АЭС с реакторами на быстрых нейтронах с натриевым теплоносителем // Атом. энергия. 1990. Т. 68. Вып. 2. С. 94–98.

Колтик И.И. Атомные электростанции и радиационная безопасность. Екатеринбург: УГТУ-УПИ, 2001. 366 с.

Колтик И.И. Разработка методических основ оценки радиационного состояния внешней среды в районе расположения атомной станции (на примере Белоярской АЭС): автореф. дис... канд. техн. наук. Екатеринбург, 1997. 27 с.

Комаренко Л.Е., Васильева И.И. Пресноводные зеленые водоросли водоемов Якутии. М.: Наука, 1978. 282 с.

Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высш. шк., 1972. 472 с.

Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 254 с.

Корнева Л.Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтро-

- фирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб., 1993. С. 50–113.
- Косинская Е.К.* Десмидиевые водоросли. Конъюгаты или сцеплянки (2). М.; Л.: АН СССР, 1960. 706 с. (Флора споровых растений СССР; т. 5, вып. 1)
- Крышев И.И., Рязанов Е.П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: Издат, 2000. 384 с.
- Куликов Н.В., Любимова С.А., Флейшман Д.Г.* Накопление стронция-90 и цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и естественном водоеме // Проблемы радиоэкологии водных организмов. Свердловск, 1971. С. 67–71.
- Куликов Н.В., Куликова В.Г.* О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями пресноводных рыб в природных условиях // Экология. 1977. № 5. С. 45–49.
- Куликов Н.В.* Актуальные вопросы экологии водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 3–7.
- Куликов Н.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В.* Содержание ^{137}Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 27–30.
- Куликов Н.В., Чеботина М.Я.* Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: УрО АН СССР, 1988. 129 с.
- Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф.* Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми компонентами биоценоза харовых водорослей // Экология. 1977. № 1. С. 46–54.

- Кутикова Л.А.* Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.
- Ленский Л.А.* Тритий во влагосодержащих системах. М.: Энергоиздат, 1981. 77 с.
- Ленченко В.Г., Сажина Л.А., Шилкова Е.В.* Санитарно-гигиенический очерк реки Пышмы и Белоярского водохранилища // Материалы XIII научной сессии Свердловского НИИ гигиены труда и профпатологии. Свердловск, 1964. С.102–106.
- Лосева Э.И.* Атлас пресноводных плейстоценовых диатомей Европейского Северо-Востока. СПб.: Наука, 2000. 213 с.
- Любимова С.А., Карачун И.А., Трапезников А.В.* Некоторые особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 22–26.
- Любимова С.А., Ситникова О.Ф., Трапезников А.В.* Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища // Радиозокологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С. 60–62.
- Любимова С.А., Терехова З.А., Трапезникова В.Н.* О видовом составе планктона Белоярского водохранилища // Структура и функции водных биоценозов, их рациональное использование и охрана на Урале. Свердловск, 1979. С. 59–60.
- Лященко О.А.* Таксономический состав фитопланктона Ивановского водохранилища // Биология внутр. вод. 2001. № 2. С. 16–21.
- Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 53 с.

- Мануйлова Е.Ф.* Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. М.: Наука, 1964. 320 с.
- Марчуленене Е.Д.* Взаимодействие радионуклидов с гидрофитами в пресноводных экосистемах: автореф. дис... д-ра. биол. наук. Вильнюс, 1994. 113 с.
- Матвиенко А.М.* Золотистые водоросли. М.: Сов. наука, 1954. 186 с. (Определитель пресноводных водорослей СССР; вып. 3).
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / ред. *Ф.Д. Мордухай-Болтовской*. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: фитопланктон и его продукция / сост. *Г.М. Лаврентьева*. Л.: Изд-во ГосНИОРХ, 1984. 32 с.
- Моисеев А.А., Иванов В.И.* Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М.: Атомиздат, 1974. 336 с.
- Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* Плутоний в экосистемах зоны жидких сбросов Белоярской АЭС // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург, 2006. Вып. 9. С. 231–242.
- Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов: (обзор) // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л., 1975. С. 7–70.
- Мордухай-Болтовской Ф. Д.* Формы воздействия тепловых и атомных электростанций на жизнь водоемов // Материалы 2-го симпозиума по влиянию тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Борок, 1974.

- Мурзина Т.А., Лубянов И.П., Чаплина А.М.* Накопление ^{90}Sr пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украины // Гидробиол. журн. 1976. № 6. С. 76–80.
- Накопление радиоактивных и стабильных нуклидов элодеей в зависимости от сезона года / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Экология. 1986. № 6. С. 72–74.
- Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды / *Н.В. Куликов* [и др.] // Проблемы радиэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С.65–69.
- Налимов В.В.* Применение математической статистики при анализе вещества. М.: Госфизмат, 1960. 430 с.
- Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России, 1999. 116 с.
- Некоторые результаты радиозэкологических гидрохимических исследований Белоярского водохранилища в связи со сбросом теплой воды атомной станции / *Л.И. Пискунов* [и др.] // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов: материалы 2 симп., г. Борок, 26 - 28 авг. 1974 г. Борок, 1974. С. 128–131.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Д.* Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометиздат, 1985. 144 с.
- Обеспечение экологической безопасности АЭС России / *Ю.А. Егоров* [и др.] // Экология и промышленность России. 2001. Окт. С. 38.
- Отчет комиссии ПГУ о загрязнении территории, прилегающей к заводу им. Менделеева // Вопросы радиаци-

- онной безопасности: Науч.-практ. журн. / ПО “Маяк”. 2006. № 3. С. 60–74; № 4. С. 60–69.
- Офель И.Л.* Судьба ^{90}Sr в пресноводном сообществе // Вопросы радиоэкологии. М., 1968. С. 222–230.
- Охапкин А.Г.* Таксономическая структура фитопланктона как показатель стадии сукцессии равнинных водохранилищ // Ботан. журн. 1997. Т. 82, № 1. С. 46–54.
- Охапкин А.Г.* Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольяти, 1994. 272 с.
- Оценка современного состояния региона Курской АЭС / *В.Н. Виноградов* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1995. Вып. 4. С. 5–30.
- Пискунов Л.И., Константинов Ю.О., Гусева В.П.* Биоиндикация и экологическая дозиметрия техногенных радионуклидов водоёма-охладителя Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1992. 28 с. Деп. в ВИНТИ 18.02. 92, № 553–В92.
- Планктон как индикатор химического загрязнения водоема-охладителя АЭС / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Нижневартовск, 2007. Вып.10. С. 220–231.
- Плохинский Н.М.* Математические методы в биологии. М.: Изд-во МГУ, 1978. 263 с.
- Поступление трития от БАЭС в водные экосистемы / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Безопасность эксплуатации Белоярской АЭС. Екатеринбург, 1994. С. 187–191.
- Прогноз гидробиологического и гидрохимического режима водохранилища Белоярской АЭС на уровень 1995–2000 гг. с выдачей рекомендаций по улучшению состояния водохранилища: отчет / УралНИИВХ. Свердлов-

ловск, 1989.

Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли – показатель солености воды // Диатомовый сборник. Л., 1953. С. 186–205.

Радиационные аварии / *Р.М. Алексахин* [и др.]; М.: ИздАт., 2001. 752 с.

Радиоэкология и авария на Чернобыльской АЭС / *Р.М. Алексахин* [и др.] // Атомная энергия. 2006. Т. 100. № 3. С. 267–276.

Радиационный риск для населения при эксплуатации атомных станций: от приемлемого к безусловно приемлемому риску / *В.П. Крючков* [и др.] // Атомная энергетика и топливные циклы: междунар. науч.-техн. конф., Москва-Дмитровград, 1-5 дек. 2003 г.: тез. докл. М., 2003.

Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища / *М.Я. Чеботина* [и др.]. Свердловск: УРО АН СССР, 1992. 77 с.

Радионуклиды в компонентах экосистемы водоема-охладителя Курской АЭС / *В.В. Дровников* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1996. Вып. 5. С. 295–321.

Радиоэкология водных организмов / Под ред. *Г.П. Андрушайтис*. Рига: Зинатне, 1973. Т. 1, 123 с.; т. 2, 337 с.

Ракообразные / *В. Р. Алексеев* [и др.]. СПб.: Зоол. Ин-т РАН, 1995. 628 с. (Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий; т. 2).

Рачинский В.В., Ленский Л.А. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды // Изв. ТСХА, 1965. № 1.

- Ретроспективный анализ и оценка современного состояния среды обитания гидробионтов водоема-охладителя Курской АЭС и рек Сейм и Реут / *В.Н. Безносков* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1995. Вып. 4. С. 142–197.
- Ретроспективный анализ и оценка современного состояния среды обитания гидробионтов водоема-охладителя Курской АЭС / *А.Г. Васенко* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1995. Вып. 4. С. 104–142.
- Ровинский Ф.Я., Махонько К.П.* К вопросу о миграции радиоактивной примеси в грунтах непроточных водоемов // Глобальные загрязнения внешней среды радиоактивными продуктами ядерных взрывов. Тр. Ин-та прикладной геофизики, 1967. Вып. 8. С. 64.
- Салазкин А.А., Иванова М.Б., Огородникова В.А.* Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах: зоопланктон и его продукция. Л.: ГОСНИОРХ, 1982. 33 с.
- Салазкин А.А., Слепукурова Н.А.* Средние веса и линейные размеры массовых видов планктонных ракообразных в озерах Ханты-Мансийского округа // Рыбное хозяйство Обь-Иртышского бассейна. Свердловск, 1977. С. 128–133.
- Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АЭС-88) – Сборник правил и норм по радиационной безопасности в атомной энергетике. М., Минздрав СССР, 1989. Т. 1. С. 3-131.
- Сафронова Н.Г., Питкянен Г.Б., Погодин Р.И.* О механизмах миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов //

- Проблемы радиоэкологии атомных электростанций. Свердловск, 1978. С. 95–98.
- Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды / ред. *А.Н. Силантьева*. М.: Гидрометеоиздат, 1968. Разд. III–IV.
- Сбросы и выбросы трития ВВЭР-1000 5-го блока Нововоронежской АЭС / *А.Г. Бабенко* [и др.] // Атом. энергия. 1990. Т. 68. Вып. 4. С. 285–287.
- Семенихина М.Е.* Некоторые аспекты радиоэкологического мониторинга объектов окружающей среды в районе размещения КАЭС // Вестн. МГТУ. 2006. Т. 9. № 5. С. 843–846.
- Состояние природной среды на предприятиях Минатома в России в 1995–1997 гг. М.: Минатом РФ.
- Стрелков Р.Б.* Метод вычисления стандартной ошибки и доверительных интервалов средних арифметических величин с помощью таблицы. Сухуми: Алашара, 1966. 9 с.
- Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах / ред. *Г.П. Андрушайтис*. Рига: Зинатне, 1979. 196 с.
- Стронций-90 в водоеме-охладителе Ленинградской атомной электростанции за период 1980–1989 гг. / *В.А. Мельников* [и др.] // Тр. Ин-та эксперим. метеорологии. Сер. Загрязнение природ. сред. 1992. Вып. 19. С. 10–20.
- ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в планктоне водоема-охладителя АЭС / *В.П. Гусева*. [и др.] // Экология. 1989. № 5. С. 73–75.
- Структура и функциональные характеристики пелагических и контурных группировок гидробионтов в водоеме-охладителе Запорожской АЭС / *Р.А. Калиниченко* [и др.] // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34. № 1. С. 15–24.

- Суздалева А.Л., Безносков В.Н.* Изменение гидрологической структуры водоемов и сукцессия водных биоценозов при их превращении в водоемы-охладители атомной (тепловой) электростанции // Инженер. экология. 2000. № 2. С. 47.
- Теплоэнергетика и окружающая среда / Ред. *А.А. Астраускас*. Вильнюс: Academia, 1993. Т. 10. Ч. 1, 2: 262 с.
Состояние экосистемы водоема-охладителя Игналинской АЭС в начальный период ее эксплуатации.
- Тимофеева - Ресовская Е.А.* Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск, 1963. 78 с.
- Трапезников А.В.* Исследование сезонной динамики накопления кобальта-60 элодеей и роголистником темнозеленым в природных условиях // Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 35–40.
- Трапезникова В.Н., Трапезников А.В., Куликов Н.В.* Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология. 1984. № 6. С. 36–40.
- Третьякова С.* Фитопланктон камских водохранилищ // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. Свердловск, 1989. С. 58–69.
- Тритий в водных экосистемах района расположения Белоярской АЭС / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Заречный, 2001. Вып. 4. С. 156–178.
- Тритий в водоемах и водозаборах, обеспечивающих г. Екатеринбург и его окрестности питьевой водой / *М.Я. Чеботина* [и др.] // Сборник научных статей, посвященных 50-летию Областного центра Госсанэпиднадзора

- Свердловской области. Екатеринбург, 1999. С. 60–64.
- Тяжелые металлы в донных отложениях водоема-охладителя Курской АЭС / *В.Г. Верещак* [и др.] // Экология регионов атомных станций. М., 1996. С. 44–71.
- Унифицированные методы исследования качества вод. М.: Изд. СЭВ, 1977. Ч. 3: Методы биологического анализа вод. 91 с.
- Флейшман Д.Г.* Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами // Современные проблемы радиобиологии. М., 1971. Т. 2. С. 395–419.
- Характер распределения некоторых радионуклидов в теле рыбы после перемещения ее из загрязненной воды в незагрязненную / *Е.Н. Лятин* [и др.] // Вопросы морской радиозкологии. Калининград, 1971. С. 72–77.
- Чеботина М.Я.* Радиозкологические аспекты исследования пресных водоемов: автореф. дис... д-ра. техн. наук. Екатеринбург; 1995. 35 с.
- Чеботина М.Я., Гусева В.П.* Воздействие Белоярской АЭС на состояние планктона в водоеме-охладителе // Урал. геофиз. вестн. 2006. № 9. С. 76–79.
- Чеботина М.Я., Гусева В.П., Трапезников А.В.* Планктон и его роль в миграции радионуклидов в водоеме-охладителе АЭС. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. 172 с.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Концентрация антропогенного трития в водных экосистемах некоторых регионов Урала и Сибири // Проблемы развития атомной энергетики и радиационной безопасности населения регионов Урала и Западной Сибири: тез. докл. науч.-практ. конф., 10 дек. 1998г., г. Тюмень. Тюмень, 1998. С. 41–42.

- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Мониторинг трития в водоеме-охладителе Белоярской АЭС // *Экология*. 2002. № 2. С.151–156.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Мониторинг трития в экосистеме водоема-охладителя Белоярской АЭС // *Ядерная геофизика. Геофизические исследования литосферы. Геотермия: вторые науч. чтения Ю.П. Булашевича, 23-27 июня 2003 г. Екатеринбург, 2003 а.* С. 124–125.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Поступление трития в окружающую природную среду воздушным путем // *Вопр. радиац. безопасности*. 2003 б. № 4. С. 76–82.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Тритий в экосистеме водоема-охладителя АЭС // *Урал. геофиз. вестн.* 2003 в. № 5. С. 93–97.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Тритий в водоеме-охладителе БАЭС // *Современные достижения в исследованиях окружающей среды и экологии*. Томск, 2004. С. 69–72.
- Чеботина М.Я., Николин О.А.* Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 89 с.
- Чеботина М.Я., Реч Т. А., Куликов Н.В.* Тритий в зоне Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова // *Экология*. 1990. № 2. С. 34–39.
- Чеботина М.Я., Реч Т. А., Куликов Н.В.* Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной станции // *Экология*. 1984. № 3. С. 74–76.
- Чеботина М.Я., Реч Т. А., Лисовских В.Г.* Экспериментальное изучение поведения трития в системе вода–грунт // *Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск*, 1988. С. 57–59.

- Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н.* Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища // *Экология*. 1986. № 2. С. 75–77.
- Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Николин О.А.* Мониторинг антропогенного трития в районах размещения предприятия ЯТЦ // *Scientific Articles. Ecology 2006: [15 th Intern. Symp., June 5-9 Sunny Beach resort] / Bulgarian Academy of Science; [the publ. Has been composed by 1. Genov]. Bourgas, Bulgaria, 2006. Pt. 1: Information Express. P. 93–109.*
- Чибирайте Н.А., Мачюленене Д.П., Поликарпов Г.Г.* Поглощение радионуклидов клетками харовых водорослей // *Харовые водоросли и их использование в исследовании биологических процессов клетки*. Вильнюс, 1973. С. 179–186.
- Чиркова В.Г.* О методах концентрирования при измерении трития в природных водах // *Тр. Ин-та эксперим. метеорологии*. 1947. Вып. 3 (42). С. 105.
- Школьник М.Я.* Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974. 324 с.
- Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / *В.Д. Романенко [и др.]*. Киев: Наук. думка, 1990. 255 с.
- Экологическая безопасность Билибинской АЭС / *В.М. Алифанов [и др.]* // *Экология регионов атомных станций*. М., 1994. Вып. 2. С. 30–105.
- Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища / *Л.Г. Корнева [и др.]*. Тольяти: ИЭВБ РАН, 1999. 282 с.

- Экспериментальные материалы к характеристике скорости очищения рыбы от некоторых радионуклидов в условиях различной температуры и солености воды / *Д.И. Гусев* [и др.] // Вопросы морской радиоэкологии. Калининград, 1971. С. 66–71.
- Юхнева В.С., Кайнова Н.Г.* Весовая и линейная характеристика представителей зоопланктона в озерах Западной Сибири // Биологические основы рыбохозяйственного использования озерных систем Сибири и Урала. Тюмень, 1971. С. 207–211.
- Ярушина М.И.* Фитопланктон Рефтинского водохранилища // Рациональное хозяйственное использование биологических ресурсов Западной Сибири. Тюмень, 1988. С. 25–26.
- Ярушина М.И.* Фитопланктон Северского водохранилища // Гидробиологическая характеристика водоемов Урала. Свердловск, 1989. С. 83–87.
- Ярушина М.И., Гусева В.П., Чеботина М.Я.* Видовой состав и экологическая характеристика водорослей водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология. 2003. № 1. С. 23–29.
- Harvey R.S.* Temperature effects on the sorption of radionuclides by freshwater algae // *Health Phys.* 1970. Vol. 19. № 2. P.293–297.
- Briand F.J.P.* Effects of Pover-Plant Cooling Systems on Marine Phitorlankton // *Marine Biology.* 1975. Vol. 33, № 2. P. 135–146.
- Carpenter E.J., Peck B.B., Anderson S.J.* Survival of copepods passing through a nuclear power station on Northwestern Long Island Sound USA // *Marine Biology.* 1974. Vol. 24.

№ 1. P. 49–55.

Chebotina M. Ja., Nicolin O. A. Tritium in water ecosystems nearby the Beloyarsk atomic power plant (BAPP) // Environmental pollution - ICEP - 2001: V Intern. conf., 18-25 sept., 2001, Volgograd-Perm: Abstr. Perm, 2001. P. 16.

Chebotina M. Ja., Nicolin O. A. Tritium in water ecosystems nearby the Beloyarsk atomic power plant region // Урал атомный, Урал промышленный: IX Междунар. экол. симпоз: Тез. докл. Екатеринбург, 2001. С. 182–183.

Chebotina M., Nicolin O. Tritium in water systems of Ural region // Radiation Risk Estimated in Normal and Emergency Situation / Eds. A.A. Cigna and M. Durante. Dordrecht: Springer, 2006. P. 187–196.

Evans M.S., Warren G.J., Page D.I. The effects of power plant passage on zooplankton mortalities: eight years of study at the Donald C. Cook nuclear plant // Water Research. 1986. Vol. 20. № 6. P. 725–734.

Garbinsky L., Psenicka L. Vyuzitie monitorov radioaktivy v zivotnom prostredi // Zb. 4-Vcd. Konf. SVST: Tvorba a jchr. Zivot. Prostred., Bratislava, 1979. Zvaz. 1. Bratislava, 1979. P. 260.

Guseva V. P., Chebotina M. Ya. Radiactive studies of phytoplankton in the cooling reservoir of the Beloyarsk atomic power station // Radioprotection journal. Colloquium series. 2002. Vol. 37. C 1: ECORAD' 2001: The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments: Proc. of the Intern. Congr., 3-7 Sept., 2001, Aix-en Provence, France. P. 643–646.

- Jousef Y.A., Patten T.I., Gloyna E.F.* Diurnal changes in radionuclides uptake by phytoplankton in small scale ecosystem // *Water Res.* 1975. Vol. 9. № 2. P. 181–187.
- Kolbe R.W.* Ober Einschlußmittel für Diatomeen // *Ztschr. Wiss. Microsk.* 1927. Bd 44. S. 196–211.
- Madenjian C.P., Jude D.I., Tesar F.J.* Intervention analysis of power plant impact on fish populations // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1986. Vol. 43. № 4. P. 819–829.
- Phillips J., Easterly C.* Sources of Tritium // *Nucl. Safety.* 1981. Vol. 22. № 5. P. 612–626.
- Pilmer D.F., Denovan J.T.* Comparison of predicted and measured radionuclide concentrations in marine animals near an operating PWR // *Trans Amer. Nucl. Soc.*, 1972. Vol. 17. № 1. P. 29.

Содержание

<i>Предисловие</i>	3
<i>Глава 1. Состояние водных экосистем в зонах размещения АЭС</i>	5
<i>Глава 2. Эколого-географическая характеристика Белоярского водохранилища</i>	25
<i>Глава 3. Гидрохимическая характеристика Белоярского водохранилища</i>	29
<i>Глава 4. Белоярская АЭС как потенциальный источник загрязнения радионуклидами природной среды</i>	37
<i>Глава 5. Объекты и методы исследования</i>	46
5.1. <i>Объекты исследования</i>	46
5.2. <i>Методика исследований</i>	46
5.3. <i>Статистическая обработка результатов</i>	57
<i>Глава 6. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в компонентах водоема-охладителя Белоярской АЭС</i>	58
6.1. <i>Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища</i>	59
6.1.1. <i>Мониторинг ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде водохранилища</i>	59
6.1.2. <i>Пути поступления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоем от атомной станции</i>	76
6.1.3. <i>Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водоема</i>	78
6.1.4. <i>Расчет выноса ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs с водой за пределы Белоярского водохранилища</i>	80
6.2. <i>Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища</i>	81
6.2.1. <i>Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в макрофитах различных подзон</i>	82

6.2.2. Накопление ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs доминирующими видами макрофитов	86
6.2.3. Накопление растениями ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в лабораторных и природных условиях	88
6.2.4. Накопление радионуклидов и их стабильных аналогов растениями в зависимости от сезона года	90
6.2.5. Влияние температуры водной среды на накопление радионуклидов ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs и стабильных элементов растениями	95
6.2.6. Концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в растениях сбросных каналов и заливов в районе АЭС	100
6.3. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в рыбах Белоярского водохранилища	103
6.3.1. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбами	103
6.3.2. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбами в разных районах Белоярского водохранилища	104
6.3.3. Уровни накопления ^{60}Co и ^{137}Cs разными видами рыб Белоярского водохранилища	109
6.3.4. Оценка уровней накопления ^{137}Cs рыбами Белоярского и Рефтинского водохранилищ	111
6.3.5. Санитарно-гигиеническая характеристика рыбы Белоярского водохранилища	113
6.4. Содержание радионуклидов в грунтах Белоярского водохранилища	114
6.4.1. Влияние температуры водной среды на накопление радионуклидов грунтами	114
6.4.2. Накопление радионуклидов разными типами грунта	117
6.4.3. Накопление радионуклидов грунтами раз-	

ных зон Белоярского водохранилища.....	119
6.4.4. Распределение радионуклидов по глубине грунта.....	125
6.4.5. Концентрации ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs в грунтах сбросных каналов.....	127
Глава 7. Роль планктонных организмов в процессах миграции и распределение радионуклидов в водоеме- охладителе АЭС.....	131
7.1. Видовой состав, динамика численности и биомассы фитопланктона.....	132
7.1.1. Зона сброса подогретой воды и контроль- ный регион.....	132
7.1.2. Промливневый канал и верховье Белояр- ского водохранилища.....	147
7.1.3. Водозаборный и водосбросной каналы.....	151
7.1.4. Акватория Белоярского водохранилища.....	180
7.1.5. Динамика доминирующих видов фитоплан- ктона в водохранилище.....	257
7.1.6. Таксономический анализ альгофлоры водо- ема-охладителя.....	262
7.1.7. Общий список видов фитопланктона Белояр- ского водохранилища.....	270
7.2. Видовой состав, динамика численности и био- массы зоопланктона.....	276
7.2.1. Зона сброса подогретой воды и контроль- ный район.....	276
7.2.2. Промливневый канал.....	285
7.2.3. Водозаборный и водосбросной каналы.....	289
7.2.4. Центральная акватория водоема.....	300
7.2.5. Общий список видов зоопланктона водо- ема-охладителя.....	304

7.3. Накопление радионуклидов планктоном Белоярского водохранилища	306
7.3.1. Зона сброса подогретой воды и контрольный район	306
7.3.2. Водозаборный и водосбросной каналы	309
7.3.3. Промливневый канал	310
7.3.4. Суточная динамика накопления радионуклидов планктоном Белоярского водохранилища ..	320
7.3.5. Центральная часть водохранилища	323
7.4. Накопление тяжелых металлов планктоном Белоярского водохранилища	324
7.4.1. Химический состав планктона после его прохождения через системы охлаждения АЭС.....	324
7.4.2. Содержание тяжелых металлов в планктоне каналов АЭС	324
Глава 8. Тритий в водной экосистеме Белоярского водохранилища	331
8.1. Концентрации трития в водных системах контрольного района	332
8.2. Мониторинг трития в воде Белоярского водохранилища	333
8.2.1. Теплый залив	335
8.2.2. Район Биофизической станции	335
8.2.3. Район плотины	337
8.2.4. Верховье водоема	337
8.2.5. Глубинная скважина	341
8.2.6. Распределение трития по акватории Белоярского водохранилища	341
8.2.7. Сравнение Белоярского и Рефтинского водохранилищ	343

8.3. Пути поступления трития от АЭС в водоем ...	344
8.3.1. Промливневый канал	344
8.3.2. Обводной канал	346
8.4. Поглощение трития грунтами Белоярского водохранилища	349
8.4.1. Разные типы грунта.....	349
8.4.2. Роль органического вещества в процессах миграции трития в грунт.....	350
8.4.3. Влияние температурного фактора на сорбцию и десорбцию трития в грунте.....	352
8.4.4. Распределение трития по категориям влаги грунта.....	356
Глава 9. Распределение радионуклидов по компонентам Белоярского водохранилища	358
Заключение	361
Список литературы	373

Научное издание

**Александр Викторович Трапезников
Маргарита Яковлевна Чеботина
Вера Николаевна Трапезникова
Валентина Петровна Гусева
Олег Анатольевич Николин**

**ВЛИЯНИЕ АЭС НА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ
ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ**

Ответственный редактор:
член-корреспондент РАСХН **И.М. Донник**

Фото на обложке **А. Сунгуров**

Подписано в печать: 22.12.08.
Усл. печ. л. 25. Бумага «Гознак»

Формат 60x84 1/16.
Тираж 500 экз.

Издательство «АкадемНаука»
624250, г. Заречный, ул. Ленинградская, 24-Б.



Трапезников Александр Викторович
доктор биологических наук,
Заслуженный эколог РФ,
зав. Биофизической станцией и Отделом
континентальной радиозэкологии
Института экологии растений
и животных УрО РАН



Чеботина Маргарита Яковлевна
доктор технических наук,
ведущий научный сотрудник
лаборатории общей радиозэкологии
Отдела континентальной радиозэкологии
Института экологии растений
и животных УрО РАН



Трапезникова Вера Николаевна
кандидат биологических наук,
старший научный сотрудник
лаборатории общей радиозэкологии
Отдела континентальной радиозэкологии
Института экологии растений
и животных УрО РАН



Гусева Валентина Петровна
кандидат биологических наук
научный сотрудник
лаборатории общей радиозэкологии
Отдела континентальной радиозэкологии
Института экологии растений
и животных УрО РАН



Николин Олег Анатольевич
кандидат биологических наук
научный сотрудник
лаборатории общей радиозэкологии
Отдела континентальной радиозэкологии
Института экологии растений
и животных УрО РАН